

**C U R S O: RESTAURAÇÃO DE
ÁREAS DEGRADAS –
IMITANDO A NATUREZA**

Ministrantes:

Ademir Reis

Deisy Regina Três – Doutoranda RGV

Alexandre Siminski – Doutorando RVG

Florianópolis,

2006

APRESENTAÇÃO

Este é um curso em que não se pretende disponibilizar receitas para seus ouvintes, mas despertá-los para os fenômenos que ocorrem naturalmente em nossas paisagens, e motivá-los a contribuir com os processos naturais de conservação.

*Diante do processo degradativo provocado por nossa espécie, não parece lógico que criemos novamente paisagens artificiais com o pretexto de estarmos “**melhorando nosso ambiente**”.*

Se as espécies são extintas ou perdem seu fluxo gênico, toda a comunidade tende a apresentar uma nova dinâmica, principalmente, perdendo sua resiliência e níveis de conectância de forma que toda a comunidade se degrada através das perdas das probabilidades de encontros interespecíficos, evoluídos em milhares de anos.

Manejar a paisagem com os devidos níveis de conectância implica em manter corredores efetivamente funcionais dentro de áreas onde fique evidente a dicotomia entre a produtividade econômica e a conservação dos recursos naturais.

O processo básico da conservação implica na imitação dos processos sucessionais primários e secundários, aumentando a biodiversidade de forma a maximizar a capacidade suporte da área a ser restaurada, permitindo, que rapidamente ocorra uma estabilidade dinâmica que leve a sua auto-sustentabilidade.

1. Ecologia da Paisagem aplicada à Restauração Ecológica

Deisy Regina Tres

A intervenção humana tem um efeito desestabilizador sobre os ecossistemas naturais, perturbando seu equilíbrio dinâmico. Dentre as alterações recentes que vêm ocorrendo nas florestas mundiais, destaca-se a fragmentação de remanescentes naturais em pedaços progressivamente menores, isolados por áreas tomadas pelo desenvolvimento agrícola, industrial e urbano. Com esse processo antrópico de fragmentação do habitat, a estrutura da paisagem é modificada, resultando em mudanças na composição e diversidade das comunidades (Metzger, 1999). Ações a fim de minimizar os efeitos dos processos de fragmentação tornam-se urgentes. Metzger (2000) considera como fundamental para projetos de restauração ecológica, os novos conceitos de ecologia de paisagem. Dessa forma, incorporar na restauração os conceitos de fragmentação, permeabilidade da matriz, conectividade da paisagem, corredores biológicos, fluxo gênico e de organismos, faz avançar a visão de restauração e amplia os horizontes das nossas ações em áreas degradadas.

Introdução à Ecologia da Paisagem:

A ecologia da paisagem é uma nova área de conhecimento dentro da ecologia, marcada pela existência de duas principais abordagens: uma geográfica, que privilegia o estudo da influência do homem sobre a paisagem e a gestão do território; e outra ecológica, que enfatiza a importância do contexto espacial sobre os processos ecológicos, e a importância destas relações em termos de conservação biológica (Metzger, 2001). As definições de ecologia da paisagem variam em função da abordagem (geográfica ou ecológica) e dos autores.

A paisagem é definida como uma unidade heterogênea, composta por um complexo de unidades interativas cuja estrutura pode ser definida pela área, forma e disposição espacial destas unidades (Forman e Godron, 1986). A escolha de uma das formas de representar as unidades de paisagem (ecossistemas, unidades de vegetação ou de uso e ocupação das terras) é feita pelo observador. Uma paisagem pode se apresentar sob forma de mosaico, contendo manchas, corredores e matriz, ou sob forma de gradiente. Metzger (2001) propõem uma definição integradora de paisagem: um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação. Esse mosaico heterogêneo é essencialmente visto pelos olhos do homem, de seus anseios, necessidades e planos de ocupação territorial na **abordagem geográfica**, e pelo olhar das espécies ou comunidades, de suas características biológicas, de seus requerimentos em termos de área de vida, alimentação, abrigo e reprodução na **abordagem ecológica**.

A escala e o nível biológico de análise dependem do observador e do objeto de estudo. Assim, para um gafanhoto pode existir um mosaico de unidades interativas numa área de apenas 4km² de extensão, sendo esse mosaico formado por manchas mais ou menos densas de herbáceas. Por outro lado, se considerarmos o mosaico de habitats para uma onça-parda (*Puma concolor*), este pode ser definido em escalas espaciais semelhantes às usadas para ocupação humana.

No âmbito científico, a primeira pessoa a introduzir o termo “paisagem” foi um geo-botânico, Alexander Von Humboldt, no início do século XIX, no sentido de “característica total de uma região terrestre”. Em 1939, o termo “ecologia de paisagens” foi pela primeira vez empregado pelo biogeógrafo alemão Carl Troll. Para Troll (1971) a noção básica de paisagem é a espacialidade, a heterogeneidade do espaço onde o homem habita. O ecólogo da paisagem tem uma preocupação maior em estudar a heterogeneidade espacial (relações horizontais), o que contrasta com a visão do ecólogo de ecossistema, que busca entender as interações de uma comunidade com o sistema abiótico (relações verticais) num ambiente relativamente homogêneo.

Carl Troll e pesquisadores essencialmente geógrafos, da Europa Oriental e da Alemanha foram os primeiros a impulsionar na ecologia de paisagens uma abordagem da geografia humana, da fitossociologia e da biogeografia, e de disciplinas da geografia e da arquitetura relacionadas com o planejamento regional. Três pontos fundamentais caracterizam a **“abordagem geográfica”**: a preocupação com o planejamento da ocupação territorial, através do conhecimento dos limites e das potencialidades de uso econômico de cada unidade de paisagem; o estudo de paisagens fundamentalmente modificadas pelo homem, as paisagens

culturais; e a análise de amplas áreas espaciais, sendo a ecologia de paisagens diferenciada nessa abordagem por enfatizar questões em macro-escalas, tanto espaciais quanto temporais. Dentro desta perspectiva, fica clara a preocupação com o estudo das inter-relações do homem com o seu espaço de vida e com as aplicações práticas na solução de problemas ambientais. A ecologia de paisagens, desta forma, é menos centrada nos estudos bio-ecológicos, e pode ser definida como uma disciplina holística, integradora de ciências sociais, geo-físicas e biológicas, visando em particular, a compreensão global da paisagem e o ordenamento territorial.

O segundo surgimento da ecologia de paisagens se deu mais recentemente, na década de 1980, influenciado, particularmente, por biogeógrafos e ecólogos americanos que procuravam adaptar a teoria da biogeografia de ilhas para o planejamento de reservas naturais em ambientes continentais. Essa nova ecologia de paisagens foi inicialmente influenciada pela ecologia de ecossistemas, pela modelagem e análise espacial. Seu desenvolvimento beneficiou-se muito do advento das imagens de satélite e das facilidades de tratamento de imagens e de análises geo-estatísticas propiciadas pela popularização dos computadores pessoais. Essa “**abordagem ecológica**” dá maior ênfase às paisagens naturais ou a unidades naturais da paisagem, à aplicação de conceitos da ecologia de paisagens para a conservação da diversidade biológica e ao manejo de recursos naturais, e não enfatiza obrigatoriamente macro-escalas. A escala espaço-temporal de análise dependerá da espécie em estudo. A principal problemática nessa abordagem é o estudo dos efeitos da estrutura espacial da paisagem sobre os processos ecológicos. Inicialmente, esta abordagem foi fortemente influenciada pelas facilidades de análise de imagens de satélite, tendo desenvolvido uma vasta literatura sobre procedimentos e métricas de quantificação da estrutura da paisagem. Mais recentemente, essa análise detalhada do padrão espacial está sendo associada a processos ecológicos, como a propagação do fogo, a dispersão de sementes ou o deslocamento de animais em paisagens heterogêneas.

Um fato importante a ser ressaltado é que a ecologia de paisagens não pode ser mais considerada como sendo uma ecologia de macro-escalas. A escala é definida pelo observador, resultando em análises em micro-escalas ou macro-escalas em função do tamanho e da capacidade de deslocamento da(s) espécie(s) considerada(s). Metzger (2004) salienta que, a principal vantagem destas micro-paisagens está no fato de haver uma maior possibilidade de manipular o sistema, criando micro-experiências com diversas replicações e controles.

A noção de paisagem também não pode ser definida como um novo nível hierárquico acima de ecossistema. As unidades de paisagem não são obrigatoriamente “ecossistemas”, noção que acarreta uma visão sistêmica, onde há inter-dependência dos componentes, existência de um ciclo de matéria e de mecanismos de auto-regulação, que tornam o ecossistema um sistema auto-organizado como define Odum (1971). As unidades são, em geral, as unidades de uso/ocupação e cobertura do território, na abordagem geográfica, e habitats, na abordagem ecológica. Nenhuma dessas unidades se caracteriza por ter as propriedades de sistemas. Um mesmo objeto, como um fragmento florestal, por exemplo, estudado numa mesma escala, pode ser entendido como “comunidade”, “ecossistema” ou “paisagem”, dependendo da perspectiva de estudo.

A problemática central da ecologia de paisagem é o efeito da estrutura da paisagem (padrão espacial) nos processos ecológicos. É dado maior ênfase às **relações horizontais**, por exemplo, como a comunidade de árvores pode ser explicada em função de seu isolamento a outras comunidades semelhantes, ou em função da existência de um impacto causado pela unidade adjacente? A ecologia de paisagens pode ser entendida como uma *ecologia de interações espaciais* entre as unidades da paisagem.

Fica clara a influência da biogeografia de ilhas na origem desta disciplina. A teoria de ilhas e, mais tarde, a teoria de metapopulações oferecem um arcabouço teórico valioso para relacionar padrão espacial e processos ecológicos. Hanski e Gilpin (1997) explicam que, segundo essas teorias, a configuração espacial, expressa em particular pelo tamanho das manchas da paisagem e pelo grau de isolamento ou de 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.

Conceitos de mancha-corredor-matriz:

Numa determinada escala: **corredor** é uma área homogênea de uma unidade de paisagem, que se distingue das unidades vizinhas e que apresenta disposição espacial linear; em estudos de fragmentação, considera-se corredor apenas o elemento linear que liga dois fragmentos anteriormente conectados; **mancha** é uma área homogênea de uma unidade de paisagem, que se distingue das unidades vizinhas e têm extensões espacialmente reduzidas e não-lineares e; **matriz** é uma unidade de paisagem que controla a dinâmica da

paisagem, em geral pode recobrir a maior parte da paisagem (sendo a dominante em termos de recobrimento espacial) ou por ter um maior grau de conexão de sua área (menor grau de fragmentação); em estudos de fragmentação a matriz é entendida como o conjunto de unidades de não-habitat para uma determinada comunidade ou espécie estudada.

Estrutura da Paisagem, Fragmentação e Conectividade:

A estrutura da paisagem interfere na dinâmica de populações, alterando os riscos de extinção e as possibilidades de deslocamento das populações pela paisagem. Ao ocorrer um processo antrópico de **fragmentação** do habitat, *i.e.* de ruptura da continuidade espacial da ou das unidades da paisagem que apresentam melhores qualidades de recursos para as populações (Lord e Norton, 1990), a estrutura da paisagem é modificada, resultando em mudanças na composição e diversidade das comunidades. A fragmentação ocasiona ruptura dos fluxos gênicos entre populações presentes nos habitats, reduzindo e isolando as áreas propícias à sobrevivência das populações, dando origem a extinções, cujos riscos aumentam à medida que o tamanho da população é reduzido (Metzger, 1999).

Parâmetros como área e isolamento dos fragmentos influenciam a dinâmica de populações, porém não são os únicos suficientes para explicar satisfatoriamente a variação na riqueza de espécies. A **área** do fragmento é em geral, o parâmetro mais importante para explicar as variações de riqueza de espécies. Várias hipóteses ligam a área à riqueza de espécies conforme descritas por Tangney *et al.* (1990). A riqueza diminui quando a área do fragmento fica menor do que as áreas mínimas necessárias para a sobrevivência das populações. Essa área mínima varia em função da espécie estudada. Outro fator que contribui para a extinção é a redução da heterogeneidade interna do habitat que ocorre concomitante à perda de área. As espécies que utilizam vários habitats são assim perturbadas. O aumento da área sob efeito de borda também é um fator que diminui a riqueza de espécies. A extinção de espécies-chave condiciona também a ocorrência de extinções secundárias de espécies dependentes, encontradas em diversas formas de interações entre plantas e animais. É certamente o conjunto ou parte destes fatores relacionados à diminuição da área do fragmento que leva à redução da diversidade biológica.

O **isolamento** age negativamente na riqueza ao diminuir a taxa (ou potencial) de imigração (ou de recolonização). As espécies que conseguem se manter em fragmentos isolados tendem a se tornar dominantes (Hanson *et al.*, 1990) e desta forma a diversidade do habitat diminui por uma redução da riqueza e da equabilidade biológica. Nilsson e Nilsson (1978) mostraram em ilhas situadas em lagos da Suécia, que quanto maior a distância de uma ilha às margens do lago, menor era a taxa de colonização por plantas vasculares.

A noção básica que se opõe à fragmentação é conhecida como **conectividade**. A conectividade pode ser definida como a capacidade da paisagem de facilitar os fluxos biológicos de organismos, sementes e grãos de pólen (Urban e Shugar, 1986). Conforme descrito por Wiens *et al.* (1997) essa definição apresenta um duplo aspecto: estrutural e funcional. O aspecto estrutural ou espacial refere-se à fisionomia da paisagem em termos de: arranjo espacial dos fragmentos de habitat; densidade e complexidade dos corredores de habitat; e permeabilidade da matriz (resistência das unidades da matriz aos fluxos biológicos). Este aspecto estrutural é chamado de conectância ou de **conectividade estrutural** ou espacial. O aspecto funcional refere-se à resposta biológica específica de uma espécie à estrutura da paisagem. A **conectividade funcional** é uma medida da intensidade da união das sub-populações numa unidade demográfica: a metapopulação. Ela é avaliada pelos fluxos de disseminação ou pela intensidade de movimento inter-habitat dos organismos.

A conectividade estrutural pode ser considerada um potencial de conectividade funcional. No entanto, o estabelecimento de conexões espaciais não significa que elas existam funcionalmente. Ou inversamente, a ausência de conexões espaciais não implica na ausência de fluxos biológicos. Tudo depende das características da espécie e da maneira como ela se locomove na paisagem e interage com seus elementos (corredores, matriz, fragmentos). É possível quantificar a conectividade estrutural de uma dada paisagem, porém a conectividade funcional depende da percepção que cada espécie tem desta estrutura (Metzger, 2003).

Os **corredores** são reconhecidos por serem essenciais no controle de fluxos biológicos na paisagem (Forman e Gondron, 1986), em geral facilitando estes fluxos (Sauders e Hobbs, 1991) e, conseqüentemente importantes para a conectividade. A taxa de mortalidade no interior dos corredores é mais baixa do que na matriz, permitindo desta forma o movimento mais intenso através dos corredores, conforme registrado por Soulé e Gilpin (1991). Segundo estudos de Henderson *et al.* (1985) no sul de Ottawa, mais de 90% dos movimentos de pequenos mamíferos é feito por corredores. Um exemplo em aves é o estudo de Machtans *et al.* (1996) que mostrou que corredores florestais ripários facilitam os movimentos de indivíduos juvenis de

aves. Ao facilitarem os fluxos entre fragmentos de habitat, os corredores permitem reduzir os riscos de extinção local e favorecem as recolonizações, aumentando assim a sobrevivência das metapopulações. Saunders *et al.* (1991) destacam outra função dos corredores, o de serem um suplemento de habitat na paisagem, bem como áreas de refúgio para a fauna quando ocorrem perturbações. Em síntese os corredores podem ser considerados como filtros seletivos, que facilitam ou não o movimento de algumas espécies em função de sua largura, composição interna e do contexto espacial no qual se encontra. O valor biológico dos corredores depende também das características das espécies e dos tipos de vegetação considerados. (Metzger, 1999). Baudry e Forman (não publicado em Forman e Godron, 1986) não evidenciaram um deslocamento contínuo das espécies herbáceas, de interior da mata, ao longo dos corredores, mas sim um deslocamento por saltos, supostamente relacionado à disseminação de sementes pelos vertebrados. Esta hipótese é reforçada pelos dados de Van Dorp e Kakhoven (1988) citados por Metzger (2003), que mostraram uma correlação entre a densidade de plantas com sementes e a densidade de aves frugívoras, que, por sua vez, está correlacionada à densidade dos corredores na paisagem. Segundo estes dados, a conectividade influencia indiretamente a abundância e distribuição de plantas com sementes, agindo basicamente na locomoção dos agentes de disseminação.

A **permeabilidade da matriz** é um parâmetro que influi sobre os deslocamentos das espécies na paisagem e pode influenciar os processos de extinção de populações fragmentadas. A permeabilidade da matriz como um todo pode ser estimada pela densidade de pontos de ligação e pelo grau de resistência das unidades da paisagem aos fluxos biológicos. Os pontos de ligação constituem pequenas áreas de habitat dispersas na matriz. Estes pontos podem ter um papel importante no movimento de algumas espécies ou na persistência, numa paisagem fragmentada, de espécies que não carecem de grandes espaços de habitat para se desenvolverem (Whitcomb *et al.*, 1976). O trabalho de Guevara e Laborde (1993) mostra que o movimento de espécies de aves frugívoras em pradarias é governado pela presença e arranjo espacial de elementos florestais de áreas relativamente reduzidas, como florestal ripárias, ou mesmo árvores isoladas. Estas aves favorecem ainda a disseminação de espécies lenhosas pela deposição de sementes nos pontos de ligação, propiciando o estabelecimento destas espécies na matriz (Guevara *et al.*, 1992). Cada unidade de paisagem apresenta ainda uma resistência ao deslocamento. Uma primeira indicação desta resistência é dada pelo número de espécies que utilizam ou atravessam estas unidades. Estrada *et al.* (1993) mostraram que 60% das espécies de aves florestais frugívoras são também encontradas em unidades da paisagem alteradas antropicamente, como culturas de cacau e de café de sub-bosque, as quais apresentam maior número de espécies de aves florestais. Os autores sugerem que estas culturas constituem uma fonte suplementar de alimento para algumas espécies, funcionando como elemento de conexão dentro da paisagem, sendo consideradas como unidades da paisagem de baixa resistência aos fluxos.

Como aumentar a conectividade da paisagem?

Metzger (2003) sugere que, para reconectar (sub) populações isoladas em fragmentos de habitat, existem basicamente duas opções: **melhorando a rede de corredores** e **aumentando a permeabilidade da matriz da paisagem**.

Os corredores são reconhecidos por reduzirem os riscos de extinção nos fragmentos, favorecerem as (re) colonizações de fragmentos a partir dos fragmentos vizinhos e aumentarem a probabilidade de sobrevivência das populações na paisagem como um todo. Quando associados a rios, os corredores podem ter diversas utilidades (estabilização de margens, contenção da erosão hídrica, etc), além de possível corredor de movimento para as espécies. Os corredores permitem um aumento da diversidade da paisagem, o que pode estar associado com um aumento da diversidade de espécies.

A substituição de uma matriz pouco permeável (em geral, com baixa similaridade florística e fisionômica com ambientes de habitat) por uma matriz mais permeável (alta similaridade com o habitat) pode favorecer a manutenção de espécies numa paisagem fragmentada, na medida que exista uma fonte de indivíduos, ou seja, um fragmento maior onde as populações possam permanecer de forma estável. Quando esta fonte não existe, uma matriz mais permeável pode favorecer as (re) colonizações a partir de fragmentos vizinhos. Aumentar a densidade dos “stepping-stones” em uma paisagem é também uma forma de tornar a matriz mais permeável. Os “stepping-stones”, chamados no Brasil de “pontos de ligação” ou de “trampolins ecológicos” são áreas reduzidas de habitat inseridas na matriz. Por exemplo, considerando uma área florestal como habitat, uma árvore isolada numa paisagem pode ser considerada como um “stepping-stone”. Árvores isoladas podem ser consideradas como “núcleos de regeneração” na paisagem, que, segundo observações

feitas na Amazônia, poderiam ser as sementes de uma nova floresta que constituiria a partir da expansão desses núcleos (Nepstad *et al.*, 1991 e Uhl *et al.*, 1991).

A melhor estratégia para propiciar um aumento na conectividade da paisagem deve ser vista caso a caso, e possivelmente, um conjunto de estratégias deve ser adotado numa paisagem, em função do tamanho, da qualidade e da localização de cada fragmento. A adoção de um plano de ação deverá ser estabelecida a partir de um diagnóstico das principais deficiências de cada fragmento da paisagem.

Nenhuma ação de restauração tem por objetivo retornar às condições de uma paisagem não alterada pelo homem, pois na realidade o desejado é uma conciliação de áreas produtivas e sustentáveis com áreas de conservação biológica. A restauração da conectividade seria uma forma de garantir a existência de um fluxo mínimo entre os remanescentes de vegetação natural, de forma a viabilizar a manutenção de uma biodiversidade relativamente alta em paisagens produtivas. (Metzger, 2003)

- ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R.; MERITT, D. Jr.; MONTIEL, S.; CURIEL, D. 1993. Patterns of frugivore species richness and abundance in Forest islands and agricultural habitats at Los Tuxtlas, México. **Vegetatio** 107/108: 245-257.
- FORMAN, R.T.T. e GODRON, M. 1986. **Landscape ecology**. New York: John Wiley e Sons Ed. 639p.
- GUEVARA, S. e LABORDE, J. 1993. Monitoring seed dispersal at isolated stand trees in tropical pastures: consequences for local species availability. **Vegetatio** 107/108: 319-338.
- HANSKI, I.A e GILPIN, M.E. 1997. **Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution**. Academic Press, San Diego-London.
- HANSON, J.S; MALASON, G.P.; ARMSTRONG, M.P. 1990. Landscape fragmentation and dispersal in a model of riparian forest dynamics. **Ecological Modelling** 49: 277-296.
- HENDERSON, M.T.; MERRIAM, G.; WEGNER, J. 1985. Patchy environments and species survival: chipmunks in an agricultural mosaic. **Biological Conservation** 31: 95-105.
- LORD, J.M e NORTON, D.A. 1990. Scale and the spatial concept of fragmentation. **Conservation Biology** 4: 197-202.
- MACHTANS, C.S.; VILLARD, M.A.; HANNON, S.J. 1996. Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. **Conservation Biology** 10: 1366-1379.
- METZGER, J.P. 1999. Estrutura da Paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.71, p.445-463.
- METZGER, J.P. 2000. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas. In: SIMPÓSIO DE RESTAURAÇÃO DE ECOSISTEMAS DEGRADADOS COM ESPÉCIES NATIVAS. São Paulo, 2000. **Anais**. São Paulo: Edusp.
- METZGER, J.P. 2001. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**. <http://www.biotaneotropica.orgbr/v1n12/pt/abstract?thematic-review+BN00701122001>.
- METZGER, J. P. 2003. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D. de; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (org.) (Ed.) **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, São Paulo, p.49-76.
- NEPSTAD, D.; UHL, C.; SERRÃO, E.A.S. 1991. Recuperation of a degraded Amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. **Ambio** 20: 248-255.
- NILSSON, S.G. e NILSSON, I.N. 1978. Species richness and dispersal of vascular plants to islands in lake Mökeln, Southern Sweden. **Ecology** 59: 473-480.
- ODUM, E.O. 1971. **Fundamentals of ecology**. Saunders, Philadelphia, Pennsylvania.
- SAUNDERS, D.A. e HOBBS, R.J. 1991. The role of corridors in conservation: what do we know and where do we go? In: SAUNDERS, D.A. e HOBBS, R.J. (ed.) **Nature Conservation 2: the role of corridors**. Chipping Norton, Surrey Beatty e Sons, p. 421-427.
- SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology** 5: 18-32.

SOULÉ, M.E. e GILPIN, M.E. 1991. The theory of wildlife corridor capability. In: SAUDERS, D.A. e HOBBS, R.J. (ed.) **Nature Conservation 2: the role of corridors**. Chipping Norton, Surrey Beatty e Sons, p. 3-8.

TANGNEY, R.S; WILSON, J.B.; MARK, A.F. 1990. Bryophyte island biogeography: a study in Lake Manapouri, New Zealand. **Oikos** 59: 21-26.

TROLL, C. 1971. Landscape ecology (geo-ecology) and biogeocenology: a terminological study. **Geoforum** 8: 43-46.

UHL, C.; NEPSTAD, D.; SILVA, J.M.C.; VIEIRA, I. 1991. Restauração da floresta em pastagens degradadas. **Ciencia Hoje** 13: 23-31.

2. SUCESSÃO

Ademir Reis

A caracterizada a teoria da sucessão primária das florestas através das clareiras (WHITMORE, 1978; DENSLOW 1980; BROKAW, 1985; GOMEZ-POMPA & VASQUEZ-YANES 1985; GOMEZ-POMPA *et al.* 1988) fez surgir conceitos novos, principalmente aqueles sobre as categorias ecológicas de espécies, onde, entre os extremos de plena luz (espécies pioneiras) e o sombreamento no interior da floresta (espécies climácicas) surgiram centenas de outros conceitos, criados pelos autores acima citados ou outros. Este contexto levou os pesquisadores a detectarem que nem sempre as espécies se enquadram aos conceitos, uma vez que cada uma tem suas peculiaridades. As teorias sobre as clareiras foram as responsáveis por uma visão mais acurada da natureza, procurando saber como as plantas evoluíram e como se adaptaram para ocupar a diversidade de ambientes que o planeta terra oferece.

A ecologia das espécies características de ambientes dominados pela influência do clima (florestas – ECOSSISTEMAS FECHADOS) ou pelas condições edáficas (Outras formações – ECOSSISTEMAS ABERTOS) tem mostrado suas reais potencialidades, seja para ações de preservação, manejo ou restauração.

Sucessão primária

“Sucessão iniciada em um local inteiramente desabitado e sem influência de organismos que eventualmente o tenham habitado em época anterior”

Os ambientes em processos iniciais de formação e sucessão representam os grandes repositórios para produzir os propágulos que poderão colonizar as áreas antropicamente degradadas. KLEIN (1979-1980) caracterizou as espécies típicas dos ambientes dominados pelas condições edáficas do Vale do Itajaí e mostrou que a natureza permitiu a evolução de espécies capazes de colonizar ambientes em condições edáficas muito estressantes para a fisiologia básica das plantas.

Para o autor acima citado, são exemplos de sucessão primária os ambientes:

- **Borda de floresta** – Há um grupo de espécies pioneiras edáficas características dos limites entre uma floresta e os ambientes edáficos propriamente ditos. São espécies heliófitas e muito rústicas que vão colonizando os ambientes abertos, preparando o solo e as condições microclimáticas para que a comunidade florestal climácica e fechada possa avançar;
- **Beira de rio** – Tratam-se de plantas altamente seletivas, adaptadas a estes ambientes especiais. É importante frisar que beira de rio é uma expressão muito ampla, sendo possível separar áreas de corredeiras, com as plantas

chamadas reófitas (ex. sarandis), ambientes rupestres, lodosos, arenosos, sujeitos a enchentes ou não. Para estes ambientes há uma grande adaptação das plantas edáficas o que exige do profissional responsável pela restauração, uma seleção muito detalhada;

- **Banhados** – tratam-se de plantas que ocorrem preferencialmente em locais com águas rasas ou terrenos úmidos. A grande adaptação das plantas de banhado está na sua capacidade de reter gases em espaços intercelulares, pois a deficiência de oxigênio do solo é muito grande;
- **Rupestre** – ambiente rochoso ou com solo muito raso. As plantas que vivem nestes ambientes têm que se adaptar quanto à deficiência de água. Algumas destas plantas apresentam o metabolismo CAM (*Crassulacean Acid Metabolism*). Este metabolismo permite a sobrevivência de plantas em ambientes áridos e quentes;
- **Campo** - plantas geralmente herbáceas ou arbustivas que se adaptam a locais abertos e edáficos. As famílias mais características destes ambientes são as gramíneas, leguminosas, ciperáceas, compostas e verbenáceas;
- **Restinga** – plantas que crescem em solos predominantemente arenosos, muitas vezes com altos teores de cloreto de sódio. Suas adaptações permitem-las suportar o sal, a seca fisiológica e a falta de nutrientes.

As espécies adaptadas às condições edáficas mais extremas como picos de morros, banhados, margens de rios, afloramentos de rochas, reúnem um conjunto de características ou síndromes muito próximas daquelas classificadas como pioneiras de clareiras. O que diferencia estas duas categorias de plantas são suas populações ao longo do tempo e não uma eventual ocorrência em um determinado ponto (nômades). Por outro, uma espécie pioneira de clareira, dificilmente poderá se estabelecer dentro de uma condição edáfica extrema como picos de morros ou banhados.

Sucessão secundária

“Sucessão iniciada em área habitada após ocorrência de perturbação e influenciada pelo tipo de comunidade previamente existente”

Existem perturbações naturais capazes de provocar clareiras dentro das florestas, deslizamentos em áreas de declive acentuado, enchentes capazes de destruir toda a vegetação ou mesmo o fogo aparecer de forma natural. Espécies conseguiram se adaptar a estes ambientes, tornando-se mais evidentes as pioneiras de clareiras.

Como o grande perturbador tem sido o homem, este criou situações totalmente novas na natureza, levando muitas espécies a serem favorecidas por estas grandes e persistentes perturbações. Estas espécies, aqui tratadas como pioneiras antrópicas, tem sua origem dos ambientes em sucessão primária ou secundária. Estas plantas não podem ser consideradas apenas como pioneiras antrópicas, mas o conhecimento de seu lugar de origem, e de suas adaptações originais são básicas para os processos de restauração ambiental.

Dentre as pioneiras antrópicas, deve-se distinguir os tipos de plantas:

- **Ruderais** – são plantas adaptadas a ambientes criados pelo homem, como caminhos, bordas de roças, roças abandonadas. Há um grupo de plantas ruderais que apresentam distribuição em todo o globo, caracterizando seu pioneirismo antrópico;
- **Plantas infestantes ou daninhas** – plantas ruderais comuns em locais não desejáveis;
- **Plantas invasoras** – plantas capazes de ocupar ambientes degradados de forma intensa impedindo que ocorra a sucessão. Também são, atualmente, chamadas de plantas contaminantes (Ver conceitos de invasibilidade e contaminação biológica);
- **Pioneiras antrópicas propriamente ditas** – Plantas que foram favorecidas pelas perturbações provocadas pelo homem, saindo de seus ambientes naturais e formando populações com estruturas muito distintas das de sua evolução original. Exs: Jacatirão-de-flor, Jacatirão-açu, capororoca, etc.

Conceitos de RECUPERAÇÃO E RESTAURAÇÃO

Nos últimos anos, em função da preocupação crescente do manejo ambiental, legislações têm procurado caracterizar problemas de conceituação e ações que envolvam a restauração de ecossistemas degradados. Uma tendência evidente tem sido a importância dos aspectos da própria ecologia da região a ser restaurada. A distinção entre processos de recuperação e restauração tem como fundamentos detalhes da ecologia básica e, neste contexto, torna-se muito significativa a preocupação com os processos interativos e sucessionais. A importância desta distinção ficou reforçada com a recente aprovação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (Lei 9.985, 18/07/2000, Diário Oficial 19/07/2000):

Art. 2º Para os fins previstos nesta Lei, entende-se por:

XIII - RECUPERAÇÃO: restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original;

XIV - RESTAURAÇÃO: restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original.

Há uma tendência em achar que o processo de **restauração** seja uma utopia, pois nunca será possível refazer um ecossistema com toda a sua biodiversidade original. No entanto, consideramos que o principal fator numa proposta de restauração seja o de “*ajudar a natureza se recompor, de forma que os processos sucessionais ocorram na área degradada*”, recompondo uma biodiversidade compatível com o clima regional e com as potencialidades locais do solo.

Atingir o mais próximo possível de sua condição original significa trazer novamente ao ambiente, espécies e interações existentes entre as mesmas. Isto, evidentemente, não pode ser pré-definido dentro de um espaço de tempo por executores de projetos de restauração, mas apenas previstas as probabilidades de um dia ser alcançada a semelhança com o ecossistema anteriormente degradado. Mais do que a proximidade à condição

anterior, níveis de sucessão devem ser alcançados, os quais atendam ao conceito de **estabilidade** (resiliência, persistência, resistência, variabilidade) proposto por PIMM (1991).

A idéia que normalmente é desenvolvida, na maioria das propostas de **recuperação**, é a de um plantio estático, ou seja, colocar espécies vegetais para que haja apenas uma revegetação da área. Sempre que uma ação humana permitir evidente aumento da resiliência ambiental (para PIMM (1991), resiliência é a intensidade com que variáveis retomam ao equilíbrio dinâmico após um distúrbio), este processo deve ser encarado como restauração, pois está ajudando a natureza a refazer um ecossistema, seja ele semelhante ou não ao anterior, uma vez que sua fitofisionomia final deverá ser muito semelhante, já que as condições climáticas tendem a manter-se dentro de uma escala temporal mais longa. **Restauração**, portanto, dentro do próprio conceito de estabilidade de PIMM (1991) representa uma área com forte dinamismo sucessional, do solo, da flora, fauna e microorganismos locais. Processos sucessionais onde ocorrem níveis intensos de interações de predação, polinização, dispersão, decomposição, nascimentos e mortes.

Dentro deste contexto, a ação básica do restaurador estará voltada a uma certa **valorização** das espécies a serem introduzidas nas áreas sob processos de restauração, para que mais rapidamente seja atingida a **auto-sucessão** da comunidade, ou seja, uma utópica **estabilidade**.

Níveis de Restauração

As formas de degradação são muito variáveis, podendo destruir totalmente ecossistemas ou apenas populações localizadas, ocorrendo perda de parte das camadas de solo ou caracterizando a perda total do solo. Diante destas variações, os níveis de degradação podem levar a uma quase total perda da resiliência ou apenas comprometer a sua intensidade.

Recomenda-se que o processo de restauração seja iniciado por uma avaliação dos reais níveis de resiliência da localidade. Esta avaliação detectará os níveis de perda de biodiversidade e de substrato. Casos extremos de níveis de degradação e de ações de restauração podem ser observados nos exemplos abaixo:

- **Comunidade sob corte seletivo de uma determinada espécie. Como exemplo, aqui será tomada a exploração de palmito:** Os poucos núcleos de Florestas primárias que ainda existem dentro da Mata Atlântica são alvos da retirada clandestina de palmito (*Euterpe edulis* Martius). Os níveis de degradação das populações desta espécie são acentuados, estando ameaçada de extinção em muitas regiões. Como **restaurar populações** desta espécie para que novamente tenham sua resiliência de colonização e de regeneração? A base do processo é a formação de um banco de plântulas, uma vez que este é a principal característica regenerativa do palmito dentro de uma comunidade arbórea. Posteriormente, a manutenção deste banco dependerá da ação de polinizadores e de dispersores de sementes e, principalmente, de uma mudança radical na forma de exploração da espécie. A potencialidade da espécie para manejo em regime de rendimento sustentado é grande, podendo caracterizar-se como uma das principais fontes de renda para as comunidades

rurais proprietárias de grandes áreas cobertas por florestas secundárias, que, em geral, possuem poucas potencialidades econômicas.

- **Área de empréstimo:** Em grandes barragens de hidrelétricas, a necessidade de argila leva à retirada de todas as camadas de solo de grandes áreas. Com a retirada do solo e de todo o seu banco de sementes, as principais ações de restauração consistem na formação destes dois itens. A degradação da rocha para refazer o solo é muito lenta e a condição de falta total de solo torna gradual o processo de colonização da flora e da fauna. Algumas espécies possuem grande rusticidade, podendo crescer mesmo em pequenas frestas de pedras ou em camadas muito finas de solo. Se colocadas estas espécies capazes de emitir suas raízes nas compactas camadas inferiores do solo restante, inicia-se um processo básico para a restauração do solo local: **a percolação da água**. Junto com a água são arrastados nutrientes e o solo inicia uma aeração necessária para o desenvolvimento dos microorganismos do solo. É o início de um processo sucessional que levará a uma lenta acumulação de matéria orgânica e processos sucessionais da flora e da fauna. Aos poucos, o banco de sementes do solo será reconstituído e, para as distintas épocas do ano, haverá probabilidades de germinação, de crescimento, de comida para a fauna e, conseqüentemente, da adição e do aumento da biodiversidade no banco de sementes.

O papel de uma raiz penetrando dentro de uma camada de argila compactada representa o início da resiliência para um processo de restauração ambiental de uma área fortemente degradada. Este processo deverá ser dinâmico, permitindo que novas raízes possam crescer.

As gramíneas representam um grupo de plantas muito rústicas e importantes neste nível de processos restaurativos, mas seu lado forte na produção de substâncias antibióticas evita o processo sucessional (antibiose – emissão de substâncias no solo capazes de impedir a germinação ou o crescimento de outras espécies). Por este motivo, podem ser escolhidas aquelas que apresentam ciclo anual. A morte das gramíneas anuais ou qualquer outra planta rústica representa grande potencialidade de percolação da água e de nutrientes para o interior do solo, contribuindo para a sua reestruturação, eutrofização, ações básicas para o crescimento de outras formas de vida. A restauração, tendo como base o processo de sucessão, ou seja, a mudança de ambiente por uma comunidade para que uma outra comunidade assuma o lugar, exige que os seres vivos ocupantes sejam, o mais rapidamente possível, reciclados para que ocorram as mudanças necessárias para a comunidade posterior. Reciclados podem representar a morte destes seres vivos ou a perda de algumas de suas partes para que sejam decompostas e voltem a ser nutrientes do solo.

Um exemplo do problema do uso de gramíneas perenes é fácil de ser observado ao longo de toda a BR 101, do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul, e muitas outras rodovias brasileiras, onde as margens foram invadidas por uma gramínea exótica, com forte capacidade antibiótica, o *Panicum maximum* Jacquin (capim-colonião), anteriormente trazida da África como forrageira. Toda a vegetação anterior foi substituída e, dentro destas áreas monoespecíficas, dificilmente surgirão outras espécies capazes de dar continuidade ao processo sucessional.

VALORAÇÃO DAS ESPÉCIES PARA PROCESSOS DE RESTAURAÇÃO

Como caracterizar se é ecologicamente recomendável introduzir uma espécie ou não? HULBERT (1971), criticando os atuais métodos para a avaliação da biodiversidade, sugere que estudos deveriam ser dirigidos no sentido de quantificar o valor ecológico das espécies dentro das comunidades, através da capacidade de cada uma em proporcionar **Probabilidades de encontros interespecíficos - PEI**, principalmente em ambientes onde a tropicalidade é mais expressiva. Dentro deste contexto, a proposta deve ser ampliada para, além de atrair sementes, atrair biodiversidade para a comunidade. Quanto maior for a capacidade de uma comunidade em atrair, nutrir e dar condições de reprodução, mais rápida será sua restauração.

Considerando que a restauração é aplicada sobre áreas degradadas, portanto, pobre em nutrientes para os seres vivos (plantas, fungos, animais), a sucessão é o processo básico para refazer os níveis tróficos.

Neste sentido, a escolha das espécies que darão início ao processo de restauração é extremamente importante. As espécies selecionadas deverão ser adequadas às restrições locais, condicionada pelo solo que após distúrbios, é geralmente pobre em minerais e fisicamente inadequado para o crescimento da maioria das plantas e, ao mesmo tempo, capazes de apresentar um grau máximo de interação biótica. Quanto maior o nível de interação, maior a velocidade para diversificar as espécies envolvidas e, conseqüentemente, mais rápida a restauração ambiental.

Desta forma, a restauração, além de condizente com as características ecológicas, é propiciadora do aumento da biodiversidade e representa também uma minimização de esforços dispendidos.

São comuns os exemplos de propostas de "*recuperação de áreas degradadas*" através da hidrossemeadura de coquetel de gramíneas. Estas hidrossemeaduras são muito eficientes na primeira etapa para a formação de uma cobertura do solo, mas apresentam o inconveniente de se manterem por muitos anos, além de acumularem muita matéria seca, o que propicia queimadas freqüentes. Neste sentido, destacam-se as braquiárias (*Brachiaria* spp.), e o capim-melado (*Melinis minutiflora* Beauv.). Por outro lado, não significa que as gramíneas devam ser evitadas nos processos de restauração. Diante de sua capacidade de colonização, de produção de matéria orgânica e da melhoria das qualidades do solo, sugere-se que sejam selecionadas gramíneas que apresentem baixos níveis de antibiose, tais como as anuais: *Avena* sp. L. (Aveia-forrageira) *Secale cereale* L. (Centeio-forrageiro), *Setaria* spp. (Capim-rabo-de-gato). Apesar das duas primeiras espécies serem exóticos, seus papéis passageiros na comunidade justificam seu uso.

Outras pioneiras recomendáveis seriam as plantas chamadas de daninhas ou infestantes. A rusticidade destas espécies e a manutenção de suas sementes no banco de plântulas permitiriam que rapidamente se formasse um novo banco de sementes e que fosse feito o transporte de solo de áreas que poderiam ser utilizadas para as que devem ser

restauradas. Um exemplo desta capacidade foi observado na retirada de solo da área que seria inundada pelo lago que forma a Usina Hidrelétrica de Itá – SC. A Tabela 1 mostra as espécies que surgiram neste solo após um ano de sua retirada. Todas estas espécies revelam-se muito rústicas e com característica desejáveis para o processo de restauração.

CARPANEZZI *et al.* (1990) propõem que a escolha de espécies pioneiras para a recuperação de áreas degradadas tem na natureza o melhor laboratório. Para estes autores, ervas e arbustos ruderais são indicados como potenciais para trabalhos de reconstituição de uma vegetação pioneira, base para garantir os processos sucessionais posteriores, que garantirão a restauração ambiental. KISSMANN (1991), KISSMANN & GROTH (1992 e 1995) e LORENZI (1994), apesar de terem escrito seus livros com objetivos distintos, atualmente representam as melhores informações para a identificação e ecologia destas espécies tidas como infestantes. Consideramos de fundamental importância a ampliação dos estudos sobre estas espécies dentro de programas de restauração, principalmente em programas de semeadura direta ou hidrossemeadura, substituindo os conjuntos de gramíneas perenes e exóticas, normalmente utilizadas.

Há uma tendência muito forte, principalmente no Brasil, de que os processos de restauração devam ser iniciados com plantas arbóreas. Talvez influência da visão pragmática de que tudo tenha que trazer lucros. No entanto, é uma visão que pode encarecer os processos uma vez que a produção de mudas de arbóreas e o seu plantio são um processo oneroso. Por outro lado, muitas destas plantas herbáceas e arbustivas, tidas como infestantes, também apresentam potencialidades como medicinais ou produtoras de outros produtos que possam ganhar seu espaço no comércio, desde que devidamente estudadas e divulgadas.

Exemplos de interações complexas

A seleção das espécies para processos de restauração deve primar pelas plantas que se caracterizam pela formação de cadeias alimentares complexas dentro dessas áreas. Estas cadeias devem, sempre que possível, ser implantadas de forma natural e espontânea, mas, no início do processo de restauração, sugere-se ações no sentido de empregar técnicas que venham auxiliar sua colonização.

Serão abordados, de forma separada, alguns exemplos de interação planta animal. Alguns exemplos serão destacados, com o intuito de promover no leitor, um direcionamento de observações para a visualização de outras cadeias tróficas úteis para serem promovidas em processos de restauração ambiental.

Na busca de espécies nativas com potencial para produção de lenha, foram coletadas sementes de uma Leguminosae/Caesalpinoideae, popularmente chamada de "Pau-de-cigarra" (*Senna multijuga*). O nome popular desta espécie deve estar ligado à grande quantidade de ecdises de cigarras encontradas nestas plantas. As mudas produzidas foram implantadas em experimento de competição de espécies. Anos depois um grupo de pesquisadores, visitando o experimento, foi alertado por um dos presentes que próximo a todas as plantas dessa leguminosa havia buracos de tatu. Uma discussão levou o grupo a cavar próximo das raízes e detectar junto às mesmas centenas de larvas de cigarras, objeto da procura dos tatus. Brincadeiras sugeriram, na época, que esta seria uma planta com potencial para a criação artificial de tatus. Em processos de restauração, esta planta pode

representar a manutenção de populações de cigarras que podem alimentar tatus e outros animais e, conseqüentemente, os predadores destes. Esta mesma planta, o Pau-de-cigarra, ainda apresenta, ao longo da ráquis foliar vários nectários extraflorais que mantêm populações de formigas que as exploram e que devem proteger as folhas da planta contra a folivoria: estas formigas também são alvo de muitos predadores que as mantêm em sua dieta (Figura 1).

Algumas Leguminosas como *Mimosa scabrella* (Bracatinga), *Schizolobium parahiba* (Garapuvú ou Guarapuvú) e *Inga spp.* (Ingás) apresentam uma interação muito complexa. Cochonilhas são transportadas por formigas até os troncos e os ramos basais destas árvores para que, sugando a seiva das plantas, possam excretar um líquido transparente e muito adocicado. Este produto atrai para estas plantas uma grande diversidade de insetos (moscas, abelhas, borboletas, etc.) e pássaros (beija-flores, cambacicas, saíras, sanhaços, caturritas) que buscam o líquido adocicado, e outros que aproveitam a concentração de animais para predá-los (siriris, bem-te-vis e outros insetívoros). Devido ao excesso de açúcares produzido, um complexo fúngico (fumagina – induto fuliginoso formado por fungos perisporiáceos na superfície de folhas, ramos e frutos que se desenvolvem saprofiticamente sobre substâncias açucaradas excretadas por pulgões e cochonilhas (FIDALGO & FIDALGO 1967)) cobre totalmente os troncos destas plantas, dando-lhes uma aparência muito característica de cor escura que possivelmente deve ser o principal indicativo da presença de alimento para muitos destes animais que as visitam (**Figura 2**). Desnecessário salientar o potencial da bracatinga e dos ingás para a restauração de áreas degradadas, devido ao grande poder de nitrogenação do solo, rusticidade e altas taxas de incremento. Soma-se a estes aspectos a grande potencialidade de formação da cadeia trófica baseada na cochonilha e, ainda, o grande potencial econômico associado por uma grande produtividade de mel, como informam os apicultores do sul do Brasil. Como a colonização deste processo interativo não ocorre em todas as plantas das espécies citadas, urge estudos no sentido de dominar a colonização das cochonilhas, notadamente em áreas sujeitas a processos de restauração.

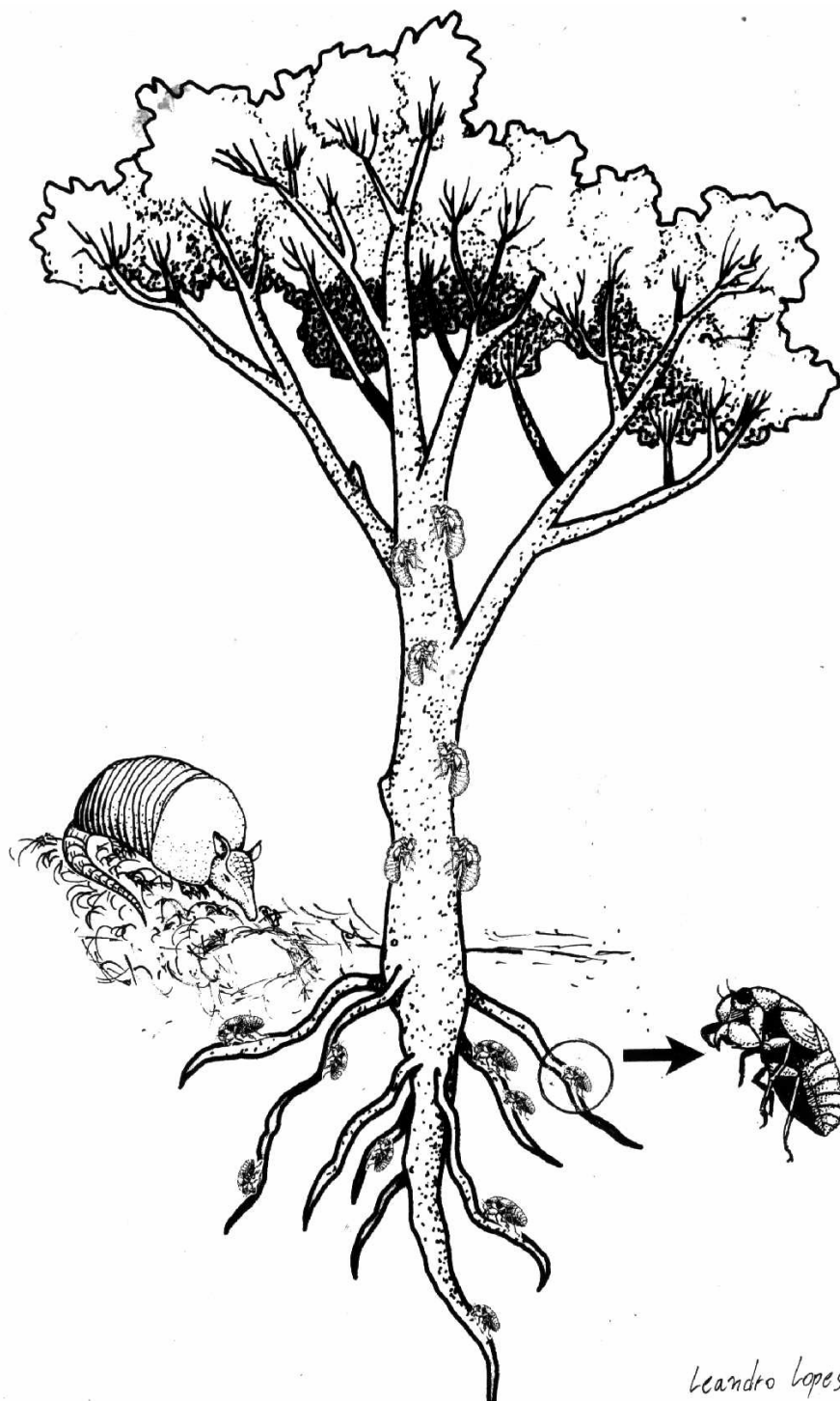


Figura 1. Pau-de-cigarra com suas larvas em suas raízes.

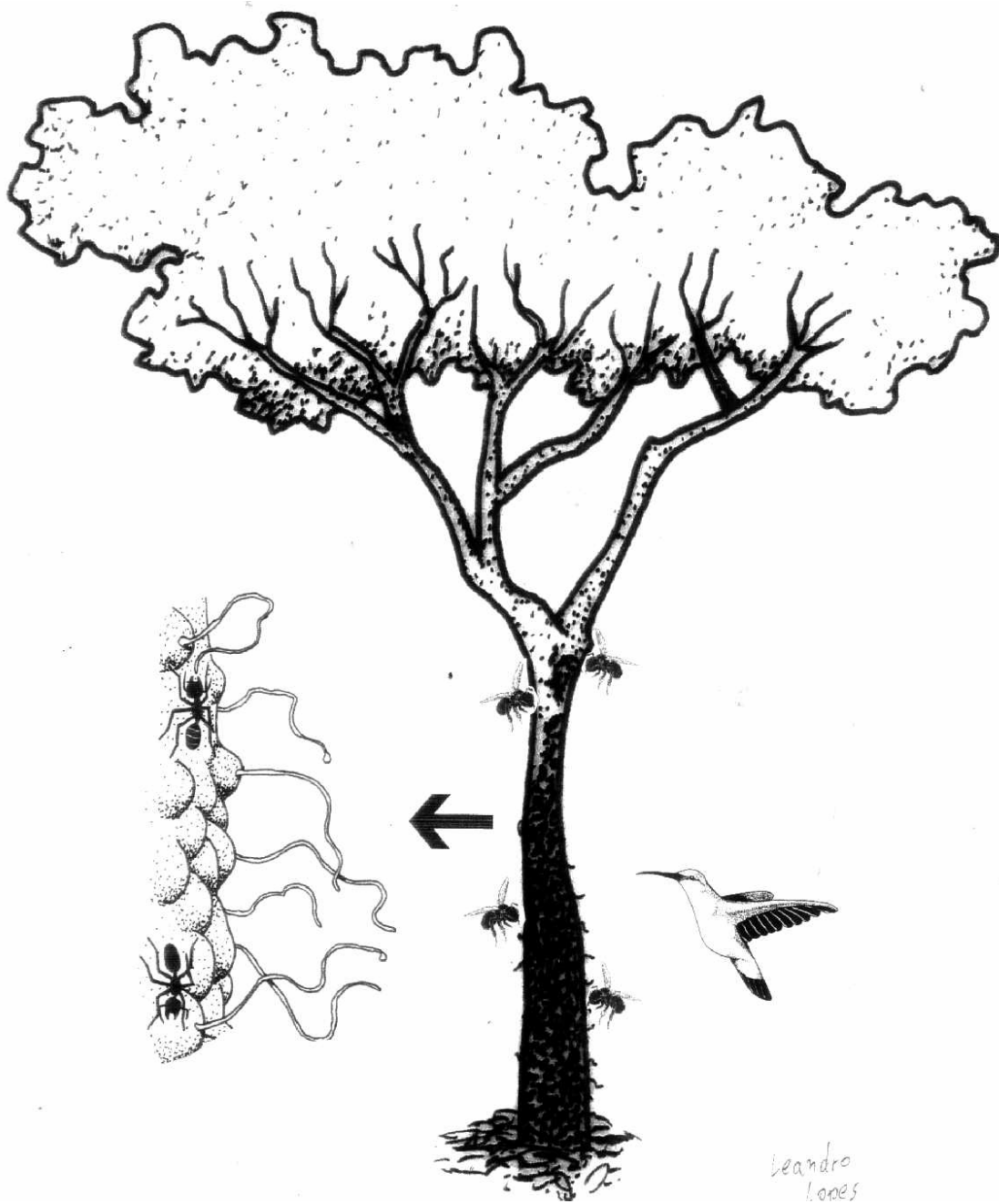


Figura 2. Interações em *Mimosa scabrella* (Bracatinga) e outras leguminosas.

Outro grupo de insetos dependente da seiva das plantas e do transporte das formigas são os pulgões (afídeos) SALISBURY & ROSS (1992) salientam que os estudos dos açúcares produzidos pelo floema tiveram nestes insetos uma grande ajuda. Seu aparelho sugador perfura a epiderme dos ramos jovens e atinge o floema das plantas, onde sugam os açúcares diretamente das células do floema. O excesso destes açúcares é excretado e aproveitado por muitos outros insetos. Um grande número de plantas pode acomodá-los, parecendo não haver preferências evidenciadas para os insetos. Já é clássico o controle destes pulgões através das joaninhas, mas, em áreas a serem restauradas, o que interessa é a presença de espécies vegetais que possam manter, durante todo o ano, esta cadeia alimentar, ou seja, esta predação interessa na restauração, pois gera uma cadeia trófica bem definida.

Outro exemplo clássico de interação plantas-formigas é a associação *Cecropia-Azteca*. As embaúbas apresentam na base das folhas, triquílios onde se formam os corpúsculos de Müller, uma das fontes de alimento para as formigas. O caule oco também se torna a habitação ideal, onde até mesmo as paredes oferecem orifícios aos insetos que ali residem, permitindo uma circulação interna por toda a planta. Formigas *Azteca* não vivem fora das cecrópias, mas há muitos indivíduos deste gênero que não apresentam formigas (ANDRADE & CARAUTA 1979). Estas plantas são mais sujeitas a predação de suas folhas.

Algumas plantas podem apresentar estranhos "frutos" levando botânicos jovens e mesmo experientes a gastarem muita energia para os coletar e quando os terem na mão se darem conta que coletaram "galhas" (intumescências produzidas em ramos e ou folhas devido à ação de substâncias introduzidas por alguns insetos, juntamente com seus ovos, que promove um desenvolvimento anormal das células, de forma a produzir um tecido capaz de alimentar suas larvas após sua eclosão dos ovos). São notáveis as galhas observadas em *Piper* spp. (Pau-de-junta, Pariparoba), *Myrsine* spp. (Capororocas), *Psidium* spp. (Araçá), *Tibouchina* spp. (Quaresmeiras), *Ossaea* spp. (Pixiricas). Seriam estas galhas também procuradas como alimentos por outros animais? Alguns animais desenvolveram a capacidade de predarem as larvas dentro das galhas? São fenômenos que, se observados, justificariam melhor a utilização destas espécies em projetos de restauração ambiental. BISSETT & BORKENT (1988) relatam interações ainda mais complexas dentro das galhas, sugerindo que as larvas de Cecidomyidae (Diptera) são nutridas por micélios de fungos.

Alguns insetos preferem colocar suas larvas dentro dos ramos e troncos, de modo a ficarem mais bem protegidos enquanto se alimentam do lenho das plantas hospedeiras. Estes insetos são os preferidos pelos pica-paus e outros pássaros insetívoros. As bromélias também têm reservatórios de água capazes de abrigar larvas de insetos e de anfíbios, além de representarem uma fonte de água para muitos animais arborícolas. Suas folhas são apetecidas por primatas que as arrancam e comem as suas partes basais.

Interações muito específicas podem ser observadas no comportamento de alguns pequenos primatas que preferem sugar a seiva de algumas plantas, como a seiva doce das Maçarandubas (*Manilkara* spp.). Da mesma forma, são conhecidas as formigas saúvas, capazes de acumular grandes estoques de folhas que devem formar, em seus lixeiros, grandes acúmulos de matéria orgânica. Num processo inicial de restauração poderiam ser interpretadas como pragas, mas que, após estádios iniciais, devem fazer parte de comunidades em vias de restauração. Igualmente vorazes são os cupins (Térmitas), que formam cadeias alimentares importantes, com seu devido valor dentro de comunidades em

vias de restauração. O conhecimento de todas as preferências tanto das plantas procuradas pelos cupins como dos predadores dos mesmos, podem mostrar níveis de interações muito complexas e interessantes à restauração.

Polinização

A polinização envolve o processo de transporte de um pequeno grão de pólen (célula masculina) até o aparelho reprodutor feminino na flor, o estigma. BAWA *et al.* (1985), estudando uma floresta tropical, detectaram que o vento participa em apenas 2,5% na polinização, sendo os animais os principais vetores responsáveis por este fenômeno. O estigma da flor possui uma superfície muito pequena, geralmente menor do que 1mm². A dificuldade de se realizar, então, a colocação do grão de pólen no estigma faz com que o nível de especificidade no processo de polinização seja muito grande (REIS *et al.* 1999).

Devido à sua imobilidade, as plantas desenvolveram estratégias para atrair animais passíveis de realizar o transporte do pólen. O formato das flores, suas cores, perfumes, seus néctares e outras substâncias nutritivas compuseram com os animais, em muitas vezes, um processo de coevolução. Desenvolveu-se uma forte relação entre plantas e animais: as primeiras necessitam dos segundos para a reprodução, e os segundos das primeiras para a alimentação.

Este processo exige um equilíbrio entre as populações dos animais polinizadores e das plantas polinizadas. Tanto é intrínseca a interação que, se há a falta de um dos lados, pode ocorrer a degeneração ou mesmo a extinção do outro. O conhecimento dessas interrelações pode ser aproveitado para maximizar o número de espécies envolvidas na geração de um maior número de sementes, representando maior possibilidade de geração de novas e diferentes plantas.

Para os processos de restauração os polinizadores têm um papel insubstituível, garantindo o fluxo gênico e a formação de sementes para as espécies arbóreas tropicais, que são predominantemente alógamas. Nesses programas de restauração, as plantas selecionadas podem prever uma maior diversidade possível de síndromes de polinização na comunidade e, ao mesmo tempo, que contemplem todos os meses com florações, no sentido de manterem os agentes polinizadores fixos na área em processo de restauração. Neste sentido os estudos de biologia e fenologia reprodutiva das espécies selecionadas passam a ser a base para a seleção das espécies.

Os estudos de ecologia de polinização com espécies arbóreas têm revelado que as espécies de estágios iniciais da sucessão, ou aquelas tipicamente pioneiras têm polinizadores mais comuns e generalistas, enquanto que as de estágios mais avançados (secundárias e climácicas) apresentam como vetores do pólen aqueles animais mais especialistas e raros. Isso mostra que os problemas de polinização nas áreas restauradas aparecerão: primeiro, quando essas áreas se localizarem mais distantes de áreas remanescentes pouco perturbadas, e segundo para as espécies mais avançadas na sucessão.

Dispersão de sementes

Nas florestas tropicais, a forma mais freqüente de dispersão das sementes é através dos animais (zoocoria). Cerca de 60 a 90% das espécies vegetais dessas florestas são adaptadas a esse tipo de transporte de propágulos (MORELLATO & FILHO 1992). Este processo envolve animais mais generalistas do que na polinização, ou seja, uma espécie que possui fruto zoocórico, geralmente pode atrair animais de espécies, habitats, tipos e tamanhos bastante distintos.

Aqui, entendemos a **dispersão** como o transporte das sementes para um local próximo ou distante da planta geradora destas sementes (planta-mãe). Esta distância pode variar de centímetros a quilômetros (HOWE, 1986). Assim, um animal predador, ao transportar e perder uma semente ou fruto, executa o papel de **dispersor**. O comportamento do animal em transportar as sementes e então “plantá-las” em novos ambientes é, na restauração das áreas degradadas, um auxílio fundamental e extremamente barato.

Os animais dispersores tendem a se manter em áreas onde existem alimentos disponíveis durante todo o ano. Nesse sentido, as plantas denominadas “**bageiras**” têm papel fundamental para a manutenção do equilíbrio dinâmico das florestas e, também, para a recuperação de áreas degradadas (REIS, 1995).

O termo “**bageira**”, utilizado por caçadores, se refere àquelas plantas que, quando com frutos maduros, atraem grande número de animais. Os animais podem procurar as bageiras para comer seus frutos (consumidores primários), ou para preda outros animais que ali se concentram para se alimentar. Como os animais frugívoros procuram as bageiras como fonte de alimento, estas plantas podem nos indicar algo sobre seu comportamento, de possível influência sobre o possível padrão de distribuição de sementes.

Este conceito, proveniente do etnoconhecimento, gerado a partir da rotina prática de caçadores, poderia ser interpretado, em grande parte, como sinônimo dos conceitos modernos de “**espécie chave**” (*keystone species*, de SMYTHE, 1986), e “**mutualista chave**” (TERBORGH, 1986).

Têm sido consideradas como bageiras, pelos caçadores, as Figueiras (*Ficus* spp.), muitas Mirtáceas, a maioria das palmeiras (*Arecastrum* spp., *Attalea* spp., *Geonoma* spp., *Butia* spp., *Bactris* spp.). O Palmiteiro (*Euterpe edulis*) é considerado uma bageira excepcional, atraindo animais de porte e capacidade de dispersão muito variados.

O levantamento das bageiras de cada região pode ser bastante simples se forem questionados os moradores mais antigos de cada comunidade. A utilização de bageiras pode aumentar rapidamente o número de espécies dentro de uma área a ser recuperada, representando assim uma grande estratégia para a recuperação da resiliência ambiental.

O efeito bageira de *Alchornea triplinervea* (Tanheiro) foi avaliado por REIS & PORT (2000), registrando, durante 12 horas de observação, a presença de 15 espécies de pássaros, dos quais 9 se caracterizaram com comportamento de frugivoria. Estes pássaros depositaram sementes de 8 outras espécies vegetais sob a copa da planta observada, numa densidade de 96 sementes/m²/12 horas. A contagem de sementes foi realizada após sua germinação, para a determinação das espécies, garantindo com isso que os dados apresentados fossem de sementes viáveis transportadas por uma relativa diversidade de pássaros, devido ao efeito bageira do tanheiro.

Fenologia como Ferramenta para a Restauração de Ambientes Degradados

A fenologia é o estudo da ocorrência dos fenômenos biológicos repetitivos e das causas de sua ocorrência em relação às forças seletivas bióticas e abióticas e de sua inter-relação entre as fases caracterizadas por estes eventos dentro de uma mesma ou em várias espécies (LIETH, 1974). A fenologia trata de vários ciclos de um vegetal, desde a produção e queda de folhas, a floração e frutificação.

Estudos fenológicos têm ganhado especial importância na última década devido ao seu papel relevante no manejo e conservação de vegetações nativas. A fenologia contribui para o entendimento da regeneração e reprodução das plantas, da organização temporal e dos recursos dentro das comunidades, das interações planta-animal e da relação da história de vida dos animais que dependem das plantas para alimentação, como herbívoros, polinizadores e dispersores (TALORA *et al.*, 2000). O estudo destes fenômenos fenológicos é importante para a compreensão da estrutura dos ecossistemas florestais. Tais informações permitem identificar respostas das plantas aos fatores abióticos e edáficos. Estas informações são importantes no estudo das relações planta-animal, e todos estes fatores devem ser considerados em projetos de conservação e restauração de áreas degradadas (BAUMGÄRTNER *et al.*, 2000; MCCARTY *et al.*, 2002; ZAMBONIN, 2001). Além disso, estas observações são de grande valia para o desenvolvimento de um plano adequado de ordenamento da floresta, sob um enfoque silvicultural, e para preservação da vida selvagem dentro de recursos florestais (WALLACE *et al.*, 2002; MANTOVANI *et al.*, 2003).

Fenologia vegetal é mais estudada nas zonas temperadas. Nestas áreas, as observações fenológicas datam desde o século IX, e existem catálogos fenológicos de observações contínuas, realizadas por famílias e grupos de naturalistas com 189 anos de continuidade. Ainda mais, agências de Meteorologia, como a Royal Meteorological Society também produziram longos catálogos fenológicos (LECHOWICZ, 2001).

Nestes locais, muitos organismos parecem depender principalmente da temperatura como estímulo nas respostas fenológicas. Eventos fenológicos na primavera podem ser previstos através de *somas térmicas*, que são a acumulação de temperaturas além de uma temperatura-base.

Já no caso das zonas tropicais o conhecimento fenológico é muitas vezes impreciso e fragmentado, devido à ausência de estudos, não padronização de terminologia e métodos, e também pela maior diversidade de espécies e padrões fenológicos (COSTA, 2002; NEWSTROM *et al.*, 1994). Nas florestas tropicais, apesar de espécies florescerem e frutificarem o ano todo, encontramos uma grande variedade de padrões fenológicos. Essa variação pode ser causada por uma série de fatores ambientais, como a temperatura, umidade, precipitação, fotoperíodo e irradiância; embora se considera que os fatores bióticos, como a disponibilidade de polinizadores, dispersores, e predadores de frutos ou sementes sejam atualmente fatores seletivos importantes na determinação dos padrões de frutificação das plantas (BACH, 2002; MORELLATO *et al.*, 2003).

A restauração tem como objetivo principal formar uma floresta a mais próxima possível da original. A diversidade das espécies, da regeneração natural das plantações, da interação planta-animal e da representatividade nas suas populações são alguns dos pontos importantes que são levados em conta nos modelos de restauração (KAGEYAMA e GANDARA, 2000). Para a escolha das espécies deve-se considerar parâmetros ecológicos, como a diversidade, a especificidade de ambientes dessas espécies, as suas características sucessionais e seus padrões de abundância na comunidade (RODRIGUES & NAVE, 2000). Sua oferta de alimento e o tempo que esta oferta ocorre são elementos importantes para a fauna; para isso se faz necessário o estudo fenológico de espécies.

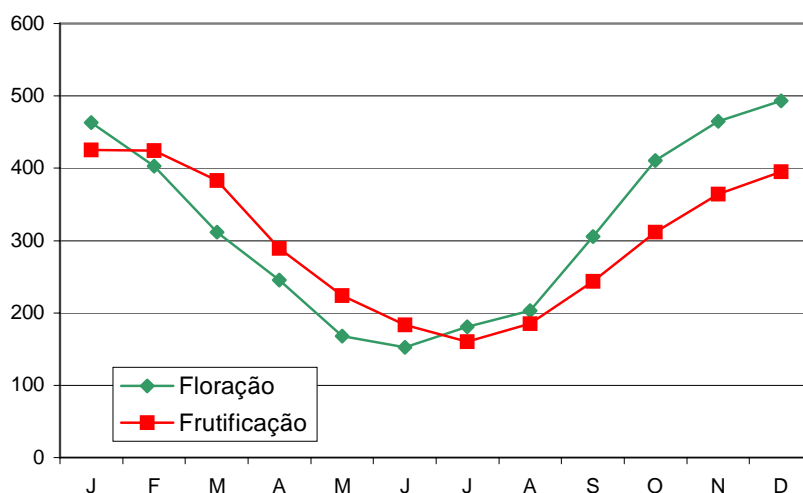


Gráfico 1. Número de espécies floridas e frutificadas durante o ano, no Parque Estadual da Serra do Tabuleiro e entorno – SC, descritas na Flora Ilustrada Catarinense, incluídas no banco de dados, 2001

O gráfico acima representa o número de espécies existentes em 90.000 ha do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro. Como podemos observar, mesmo nas épocas de menor floração e frutificação do ano, há oferta de frutos e sementes. Aliar este conhecimento às técnicas de restauração, como a transposição de solos e de bancos de sementes, possibilita a restauração gradual da biodiversidade do sítio-alvo. A técnica de transposição de solos auxilia na reestruturação do solo e no estabelecimento de espécies pioneiras que se encontravam no banco de sementes desta porção de solo transposta (vide Técnicas de restauração). Aliada à técnica de transposição de chuva de sementes, esta também contribui para o restabelecimento do banco de sementes da área em restauração. Restabelecer essa diversidade, garantindo a disponibilidade de recursos para as populações animais durante o ano todo é ponto chave para o sucesso da restauração.

Nos casos onde não existem informações sobre a fenologia do local o etnoconhecimento pode vir a preencher esta lacuna, não só identificando quando as espécies florescem, mas também podendo até identificar as espécies-chave (também conhecidas popularmente como “bagueiras”). Espécies-chave são creditadas pela manutenção das populações frugívoras nos períodos de baixa oferta alimentar

(TERBORGH¹, *apud* GALLOTTI *et al.*, 2003). REIS *et al.* (1999) sugerem que estas plantas, que são capazes de atrair uma fauna diversificada, devem ser utilizadas para intensificar os encontros interespecíficos dentro de áreas degradadas.

No entanto, a escolha das espécies vai além da fenologia; muitos outros fatores são mais relevantes, e a fenologia entra como mais um deles para a escolha das espécies. A integração destes fatores na escolha das espécies vegetais no processo de restauração ambiental é peça chave para garantir o sucesso da restauração.

3. ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS –

Kurt Bourscheid

Os termos “contaminação biológica”, “espécies invasoras”, “exóticas invasoras”, são relativamente recentes no meio científico e na sociedade como um todo, e merecem atenção especial principalmente quando se trata de áreas degradadas. Por isso a idéia de se abordar essa temática num curso de restauração de áreas degradadas.

Caracterizar os principais efeitos, mostrar um pouco da situação mundial como os principais países mais preocupados, tentar apontar a maior vulnerabilidade de algumas áreas, bem como possíveis mecanismos de prevenção ou controle de contaminação, são preocupações atuais.

RICHARDSON, *et al.* (2000a) classificam o processo de invasão em três fases: introdução, naturalização e invasão propriamente dita. A introdução é a chegada em um local distinto da sua distribuição geográfica, como resultado da dispersão de propágulos, pela ação humana. Muitos táxons introduzidos sobrevivem casualmente mesmo depois de cultivados, podendo reproduzir-se sexual ou vegetativamente, mas falham em manter-se por grandes períodos. Alguns podem persistir, após repetidas introduções. Quando naturalizados, conseguem avançar áreas além dos seus locais de introdução, a invasão ocorre. Portanto, todo o processo de invasão consiste da introdução, da naturalização e conseqüente invasão a novos ambientes, onde pode se dispersar dentro dessa nova região e competem com ambiente abiótico e a biota (RICHARDSON, D.M. *et al.* 2000a). Este processo é conhecido como contaminação biológica (ZILLER, 2000).

As espécies exóticas que se naturalizam e se adaptam a esse novo ambiente são chamadas de exóticas invasoras.

E é justamente a ação das espécies exóticas invasoras a segunda maior causa de extinção de espécies no mundo, superada apenas pela perda e fragmentação de habitats (BRASIL, 2002). VITOUSEK *et al.* (1987) ressaltam que em ecossistemas de ilhas, a perda de biodiversidade causada pela introdução de espécies invasoras é tão impactante que supera ação humana.

As espécies invasoras podem impactar negativamente espécies nativas de diversas maneiras: as predando, competindo, cruzando e diminuindo a diversidade genética, introduzindo patógenos e parasitas, ou diminuindo os nutrientes disponíveis (ESA, 2003). Desta maneira, uma espécie introduzida pode alterar inteiramente a composição das espécies, diminuindo as espécies raras, e até mudar ou degradar o funcionamento normal do ecossistema (ESA, 2003).

A contaminação biológica atinge todos os ecossistemas mundiais desde águas continentais e marinhas, tropicais, temperados, áreas urbanas, ilhas, pradarias, desertos,... E podem ser encontrados os mais variados táxons invasores, como bactérias, fungos, insetos, moluscos, algas, plantas vasculares, aves e mamíferos.

Barreiras naturais como os oceanos, as montanhas, os rios e os desertos ofereceram durante milênios o isolamento essencial para que as espécies e ecossistemas evoluíssem.

Em somente alguns séculos essas barreiras têm se tornado ineficazes pela ação combinada de importantes forças globais que tem contribuído para que as espécies exóticas alcancem longas distâncias, encontrem novos habitats e converta-se em espécies exóticas invasoras (UICN, 2000). LUGO (1988) coloca que as plantas exóticas invasoras tendem a homogeneização da flora mundial, ameaçando a biodiversidade global devido ao seu poder expansivo e degradador de ambientes naturais.

Essas barreiras são das mais variadas formas e, segundo RICHARDSON, D.M. *et al.* (2000a), determinam o status da espécie exótica no novo ambiente. No momento que a espécie ultrapassa a primeira barreira, a geográfica, ela é considerada **exótica**. Se ela sobrevive localmente, mas não se mantém por longos períodos, é chamada de **casual**. Quando ultrapassa a barreira reprodutiva, já está **naturalizada**. Naturalizada e conseguindo avançar com sucesso em locais diferentes da sua introdução, é torna-se **invasora** (Figura 3).

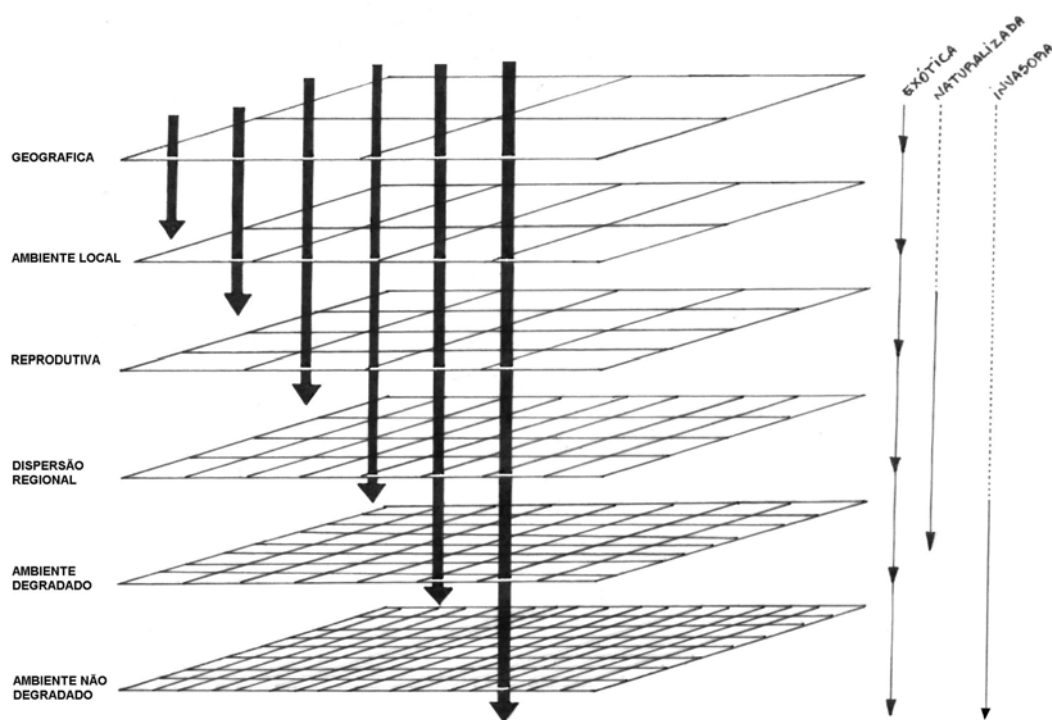


Figura 3. Representação esquemática das diferentes barreiras ultrapassadas pelas espécies exóticas até se tornarem invasoras. Adaptado de RICHARDSON, D.M. *et al.* (2000a) e de LAMBERS *et al.* (1998).

Essas barreiras podem ser comparadas com os filtros, descritos por LAMBERS *et al.* (1998) para o estabelecimento das plantas nativas em uma área qualquer. O **filtro histórico**, que age sobre as razões históricas que determinam se uma espécie pode se dispersar para uma determinada área seria a barreira geográfica, associada a dispersão humana; o **filtro fisiológico**, que permite que apenas as espécies com um aparato fisiológico apropriado possam germinar, crescer, sobreviver e reproduzir em um dado ambiente, seria referente a fase de naturalização; e o **filtro biológico**, que elimina espécies capazes de sobreviver em

um dado ambiente, mas que não são capazes de suportar as interações com a biota local, seria a fase de invasão propriamente dita.

O transporte das exóticas ao novo ambiente está sempre associado à ação humana. Esta introdução pode ser intencional ou acidental (não-intencional), onde o agente dispersor não possui informação adequada sobre a espécie que está sendo introduzida. Dentre as introduções intencionais podemos citar o principalmente para fins ornamentais e de cultivo alimentar. Mas existem outras como o medicinal, na construção civil, pastagens, além da necessidade dos povos imigrantes reproduzirem sua terra natal lhes provendo comida e outras comodidades, e a idéia de “melhorarem” a paisagem (MACK & LONSDALE, 2001).

Segundo a União da Conservação Mundial (UICN), as principais rotas de entrada não-intencionais das espécies exóticas é o comércio nacional e internacional, o turismo, os embarques, as águas de lastro, a pesca, a agricultura, os projetos de construção civil, o transporte terrestre e aéreo, as fronteiras, a horticultura e paisagismo, o comércio ilegal e a aquíicultura (UICN, 2000).

Outras espécies podem também ser freqüentemente transportadas acidentalmente, como as sementes de ervas daninhas que acompanham acidentalmente outras sementes colhidas ou mudas para fins comerciais e que depois acabam sendo semeadas em outras localidades, como é o caso do arroz vermelho e do arroz branco. Também o capim-gordura (*Melinis minutiflora*) que teria chegado ao Brasil aderido à roupa dos escravos (PRIMACK & RODRIGUES, 2001).

Apenas 10% de todas as espécies introduzidas conseguem se estabelecer no novo ambiente e apenas 10% se tornam invasoras. Já para BINGGELLI (2000) esse percentual é maior, alcançando uma marca de quase metade das plantas exóticas introduzidas em diferentes países se tornam invasoras.

O processo da contaminação biológica tende a se multiplicar e disseminar, progressivamente, dificultando a resiliência dos ecossistemas (BECHARA, 2003). Diante disso, WESTBROOKS (1998) considera que dentro do fator tempo a contaminação biológica é mais agravante que a poluição química, já que esta tende a se diluir com o tempo.

A contaminação biológica é uma das grandes causas da perda de ligações entre os níveis tróficos da cadeia alimentar (conectância) (BECHARA, 2003). E segundo WILLIAMS & MARTINEZ (2000) é justamente a perda desta conectância uma das principais razões da extinção de espécies nos ecossistemas modificados pela ação antrópica.

De acordo com BECHARA (2003), as espécies invasoras apresentam um mínimo de interações interespecíficas, já que não evoluíram com as espécies nativas. E a importância ecológica de cada espécie dentro das comunidades está associada a sua capacidade de promover interações interespecíficas (HULBERT, 1971).

Contudo, BROWN (1987) coloca que, numa comunidade em que houve um processo natural de colonização, não existem espécies inimigas umas das outras, pois os consumidores são os principais responsáveis pelo controle populacional das espécies. Assim, segundo o mesmo autor, estas são contidas dentro de seus padrões demográficos, de forma a manter uma maior diversidade possível dentro dos ambientes naturais. Quando uma espécie invasora permite poucas probabilidades de encontros interespecíficos, evitando seu controle demográfico através da função dos consumidores, como o gênero *Pinus*, por exemplo, o equilíbrio entre produtores e consumidores é quebrado, formando uma comunidade dominada por poucas espécies (BECHARA, 2003). Dessa forma, a energia que

essas espécies exóticas antes utilizavam na defesa contra inimigos naturais agora passa a ser utilizada no crescimento da população.

Segundo WILLIAMSON & FITTER (1996), os fatores que determinam que uma espécie introduzida se torne invasora estão relacionados com as características intrínsecas da mesma e do ambiente que será invadido.

Características das invasoras

Espécies que apresentam melhor performance em diferentes ambientes tem maior sucesso na adaptação aos novos locais (REJMÁNEK, 2000), além de uma melhor resposta à possíveis mudanças como distúrbios, herbivoria, pastoreio e disponibilidade de nutrientes, água e luz (ALPERT *et al.*, 2000).

LAKE & LEISHMAN (2003) citam algumas características que provavelmente sejam responsáveis pela ação invasora das plantas, tais como área da superfície foliar, textura e pilosidade das folhas, massa das sementes, forma de crescimento, modo de dispersão, capacidade de propagação vegetativa, época de floração e altura do dossel. Uma curta fase juvenil, sementes de pequeno tamanho, alta produção de sementes, longos períodos reprodutivos (REJMÁNEK & RICHARDSON, 1996), longa viabilidade das sementes (ALPERT *et al.*, 2000) e reprodução vegetativa (REJMÁNEK, 2000) e uma maior área foliar (WILLIAMSON & FITTER, 1996; REJMÁNEK, 2000) são características que aumentam a capacidade invasora de uma dada espécie vegetal.

De acordo com KEANE & CRAWLEY (2002), um mecanismo comumente aceito de invasão é dado pela “hipótese da exclusão de inimigos”, também chamada de exclusão da herbivoria, fuga de predadores ou exclusão ecológica. Assim, de acordo com os mesmos autores, uma espécie introduzida em novo ambiente faz menos interações com a comunidade local que as espécies nativas. Isso inclui as interações negativas, que controlariam o crescimento dessas plantas exóticas. Em ilhas, as plantas introduzidas de folhas lignificadas e não palatáveis, podem sobreviver melhor à presença de herbívoros do que as plantas nativas mais tenras e, desse modo, as espécies exóticas chegam a dominar a paisagem à medida que a vegetação nativa diminui (PRIMACK & RODRIGUES, 2001). Os mesmos autores destacam que as espécies exóticas podem deslocar as espécies nativas através de competição por limitação dos recursos, e citam como exemplo PIVELLO (2000), que destaca a *Brachiaria* sp., uma gramínea africana de grande rusticidade na América do Sul, que vêm dominando o estrato herbáceo de muitas reservas do Cerrado, podendo se tornar um problema para a sustentabilidade de muitas espécies arbóreas, já que as plântulas dessas espécies têm dificuldade em competir com a *Brachiaria* sp. A falta de inimigos seja parasitas, predadores ou doenças, tem sido frequentemente sugerido como o maior responsável pelo sucesso das invasoras (WILLIAMSON & FITTER, 1996).

Espécies de alta abundância e ampla distribuição em seu hábitat natural (WILLIAMSON & FITTER, 1996) e com um grande número de interações mutualísticas, com animais polinizadores, dispersores e associações simbióticas entre as raízes e microbiota (RICHARDSON, *et al.* 2000b), parecem aumentar a habilidade em encontrar novos ambientes.

Características dos ambientes

ALPERT *et al.* (2000) citam que ambientes de florestas densas e maduras, áridos, salobros, topo de morro, arenosos e grandes fragmentos, tem relativamente um menor número de exóticas invasoras. Já ambientes ripários e ilhas tendem a uma maior invasão dessas espécies (ALPERT *et al.* 2000).

Os diferentes distúrbios, em forma, intensidade e frequência (KOTANEN, 2004) e irão determinar o grau de degradação do solo e conseqüentemente o grau de inviabilidade de um dado ambiente.

A alta disponibilidade de nitrogênio no solo como decorrência do uso intensivo de fertilizantes (CASSIDY *et al.*, 2004) e de arbustos fixadores de nitrogênio, promovem a invasão de espécies exóticas, principalmente em ambientes com presença predominante de gramíneas (ALPERT & MARON, 2000). Também em ambientes dominados por gramíneas o aumento de fósforo associado com distúrbios de solo tende a promover uma maior invasão (HOBBS & HUENNEKE, 1992). Rios onde a velocidade da água é reduzida, pra a construção de hidrelétricas, por exemplo, diminuem a oxigenação de suas águas, acumulam uma maior quantidade de matéria orgânica, resultando na eutrofização das águas, e na invasão destes ambientes por macrófitas e gramíneas exóticas.

DUKES & MOONEY (1999) levantam a questão que componentes de mudança global como o aumento do depósito de nitrogênio e a concentração de CO₂ atmosférico favorecem a invasão biológica. O aumento da temperatura global permite que espécies exóticas de regiões quentes tenham sucesso em ambientes de altas latitudes e elevações, enquanto diminui potencialmente a performance de certas espécies nativas nestes locais (DAEHLER, 2003).

A performance das espécies nativas e invasoras pode variar dependendo a quantidade de estresse ambiental. Nessas circunstâncias, as condições ambientais poderiam ser manipuladas para impedir futuras invasões ou reduzir a abundância de invasoras indesejáveis a níveis aceitáveis (DAEHLER, 2003). Dentre estas ações podemos citar a retirada de herbívoros-pastadores HOLMGREN *et al* (2000), redução da disponibilidade de nitrogênio pela adição de carbono através de serragem (ALPERT & MARON, 2000), a manutenção dos regimes de fogos naturais (GOODLAND, *et al.*, 1998; DAEHLER, 2003); restauração dos regimes de cheias ao longo dos rios (SHER *et al*, 2000).

De todas as alternativas, a prioridade seria a manutenção das áreas naturais intactas, já que se tem relatado uma maior invasão em ambientes modificados pela ação antrópica (DAEHLER, 2003).

Além das características do ambiente, a erradicação e o controle da contaminação biológica, esta intimamente relacionada com as características das espécies invasoras. Núcleos de sombreamento poderiam ser criados para diminuir o recrutamento das espécies exóticas heliófitas. Em ambientes fechados, onde *Musa ornata* ou *Hedychium coronarium* invadem, o controle mecânico talvez fosse a solução mais indicada. Já em ecossistemas marinhos ou fluviais, como algumas algas já de ocorrência global, medidas efetivas de controle são desconhecidas.

A mais forte e mais comum generalização na ecologia de invasoras, é que o aumento da probabilidade de sucesso da invasão está relacionado ao tamanho inicial da população e da frequência de introduções e do tempo da introdução inicial (REJMÁNEK, 2000). O histórico da invasão está diretamente relacionado com o sucesso na erradicação da espécie. REJMÁNEK (2000) coloca que quanto maior o tamanho das infestações iniciais, maior e mais caro o esforço de erradicação.

Um importante marco na problemática da contaminação biológica foi a criação em 1997, pela União Mundial de Conservação (UICN), do GISP (Programa Global de Espécies Invasoras), um comitê internacional de exóticas invasoras. Este comitê, formado por diversos países, componentes da ONU (Organização das Nações Unidas), como EUA, Canadá, México, Brasil, Austrália e Nova Zelândia, tem como objetivo evitar a perda da

diversidade biológica pela ação de espécies exóticas invasoras, através do melhoramento das técnicas de detecção e prevenção, e métodos de controle e erradicação (UICN, 1999).

Segundo GISP as ações de diminuição da contaminação biológica são prevenção, controle e erradicação e devem estar apoiadas pelas comunidades locais e sociedade em geral. A prevenção é apontada como a opção mais econômica, efetiva e preferida, o que justifica sua maior prioridade. Tendo em vista os impactos das espécies exóticas na diversidade biológica, as introduções intencionais devem estar embasadas no princípio da precaução, citado na Convenção da Diversidade Biológica. Para que ocorra a redução das introduções não-intencionais as principais rotas de entrada devem ser identificadas e controladas. Após o estabelecimento da invasão medidas de controle e erradicação são necessárias, porém mais onerosas. Os métodos de controle devem ser social, cultural e eticamente aceitáveis, eficientes, não contaminantes, não afetando a flora e fauna nativas, a saúde e o bem-estar humanos, os animais domésticos e os cultivos (UICN, 2000).

Alguns dados mundiais

Segundo PIMENTEL *et al.* (1999), as espécies exóticas invasoras nos Estados Unidos causam prejuízos e perdas ambientais que ultrapassam 138 bilhões de dólares por ano. Neste país são estimadas 50 mil espécies exóticas, que põem em risco cerca de 42% das espécies ameaçadas ou em perigo de extinção (PIMENTEL *et al.*, 1999). Metade dos parques norte-americanos estão invadidos por mais de 675 espécies exóticas invasoras (NWRA, 2002).

Nova Zelândia, o número de espécies exóticas é levemente superior ao de nativas. Acredita-se que a cada ano, quatro espécies exóticas tornam-se invasoras neste país.

Um estudo realizado nos Estados Unidos, Reino Unido, Austrália, Índia, África do Sul e Brasil mostra que em mais de 120 mil espécies exóticas de plantas, animais, e microorganismos, têm invadido estes seis países e em torno de 20 a 30 % causam maiores problemas ambientais. Calcula-se um prejuízo econômico nestes países de mais de 336 bilhões de dólares por ano, sem computar os prejuízos ambientais que são imensuráveis (PIMENTEL *et al.*, 2001).

ZILLER (2000) verificou que, no planalto do Paraná, a contaminação biológica progressiva por *Pinus elliotti* e *P.taeda* na estepe acarreta a eliminação da vegetação herbácea-arbustiva, com conseqüente perda da biodiversidade local.

BECHARA (2003) detectou uma grande quantidade de sementes de *Brachiaria sp.* no banco de sementes do solo de uma restinga aparentemente bem conservada, demonstrando que a invasão pode ser desencadeada a qualquer momento.

Plantas exóticas invasoras

O gênero *Pinus* é considerado o invasor mais agressivo do globo. Originário do hemisfério norte, as espécies desse gênero, promovem a contaminação biológica não só neste hemisfério, como principalmente de forma mais conspícua e agressiva no hemisfério sul. Por isso é conhecido como o mais problemático exótico invasor do globo. Invade países como a China, Estados Unidos, Filipinas, França, Índia, Israel, Nepal, África do Sul, Austrália, Nova Zelândia, Argentina, Brasil, dentre outros.

Outro grupo contaminante importante no Brasil é o das gramíneas. Segundo FIGUEIRAS (1989), das 44 gramíneas africanas introduzidas no país, onze apresentam elevado grau de agressividade e invasão. Incluem nesta lista espécies do gênero *Brachiaria*, o capim-anoni (*Eragrotis plana*), capim-gordura (*Melinis minutiflora*), capim-colonião (*Panicum maximum*), capim-elefante (*Penisetum purpureum*). Várias espécies de braquiárias têm sido intensamente utilizadas em projetos de recuperação de áreas degradadas, principalmente

pelo rápido “cobrimento” do solo que estas espécies propiciam. Apesar disso, essas espécies dificultam a entrada e a regeneração das espécies nativas, impedindo que o processo de sucessão natural ocorra.

Em relação às arbóreas destaca-se a casuarina (*Casuarina equisetifolia*). Originária da costa norte-nordeste da Austrália é invasora comum de restingas do sul e sudeste do país e dos campos sulinos. Tolerante solos salinos e calcáreos, ambientes degradados. Seu denso sombreado e serrapilheira impedem a regeneração da vegetação nativa, predominantemente dependente de uma grande quantidade de luz.

O cinamomo (*Melia azedarach*) é invasor da Floresta Ombrófila Mista com araucária e da Floresta Estacional Decidual. A uva-do-japão (*Hovenia dulcis*) invade vastas áreas da Estacional Decidual, principalmente pela grande atração que seus frutos promovem pela fauna, principalmente aves.

O ipê-mirim ou amarelinho (*Tecoma stans*), originário do México e sul dos Estados Unidos, é de difícil controle. Invade principalmente pastagens, mas também domina áreas ciliares, reflorestamentos, parques e áreas de regeneração natural. Seu sombreado intenso elimina as forrageiras.

O tojo (*Ulex europaeus*) foi introduzido no Brasil pelos colonizadores europeus com o intuito de reproduzirem sua terra natal. Invade os campos sulinos e pode ser encontrado facilmente inclusive dentro dos Parques Nacionais de São Joaquim e Aparados da Serra.

O lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*), a maria-sem-vergonha (*Impatiens valleriana*) e a *Musa ornata* foram introduzidas para fins ornamentais e invadem áreas de sub-bosque de florestas fechadas. A *M.ornata*, primeiramente invasora de grandes áreas no estado de São Paulo, vem sendo facilmente encontrada também no Paraná.

Animais exóticos invasores

O grande-caramujo-africano (*Achatina fulica*) foi introduzido no país com o intuito de substituir o scargot. Como não teve boa aceitação no mercado, as matrizes foram simplesmente soltas na natureza. A partir daí a adaptação ao novo ambiente foi rápida e tem provocado prejuízos tanto na agricultura como ao bem-estar humano, já que é vetor de um nematóide parasita do homem, causando dores de estômago e hemorragias.

Peixes exóticos são comuns em inúmeros rios brasileiros causando impactos significativos sobre a fauna nativa, em geral de menor porte. Diversas espécies de peixes foram introduzidas em Santa Catarina para aumentar o consumo de proteína pela população, principalmente no interior do estado. Dentre elas podemos destacar a carpa, o bagre-africano, e a tilápia. A agressividade da tilápia é tamanha que se alimenta inclusive de filhotes de traíra, considerado o peixe nativo mais agressivo.

Mamíferos herbívoros como cabras, coelhos, porcos e cavalos podem ameaçar plantas nativas, comendo ou predando-as. O javali africano, por exemplo, provoca danos na agricultura e na fauna nativa e pode ser encontrado no Parque Estadual de Vila Velha/PR e em diversos pontos do Rio Grande do Sul.

Outro vertebrado onívoro, que vem trazendo grandes ameaças é o lagarto *Tupinambis meriana* que foi introduzido na década de 60 no arquipélago de Fernando de Noronha, pelos militares. Esta espécie se alimenta de ovos e filhotes principalmente da tartaruga verde e das aves que nidificam no solo, de frutas, insetos e de um lagarto e um caranguejo endêmicos das ilhas oceânicas brasileiras. De acordo com o último censo realizado, de um casal introduzido há 40 anos, hoje são 2600 indivíduos, somente na ilha principal.

A abelha africana (*Apis mellifera*) reduz, por competição, 60 a 70% a produção de néctar das abelhas nativas.

O mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*) foi introduzido acidentalmente pela descarga das águas de lastre. Este molusco asiático invade os rios da Bacia do Prata e dentre os prejuízos, tem provocando redução de diâmetro e obstrução de tubulações das companhias de abastecimento de água potável e o entupimento de filtros das turbinas no setor de geração de energia. Só no ano passado foram gastos 12 milhões de dólares em medidas de controle na usina de Itaipu.

Não só espécies exóticas invadem nosso país, como também espécies brasileiras são invasoras em diversos países.

O nosso araçá, *Psidium cattleianum* Sabine, em inglês “cattley guava” é considerado a pior planta invasora do Havaí e está na lista das 100 piores do mundo (ISSG, 2004). Reproduz-se vegetativamente e por sementes, muito apreciadas por aves e mamíferos, além de ser tolerante a ambientes sombreados. Ocorrendo na forma de arbusto ou arvoreta (até 8m) tem invadido agressivamente, formando densos agrupamentos, áreas agrícolas e reflorestadas, ambientes costeiros, florestas naturais, campos, zonas ripárias, banhados, áreas urbanas e degradadas. Vêm alterando significativamente os ambientes naturais e ameaçando as espécies raras e endêmicas.

Outra espécie brasileira também na lista das “100 piores invasoras” é a aroeira (*Schinus terebinthifolius*), em inglês “Brazilian peper”. É uma espécie pioneira em ambientes degradados, também ocorrendo em habitats não alterados como florestas, zonas ripárias e costeiras, campos e banhados.

Cecropia peltada também vem se tornado invasora no Havaí, Polinésias francesas, Malásia e leste africano. Cresce em clareiras de florestas naturais, ambientes degradados e derramamentos vulcânicos.

4. Reinfestação de *Pinus*, um estudo de caso

Kurt Bourcheid

O gênero *Pinus* é original do Hemisfério Norte e ocupa extensas áreas da América do Norte, Europa e Ásia. Em seu hábitat natural ocupa ambientes com condições adversas e restritivas, como regiões áridas (oeste dos EUA) ou de extremo frio (regiões árticas), topos de montanhas e solos com alta acidez e baixa fertilidade (RICHARDSON & BOND, 1991).

Há registros de 1855 e de 1890 do caráter invasor deste gênero na África do Sul. A partir de então, muitos outros países registraram invasões de *Pinus*, tais como Austrália, Argentina e Nova Zelândia, tendo este último o maior número de espécies invasoras.

A segunda maior causa de extinção de espécies no mundo está relacionada com a ação de espécies invasoras, superada apenas pela perda e fragmentação de habitats (BRASIL, 2002), sendo as espécies do gênero *Pinus* as maiores responsáveis pelas extinções atribuídas à ação de espécies invasoras.

As plantas do gênero *Pinus* são polinizadas e dispersadas pelo vento (anemofilia e anemocoria, respectivamente), através de sementes aladas extremamente leves durante o ano todo, o que facilita a naturalização das espécies deste gênero, uma vez que não depende da interação com a fauna nativa para se reproduzir e dispersar.

O gênero foi introduzido no Brasil na década de 50, com o objetivo de produzir papel e celulose. Após algumas tentativas sem muito sucesso, tecnologia canadense passou a ser utilizada e os primeiros talhões de *Pinus elliottii* foram implantados no Paraná em 1957. Em 1966, com a criação da Lei no 5.106 dos incentivos fiscais para plantios florestais comerciais (abatimento do imposto de renda de pessoas físicas e jurídicas), implantaram-se por todo o Brasil, e especialmente na região sul, grandes reflorestamentos de *P. elliottii* e *P. taeda*, além de áreas experimentais com outras espécies do gênero (BECHARA, 2003).

Na década de 60, em resposta a essa lei, foi criada a Estação Florestal do Rio Vermelho, na Ilha de Santa Catarina, Florianópolis – SC, onde foram feitos plantios experimentais de 25 espécies de *Pinus*. Em 1974, o decreto estadual nº 994 transformou a antiga Estação Florestal do Rio Vermelho em Parque Florestal do Rio Vermelho, tendo como objetivos antagônicos: “restaurar a flora e fauna”, “introduzir essências florestais nativas ou exóticas”, e “desenvolver técnicas de drenagem para aproveitamento de áreas alagadiças, assim como técnicas para a fixação e reflorestamento de dunas” (CECCA, 1997).

Hoje, os impactos ambientais oriundos do processo de contaminação biológica por *Pinus* na restinga do Parque Florestal do Rio Vermelho são evidentes e conspícuos. O banco de sementes de espécies nativas, devido à presença de *Pinus* por décadas, encontra-se nitidamente afetado e deficiente. A chuva de sementes de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* é constante na área, chegando a mais de 3 milhões de sementes dispersadas por hectare por ano, com 90% de emergência de plântulas. Desta maneira, qualquer ação de restauração na região será submetida a um intenso processo de re-infestação por *Pinus elliottii* var. *elliottii*, principalmente nos primeiros cinco anos (BECHARA, 2003). Estes dados demonstram a alta capacidade invasora e regenerativa da espécie, que já contaminou,

junto com outras espécies do mesmo gênero, outras unidades de conservação do município de Florianópolis, SC: o Parque Florestal do Rio Vermelho (com quase 500 ha de talhões de *Pinus* spp. e aproximadamente 250 ha de dunas e restingas contaminadas), o Parque Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição, a Unidade de Conservação Ambiental do Desterro e a Estação Ecológica de Carijós.

Outro problema é a grande quantidade de acículas de *Pinus* na serrapilheira. De acordo com STURGESS (1991), as acículas de *Pinus* são de difícil degradação, pois, apesar de possuírem grande quantidade de celulose, possuem baixa concentração de nitrogênio. Além disso, apresentam ceras cuticulares que reduzem os efeitos da ação mecânica e possuem compostos polifenólicos que mantêm as proteínas em formas resistentes à ação microbiana. Essa dificuldade na degradação causa a formação de uma camada de até 20cm de serrapilheira que, de acordo com o mesmo autor, causa podsolização do solo devido à alta acidez das acículas.

BECHARA (2003) montou uma área demonstrativa para desenvolver técnicas para a substituição dos *Pinus* do Rio Vermelho pela restinga. Uma área de 1 (um) hectare foi escolhida e logo após o corte de todas as árvores de *Pinus* da área, notou-se um grande potencial de rebrota das árvores de espécies nativas. As plantas de restinga, com a retirada do sombreamento passaram a receber luz e se tornaram muito mais vigorosas, sendo que, no período de verão, um semestre após o corte raso, muitas passaram a florescer e frutificar, o que não acontecia quando as mesmas pertenciam ao sub-bosque de *Pinus*. Com a chegada do verão, não só as espécies nativas tiveram grande desenvolvimento, mas também houve grande proliferação de plântulas de *Pinus* na área aberta.

Para avaliar a dinâmica da re-infestação de *Pinus* na Unidade Demonstrativa, BOURSCHEID *et al.* (2003) montaram 10 transectos paralelos, sobre os quais foram montadas parcelas circulares de raio igual a 1 m com espaçamento de 10 m entre estas, perfazendo um total de 100 parcelas. As plântulas de *Pinus* presentes em cada uma das parcelas foram etiquetadas, mapeadas e medidas. Foram realizadas observações nas características morfológicas das plantas no sentido de estabelecer para a espécie os estádios de tamanho, como propõem GATSUK *et al.* (1980). Um ano após a derrubada dos *Pinus*, durante o inverno, BOURSCHEID *et al.* (2003) registraram 19650 plantas por hectare, sendo 23,82% plântulas, 24,47% jovens 1 e 51,70% jovens 2. Já em uma segunda avaliação, realizada 6 meses depois, agora durante o verão, foi registrada uma média de 14522 plantas por hectare, sendo que não houveram plântulas na população observada e 9,21% eram jovens 1 e 90,79% eram jovens 2. Há de se registrar um predomínio de plantas já em estágio avançado de desenvolvimento, o que diminui, de modo geral, a taxa de mortalidade por causas naturais. Essa alta velocidade de desenvolvimento é uma das características que conferem caráter invasor ao gênero *Pinus*. Além disso, houve crescimento médio de 6,4 cm na população nesse intervalo de 6 meses, com espécimes que não apresentaram qualquer crescimento e um espécime que chegou a crescer 34,5 cm. No entanto, não se pode fazer nenhuma inferência quanto ao crescimento anual dessas plantas. Sabendo-se que são plantas nativas de clima temperado, torna-se necessária uma avaliação nos meses mais frios do ano antes de tirar qualquer conclusão.

Nesse mesmo intervalo, houve uma diminuição no tamanho da população, acompanhado de um aumento no tamanho médio dos indivíduos. A ausência de plântulas na segunda avaliação e a pequena quantidade de jovens 1 (apenas 9,21%) sugerem que o maior índice de emergências deva ocorrer no outono e/ou inverno, o que explicaria a queda

de 26,09% no tamanho populacional. Recentes observações em campo parecem confirmar esta hipótese.

São recentes os estudos do gênero *Pinus* como invasor. Os impactos ambientais oriundos do plantio de espécies invasoras do gênero *Pinus*, tornam essencial fundamentar ações de controle desta invasora, restauração ecológica de ambientes contaminados, conscientização ambiental e políticas públicas para eliminar o processo de contaminação biológica. Sabe-se de antemão de que há sementes depositadas no banco de sementes e que haverá continuidade da chuva proveniente dos talhões vizinhos de *Pinus*. O planejamento da restauração necessita da informação dos níveis de re-infestação para que sejam tomadas decisões sobre quanto e quando as plantas deverão ser eliminadas para que não impeçam o processo de re-colonização das plantas nativas de restinga. Além disso, avaliar os níveis de sobrevivência das plântulas de *Pinus* spp. sobre o talhão explorado é fundamental para subsidiar o planejamento da retirada das plântulas re-infestantes após a exploração dos talhões.

5. O Papel da Chuva de Sementes na Restauração de Áreas Degradadas

Marina Bazzo de Espindola

A chuva de sementes é elemento chave na dinâmica dos ecossistemas e, portanto, é peça importante quando se almeja a sua regeneração. Ela é formada pelo conjunto de propágulos que uma comunidade recebe através das diversas formas de dispersão, propiciando a chegada de sementes que têm a função de colonizar áreas em processo de sucessão primária ou secundária (BECHARA, 2003).

O estudo da chuva de sementes é muito recente e a literatura disponível ainda restrita. No entanto estudos clássicos de dispersão de sementes são básicos para seu conhecimento, pois a chuva de sementes é resultado das diversas formas e comportamentos de dispersão dentro de um ecossistema.

Conhecendo os mecanismos que propiciam a chegada natural de sementes dentro das comunidades podemos tentar reproduzi-los e, assim, transpor uma das principais barreiras da regeneração natural: a falta de propágulos que possam originar novos indivíduos em uma área após sua degradação.

Fundamentos da Dispersão de Sementes

As plantas necessitam enviar propágulos a locais distantes para evitar condições adversas ao redor da planta-mãe, como o ataque de inimigos naturais, a intensa competição intra-específica e o endocruzamento (JANZEN, 1970 e CONNELL, 1971). Além disso, a dispersão é uma maneira de aumentar a probabilidade de encontrar locais com melhores condições para o desenvolvimento da prole (WILLSON, 1992).

Segundo PIJL (1972; 1982), os propágulos podem ser transportados pelo vento (anemocoria); por animais (endozoocoria, epizoocoria e sinzoocoria); pela água (hidrocoria); por mecanismos explosivos (autocoria); pela ação da gravidade (barocoria); e por outros vetores como automóveis e maquinários agrícolas.

JANZEN (1970) e CONNELL (1971) sugerem que as sementes tendem a se concentrar perto da planta-mãe e diluem-se gradativamente, apresentando uma distribuição leptocúrtica. Dentro de uma comunidade os focos de concentração de sementes são um importante recurso para os consumidores, tanto para patógenos de plantas adultas como para os consumidores que concentram suas atividades em regiões de alta concentração do recurso. Regiões de menor densidade de propágulos são zonas de maior recrutamento para a planta, devido ao menor ataque de consumidores. Por este motivo, alcançar essas regiões é extremamente necessário, principalmente para as espécies que não apresentam outras defesas contra os ataques acima referidos (JANZEN, 1970).

A curva de dispersão de cada espécie nem sempre segue essa tendência leptocúrtica, pois depende de fatores abióticos e bióticos, principalmente do comportamento dos

dispersores animais, já que os locais de chegada de propágulos estão relacionados com as atividades destes animais (WILLSON, 1992).

Dinâmica da Chuva de Sementes nas Comunidades

A chuva de sementes sendo resultante do conjunto de fatores de dispersão atuantes numa comunidade pode apresentar diferenças espaciais e temporais.

Estudos em áreas tropicais evidenciam que plantas frutíferas atraem dispersores que trazem consigo sementes de diferentes espécies e locais (WUNDERLE JÚNIOR, 1997). Locais com estas plantas devem apresentar uma chuva de sementes mais intensa e diversificada que áreas sem este atrativo.

WEBB & PEART (2001) constataram que a diversidade de plântulas de um local está mais fortemente relacionada com a diversidade de dispersores com atividade nesse local e não tanto com as espécies adultas circundantes

ARMESTO *et al.* (2001) compararam a chuva de sementes em áreas no interior e nas margens de fragmentos, e no interior e nas bordas de clareiras destes fragmentos. Foi encontrada uma maior intensidade de propágulos na chuva de sementes nas clareiras e no interior dos fragmentos. Uma maior diversidade foi encontrada nas bordas das clareiras, onde arbustos e árvores mais esparsas servem de poleiros para muitos dispersores e onde há, conseqüentemente, uma alta atividade de frugívoros. Esses frugívoros também carregam sementes para as margens dos fragmentos, onde pelo menos 10% das sementes são depositadas por aves, promovendo o processo de invasão das áreas abertas (ARMESTO *et al.*, 2001).

Já em áreas abertas, a intensidade e a riqueza de propágulos decaem drasticamente (HOLL *et al.*, 2000).

A Chuva de Sementes na Área Degradada

A fragmentação dos ecossistemas altera tanto fatores abióticos, influenciando a intensidade dos ventos, como bióticos, determinando a presença ou não de dispersores dependendo do estado de conservação de cada área.

A dispersão de sementes para uma área degradada é essencial para a sua regeneração, uma vez que o banco de sementes do solo sofre uma rápida diminuição na sua abundância e riqueza de espécies devido à curta viabilidade de muitas espécies tropicais (GARWOOD, 1989).

Já foi estabelecida uma forte relação entre a distância de fragmentos florestais e a abundância e riqueza de espécies da chuva de sementes, sendo que, quanto maior a distância, menor a abundância e riqueza de espécies (CUBIÑA & AIDE, 2001). Conseqüentemente, essa relação reflete na formação do banco de sementes do solo. Estes autores consideram que uma das principais razões deste fenômeno é que a maioria das espécies florestais é dispersa por animais, e muitos deles evitam lugares abertos, principalmente se eles não possuem abrigos ou fontes de alimento.

As áreas degradadas apresentam menor probabilidade de receber sementes. A distância de fragmentos florestais significa uma deficiência preocupante no aporte de sementes para a área em processo de sucessão. Reforçando esse argumento, HOLL (1999) considera as baixas taxas de aporte de sementes como o principal fator limitante da regeneração de áreas degradadas.

Oferecer condições atrativas a animais em áreas degradadas significa uma aceleração no processo sucessional local. Além de atrair diversidade de propágulos para a área degradada, os dispersores que utilizam poleiros ou locais dormitórios, como aves e morcegos, estas geram regiões de concentração de propágulos, atraindo também consumidores/dispersores secundários para a área, sendo, portanto, fundamentais quando se pretende reconstruir o ecossistema como um todo.

Estratégias restauradoras baseadas na chuva de sementes

Entendendo restauração como um conjunto de atividades capaz de reativar os processos biológicos da sucessão, o conhecimento da dinâmica do ecossistema em questão envolvendo, principalmente, a chuva de sementes local, passa a ser um passo fundamental para caracterizar as reais potencialidades da paisagem para refazer o ecossistema degradado.

GUEVARA *et al.* (1986) observaram que árvores remanescentes em pastagens atraem aves e morcegos frugívoros que as utilizam para repouso, proteção, alimentação ou residência. Os autores detectaram uma chuva de sementes sob essas árvores muito mais intensa e rica que nas áreas circundantes, devido a recorrente regurgitação, defecação ou derrubada de frutos e sementes pelas aves e morcegos.

MCCLANAHAN & WOLFE (1993) observaram que árvores com galhos secos também são um atrativo para a avifauna, sendo utilizadas para repouso e, no caso das aves onívoras, forrageio de presas. Estes autores testaram poleiros artificiais e perceberam que, assim como as árvores secas, atraem aves que os utilizam para forragear suas presas e para descanso. As aves trouxeram consigo sementes de fragmentos próximos, aumentando em 150 vezes a abundância e a riqueza de espécies da chuva sob os poleiros (vide capítulo Técnicas).

Pos todos estes motivos, a biologia da dispersão de sementes é altamente relevante para a restauração dos ecossistemas tropicais e as generalidades emergentes sobre a dinâmica da chuva de sementes podem levar a uma manipulação consciente da composição de espécies na reconstrução de uma comunidade.

6. O PAPEL DO BANCO DE SEMENTES NA RESTAURAÇÃO

Neide K. Vieira

O termo banco de semente do solo foi utilizado por ROBERTS (1981) para designar o reservatório viável de sementes atual em uma determinada área de solo. Trata-se de um depósito de elevada densidade de sementes em estado de latência presentes no solo até as camadas mais profundas e associadas com a serapilheira.

Banco de sementes é um sistema dinâmico, formado pela chuva de sementes proveniente da comunidade local, da vizinhança e de áreas distantes, quando as sementes são dispersas pelas distintas síndromes de dispersão (anemocoria, endozoocoria, epizoocoria, hidrocoria e autocoria). Conforme MARTINEZ-RAMOS & SOTO-CASTRO (1993), a contribuição destas diferentes fontes de sementes determina estruturalmente a comunidade florestal.

A formação do banco de sementes também está relacionada à ação de filtros: filtro histórico, filtro fisiológico e filtro biótico. Muitas espécies estão ausentes em uma dada comunidade vegetal por razões históricas. Elas podem ter evoluído em uma região distinta e nunca ter dispersado para o local de estudo (formação dos continentes, glaciações). Outras espécies podem chegar (através da dispersão) em um determinado local, mas não conseguir sobreviver ou se estabelecer pela falta de particularidades fisiológicas adequadas àquele ambiente físico. As espécies ainda podem sofrer a ação do filtro biótico, quando são sujeitas a predadores e doenças causadas por vírus e bactérias próprias do local (LAMBERS *et al.*, 1998).

Dentro do banco, as sementes podem ser divididas em dois grupos: recalcitrantes e ortodoxas. As recalcitrantes são geralmente grandes, com altas taxas de metabolismo e respiração, não sobrevivem sob condições secas ou de alta umidade, sua viabilidade é muito curta. A maioria das sementes de espécies arbóreas chamadas de clímax ou secundárias tardias, dentro das florestas úmidas do mundo, é recalcitrante. As sementes ortodoxas são descritas como relativamente pequenas, com baixas taxas de metabolismo e respiração, podem permanecer, com sucesso, por um longo período de tempo com baixa umidade e temperatura. Espécies pioneiras apresentam este tipo de sementes (BRYANT, 1989). São as que se mantêm viáveis no banco de sementes por longos períodos.

A evolução das sementes permitiu que se adaptassem no sentido de permanecerem ou não no banco de sementes. Para permanecerem desenvolveram a característica de ser dormente, ou seja, não germinar e manter sua viabilidade.

A vantagem ecológica da dormência está em reduzir a probabilidade das sementes germinarem durante um período em que as condições estejam inadequadas ao seu desenvolvimento, habilitando a espécie a sincronizar sua germinação e crescimento com a estação do ano na qual as condições ambientais estejam mais favoráveis (MAIA, 2002).

Segundo GARWOOD (1989), o período de tempo em que as sementes permanecem no banco é determinado por fatores fisiológicos (germinação, dormência e viabilidade) e ambientais (umidade, temperatura, luz, presença de predadores de sementes e patógenos), podendo o banco ser transitório, com sementes de vida curta, ou seja, que não apresentam dormência e germinam dentro de um ano após o início da dispersão, ou persistente, com sementes dormentes que permanecem viáveis no solo por mais de um ano. Esta persistência personifica, segundo SIMPSON *et al.* (1989), uma reserva do potencial genético acumulado, tendo importante função na manutenção da diversidade genética nas comunidades e populações (BROWN & VENABLE, 1986).

Vários mecanismos podem ser responsáveis pela não germinação em sementes: tegumento impermeável (sementes não conseguem absorver água e/ou oxigênio), embrião fisiologicamente imaturo ou rudimentar (embrião não se encontra totalmente formado, necessitando de condições favoráveis para o seu desenvolvimento), presença de substâncias inibidoras (impedem a germinação), embrião dormente ou a combinação de causas (IPEF, 1997).

Nas florestas tropicais, a formação de banco de sementes geralmente ocorre em espécies de sucessão inicial ou de clareiras, tais como ervas, arbustos e árvores pioneiras, embora seja ocasionalmente também encontrada em sementes de espécies de sucessão avançada (UHL *et al.*, 1981; THOMPSON, 1992; RICHARDS, 1998).

Muitos estudos mostraram baixa correlação entre a composição de espécies do banco de sementes e a vegetação estabelecida, exceto em clareiras nas florestas. Tal correlação também é baixa quando a vegetação é composta por um mosaico de diferentes tipologias (TEKLE & BEKELE, 2000).

Nos ecossistemas fechados de florestas tropicais, quando as sementes enterradas saem do banco e são trazidas à superfície na abertura de clareiras, elas são expostas a outras condições ambientais de luz e temperatura, que podem promover a germinação das mesmas. A habilidade destas espécies em permanecerem dormentes no banco é uma importante estratégia biológica para a dinâmica de suas populações, permitindo que acompanhem a abertura de clareiras na floresta ou mudanças drásticas em comunidades. Deste modo, quando ocorre abertura de clareiras, a colonização das mesmas é dada pela ativação do banco de sementes, associado com a chuva de sementes que cai sobre tais áreas (RICHARDS, 1998).

O entendimento dos processos de regeneração natural das comunidades vegetacionais é importante para o sucesso do seu manejo (DANIEL & JANKAUSKIS, 1989) e é fundamental para delinear os procedimentos mais adequados de restauração e manutenção da diversidade (GROSS, 1990). Uma das informações necessárias é o conhecimento do estoque de sementes existente no solo, ou seja, do banco de sementes do solo.

Segundo SCHMITZ (1992) a recolonização da vegetação em um ambiente perturbado ocorre principalmente através do banco de sementes no solo, mantendo este um papel fundamental no equilíbrio dinâmico da área.

As plântulas emergentes do banco reduzem a erosão e a perda de nutrientes após distúrbios, contribuindo para a estabilização de áreas perturbadas (UHL *et al.*, 1981).

A regeneração artificial em áreas perturbadas pode ser mais bem planejada se, efetivamente, forem levantadas informações sobre o estado do banco de sementes das mesmas (TEKLE & BEKELE, 2000). Neste sentido, GARWOOD (1989) também salienta que a riqueza e abundância de espécies no banco de sementes (associado com a chuva de

sementes) contribuem com importantes informações sobre o potencial de regeneração das comunidades.

KAGEYAMA & GANDARA (2000) ressaltam que, ao se escolher um modelo de revegetação, deve ser observado a existência de banco de sementes ou plântulas de espécies pioneiras e áreas com vegetação natural próximas, que podem funcionar como fonte de sementes não pioneiras. Segundo estes autores, havendo estas duas fontes de sementes, não há necessidade de introdução de espécies, sendo possível a utilização da regeneração natural como forma mais adequada de revegetação da área.

A ecologia funcional do banco de sementes na revegetação de áreas degradadas vem sendo estudada, sobretudo em áreas que sofrem perturbações. THOMPSON (1992) cita diversos estudos exemplificando o papel do banco de sementes após perturbação em áreas de pastagem e de agricultura, terras que sofrem chuvas freqüentes ou incêndios, beira de rios e lagos que sofrem variação sazonal do nível de água, pântanos, comunidades árticas e alpinas, floresta temperada e floresta tropical. Em seu estudo, conclui que, em geral, a função do banco de sementes na dinâmica da vegetação é bem definida e está intimamente conectada com as perturbações.

Áreas que sofrem perturbações freqüentes apresentam bancos de sementes adaptados aos tipos de perturbações sofridos. Ecossistemas de cerrado, que sofrem incêndios freqüentes, apresentam sementes enterradas no solo com grande capacidade de germinação após o término do fogo. Beira de rios e lagos apresentam sementes de depleção, com capacidade de germinação e crescimento rápido capazes de impedir a erosão destas áreas e o conseqüente assoreamento destes ecossistemas.

Como se vive em um mundo crescentemente perturbado por atividades humanas, é inevitável que os bancos de sementes sejam básicos na administração e na restauração da vegetação, e a administração efetiva das comunidades vegetais depende do entendimento da dinâmica do banco de sementes (Baker, 1989).

GARWOOD (1989) ressalta que, além do banco de sementes, a chuva de sementes, o banco de plântulas e a formação de bosque (emissão rápida de brotos e/ou raízes provenientes de indivíduos danificados) desempenham papéis fundamentais na revegetação dos ecossistemas.

A recomposição do banco de sementes em áreas que sofrem perturbações pode ser feita através de técnicas simples e baratas que incrementem a chuva de sementes na área, como a utilização de poleiros artificiais, ou por técnicas que visem a recomposição direta do banco de sementes e de toda a microbiota como a transposição de solo de áreas não degradadas para áreas degradadas (vide capítulo sobre técnicas de restauração).

7. Técnicas para a restauração através da nucleação

Ademir Reis
Fernando Bechara
Neide K. Vieira
Marina B. de Espindola

No processo de sucessão, as espécies componentes da comunidade, ao se implantarem e completarem seu ciclo de vida modificam as condições físicas e biológicas do ambiente, permitindo que outros organismos mais exigentes possam colonizá-lo. Há espécies, no entanto, que são capazes de modificar os ambientes de forma mais acentuada.

RICKLEFS (1996) denomina-as como espécies facilitadoras, onde facilitação é o processo pelo qual, numa fase inicial, a espécie altera as condições da comunidade de modo que as outras tenham maior facilidade de estabelecimento.

HULBERT (1971) descreveu que cada indivíduo dentro de uma comunidade pode interagir com cada um dos outros indivíduos que a compartilham. Dentro deste contexto, o autor propõe o conhecimento das probabilidades de encontros interespecíficos de cada espécie como uma ferramenta básica para o entendimento da estabilidade de uma comunidade. Para este autor, as espécies com maiores probabilidades de encontros interespecíficos são as que mais contribuem para o aceleração do ritmo de sucessão de uma comunidade.

YARRANTON & MORRISON (1974) constataram que espécies arbóreas pioneiras ao ocuparem áreas em processo de formação de solo, geraram pequenos agregados de outras espécies ao seu redor, acelerando, assim, o processo de sucessão primário. Este aumento do ritmo de colonização, a partir de uma espécie promotora, foi denominado pelos autores de nucleação. SCARANO (2000) usa o termo “planta focal” para plantas capazes de favorecer a colonização de outras espécies, como a palmeira *Allagoptera arenaria* (Gomes) Kuntze e plantas do gênero *Clusia* L., capazes de propiciar a formação de moitas na restinga, favorecendo o desenvolvimento de cactáceas e bromeliáceas. MILLER (1978) e WINTERHALDER (1996) sugerem que a capacidade de nucleação de algumas plantas pioneiras é de fundamental importância para processos de revegetação de áreas degradadas. ROBINSON & HANDEL (1993) aplicaram a teoria da nucleação em restauração ambiental e concluíram que os núcleos promovem o incremento do processo sucessional, introduzindo novos elementos na paisagem, principalmente, se a introdução destas espécies somar-se à capacidade de atração de aves dispersoras.

A capacidade nucleadora de indivíduos arbóreos remanescentes em áreas abandonadas após uso na agricultura ou em pastagens mostrou que os mesmos atraem pássaros e morcegos que procuram proteção, repouso e alimentos. Estes animais propiciam o transporte de sementes de espécies mais avançadas na sucessão, contribuindo para o aumento do ritmo sucessional de comunidades florestais secundárias (GUEVARA *et al.*, 1986). Selecionando 4 árvores do gênero *Ficus* Tourn. ex Lin., GUEVARA & LABORDE (1993) registraram a deposição de 8.268 sementes, de 107 espécies vegetais, no período de 6 meses. Estas quatro figueiras isoladas foram visitadas por 47 espécies de pássaros frutívoros e 26 não frutívoros durante o período. ZIMMERMANN (2001), observando 4

indivíduos de *Trema micrantha* Blume em área urbana, registrou, durante 13 horas de observação, a presença de 18 espécies de aves que consumiram 767 frutos.

A capacidade de dispersão de sementes por aves e morcegos é evidenciada no estudo de caso da Ilha de Krakatau, na Indonésia, que foi totalmente destruída em 1883 por um vulcão. Nesta ilha, WHITTAKER & JONES (1994) avaliaram todas as espécies locais após um século de recolonização natural. Registraram a presença de 124 espécies com síndrome de dispersão endozoocórica, associadas aos morcegos e pássaros que migravam das ilhas mais próximas. Com este estudo, os autores constataram que o processo de colonização e sucessão da floresta de Krakatau é uma excepcional evidência da habilidade dos pássaros e morcegos para formarem uma nova comunidade florestal tropical em condições de grande isolamento. Os autores concluem, ainda, que, com base no observado em Krakatau, uma das formas mais eficientes e rápidas de restaurar áreas degradadas seria o plantio de plantas produtoras de frutos capazes de atrair uma grande variedade de agentes dispersores, formando, portanto, núcleos de biodiversidade dentro de áreas degradadas.

O etnoconhecimento também mostra que algumas plantas, quando frutificadas, exercem uma grande atração sobre a fauna. Elas atraem os animais que vêm se alimentar de seus frutos e os animais que utilizam estas plantas para predarem outros animais. REIS *et al.* (1999) sugerem que as plantas bagueiras, ou seja, aquelas que são capazes de atrair uma fauna diversificada, devem ser utilizadas como promotoras de encontros interespecíficos dentro de áreas degradadas, exercendo o papel de nucleadoras.

O comportamento das aves por ser muito diversificado, pode ser aproveitado em processos de restauração através de formas muito variadas. MCCLANAHAN & WOLFE (1993) observaram que a colocação de poleiros artificiais atrai algumas aves específicas que os utilizam para o forrageamento de presas e, ao mesmo tempo, depositam sementes de outras espécies. Isto ocorre porque muitas das aves que apresentam preferência pelo pouso em galhos secos, são onívoras.

A nucleação pode atuar sobre toda a diversidade dentro do processo sucessional envolvendo o solo, os produtores, os consumidores e os decompositores.

ODUM (1986) afirma que a estabilidade de uma área relaciona-se mais intimamente com a diversidade funcional do que com a estrutural (de biomassa existente). Desta afirmação, deduz-se a importância das técnicas nucleadoras, pois elas serão capazes de refazer, dentro das comunidades, distintos nichos ecológicos associados aos organismos que as compõem.

Transposição de solo como forma de nucleação

O banco de sementes é um dos fatores mais importantes na recolonização natural de áreas perturbadas, dando início ao processo sucessional. As primeiras espécies que emergem do banco evitam a erosão e a perda de nutrientes do solo, além de transformarem o ambiente dando condições de outras espécies, mais exigentes em relação à luminosidade e nutrientes, germinarem e se estabelecerem. Em áreas degradadas, que tiverem o banco de sementes totalmente retirado, o processo de restauração torna-se mais difícil (vide capítulo “Banco de Sementes”).

Um ecossistema degradado que não apresente sementes no banco e nem a possibilidade da chegada de propágulos através da dispersão, necessita de ações antrópicas para recompor este ambiente.

Um aspecto relevante é o solo, que pode ser entendido como um sistema heterogêneo, descontínuo e estruturado formado por micro-habitats discretos com diferentes características químicas, físicas e comunidades biológicas, ou seja, um complexo de seres vivos, materiais minerais e orgânicos de cujas interações resultam suas propriedades específicas (estrutura, fertilidade, matéria orgânica, capacidade de troca iônica, etc). Estas características são altamente interdependentes, de modo que não se pode modificar nenhuma delas sem modificar as demais (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002).

A biodiversidade e a atividade biológica estão estreita e diretamente relacionadas a funções e características essenciais para a manutenção da capacidade produtiva dos solos. Cada organismo desempenha papel específico na manutenção do solo. Os microorganismos participam da gênese do habitat onde vivem. Nos estádios iniciais de formação do solo, carbono e nitrogênio são elementos deficientes; deste modo, espécies fotossintéticas e fixadoras de nitrogênio, como cianobactérias e líquens, são importantes colonizadoras primárias de rochas. Além da agregação, eles estão também envolvidos no intemperismo através de participação em reações que liberam prótons, nutrientes inorgânicos e ácidos orgânicos. Os actinomicetos produzem enzimas extracelulares que degradam macromoléculas complexas comumente encontradas no solo (caseína, amido, quitina, celulose, lignocelulose). Os protozoários alimentam-se de substâncias orgânicas dissolvidas e de outros animais, vivos ou mortos, exercendo papel importante no equilíbrio biológico do solo. Os fungos atuam na decomposição de resíduos orgânicos e, como são patógenos importantes de plantas e animais, podem agir como agentes de controle biológico e ainda formar simbioses mutualísticas com plantas (micorrizas) e algas verdes ou cianobactérias (líquens) (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002).

O solo formado, havendo disponibilidade de água, permitirá o crescimento de plantas que, ao serem decompostas, gerarão matéria orgânica que reterá nutrientes, liberando-os lentamente para os próximos colonizadores (COUTINHO, 1999).

A fauna desempenha diversas funções no solo: predação, controle biológico, parasitismo de plantas e animais, processamento da serapilheira através de sua fragmentação que aumenta a área de superfície exposta ao ataque dos microorganismos, distribuição da matéria orgânica, de nutrientes e microorganismos (transporte da superfície para as camadas mais profundas), alteração das propriedades físicas do solo pela construção de galerias, ninhos e câmaras e alteração nas taxas de decomposição da matéria orgânica e de mineralização de nutrientes (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002; ASSAD, 1997).

Durante processos degradativos, o solo sofre profundas modificações quanto às suas composições química, biológica e estrutural, sendo a perda de matéria orgânica a principal consequência da degradação, retardando o processo sucessional (REIS *et al.*, 2003).

WINTERHALDER (1996) aplicou esta técnica, que chamou de “plantação de blocos de solo”, na restauração de uma paisagem industrial perturbada em Sudbury – Ontário (Canadá), e comprovou a eficácia deste método. A transposição criou uma ilha de fertilidade, permitindo dobrar o papel da nucleação.

RODRIGUES & GANDOLFI (2000) citam que muitas áreas de vegetação nativa vêm sendo totalmente destruídas por diversos motivos, como: implantação de novas áreas de mineração, construção de estradas e represas para a geração de energia elétrica. Desta forma, sugerem que a camada superficial do solo (primeiros 20 cm) destas áreas seja retirada antes da eliminação da floresta e reposta nas áreas degradadas com a intenção de recompor o solo (aporte de matéria orgânica, sementes, propágulos, micro, meso e macro fauna e flora).

Este método vem sendo recomendado para áreas de mineração e tem se mostrado muito eficiente para a restauração dessas áreas, pois reduz custos com produção de mudas, com a recuperação do solo, com a eficiência do plantio, etc, além de garantir uma maior diversidade florística e genética da restauração, obtida com espécies locais (RODRIGUES & GANDOLFI, 2000).

BARBOSA *et al.* (2002) testaram a transposição de serapilheira sobre uma área de restinga degradada para exploração mineral e constataram a eficiência da técnica.

Siqueira e colaboradores desenvolveram uma técnica para recuperar solos contaminados por metais pesados, que consiste na substituição do solo comprometido e na fitorremediação (tratamento com plantas). Os pesquisadores têm observado o desenvolvimento de espécies cujas sementes vieram no solo não contaminado usado para a substituição e cobertura da área (AGUIAR, 2002).

A transposição de pequenas porções (núcleos) de solo não degradado representa grandes probabilidades de recolonização da área com microorganismos, sementes e propágulos de espécies vegetais pioneiras (Figura 4).

O objetivo desta técnica é a restauração do solo, componente de grande importância nos ecossistemas, responsável pela sustentação da vegetação, embora pouco focado nos projetos de restauração. Com a transposição de solo, reintroduz-se populações de diversas espécies da micro, meso e macro fauna/flora do solo (microorganismos decompositores, fungos micorrízicos, bactérias nitrificantes, minhocas, algas, etc.), importantes na ciclagem de nutrientes, reestruturação e fertilização do solo. A transposição de solo consiste na retirada da camada superficial do horizonte orgânico do solo (serapilheira mais os primeiros 5 cm de solo) de uma área com sucessão mais avançada. REIS *et al.* (2003) sugerem a utilização de solos de distintos níveis sucessionais para que seja reposta uma grande diversidade de micro, meso e macroorganismos no ecossistema a ser restaurado.

Quando o “novo” banco de sementes é disposto na área degradada, grande parte das sementes de espécies pioneiras que originalmente estavam enterradas no solo ficam na superfície e tendem a germinar, já que em geral são fotoblásticas positivas. As sementes que após a transposição continuarem enterradas e não germinarem irão compor o novo banco de sementes na área degradada.

No caso de empreendimentos que envolvem a degradação de grandes áreas, a transposição da camada fértil do solo merece ser planejada no sentido de haver transposição concomitante ao processo de remoção e degradação. Em hidrelétricas, onde toda a área do lago terá o solo inundado, as áreas degradadas com a formação de áreas de empréstimo e bota-fora, podem ser cobertas com o solo fértil disponível na área do futuro lago. Esta ação é parte integrante de um programa de resgate da biota, pois representa uma forma eficiente de garantir a sobrevivência de muitas populações de micro, meso e macro organismos que vivem no solo.

A técnica de transposição de solo, citada por REIS *et al.* (2003) como agente nucleador, além de barata, é simples de proceder e tem a vantagem de recompor o solo degradado não somente com sementes, mas com propágulos e grande diversidade de micro, meso e macro organismos capazes de dar um novo ritmo sucessional ao ambiente. Para a aplicação desta técnica deve-se utilizar camadas de solo de áreas próximas a área que se quer restaurar buscando refazer a paisagem original. Estas camadas de solo devem conter sementes de espécies das mais variadas formas de vida (herbáceas, arbustivas, arbóreas, lianas) e de diferentes estádios sucessionais.

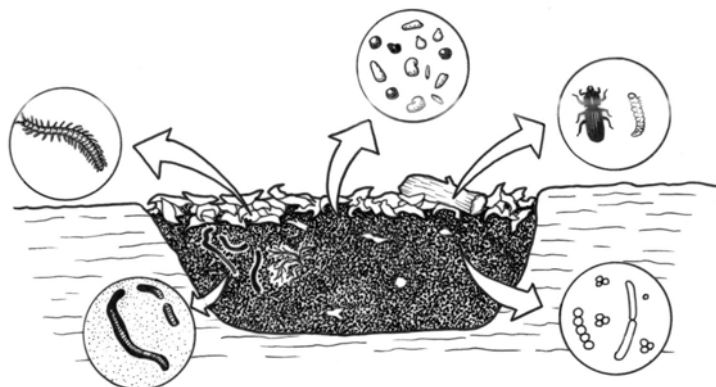


Figura 4. A transposição de solo permite a colonização da área degradada com uma diversidade de micro, meso e macro organismos capazes de nuclear um novo ritmo sucessional.

Semeadura direta e hidrossemeadura

Como descrito no capítulo de chuva de sementes, as áreas degradadas apresentam deficiência na chegada de sementes, principalmente daquelas que dependem de fatores bióticos para sua dispersão. É importante lembrar, também, que a intensidade e a diversidade da chuva de sementes em uma área degradada depende da proximidade de áreas com cobertura vegetal e da ação dos vetores de dispersão.

Na falta de propágulos tanto oriundos da chuva natural de sementes quanto do banco de sementes local, o solo permanece exposto à ação erosiva perdendo seus nutrientes e estrutura, agravando ainda mais as condições de degradação. Isto ocorre porque a área perdeu sua resiliência e iniciativas devem ser implementadas para a sua retomada.

Uma ação emergencial para transpor essa dificuldade é fornecer sementes ao solo para formar um novo banco de sementes e promover a cobertura inicial do solo. Esta técnica, chamada de semeadura direta, é essencial para a retomada da resiliência ambiental. Ela consiste no lançamento manual de sementes diretamente sobre o solo. Pode, também, ser mecanizada utilizando um lançador de sementes para maximizar sua aplicação em grandes extensões. Esta técnica tem sido bastante utilizada principalmente na África e na Austrália no intuito de minimizar custos de projetos agroflorestais e proteger solos expostos (KNIGHT, *et al.*, 1998 e OWUOR *et al.*, 2001).

As semeaduras diretas ou hidrossemeaduras, tradicionalmente, utilizam coquetéis de gramíneas perenes exóticas e leguminosas que rapidamente fornecem cobertura ao solo. Por outro lado, ao se instalarem, permanecem na área através de processos regenerativos, evitando a nucleação e, conseqüentemente, impedindo a sucessão. Por este motivo, somente devem ser utilizadas espécies nativas típicas do ecossistema a ser restaurado e promotoras da sucessão ambiental.

Para a de escolha de espécies, é necessário observar algumas características ecológicas que são importantes para o início do processo de restauração: o crescimento rápido para a cobertura do solo e interrupção da erosão; o desenvolvimento de sistemas radiculares profundos que promovem a percolação de água e de nutrientes e a aeração do solo, necessárias para o desenvolvimento de microorganismos; contribuição para o acúmulo

de matéria orgânica e nutrientes no solo. Estas características favorecem o melhoramento das condições edáficas da área degradada, permitindo a instalação de espécies mais exigentes no local. Neste sentido, cada espécie atua como elemento nucleador, propiciando o desenvolvimento não somente de espécies vegetais, como também de animais e microrganismos ao seu redor.

As gramíneas, diante de sua alta capacidade de colonização, de produção de matéria orgânica e de melhoria da qualidade do solo, são fundamentais neste primeiro momento do processo de restauração. Dentro do princípio da nucleação, recomenda-se a utilização de gramíneas anuais, capazes de produzir palhada e propiciar o processo sucessional.

Existe, no entanto, dificuldade de obtenção de sementes de espécies nativas, o que muitas vezes resulta na utilização de espécies exóticas com alta potencialidade invasora, geralmente as *Brachiaria* spp. (Capim-braquiária), que apresentam alelopatia e grande capacidade regenerativa, estagnando o processo sucessional no local em que é empregada. Sugere-se, então, que sejam selecionadas gramíneas anuais e que apresentem baixos níveis de alelopatia, pois, após contribuírem para a cobertura, descompactação do solo e acúmulo de matéria orgânica, cedem espaço a novas espécies, dando continuidade à sucessão ecológica.

Para o inverno, a utilização de aveia-preta (*Avena sp.* L.) e azevém (*Lolium multiflorum* Lam.) podem, no sul do Brasil, produzir uma efetiva proteção do solo com suas palhadas. Para o período de verão, o sorgo (*Sorghum bicolori* (L.) Moench.) e o teosinto (*Euchlaena mexicana* Schrad.) podem ser opções enquanto não houver disponibilidade de sementes de gramíneas nativas anuais, mais adequadas para processos de restauração.

Outro recurso para transpor a dificuldade de obtenção de sementes nativas é a transposição da chuva de sementes. Para isso, coloca-se coletores de sementes sob a vegetação de um fragmento preservado semelhante ao ecossistema original da área a ser restaurada. Recolhendo o material dos coletores mensalmente, pelo período de pelo menos um ano, e colocando-o na área degradada, estamos realizando uma semeadura direta com as sementes presentes no fragmento preservado. Assim, estamos garantindo uma alta biodiversidade e espécies que intercalam sua produção de sementes ao longo de todo o ano. Isto é muito importante para a manutenção dos dispersores na área em processo de restauração.

Para dar início ao processo de restauração de um ecossistema como um todo, sugerimos a utilização de semeadura com alta diversidade. Pode-se utilizar, também, a hidrossemeadura ecológica, uma versão mecanizada da semeadura, onde uma mistura de sementes, água, fertilizantes e agentes cimentantes são lançadas ao solo e favorecem a aderência das sementes ao substrato na área a ser restaurada.

Recomenda-se, ainda, quebrar a dormência de apenas uma parte das sementes. Aquelas sem tratamento vão formar um banco de sementes, permitindo que ocorra germinação ao longo dos anos. A formação de um novo e efetivo banco de sementes atua, também, como agente nucleador de um banco mais diversificado (Austrália, 2001).

Poleiros artificiais

A regeneração de um ambiente degradado depende, principalmente, da chegada de propágulos a este local (vide capítulo “Chuva de Sementes”). HOLL (1999) considera as baixas taxas de aporte de sementes como o principal fator limitante da regeneração de áreas degradadas.

Aves e morcegos são os animais dispersores de sementes mais efetivos, principalmente quando se trata de transporte entre fragmentos de vegetação. Atrair estes animais constitui numa das formas mais eficientes para propiciar chegada de sementes em áreas degradadas e, conseqüentemente, acelerar o processo sucessional.

Aves e morcegos utilizam árvores remanescentes em pastagens para proteção, para descanso durante o vôo entre fragmentos, para residência, para alimentação ou como latrinas (GUEVARA *et al.*, 1986). Estas árvores remanescentes formam núcleos de regeneração de alta diversidade na sucessão secundária inicial devido à intensa chuva de sementes promovida pela defecação, regurgitação ou derrubada de sementes por aves e morcegos (REIS *et al.*, 2003).

MCDONNELL & STILES (1983) instalaram poleiros artificiais em campos abandonados e observaram que as regiões abaixo dos poleiros se tornaram núcleos de vegetação diversificada devido à deposição de sementes pelas aves que os utilizavam.

MCCLANAHAN & WOLFE (1993) observaram que poleiros artificiais atraem aves, que os utilizam para forragear suas presas e para descanso, e trazem consigo sementes de fragmentos próximos. REIS *et al.* (2003) sugerem a implementação destes poleiros para incrementar a chuva de sementes em locais que se pretende restaurar. Esta chuva irá formar o novo banco de sementes destes locais.

Além de atrair diversidade de propágulos para a área, os dispersores, que utilizam poleiros, geram regiões de concentração de recurso, como as descritas por JANZEN (1970), atraindo, também, consumidores para o local.

A escolha de técnicas de restauração ambiental deve ser norteadas pela manutenção dos dispersores na área, o que depende, basicamente, desta área oferecer locais de repouso ou abrigo e, principalmente, apresentar disponibilidade de alimento o ano todo. Para tal finalidade, os poleiros artificiais podem ser efetivos.

Os poleiros artificiais podem ser pensados de diversas formas para se tornarem um atrativo aos dispersores dentro de uma área que se pretende restaurar. Os poleiros podem ser secos ou vivos servindo a diferentes finalidades.

.Poleiros Secos

Este tipo de poleiro, sugerido por REIS *et al.* (2003), imita galhos secos de árvores para pouso de aves. As aves os utilizam para repouso ou forrageamento de presas (muitas aves são onívoras e, enquanto caçam, depositam sementes). O poleiro seco pode ser confeccionado com diversos materiais, como por exemplo, restos de madeira ou bambu (Figura 5). Eles devem apresentar ramificações terminais onde as aves possam pousar, serem relativamente altos para proporcionar bom local de caça e serem esparsos na paisagem.

Poleiros secos têm sido sugeridos pelo *Sustainable Agriculture Research and Education Program* da Universidade da Califórnia no controle de pragas nas lavouras. Estes poleiros servem de local de forrageio para corujas e falcões que se alimentam de pequenos vertebrados indesejáveis nas fazendas. Para incrementar seu uso recomendam a construção de casinhas no alto dos poleiros além do local de pouso. Estas casinhas são facilmente escolhidas pelas corujas como local de ninho (INGELS, 1992).

Em locais onde existam espécies invasoras como *Pinus* sp. algumas árvores podem ser aneladas para que morram e permaneçam em pé com a função de poleiros seco. Poleiros de

pinus anelado foram utilizados na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental do Parque Florestal do Rio Vermelho-Florianópolis-SC proposta por BECHARA (2003). O parque Florestal do Rio Vermelho é uma área originalmente de restinga com cerca de 750ha invadidos por *Pinus* spp. Durante a implantação da Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental surgiu a idéia de aproveitar o material disponível no local. Avaliações preliminares apontam as áreas sob estes poleiros como locais de maior intensidade e diversidade de chuva de sementes em comparação com as demais áreas desta unidade (VIEIRA, 2003). Outras espécies arbóreas invasoras também podem ser utilizadas como poleiros secos, mas é necessário promover a morte do indivíduo para que ele não continue invadindo áreas. Em casos de espécies que brotam, como o *Eucalyptus* sp. por exemplo, deve ser feito um controle manual do rebrote.

Outra iniciativa de BECHARA (2003) foi a instalação de cabos aéreos ligando os poleiros de pinus anelado aumentando a área de deposição de sementes devido ao pouso de aves sob o cabo (Figura 6). Os cabos aéreos imitam a rede de fiação elétrica sob a qual muitas aves pousam. Eles podem ser feitos utilizando corda ou qualquer material semelhante disponível (REIS *et al.* 2003).

As cercas com mourões também formam poleiros artificiais em pastagens. É comum observarmos núcleos de vegetação sob os mourões, ou mesmo sob o arame, devido à intensa deposição de sementes por aves que ali pousam. Para aproveitar este comportamento das aves, pode-se imitar uma cerca em áreas abertas.

O enleiramento de galharia, técnica sugerida por REIS *et al.* (2003) para aporte de matéria orgânica e oferta de abrigo, também exerce função de poleiro em áreas abertas. Para as aves as leiras servem de local de repouso e caça de pequenos animais, principalmente cupins, larvas de coleópteros e outros insetos que colonizam a madeira. Por outro lado, estas leiras oferecem abrigo para pequenos mamíferos (roedores) e répteis.

Outra função de poleiros secos pode ser o incremento da chuva de sementes e, conseqüentemente, do banco de sementes de regiões com vegetação inicial, erguendo-se poleiros que ultrapassem os arbustos e arvoretas para a atração de aves trazendo sementes de fragmentos em estágio mais avançado de sucessão.

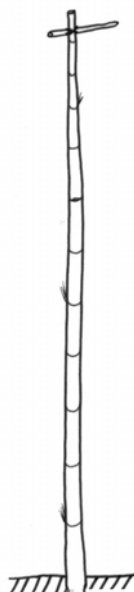


Figura 5. Os poleiros secos imitam ramos secos onde algumas aves preferem pousar para descansar e forragear suas presas. A estadia destas aves nos poleiros permite que novas sementes possam colonizar as áreas degradadas, formando núcleos de diversidade advinda dos fragmentos vizinhos.

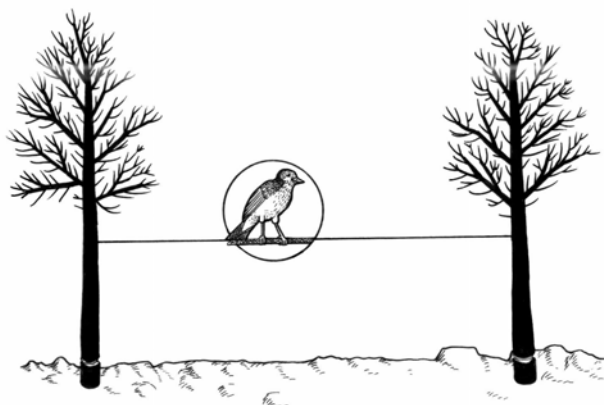


Figura 6. Cabos aéreos podem aumentar as superfícies dos poleiros artificiais, promovendo maiores probabilidades de chegada de propágulos e de nucleação em áreas degradadas.

Poleiros Vivos

Os poleiros vivos são aqueles com atrativos alimentícios ou de abrigo para os dispersores. Eles imitam árvores vivas de diferentes formas para atrair animais com

comportamento distinto e que não utilizam os poleiros secos. Dentro desse grupo, destacam-se os morcegos, que procuram locais de abrigo para completarem a alimentação dos frutos colhidos em árvores distantes. Aves frutívoras também são atraídas por poleiros vivos quando estes ofertam alimento.

Assim como os poleiros secos, os poleiros vivos podem ser pensados de diversas formas, dependendo do grupo que se quer atrair e das funções ecológicas desejadas.

Um poleiro vivo pode ser feito simplesmente plantando-se uma espécie lianosa de crescimento rápido na base de um poleiro seco. Este poleiro vai apresentar em pouco tempo um aspecto verde com folhagem. À medida que a liana se adensa cria um ambiente protegido propício para o abrigo de morcegos e aves. Para aumentar seu poder atrativo, a espécie lianosa escolhida pode ser frutífera, atuando como uma bagueira na área (REIS *et al.* 1999) – Reserva da Biosfera.

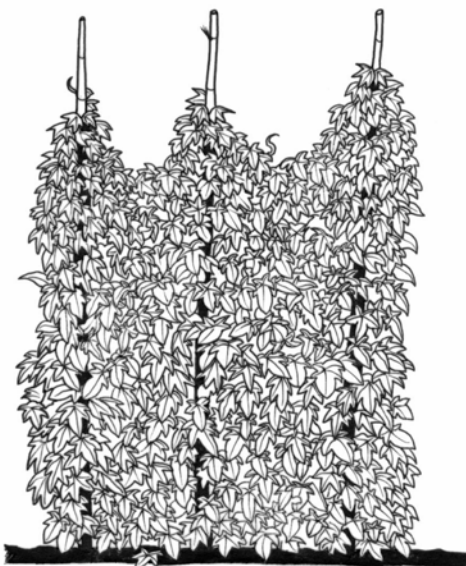
Uma forma de acelerar a função de atração é a colocação de plantas epífitas que permitam viver em substratos mortos. Pequenos pedaços de ramos podem ser preparados em viveiros para suportar epífitas. Plantas como as cactáceas do gênero *Rhipsalis* Gaertn. ou bromeliáceas podem ser aproveitadas de árvores caídas (resgate) ou mesmo semeadas para comporem os poleiros de forma mais atrativa aos pássaros e morcegos. Estas epífitas podem ser utilizadas como incremento mesmo em árvores remanescentes. Bromélias adultas podem aumentar a capacidade nucleadora destas árvores, atraindo não somente aves e morcegos, mas também toda a fauna e flora característica de seus tanques de água.

Cevas no alto dos poleiros com frutos nativos podem ser utilizadas para intensificar a visitação de dispersores. Estas cevas também podem ser dispostas na base dos poleiros para a atração de outros mamíferos.

Os poleiros vivos servem a outras funções que não somente a atração direta de dispersores, como é o caso das torres de cipó sugeridas por REIS *et al.* (2003). Quando dispostos lado a lado, os poleiros com cipós podem formar uma barreira efetiva contra os ventos dominantes (Figura 7). Estas torres imitam árvores dominadas por lianas na borda das matas que têm o papel de abrigo para morcegos. Além disso, criam um microclima favorável ao desenvolvimento de espécies esciófitas (REIS *et al.*, 2003).

As torres de cipó podem também variar na sua disposição, criando uma diversidade de ambientes na área onde forem instaladas. Elas podem ser instaladas em formas circulares, criando um núcleo protegido tanto para animais como para o desenvolvimento de espécies vegetais; podem ser dispostas em forma de “V” invertido, para o desvio de fortes correntes de ar e proteção da região central (que apresenta gradiente de sombreamento).

Outras formas de poleiros podem ser criadas observando o comportamento dos



dispersores na natureza e os ambientes em que eles concentram suas atividades.

Figura 7. As torres de cipó oferecem abrigo para aves e morcegos que, por sua vez, estes animais transportam sementes dos fragmentos vegetacionais vizinhos, formando núcleos de diversidade que, num processo sucessional, atraem outras espécies animais e vegetais.

Transposição de galharia

Em áreas destinadas à mineração ou ao represamento de hidrelétricas, onde grandes porções de solo são removidas (áreas de empréstimo e bota-fora), a principal causa da degradação ambiental está na total ausência de nutrientes no solo. Qualquer fonte de matéria orgânica disponível na região deve ser utilizada.

Um exemplo de matéria orgânica é os resíduos da exploração florestal do desmatamento. Ao invés de queimá-los, podem ser enleirados, formando núcleos de biodiversidade básicos para o processo sucessional secundário da área degradada.

Estas leiras no campo podem germinar ou rebrotar, fornecer matéria orgânica ao solo e servir de abrigo, gerando microclima adequado a diversos animais. Roedores, cobras e avifauna podem, ainda, utilizá-las para alimentação devido a presença de coleópteros decompositores da madeira, cupins e outros insetos (Figura 8).

Esta técnica foi utilizada com sucesso na restauração de áreas de empréstimo nas Hidrelétricas de Itá e Quebra-queixo, SC. Neste local, foi observado que a galharia recolhida da área do lago, além de seu efeito nucleador, consistiu um efetivo resgate da flora e da fauna. Aderidos a galharia foram transportados, também, sementes, raízes, caules com capacidade de rebrota, pequenos roedores, répteis e anfíbios. Estas leiras colonizaram e irradiaram diversidade nas áreas de empréstimo (REIS, 2001).

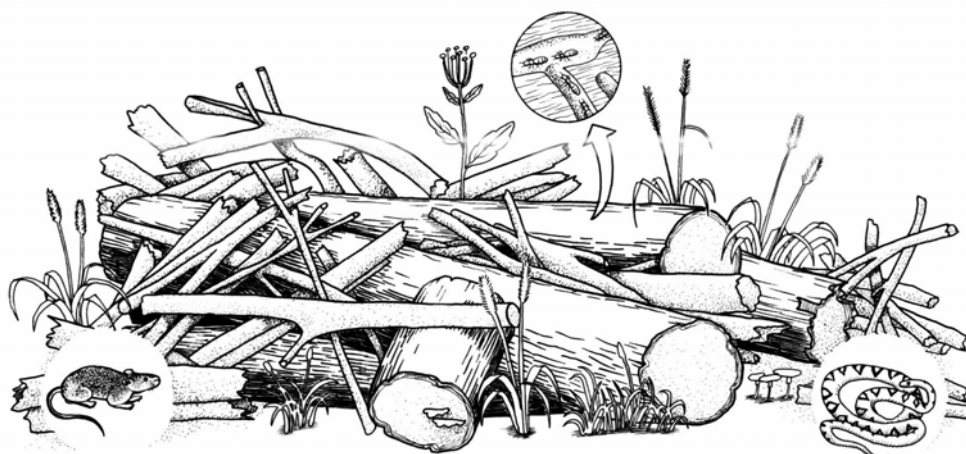


Figura 8. Restos de vegetação, quando enleirados podem oferecer excelentes abrigos para uma fauna diversificada e um ambiente propício para a germinação e desenvolvimento de sementes de espécies mais adaptadas aos ambientes sombreados e úmidos.

Plantios de mudas em ilhas de alta diversidade

A implantação de mudas produzidas em viveiros florestais é uma forma de gerar núcleos capazes de atrair maior diversidade biológica para as áreas degradadas. O plantio de toda uma área degradada com mudas geralmente é oneroso e tende a fixar o processo sucessional por um longo período promovendo apenas o crescimento dos indivíduos das espécies plantadas.

A produção de ilhas como defendido por Reis *et al.* (1999) e KAGEYAMA & GANDARA (2000) sugere a formação de pequenos núcleos onde são colocadas plantas de distintas formas de vida (ervas, arbustos, lianas e árvores). Espécies com maturação precoce têm a capacidade de florir e frutificar rapidamente atraindo predadores, polinizadores, dispersores e decompositores para os núcleos formados. Isso gera condições de adaptação e reprodução de outros organismos, como as plantas nucleadoras registradas nos trabalhos que embasaram a teoria desta proposta de restauração.

O conjunto de núcleos criados através das ilhas de alta diversidade torna-se mais efetivo quando seu planejamento previr uma produção diversificada de alimentos durante todo o ano (Figura 9).

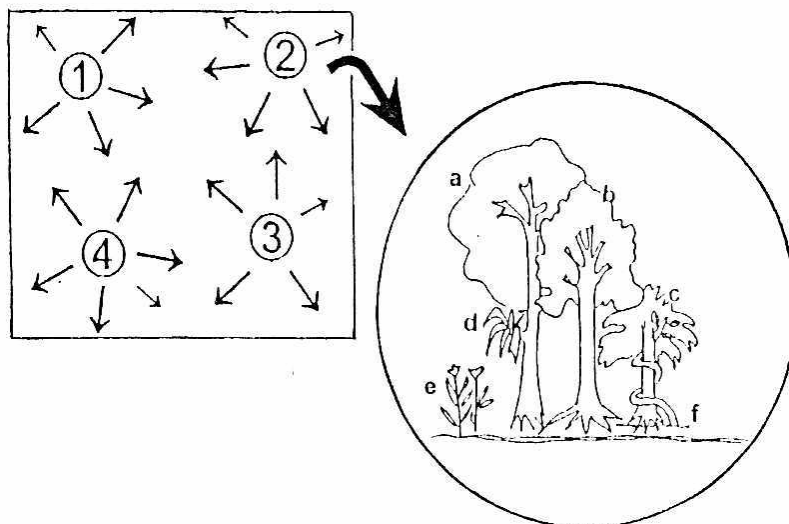


Figura 9: Centros de alta diversidade de espécies e de formas de vida com floração/frutificação durante todo o ano formam ambientes nucleadores de diversidade dentro de áreas degradadas.

Coleta de sementes com manutenção da variabilidade genética

Processos naturais de dispersão de sementes tendem a propiciar a manutenção da diversidade genética das populações colonizadoras, tornando a disseminação um processo aleatório e dificilmente privilegiando sementes de um ou poucos indivíduos no processo de

colonização de uma área. A diversidade genética favorece a adaptação às mais variadas situações ambientais.

O processo de coleta de sementes, no entanto, nem sempre consegue manter a diversidade genética de populações, uma vez que, geralmente, poucos indivíduos são representados nos lotes de sementes coletados, fazendo com que os viveiros florestais produzam grande quantidade de mudas meio-irmãs, ou seja, provenientes de um mesmo indivíduo.

VENCOVSKY (1987) discute a representatividade genética intrapopulacional e sugere que lotes de sementes utilizados sejam provenientes de, no mínimo, 12 a 13 indivíduos, no sentido de atender às variações ambientais do novo ambiente e evitar que os novos cruzamentos, localizados na área implantada, sejam endogâmicos.

É desejável que o material genético a ser colocado nas áreas degradadas, dentro da visão nucleadora, tenha a maior heterozigosidade possível, pois a sucessão da área dependerá do material genético produzido localmente nas gerações seguintes.

Um programa de coleta durante todo o ano e o mapeamento do maior número possível de matrizes de cada uma das espécies selecionadas garantirá colonização efetiva das espécies e função nucleadora das mesmas.

Uma das formas de garantir o abastecimento de sementes durante todo o ano e de forma diversificada é através da colocação de coletores de sementes permanentes dentro de comunidades florestais, como sugere REIS *et al.* (1999). Estes coletores distribuídos em comunidades vizinhas das áreas degradadas, em distintos níveis de sucessão primária e secundária, captam a chuva de sementes nestes ambientes, propiciando uma diversidade de formas de vida, de espécies e de variabilidade genética dentro de cada uma das espécies (Figura 10). O material captado nos coletores pode ir para canteiros de semeadura indireta (sementeiras) e posterior repicagem para recipientes ou direto para o campo, formando pequenos núcleos com folhas e sementes dentro das áreas degradadas.

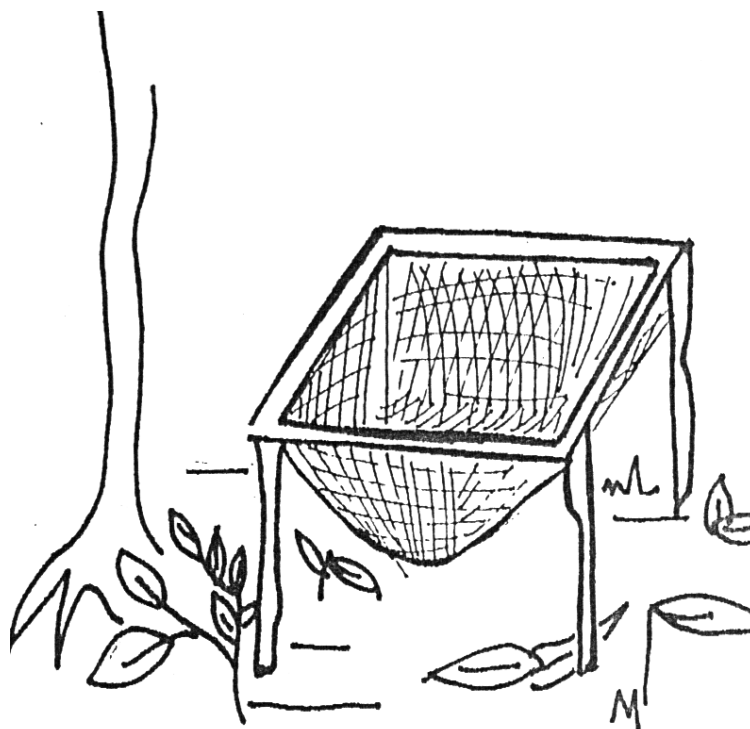


Figura 10. Coletores de sementes dentro de comunidades de variados níveis de sucessão disponibilizam sementes de muitas espécies, de diversas formas de vida e de grande variabilidade genética durante todos os meses do ano.

Considerações sobre a nucleação

Comumente utiliza-se o plantio de mudas, geralmente de espécies arbóreas, como forma de recuperação e cobertura rápida da área. No entanto, este processo pode ser muito caro e trabalhoso, além de não refletir a paisagem natural do ecossistema que existia anteriormente no local e nem o processo sucessional natural.

Desta forma, sugere-se a aplicação de técnicas que visem a restauração do ecossistema como um todo através do incremento do processo sucessional.

A atividade de restauração, tendo como princípio básico a nucleação, tende a facilitar o processo sucessional natural, tornando-se mais efetiva quanto mais numerosos e diversificados forem estes núcleos. A Tabela 1 (ANEXO) caracteriza os principais efeitos funcionais de cada uma das técnicas nucleadoras. Cada uma tem as suas particularidades e, em conjunto, abrangem fatores básicos para a promoção da sucessão: aumento de energia e biodiversidade sobre o ambiente degradado.

A utilização de ações nucleadoras, capazes de aumentar a resiliência das áreas degradadas, representa um compromisso em imitar processos sucessionais primários e secundários naturais. Neste sentido, o maior desafio é iniciar o processo de sucessão de forma semelhante aos processos naturais, formando comunidades com biodiversidade, tendendo a uma rápida estabilização com o mínimo aporte energético.

A proposta de restauração através do princípio da nucleação tornar-se-á uma realidade quando houver claras exigências legais e um maior esforço em formar recursos humanos voltados a esta temática.

EXEMPLOS DE RESTAURAÇÃO

8. MATA CILIAR

Deisy Regina Tres

Conceito

O termo floresta ou mata ciliar tem sido usado de forma muito diversa. Pode ser definido como a estreita faixa de floresta ocorrendo na beira dos diques marginais dos rios, sem formar corredores fechados e com certa deciduidade. Pela legislação brasileira é qualquer formação florestal ocorrente na margem de cursos d'água, englobando assim as florestas de galeria, as de brejo, as ripárias entre outras. Existem outros termos usados pela população para a vegetação que se encontra na beira de um curso d'água, como: formação ribeirinha sendo qualquer formação que ocorre ao longo de cursos d'água, com drenagem bem definida ou mesmo difusa; floresta ou mata de galeria, é de uso mais popular, e se referem às formações que ocorrem em rio de pequeno porte; floresta paludosa ou floresta de brejo, são florestas sobre solo permanentemente encharcados, com fluxo constante de água superficial dentro de pequenos canais com certa orientação de drenagem, mesmo um pouco definida e floresta ou matas ripárias, que tem sido usado popularmente para as florestas que ocorrem ao longo dos cursos d'água (RODRIGUES e NAVE, 2000).

Bacia hidrográfica

A bacia hidrográfica é um sistema geomorfológico aberto, que recebe matéria e energia através de agentes climáticos e perde através do deflúvio. Mesmo quando não perturbada por ações antrópicas encontra-se em equilíbrio dinâmico. Os limites da bacia hidrográfica são definidos pelo relevo, considerando-se como divisores de água os terrenos mais elevados. O rio principal que dá o nome à bacia, recebe contribuição dos seus afluentes, sendo que cada um deles apresenta inúmeros tributários menores, alimentados direta ou indiretamente por nascentes. Assim, em uma bacia existem várias sub-bacias e muitas microbacias (unidade espacial mínima do sistema hidrográfico, formada geralmente por pequenos rios, lajeados e ribeirões e limitada pelos divisores de águas, isto é, pelos morros que a rodeiam).

Regiões ocupadas com mata ciliar têm sido chamadas de zonas ripárias. Seus limites não são facilmente demarcados, podendo ter como limite a montante a nascente, mas com as chuvas há uma expansão desta zona, o que implica em considerar também as áreas alagadas. Devido a estas alterações a mata ciliar que ocupa normalmente estas zonas deve apresentar uma alta variação em termos de estrutura e composição. A zona ripária tem sido considerada como corredores extremamente importantes para a movimentação da fauna ao longo da paisagem, assim como para a dispersão dos vegetais.

Variação de solos das margens de rios x vegetação ciliar distinta

As formações das matas ciliares apresentam-se com grandes variações em sua composição florística e estrutura, que são relacionadas com as características intrínsecas da área como relevo local, mosaico edáfico (solo), largura da faixa ciliar e do curso d'água, flutuação do lençol freático e histórico de perturbações (DURIGAN *et al.*, 2000).

Pode-se tomar como exemplo um rio hipotético, que tem a sua nascente a 500m de altitude e sua extensão de aproximadamente 100km. Desde sua foz até a nascente, diferentes ambientes se formam.

A começar pela foz, local de encontro com o oceano, portanto uma região que irá sofrer com as marés e com a mistura de águas. Neste local, o rio apresenta uma maior largura, a correnteza é mais branda e seu percurso não é muito sinuoso. Nas enchentes ou nas grandes marés, a água invade grande parte das margens, depositando partículas de areia, vindas principalmente da praia e diferentes tipos de minerais e pequenas partículas orgânicas, como folhas, galhos e resto de alimento da fauna, vindos principalmente do rio. Sob estas condições cresce uma vegetação baixa e que suporta esta mistura salobra, uma vegetação típica de mangue e de restinga, adaptadas a estas condições.

Subindo o rio, a água se torna cada vez menos salobra e não há tanta influência das marés. A correnteza continua branda, mas o percurso é bastante sinuoso. O rio se localiza em uma planície quaternária, onde a sedimentação é constante, vinda do rio acima (montante). A margem que está em encontro direto com a correnteza sofre uma maior erosão da borda, enquanto que na margem oposta poderá ocorrer um assoreamento causado pelo depósito deste material. Nesta situação, cada margem terá um tipo de vegetação distinta. Esta é uma região que sofre com enchentes periódicas e o solo apresenta-se constantemente úmido com lençol freático à superfície durante grande parte do ano, rico em matéria orgânica (JACOMINE, 2000), mas com grande limitação de oxigênio. As margens são sombreadas pela vegetação, proporcionando um ótimo ambiente para peixes e com uma diversidade alta de vegetação aquática. A vegetação presente na margem tem características próprias, com árvores com raízes tabulares, com muitas lenticelas. São encontradas espécies endêmicas neste local. Em áreas mais úmidas a floresta é conhecida como paludosa (JACOMINE, 2000).

Subindo um pouco mais, o rio começa seu estreitamento. Agora a correnteza se intensifica e há grandes seixos, tanto na margem quanto no leito do rio. A sinuosidade do rio é mais baixa, mas ainda existe. Se forma um canal central onde há maior correnteza e nas margens há locais com depósitos de areia ou seixos rolados, formando praias, e em outros locais, grandes rochas que funcionam como quebra de corrente, propiciam uma calmaria na margem próxima. Há uma grande elevação na margem, pois o rio se encontra no interior de um vale. Encontram-se muitas bromélias e pequenos arbustos que se fixam nas rochas, tanto nas que estão à margem quanto nas que estão no leito do rio, este tipo de vegetação, endêmica destes locais, é denominado de reófitas. O solo é mais seco com uma boa drenagem. Sofre processo de erosão natural devido a queda de árvores ou nas grandes chuvas e enchentes (JACOMINE, 2000). A floresta se assemelha à mata mesófila, apresentando domínio do extrato arbóreo, com dossel contínuo nas áreas melhor conservadas (EMBRAPA, 2004). Na enchente, os sedimentos mais grosseiros são movimentados rio abaixo por rolamento, arrastamento e eventual saltação, na porção

central do rio onde a corrente é mais forte. Enquanto que os sedimentos mais finos caminham na massa das águas, por solução e suspensão. Da mesma forma acontece com as partículas orgânicas, como folhas, frutos, galhos secos, são levados pela massa da água, mas se forem pesadas são levados rio abaixo por rolamento ou afundam (AB'SABER, 2000).

A nascente deste rio hipotético encontra-se a uma altura aproximada de 500m ao nível do mar. As nascentes ora formam banhados bem definidos, ora apenas afloram diretamente no solo declivoso. No primeiro caso, as plantas destas nascentes são bem características e adaptadas e este tipo de solo humoso e úmido. A restauração destas nascentes deverá respeitar este tipo de vegetação. No caso de nascentes em declives acentuados, a preocupação será utilizar ou propiciar o desenvolvimento de plantas deste tipo de ambiente.

Função protetora da mata ciliar

A importância da preservação ou restauração das florestas ao longo dos rios e ao redor de lagos e reservatórios fundamenta-se no amplo espectro de benefícios que este tipo de vegetação traz ao ecossistema, exercendo função protetora sobre os recursos naturais bióticos e abióticos.

Do ponto de vista dos recursos bióticos, estas matas, estendendo-se às vezes por longas distâncias como uma faixa de vegetação sempre verde contínua, ora mais estreita, ora mais larga, criam condições favoráveis para a sobrevivência e manutenção do fluxo gênico entre populações de espécies animais que habitam as faixas ciliares ou mesmo fragmentos florestais maiores por elas conectados.

A localização desta vegetação, junto aos corpos d'água, faz com que ela possa desempenhar importantes funções hidrológicas:

- Estabilizam a área crítica – as ribanceiras do rio – pelo desenvolvimento e manutenção de um emaranhado radicular;
- Funcionam como tampão e filtro entre os terrenos mais altos e o ecossistema aquático, participando do controle do ciclo de nutrientes na bacia hidrográfica, através de ação tanto do escoamento superficial quanto da absorção de nutrientes do escoamento sub-superficial pela vegetação ciliar;
- Atuam na diminuição e filtragem do escoamento superficial impedindo ou dificultando o carreamento de sedimentos para o sistema aquático, contribuindo, dessa forma, para a manutenção da qualidade da água nas bacias hidrográficas;
- Promovem a integração com a superfície da água, proporcionando cobertura e alimentação para peixes e outros componentes da fauna aquática;
- Através de suas copas, interceptam e absorvem a radiação solar, contribuindo para a estabilidade térmica dos pequenos cursos d'água.

Como restaurar o mosaico de vegetações

Reconstruir ou reorganizar um ecossistema florestal ciliar a partir de uma abordagem científica implica em conhecer a complexidade dos fenômenos que se desenvolvem nestas formações, compreender os processos que levam a estruturação e manutenção destes ecossistemas no tempo e utilizar estas informações para a elaboração, implantação e condução de projetos de restauração dessas formações (Rodrigues & Gandolfi, 2000).

A restauração de matas ciliares deve partir de um planejamento prévio, considerando os seguintes fatores:

Área: A restauração de formações ciliares certamente tem suas possibilidades de sucesso ampliadas quando inserida no contexto de bacias hidrográficas, principalmente quando a restauração tem suas justificativas na questão hídrica, com conseqüente adequação do uso dos solos agrícolas do entorno e da própria área a ser restaurada, a preservação da interligação de remanescentes naturais, a proteção de nascente e olhos d'água, etc. Em nível de microbacia hidrográfica é possível identificar a extensão das áreas que são inundadas periodicamente pelo regime de cheias dos rios e a duração do período de inundação;

Faixa de Preservação Permanente: A área para restauração deve considerar, no mínimo, a área de preservação permanente estabelecida por lei. A proteção das nascentes deve ser priorizada;

Características Físicas Locais: O projeto de restauração basear-se-á nas características físicas da Bacia hidrográfica: solo (fertilidade, erodibilidade, profundidade e umidade); hidrologia (extensão das áreas inundáveis e duração média dos períodos de inundação) e topografia (declividade);

Espécies a serem selecionadas: As espécies selecionadas para cada local devem ser aquelas que ocorrem naturalmente em condições de clima, solo e umidade semelhantes às da área a ser restaurada. Deve-se levar em consideração a adaptabilidade diferencial das espécies para cada condição ambiental identificada na faixa ciliar. A seleção de espécies capazes de induzir uma nova resiliência pode basear-se na escolha de: pioneiras e secundárias iniciais (espécies que crescem à plena luz); secundárias tardias e clímax (espécies de crescimento lento, desenvolvendo-se melhor à sombra). Sugere-se também a escolha de espécies especializadas em nutrir o solo, através de processos de simbiose com bactérias fixadoras de nitrogênio e com fungos micorrízicos. É necessário também que se procure envolver distintas síndromes de polinização e dispersão de sementes, de forma a garantir que durante todo o ano, seja possível a presença de animais na área (REIS, *et al.*, 1999);

Matriz florestal: As possibilidades e pretensões de projetos de restauração de áreas ciliares degradadas, onde a matriz regional ainda é florestal, são muito distintas dos projetos propostos para locais onde a matriz não é mais florestal. No primeiro caso, a restauração depende basicamente de se criar condições necessárias para a chegada e estabelecimento de propágulos oriundos das áreas florestadas do entorno. Nas situações onde a matriz regional também se constitui como áreas fortemente alteradas ou degradadas,

o próprio projeto de restauração ciliar deve prever estratégias que garantam a implantação e perpetuação das características naturais da vegetação restaurada, como biodiversidade elevada e complexidade de interações, sem contar com os possíveis aportes de propágulos e de variabilidade genética das áreas vizinhas (RODRIGUES & GANDOLFI, 2000).

Técnicas Nucleadoras de Restauração de Mata Ciliar

Processos de restauração ambiental através de princípios nucleadores podem ser desenvolvidos na restauração da vegetação degradada em áreas ciliares. Como exemplificações metodológicas para a restauração das áreas ciliares são propostas as seguintes técnicas/ações:

Poleiros artificiais – Pássaros e morcegos são os principais dispersores de sementes. Em áreas degradadas a principal causa da ausência da vegetação ciliar está associada a deficiência de sementes, devido aos constantes impactos da retirada da vegetação anterior. Sem vegetação não há mais ambientes para abrigo e alimentação dos animais capazes de dispersar. Os poleiros permitem que os animais dos fragmentos próximos venham esporadicamente para as áreas degradadas e deixem novamente sementes que serão selecionadas quanto as suas adaptações para crescerem ou não nas áreas ciliares. Para ampliar comportamentos distintos dos animais dispersores, principalmente aves e morcegos podem ser montados, poleiros com formas e funções distintos.

Transposição da chuva de sementes – Selecionam-se trechos das bacias hidrográficas onde a vegetação ciliar esteja bem representada. Nestas áreas são colocados coletores de sementes (bolsas de 1m²) e mensalmente o conteúdo da chuva destas bolsas é levado em parte para o viveiro para a produção de mudas e parte espalhada diretamente sobre pontos selecionadas de áreas degradadas de vegetação ciliar. Este método representa uma das formas mais simplificadas de seleção de espécies características de áreas ciliares e uma forma adequada para a aquisição de sementes por todo o ano, com garantia de manutenção da diversidade genética das espécies, pois as sementes coletadas serão provenientes de muitas plantas matrizes.

Transposição de solo de área ciliares – Considerando que grande parte das áreas ciliares representa vegetação aberta por ser formada principalmente por espécies heliófitas, estima-se que 90% das mesmas tenham a capacidade de manter um banco de sementes no solo. O solo vai armazenando sementes com idades variadas, representando uma grande riqueza de espécies e de variabilidade genética das mesmas. Podem ser recolhidas pequenas porções de solo dentro de áreas consideradas em bom estado de desenvolvimento das áreas ciliares e transportadas para o viveiro para sua devida germinação e formação de mudas. Parte deste solo também pode ser levada para as formações de pequenos núcleos em áreas ciliares degradadas, uma vez que este solo é rico em micro e meso organismos que geralmente são escassos nas áreas degradadas.

Formação de núcleos de espécies: através de mudas produzidas no viveiro, são formados pequenos agrupamentos de espécies nas áreas ciliares degradadas, no sentido de garantir que durante todo o ano haja alimentação para a fauna local, de forma que a mesma vá, gradativamente buscar alimentos nestas áreas, que levem sementes de outros fragmentos e

posteriormente, venha a formar seus abrigos e procriarem na área restaurada, propiciando uma nova resiliência para a área em processo de restauração.

9. Conectividade e Diversidade genética

Juliana Rogalski

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).

Estudos realizados em ambientes tropicais sempre deram maior ênfase aos fatores abióticos. Atualmente fatores abióticos e fatores bióticos começam a ser vistos como complementares. São estes fatores que levam a diversificação e manutenção da complexidade destes ambientes.

Para entender como se dá a relação entre os componentes bióticos de uma comunidade ou sistema alguns termos têm sido utilizados. O termo mais geral “Connectedness” tem sido empregado para descrever o grau pelo qual os componentes de um sistema são influenciados por cada um dos demais. Neste sentido, três termos têm sido empregados: “Conectância” considera a proporção de todas as interações possíveis no sistema em que são realizadas; “Conectividade” se refere ao número de interações por componente de um sistema; “Força de interação” considera mais a intensidade das relações do que a quantidade.

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. Pois, quanto mais complexa uma comunidade mais estável e estabilidade tem sido definida como: resiliência, persistência, resistência e variabilidade. A diversidade de ambientes tropicais está associada à complexidade das relações interespecíficas (GILBERT, 1980) e essas relações refletem a interdependência das espécies. Portanto, as técnicas utilizadas para restauração devem reconstituir a comunidade tornando-a funcional.

Como se objetiva reconstituir a área degradada o mais próximo possível de sua condição original, o material genético utilizado na restauração também deve 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 o autor sugere que devam ser definidas áreas que apresentem características ambientais similares, pois se espera que as espécies apresentem adaptações genéticas semelhantes.

O termo população mínima viável implica na existência de alguns indivíduos que irão assegurar (num nível de risco aceitável), que a população persistirá viável por um

determinado intervalo de tempo (GILPIN e SOULÉ, 1986). A caracterização do tamanho efetivo populacional (N_e) tem sido uma abordagem empregada para estimar a população mínima viável (VENCOVSKY, 1987; EGUIARTE *et al.*, 1993; REIS, 1996; KAGEYAMA e 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, este equivaleria a sementes de 12 ou 13 matrizes, para uma espécie alógama (KAGEYAMA, 2003).

Em nível de paisagem, há necessidade do reconhecimento da existência da 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 fator chave na determinação de uma série de processos ecológicos, como os riscos de extinção e as possibilidades de migração ou (re)colonização.

A ruptura na continuidade espacial resulta na fragmentação (METZGER, 2003). Conforme VASCONCELOS (2002), o isolamento age negativamente na riqueza ao diminuir a taxa ou o potencial de imigração ou de colonização, bem como depende das distâncias e das áreas de todos os fragmentos vizinhos, do arranjo espacial dos fragmentos e das características do ambiente entre os fragmentos.

Com a fragmentação, o fluxo gênico das espécies pode ficar extremamente comprometido, impossibilitando ou dificultando os fragmentos a constituírem metapopulações, reduzindo, na imensa maioria dos casos, o tamanho efetivo populacional (N_e), tornando os efeitos da deriva genética e da endogamia mais acentuados, reduzindo, desta forma, a variabilidade genética. É importante lembrar que esta redução é cumulativa ao longo do tempo.

A ausência de conectividade diminui a chegada de propágulos, o que compromete a formação do banco de sementes para iniciar o processo de restauração e principalmente para dar continuidade ao processo sucessional (espécies que não formam banco). Portanto, em áreas isoladas as técnicas utilizadas para restauração devem proporcionar chegada constante de propágulos, durante todo o processo sucessional.

Conforme CUBIÑA & 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, devido principalmente 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.

Levando em consideração estes aspectos a ação da restauração deve estar voltada para a conectividade dos fragmentos (METZGER, 2003). Uma das opções como estratégia para reconectar fragmentos, de forma a permitir o restabelecimento do fluxo gênico é implantar e/ou melhorar a rede de corredores (KAGEYAMA *et al.*, 1998 e METZGER, 2003). Porém, o estabelecimento de corredores tem dado ênfase somente a conectividade espacial, sendo a conectividade funcional ignorada.

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.

Portanto, conhecer e entender as relações interespecíficas das espécies na comunidade ou no sistema e de cada unidade de paisagem é essencial quando se pensa em restauração e em conservação de ambientes tropicais.

Restaurar áreas degradadas é a forma de proporcionar resiliência e de permitir níveis de conectividade, buscando a estabilidade das mesmas.

10. O USO DE SEMENTES NA RESTAURAÇÃO AMBIENTAL

Ademir Reis²
Manuela B. Wiesbauer³

INTRODUÇÃO

A necessidade de restauração ambiental, após o forte processo de fragmentação provocado pelo uso da terra de forma não sustentável, tem levantado necessidades de caracteres técnicos bem diversificados, principalmente diante da forte mentalidade de que o modelo básico deve ser baseado nos plantios para produção. A principal reflexão e conseqüente tomada de posição deverão estar na conceituação ou definição do que se quer com o processo de restauração. A restauração, em sua essência, deve ser um processo que venha contribuir para a reconstrução de novas comunidades ambientais onde, principalmente, haja o restabelecimento das funções tróficas entre produtores, consumidores e decompositores. Comunidades, que sejam formadas sistemas complexos onde grupos de componentes interligados ou interdependentes formam um todo complexo e unificado como conceituado por Anderson e Johnson (1997). Dentro deste contexto, a principal problemática da restauração está na forma e nas espécies a serem introduzidas para garantir o restabelecimento trófico, capaz de conduzir na formação de sistemas complexos. A seleção de espécies e a produção dos propágulos para a sua efetiva introdução nas áreas degradadas, mostram-se como o principal gargalo nos grandes projetos de restauração em andamento no Brasil.

Este trabalho tem por objetivo levantar algumas discussões e propor formas de seleção das espécies para a formação de lotes de sementes com potencialidades para o processo de restauração ambiental e sugerir locais para as áreas produtoras de sementes.

CRITÉRIOS PARA A SELEÇÃO DE ESPÉCIES NA RESTAURAÇÃO

A deficiência de sementes para os projetos de restauração abrem um campo de comercialização para produtores que tenham este produto dentro das especificações necessárias previstas dentro da atual legislação de sementes (Lei no. 10.711 de 05/08/2003 e Decreto no. 5.153 de 22/07/2004). No entanto, as diversas formas de produção de sementes de caráter florestal a serem regulamentadas, quando para a restauração, merecem uma seleção no sentido de representarem um papel importante nas áreas a serem restauradas. Sementes de espécies pioneiras, principalmente as com frutos secos, se caracterizam como as mais fáceis de coletar e de armazenar não justificando empreendimentos para a criação de “áreas de produção de sementes” ou “pomares de sementes” que envolvam um grande esforço para garantir a qualidade genética e a produção em áreas específicas.

² Professor da UFSC, areis@ccb.ufsc.br

³ Mestranda da UFSC, Recursos Genéticos Vegetais, frodiliz@yahoo.com.br

Grandes avanços foram obtidos quando os estudos mostraram que as espécies, principalmente as florestais, pertenciam a grupos ecológicos distintos (Budowski 1965) e sua posterior aplicação nos processos de restauração (Kageyama et al. 1992, 1994). Atualmente a utilização dos grupos ecológicos passou a ser a base para a grande maioria das propostas de restauração no Brasil.

Além dos grupos ecológicos, para a formação de sistemas integrados há uma nítida carência de enfoque em espécies que exerçam outras funções além de seu comportamento com a luminosidade. Hulbert (1971) alertava para a necessidade de quantificar as probabilidades de encontros interespecíficos que as espécies exercem dentro das comunidades. Esta idéia foi complementada com o conceito, dentro do processo sucessão, de que existem espécies com funções distintas, ou seja, algumas facilitam, toleram ou inibem o processo sucessional (Yarranton & Morrison 1974, Connel & Slatyer 1977). Este conceito foi ganhando dentro da ecologia da restauração, outras concituações. Reis & Kageyama (2003) alertaram sobre a importância das interações interespecíficas dentro do processo de restauração, principalmente do papel das espécies bagueiras (termo utilizado pelos caçadores que se refere àquelas plantas que, quando com frutos maduros, atraem grande número de animais dispersores e predadores destes). Este etno-conceito abrange os de espécies chave e mutualista chave (Smythe 1986, Terborgh 1986).

A sucessão alogênica representa as transformações na vegetação devido à condições e mudanças ambientais de forças externas (Glenn-Lewin & Maarel 1992). A seleção de espécies com funções bem definidas na comunidade em formação representa uma fonte de atração de biodiversidade para o local, gerando uma sucessão com forte caráter alogênico. Estas mudanças são provocadas, principalmente, quando espécies e fatores são capazes de gerar condições favoráveis para a fixação de seres vivos externos a área em restauração. Estes fatores/espécies podem ser caracterizados principalmente por fornecer alimentos e abrigos para a fauna – Os animais procuram sítios onde possam se fixar diante da existência de níveis de alimentação e abrigos para a sua auto-defesa. Se isto ocorrer na área em restauração, estes animais além de se fixarem, tendem a procriar na área tornando-se nova fonte de alimentos para outros animais mais exigentes. O alimento mais comum numa vegetação está relacionado com a folivoria. A introdução de espécies favoritas por muitos insetos, para a herbivoria, representa a introdução e a fixação de muitas espécies deste táxon que representa um dos mais diversos nos ambientes tropicais e responsáveis por grandes cadeias tróficas. Um exemplo clássico de planta atratora é o fumo-bravo (*Solanum mauritianum* Scopoli (Solanaceae). Macedo et al. (2003) constataram que as populações desta espécie são suporte alimentício e abrigo de uma fauna herbívora diversa que inclui 34 espécies de insetos e uma espécie de ácaro.

Reis & Kageyama (2000, 2003) demonstraram a grande capacidade de interações interespecíficas e conseqüentemente de facilitadoras da sucessão alogênica em *Euterpe edulis* Martius, por ser uma produtora de frutos com um grande número de vertebrados associados, e em duas plantas pioneiras: a *Senna multijuga* (Rich.) H.S.Irwin & Barneby, pela atração de cigarras em suas raízes, e a *Mimosa scabrella* Bentham, que atrai cochonilhas produtoras de açúcares.

A maior deficiência no mercado e as que mais justificam pelo seu papel, são as espécies com funções específicas dentro das comunidades e que como colocado acima, exerçam o papel de facilitadoras para a sucessão alogênica.

Por outro lado, as espécies clímaxes, geralmente com sementes grandes e de difícil conservação, são as mais carentes, juntamente com as espécies raras e principalmente as ameaçadas de extinção.

O provimento de sementes para atender a demanda dos grandes projetos de restauração induz a necessidade de um planejamento no sentido da escolha das espécies para cada região e sua conseqüente localização estratégica.

FORMAÇÃO DE ÁREAS E POMARES DE SEMENTES PARA A RESTAURAÇÃO AMBIENTAL

A importância de haver no mercado a disponibilidade de sementes com garantias de sua qualidade induz a formação de áreas planejadas de forma a garantir a produção sustentada e qualificada deste produto. Higa & Silva 2006- neste volume) salientam que, para a restauração a produção de sementes deve atender a alguns critérios básicos: a origem das matrizes deve ser da mesma zona do uso das sementes e a base genética ampla com, no mínimo um número efetivo de 160. Um bom detalhamento para o tamanho amostral para a conservação *ex situ*, ou seja das áreas ou pomares de sementes é apresentado por Sebbenn (2003). Cabe salientar a preocupação básica, em que, segundo este autor, o tempo que a variabilidade genética pode ser conservada *ex situ* está relacionado com o tamanho efetivo retido no banco. Este, por sua vez, depende das características genéticas, demográficas e reprodutivas da população alvo de conservação, do tamanho amostral retido e dos níveis de endogamia e coancestria existentes dentro das progênies.

Dentre as diversas formas de produção de sementes florestais citadas pelo Decreto 5.153, há uma discussão necessária sobre as sementes produzidas com fins específicos para a restauração ambiental. No que diz respeito a necessidade de isolamento das áreas produtoras de sementes como um caráter de maior garantia da qualidade do produto. Sebben (2003) admite que o isolamento repercute na possibilidade de perdas da variabilidade genética com o tempo. Se para a restauração é imprescindível que as sementes sejam oriundas e produzidas na região de uso, porque não planejar que as áreas produtoras sejam o mais próximas possíveis de grandes fragmentos? Isto representaria uma grande probabilidade de fluxo gênico entre a área produtora e as populações naturais da espécie plantada. Outra opção de grande interesse ecológico seria a implantação dos “pomares” nas áreas a serem restauradas. Esta estratégia amplia o papel dos pomares para a função de núcleos destas espécies nas áreas em restauração. Dentro destas perspectivas, o planejamento das áreas a serem restauradas e a montagem de áreas produtoras de sementes em pontos estratégicos poderá garantir o estoque de sementes para os futuros plantios. E estas mesmas áreas atuariam como facilitadoras e como núcleos com ampla diversidade genética. Isto garantiria processos alogênicos de sucessão e uma conciliação entre processos *in situ* e *ex situ* de conservação.

Dentro desta concepção, será de grande importância planejar áreas produtoras de sementes de caráter misto. Grande parte das espécies nativas admite seu consorciamento. Estes plantios mistos permitirão maior aproveitamento de uma área e ao mesmo tempo, maior diversidade, no caso destes plantios estarem já dentro de áreas em processo de restauração.

A estratégia de áreas mistas de produção de sementes, seu posicionamento próximo a grandes fragmentos, dentro de áreas em restauração aumenta as probabilidades de fluxo gênico pois estariam garantidos os polinizadores da espécie. Este conjunto pode significar além da qualidade um significativo aumento na produtividade de sementes por planta.

Por outro lado, espaços urbanos também poderiam ser utilizados como produtores de sementes. Atualmente é muito comum a coleta de sementes no meio urbano, constituindo-se em sementes de pequena base genética pelo fato de estarem em árvores isoladas. Pomares de sementes poderiam ser implantados em ruas e praças constituindo elementos de educação ambiental e chamando a atenção às comunidades para a importância das cidades na conservação *ex situ* e com a restauração ambiental das áreas degradadas, aumentando a concepção de conservação como apreço na Convenção sobre a diversidade biológica.

Para espécies ameaçadas de extinção será de fundamental importância um esforço no sentido de resgatar a maior diversidade genética, formando áreas produtoras de sementes com a maior base genética possível. Neste caso, a regionalização das áreas produtoras não tem muito sentido e será geneticamente interessante juntar populações disjuntas para uma recombinação genética. Esta ação poderá, em algumas gerações, afastar grande parte da ameaça sobre estas espécies pois a disponibilização de sementes recombinadas propiciará a formação de novas populações adaptadas aos novos ambientes onde foram implantadas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O planejamento no sentido de selecionar espécies estratégicas para a restauração e criar uma rede de áreas produtoras destas espécies implementaria uma nova dinâmica no processo de recuperação das áreas degradadas. Este planejamento viria ao encontro de uma forte demanda por sementes e mudas de qualidade, criando um novo mercado capaz de garantir a qualidade das mudas para os processos de restauração e inibir o atual processo mercadológico de sementes que, por desconhecimento ou mesmo facilidade de coleta, tende a selecionar poucas e isoladas matrizes com forte tendência de endogamia.

Este processo dependerá muito do incentivo e da regulamentação do mercado de sementes florestais sob a responsabilidade do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, sob a responsabilidade do RENASEM.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSON, V. & JOHNSON, L. Systems thinking basics: from concepts to causal looks. Cambridge M. A.: Pegasus Communication. 1997.
- BUDOWSKI, G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of successional processes. *Turialba*, v.15, p.40-42, 1965.
- CONNELL, J.H. & SLATYER, R.O. Mechanisms of succession in natural communities and their roles in community stability and organization. *American Naturalist*, n.111, p.1119-1144. 1977.
- GILBERT, L.E. Ecological consequences of a coevolved mutualism between butterflies and plants. In: GILBERT, L.E.; RAVEN, P.H. *Coevolution of animals and plants*. Austin: University of Texas Press, 1975. p.208-240.
- GLENN-LEWIN, D.C. & van der MAAREL, E. Patterns and processes of vegetation dynamics. In: GLENN-LEWIN, D.C.; PEET, R.K. & VEBLEN, T.T. (Eds.) *Plant succession: theory and prediction*. Population and community biology series 11. Chapman & Hall: London. 1992. p. 11-59.
- HULBERT, S. The nonconcept of species diversity: a critic and alternative parameters. *Ecology*, v.52, n.4, p.577-586. 1971.

- KAGEYAMA, P.Y.; FREIXEDAS, V.M.; GERES, W.L.; DIAS, J.H.P. & BORGES, A.S. Consórcio de espécies nativas de diferentes grupos sucessionais em Teodoro Sampaio-SP. *Revista do Instituto Florestal*, v.4, n.2, p. 527-533, 1992.
- KAGEYAMA, P.Y.; SANTARELLI, E.; GANDARA, F.B.; GONÇALVES, J.C.; SIMONATO, J.L., ANTIQUEIRA, L.R. & GERES, W.L. Revegetação de áreas degradadas: modelos de consorciação com alta diversidade. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 2, 1994, Foz do Iguaçu, Anais. Curitiba: FÚPEF, 1994. p.569-576.
- PEDROSA-MACEDO, J.H., OLCKERS, T.; VITORINO, M.D. & CAXAMBU, M.G. Phytophagous arthropods associated with *Solanum mauritianum* Scopoli (Solanaceae) in the first Plateau of Paraná, Brazil: a cooperative project on biological control of weeds between Brazil and South Africa. *Neotropical Entomology*, v.32, n.3, p.519-522, 2003.
- REIS, A. & KAGEYAMA, P.Y. Dispersão de sementes do palmito (*Euterpe edulis* Martius – Palmae). *Sellowia*, n.49-52, p.60-92, 2000.
- REIS, A. & KAGEYAMA, P.Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL & V.L. GANDARA, F.B. (Orgs.) *Restaurações ecológicas de ecossistemas naturais*. FEPAF: Botucatu-SP. 2003. p.91-110
- SEBBENN, A.M. Tamanho amostral para conservação ex situ de espécies arbóreas com sistema misto de reprodução. *Revista do Instituto Florestal*, v.15, n.2, p.147-162, 2003.
- SMYTHE, N. The importance of mammals in Neotropical Forest Management. In: CÓLON, J.C. (Ed.) *Management of the forests of Tropical America: prospects and technologies*. Porto Rico. 1986. p.79-98.
- TERBORGH, J. Keystone plant resources in the Tropical Forest. In: SOULÉ, M.E. (Ed.) *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sunderland: Sinauer Associates, Inc. 1986. p.1330-1344.
- YARRANTON, G.A. & MORRISON, R.G. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. *Journal of Ecology*, v.62, n.2, p.417-428, 1974.

11. AS FORMAÇÕES FLORESTAIS SECUNDÁRIAS DENTRO DO PROCESSO PRODUTIVO DE PEQUENOS AGRICULTORES EM SANTA CATARINA

Alexandre Siminski⁴

Contextualização

As florestas tropicais primárias estão sendo dizimadas a um ritmo acelerado (Johns 1997), enquanto a demanda por produtos tropicais aumenta continuamente. Algumas conseqüências desses fatos são: a) uma crescente pressão sobre os remanescentes florestas nativas, b) esses remanescentes se constituirão principalmente de florestas secundárias, que deverão suprir os mercados internacionais de madeira (Bawa e Seidler, 1998), e de outros produtos florestais não-madeiráveis (Fantini, 1999), e c) os remanescentes de florestas secundárias serão ambientes imprescindíveis para a conservação de amostras significativas da biodiversidade do ecossistema.

No Brasil, entretanto, o papel fundamental das florestas secundárias na manutenção estrutural e funcional da biodiversidade a nível de paisagem (Mitermeier *et al.*, 1998; Turner e Corlett, 1999; Zuidema *et al.*, 1996), e o seu potencial como suporte para o desenvolvimento sustentável (Redford e Richter, 1999; Bodmer *et al.*, 1997) ainda não é amplamente reconhecido, o que pode ser atribuído, em grande parte, à falta de estudos direcionados para as florestas secundárias, mesmo na região da Mata Atlântica.

Em Santa Catarina o uso dos recursos florestais passou por períodos distintos. O primeiro estágio foi caracterizado pela extração predatória de espécies madeireiras, a utilização deste recurso teve importância no “*desenvolvimento local*”, onde o processo de implantação de novas cidades muitas vezes foi baseado na instalação de madeireiras que ao abrirem novas áreas de terras empregavam mão-de-obra e depois as áreas exploradas eram colonizadas.

Este processo levou o ecossistema ao colapso, e a vegetação remanescente foi quase totalmente suprimida para dar lugar a outros usos do solo. Durante este período, as florestas foram vistas basicamente de duas formas: a primeira como uma fonte de renda,

⁴ Doutorando em Recursos Genéticos Vegetais - UFSC e Pesquisador do Núcleo de Pesquisas em Florestas Tropicais – UFSC. E-mail: alesiminski@yahoo.com.br.

onde se tiraria todo o lucro possível imediatamente, através de seus produtos. A segunda, como um obstáculo para a prática da agricultura.

Num segundo momento, a floresta dentro das propriedades agrícolas passou a fazer parte do ciclo do sistema de cultivo de espécies anuais, através da agricultura de pousio (agricultura itinerante, roça-de-toco, agricultura de coivara) (Klein, 1980). O sistema de cultivo itinerante constitui uma tradição milenar da maioria das populações indígenas, sendo assimilada pelas populações remanescentes dos processos de colonização. Neste sistema de cultivo, a floresta é suprimida e o solo é ocupado por culturas anuais por alguns anos, até o declínio da sua fertilidade natural. O solo é então deixado em pousio até que tenha novamente condições de suportar um novo cultivo (Oliveira *et al.*, 1994).

A continuidade do uso do sistema de pousio para os pequenos produtores rurais em Santa Catarina passou a ser dificultada pelo Decreto Lei 750 de 01/02/1993 que prevê que somente vegetação até o estágio inicial de regeneração pode ser suprimida e pela Resolução N^o 04 do CONAMA 04/04/1994, que estabeleceu os critérios de definição dos estágios sucessionais.

As associações de produtores rurais se dizem fortemente prejudicadas pela Resolução alegando que ela foi decretada sem nenhum embasamento, argumentam que nenhum estudo foi realizado para que se pudessem confirmar os parâmetros adotados para classificar a vegetação nos diferentes estágios sucessionais propostos. Essa falta de estudos aprofundados sobre a vegetação secundária não permite estimar objetivamente o impacto desta Lei, seja em termos de conservação da biodiversidade, seja da sua influência sobre os sistemas de cultivo então utilizados na região (Siminski, 2004).

Fica, assim, evidente que a conservação dos remanescentes florestais deve superar a contradição de objetivos dos mais diferentes interessados na questão. Desta forma, torna-se importante, compreender as dimensões do atual conflito do uso e conservação dos recursos florestais para embasar discussões sobre possíveis métodos para sua solução. Compreender como o agricultor se relaciona com a floresta é um conhecimento fundamental para programas que visem envolver as populações locais na conservação e uso sustentável de recursos florestais. Da mesma forma, é importante garantir a preservação cultural e o modo de vida destas populações.

Sendo assim, proponho neste trabalho, associar conhecimentos adquiridos nas aulas de Manejo Local da Biodiversidade, bem como aos demais textos relacionados com o assunto, com o objetivo valorizar os aspectos culturais e representações do grupo de estudo sobre o tema enfoque da pesquisa, permitindo compreender as razões e motivações que determinam as tomadas de decisões pelos agricultores, principalmente

com relação ao seu modelo de produção agrícola e das possibilidades de uso e conservação dos recursos florestais remanescentes em suas propriedades.

Agricultura familiar: entre o conhecimento tradicional e o neo-tradicional

De todos os setores econômicos, a agricultura é o mais vulnerável à degradação do ambiente, porque depende diretamente dos sistemas e recursos naturais (Colaço & Garret, 2002). Embora potencialmente tão negativa para a conservação dos recursos naturais, quando estes não entram na equação de produção, a atividade agrícola pode ter uma relação direta com a conservação dos recursos naturais, quer seja por sua dependência da biodiversidade pelo fornecimento de material genético para novos cultivares, quer seja pela necessidade de um ambiente equilibrado para o desenvolvimento agrícola (Berkes, *et. al.*, 1995; Berkes e Folke, 1998; Jain, 2000; Peroni e Martins, 2000; Tuxill e Nabhan, 2001).

Segundo Paulus & Schlindwein (2001), a agricultura, antes de ser uma atividade essencialmente econômica, é uma atividade também cultural, e mais do que processos naturais trata-se fundamentalmente de processos socioculturais de uma construção humana, sendo fortemente influenciada pela carga cultural que carregam os indivíduos que a praticam.

Apesar deste fato, ainda é reduzido o número de trabalhos que relacionam o conhecimento local à biodiversidade e suas inter-relações, deixando de lado a idéia de que o sistema ecológico, ou ecossistema se refere apenas ao ambiente natural, reforçando a ligação entre o sistema ecológico e cultural (Berkes e Folke, 1998).

As práticas utilizadas pelos agricultores tradicionais em sua relação com o meio são fruto do que Grzybowski (1987) chama de saber camponês (ou saber tradicional), que tem sua lógica própria, decorrente das experiências acumuladas pelos agricultores em sua luta pela reprodução das condições de existência material e social. Esse saber caracteriza-se por ser heterogêneo, contraditório, difuso, dinâmico e com capacidade de renovação, em função de seu caráter prático e vivo. Ele é parte da cultura do agricultor e instrumento fundamental na elaboração de sua identidade social (Grzybowski, 1987).

No trabalho de Berkes *et. al.* (1995), o conhecimento ecológico tradicional é entendido como um conjunto de práticas cognitivas e culturais, habilidades práticas do saber fazer, transmitidas oralmente com a função de assegurar a reprodução de seu

modo de vida. O conhecimento é constituído por um conjunto de conceitos e imagens produzidos e usados pelas populações em sua relação com o meio-ambiente e com a própria sociedade. Os autores definem esse conhecimento como um conjunto cumulativo de saberes e crenças transmitidas culturalmente através gerações sobre a relação dos seres vivos (incluindo os humanos) entre si e com seu meio-ambiente (Berkes e Folke, 1998).

A palavra tradicional usada neste caso se refere a um saber que possui historicamente e culturalmente continuidade, normalmente significando muitas gerações dentro de uma comunidade ou cultura (Tuxill e Nabhan, 2001). Segundo Tuxill e Nabhan (2001) a agricultura tradicional, além do caráter histórico e cultural, caracteriza-se por algumas práticas como: a predominância do trabalho humano ou animal sobre o mecanizado; os policultivos; a diversidade dentro dos cultivos; a baixa relação com o mercado; o menor uso de agrotóxicos e fertilizantes; o uso de variedades locais adaptadas; e práticas agrícolas com baixa relação com os métodos científicos formais.

Apesar dos agricultores familiares, principalmente os de origem de colonização européia, talvez não se enquadrem efetivamente dentro desta conceituação de agricultura tradicional, eles funcionam numa lógica camponesa e não numa lógica empresarial. Isto não quer dizer que não tenham relações com o mercado, ao contrário, a lógica do mercado determina em níveis variáveis as estratégias desses agricultores (Petersen *et al.*, 1999). Estes agricultores normalmente pouco capitalizados exercitam uma avaliação bastante apurada das propostas que recebem a partir de critérios que incluem fatores de segurança, de tempo de esforço no trabalho realizado, de adaptabilidade à sua própria visão de seus sistemas, de complexidade de aplicação e produtividade. (Weid, 1991).

Estas avaliações são decorrentes de todo um processo de formação cultural na convivência com as condições ambientais, sociais e econômicas, por isso, são depositários de conhecimentos valiosos e a sua vontade e decisão, uma condição imprescindível para qualquer processo de alteração de seus agroecossistemas (Petersen *et al.*, 1999).

O conhecimento local e as estratégias de manejo e conservação

Vários trabalhos como os de Reis *et al.* (2000) tem destacado a possibilidade de se conciliar a conservação dos ecossistemas com alternativas de uso que permitam

retorno econômico aos proprietários da terra, através de uma proposta de manejo sustentável. O caráter de sustentabilidade, neste caso, está claramente definido em cima do “viés” ecológico, onde a garantia da exploração sustentada em seu ecossistema e por consequência sua conservação, devem ser subsidiadas na manutenção da biodiversidade e no estudo da auto-ecologia das espécies de interesse.

No entanto, para se manejar um recurso ou para se ordenar um espaço é preciso conhecer profundamente cada elemento físico, biológico, ecológico, simbólico, mitológico, que compõe o ambiente. Essa complexidade, no entanto, só é apreendida por aqueles que de alguma forma reconhecem esses elementos como parte de sua dinâmica de vida, incorporando-os de forma natural. Neste caso, muitos aspectos do manejo da biodiversidade estão diretamente relacionados a diversidade cultural das pessoas que vivem diretamente em contato com estes recursos (Jain, 2000). Este conhecimento, assim como as populações humanas que os detêm, são diversos e dinâmicos e estão constantemente se adaptando, sendo a condição de reprodução deste conhecimento a maior ameaça ao saber local (Hanazaki, 2003).

Hanazaki (2003), faz uma revisão de trabalhos brasileiros que enfocam claramente a conexão entre o conhecimento ecológico local, a conservação e o manejo, na expectativa de que sejam reconhecidas as ligações entre diversidade biológica e cultural. Fica evidente que a interferência humana na vegetação depende da intensidade de uso e manejo, podendo vir a causar graus variados de modificação tanto no que diz respeito à paisagem, quanto com relação a populações de espécies individuais. Neste sentido, o reconhecimento e envolvimento das populações locais nos esforços de conservação da biodiversidade passam pela aceitação da possibilidade de se conciliar as atividades humanas à conservação da natureza, integrando o atendimento das necessidades das populações locais, que dependem desta biodiversidade, e os anseios da sociedade pela sua conservação.

Jain (2000) destaca que muitas áreas de conservação ricas em biodiversidade são caracterizadas por uma grade diversidade cultural, mas as pessoas que habitam essas áreas são normalmente marginalizadas. Um exemplo é o reconhecimento de que a propriedade coletiva dos recursos naturais não conduz necessariamente a uma atitude negligente ou depredatória sobre o meio ambiente, ao contrário do que sugere a hipótese de Hardin (1989) sobre a “tragédia dos comuns”, como demonstram muitos estudos recentes (Berkes e Folke 1998). A confusão conceitual provém da visão ideológica de Hardin, para quem o sistema capitalista é o único existente, e o único possível.

Contudo, é necessário ter ciência de que esse saber é construído localmente e sua validade não é universal, como enfatiza Hanazaki (2003) *“é preciso deixar de lado as idéias equivocadas de que as populações humanas inevitavelmente têm um efeito deletério na natureza, bem como as imagens distorcidas de que populações locais sempre vivem harmonicamente com a natureza.”*

O conhecimento local no “manejo” das formações florestais secundárias dentro do contexto do sistema de cultivo em roças

Historicamente o sistema de agricultura itinerante de subsistência nas florestas, surgiu em diversas partes tropicais do mundo, mais ou menos na mesma época, e com características bastante semelhantes, confundindo-se com a própria história da agricultura (Adams, 2000). Esse modelo é descrito por diversos autores e ocorre de modo semelhante em diferentes partes do mundo e em diferentes épocas, sendo particularmente comum na zona das florestas tropicais e subtropicais (Adams, 2000; Peroni e Martins, 2000; Martins, 2001).

Warren Dean, em seu livro “A Ferro e Fogo”, apresenta que todos os regimes agrícolas representam transtorno a um ecossistema natural, na verdade, procuram congelar a sucessão natural em seu estágio mais primitivo, introduzindo plantas cultivadas que, em seu estado selvagem, tinham sido espécies precursoras. Segundo o autor, a lavoura do tipo itinerante é menos invasiva, porque imita a escala natural de perturbação e, em vez de congelar permanentemente o processo de sucessão, apenas o explora de forma temporária (Dean, 1996).

O cultivo itinerante representa, essencialmente, uma “extraordinária adaptação humana às condições tropicais”, constituindo-se em uma estratégia de caráter tecnológico e de sobrevivência para as famílias que se encontram à margem das políticas agrícolas (Shubart, 1983).

Martins (2000) descreve brevemente a história natural das roças de caboclos, enfocando a contribuição dessas nos eventos de domesticação de plantas. Segundo o autor este tipo de prática apresenta algumas características fundamentais, entre elas a habilidade de combinação ecológica, ou seja, o padrão de composição de espécies é determinado por um conjunto heterogêneo de espécies, determinando padrões de associação tanto abaixo quanto acima da superfície do solo (diversidade intra-específica).

Também é marcada por um grande número de variedades dentro de cada uma dessas espécies (diversidade inter-específica).

Peroni e Martins (2000), em trabalho realizado no litoral de São Paulo, destacam as interações entre os processos de manejo utilizados pelos agricultores e os componentes da história vital de algumas espécies domesticadas. No trabalho, é destacada a influencia de técnicas de manejo agrícola do sistema de roças sobre a geração e manutenção de variedade genética de espécies cultivadas.

Em Santa Catarina muitos agricultores, principalmente em pequenas propriedades, praticavam ou praticam a agricultura de pousio (roça-de-toco) seguindo basicamente o sistema descrito anteriormente. Os agricultores, baseados nas relações que estabeleceram com o ambiente em que vivem, adaptaram as técnicas de cultivo de modo a permitir a continuidade da sua estratégia no tempo e no espaço. Suas observações permitem enfatizar que o processo de sucessão e de recuperação do solo na região é muito rápido, e partindo deste pressuposto o sistema de agricultura de pousio teria um caráter de sustentabilidade, uma vez que nunca haveria a necessidade da derrubada de toda área de capoeira dentro das propriedades (SIMINSKI, 2004).

Adams (2000) afirma que a agricultura itinerante praticada na forma tradicional possui um caráter sustentável desde que a capacidade da terra não seja excedida. Os argumentos para a sustentabilidade do sistema consideram que o sistema promove a rotação de terras, baixa incidência de pragas e doenças, e baixa incidência de plantas invasoras. É intensiva em mão de obra e caracteriza-se pelo baixo uso de insumos. Do ponto de vista ecológico está baseada na ciclagem de nutrientes presentes na biomassa. Smith *et al.* (2000) afirmam que a eficiência da vegetação secundária em restaurar os nutrientes também é levada em conta pelos agricultores no momento de determinar o tempo de pousio.

Quando, no final dos anos 80, surgiram às novas Legislações para regulamentar a utilização dos recursos florestais e a fiscalização passou a ser mais intensa, ocorreram uma série de transformações no sistema produtivo e exploratório das propriedades agrícolas da região.

Um dos pontos onde ocorreram os maiores conflitos está nos parâmetros que a Resolução nº 04/94 do CONAMA estabelece para definir a vegetação no estágio inicial de regeneração, sendo que esta é a única passível de supressão total. Este estágio sucessional na região, segundo a observação prática dos agricultores, ocorre cinco a sete anos após o abandono dos terrenos, período que difere em muito dos 15 a 25 anos

utilizados pelos agricultores como período de pousio. Esta limitação ao uso das áreas com remanescentes florestais é apontada como responsável pelo comprometimento da continuidade do sistema produtivo, uma vez que, pressupõe a derrubada da vegetação em um estágio de regeneração no qual a fertilidade do solo ainda não está recuperada do desgaste provocado por anos sucessivos de cultivo.

Ribeiro (2001) ressalta que este é um ponto que merece destaque como um elemento de desequilíbrio para o sistema da agricultura itinerante, pois em função da legislação as áreas no início do processo de sucessão florestal passaram a ser cultivadas mais intensamente, rompendo o ciclo e a lógica do sistema que está baseado no período de pousio com a finalidade de recuperar a fertilidade natural do solo. E neste aspecto, o uso do fogo para a limpeza da área perde o sentido intrínseco do sistema de agricultura itinerante que é o de liberar nutrientes para fertilizar o solo.

Em 65% das propriedades houve redução da área de cultivo nos últimos 15 anos. Com relação às mudanças no sistema de cultivo, estas podem ser caracterizadas de diversas formas: O tempo de repouso foi reduzido para evitar que as áreas onde a roça será implantada ultrapasse os limites permitidos pela legislação para derrubada ou corte raso; a localização das roças em locais mais distantes e de difícil acesso com a finalidade de se “esconder da fiscalização”; a quantidade de roças diminuiu consideravelmente e estas passaram a serem “menos móveis” e, como alternativa para evitar o declínio natural da fertilidade do solo este passou a receber adubação (SIMINSKI, 2004).

As áreas de formações florestais passaram por momentos onde se configuraram diversas perspectivas quanto ao aproveitamento de seus recursos e benefícios. Este histórico confundiu-se muitas vezes com a própria trajetória de ocupação recente de toda região. Atualmente, segundo a percepção dos agricultores, as florestas têm reduzida importância dentro das propriedades agrícolas, passando de integrantes do sistema produtivo, como uma das etapas do ciclo (pousio), para um empecilho ao atendimento das necessidades dos produtores rurais.

A mudança na importância das florestas é resultante da intensificação das exigências para o uso de seus recursos, e da escassez de alternativas legais para o aproveitamento de seus benefícios. Dentro da percepção destes agricultores a atual política é a de não deixar as áreas de pastagem e capoeirinhas se desenvolverem, pois isto significa uma perda de valor da terra.

O manejo adaptativo enquanto estratégia de desenvolvimento

O conceito de manejo adaptativo este está relacionado com o aprendizado através da prática, é um processo sistemático de melhorar continuamente as políticas e práticas de manejo, aprendendo com os resultados. Em se tratando de estudos sobre o ambiente, os planos de manejo devem reconhecer e incorporar o fato de que os conhecimentos biológicos sempre apresentam um grau de incerteza (imprevisibilidade). A única maneira de lidar com esta incerteza é manter o conhecimento científico em contínua transformação e desenvolvimento (Grumbine, 1997).

Para que este objetivo possa ser alcançado, o manejo adaptativo, preocupa-se em entender a dinâmica do ecossistema, o ciclo de exploração e associar a resiliência às dinâmicas da sociedade e suas instituições (Boef, 2000). Sua forma mais ativa emprega programas de manejo planejados para comparar experimentalmente políticas ou práticas selecionadas, avaliando hipóteses alternativas sobre o sistema a ser manejado. As etapas necessárias para colocar esta prática em funcionamento, que as diferenciam das demais práticas existentes são o que Holling (1986 *apud* Boef 2000) descreve como um ciclo adaptativo de mudanças distinguindo quatro fases: exploração, conservação, liberação e reorganização.

Boef (2000) baseado nos estudos de Gunderson *et. al.* (1995), revela os atributos dos grupos dominantes em cada uma das fases do ciclo adaptativo. Na fase **conservação** existe a percepção de atores definidos como burocratas, que revelam o problema depois, existe a influencia de ativistas, que tem papel de alertar para o problema, normalmente sem contribuir para estratégias de manejo ou uso. Na fase de **liberação**, onde o ecossistema irá se equilibrar novamente, dependendo do impacto exercido e da resiliência deste, surge o papel das lideranças estratégicas, que promovem a **reorganização** do sistema de exploração. Nesta fase as novas estratégias serão executadas por suas vez pelos catalisadores, ou seja, instituições que coordenaram a tomada das decisões referentes a forma de **exploração**. Quando ocorrem alterações no ambiente ou intensidade de uso que afete a estabilidade do recurso, o ciclo se reinicia.

O aspecto cíclico deste processo é fundamental para o desenvolvimento e sucesso dos programas de manejo, e neste momento um conceito que emerge é o da resiliência. Mais do que a capacidade de um sistema absorver distúrbios, a resiliência reflete a habilidade do sistema, após submetidos as quatro fases do ciclo adaptativo,

manter-se no mesmo nível de equilíbrio dinâmico (Boef, 2000), mas não necessariamente, voltar a mesmo ponto.

Analisando o tema de discussão deste trabalho, formações florestais secundárias, em uma ótica do ciclo adaptativo proposto por Holling, observa-se que está se passando por um momento entre a fase de conservação e liberação. Neste momento em que se identificou um problema, a questão delicada dos remanescentes florestais, gerou-se um alerta (através dos ativistas) que foi responsável pelas restrições legais ao uso dos recursos naturais. Hoje busca-se alternativas que permitam a reorganização do sistema e esta possibilidade de reorganização do sistema passa necessariamente por políticas públicas, práticas e pesquisas baseados no entendimento do ecossistema como um todo, incluindo o reconhecimento dos seres humanos como componentes integrantes e modificadores dos ecossistemas onde estão inseridos.

Dentro de uma proposta de manejo adaptativo também as políticas públicas poder ser tratadas como experimentos científicos, tentando-se sempre aprender a partir dos próprios resultados. É possível, neste caso, atuar mesmo sem “saber o suficiente”, aprendendo com a experiência, em oposição à inércia justificada na falta de conhecimento e complexidade das relações existentes entre o ser humano e o ambiente.

Considerações Finais

As restrições ao uso dos recursos florestais têm proporcionado alterações na composição da paisagem das propriedades agrícolas da região de estudo, onde se constatam a diminuição das áreas destinadas à agricultura de pousio, e aumento crescente das áreas com formações florestais secundárias. Estas mudanças também refletem em uma percepção diferenciada da importância das formações florestais, saindo do papel de componente da estratégia produtiva para uma restrição as possibilidades de usos.

Porém, este trabalho procurou avaliar este sistema dentro do atual contexto de conservação dos remanescentes e de acesso a terra para produção. Da reflexão sobre este ponto de vista, emergem três possibilidades com características diferenciadas. A primeira refere-se a legitimar o ilícito, ou seja, manter a atual postura de abrandar as fiscalizações por reconhecer que o processo produziu discrepâncias difíceis de serem contornadas, aceitando o risco iminente da perda de controle, quando a exceção passa a ser regra. A segunda procura incorporar às discussões a agricultura de pousio como sistema produtivo admissível dentro da perspectiva de conservação dos remanescentes

de Mata Atlântica. Finalmente, a terceira possibilidade pressupõe a promoção de oportunidades à primeira perspectiva, para possibilitar alternativas viáveis, ecológica, sócio-cultural e economicamente.

Porém, antes de serem promovidas discussões sobre mudanças das políticas existentes, é necessário ter claro uma questão fundamental: o que se quer dos remanescentes florestais? E neste momento emerge a opinião dos agricultores, a qual foi destacada neste trabalho, e que requer fundamental consideração em qualquer âmbito de discussão. Entretanto, esta não pode se desvincular da opinião da sociedade como um todo, por ser detentora e responsável pelos recursos naturais, uma vez que estes são considerados de interesse comum.

Referencias Bibliográficas

- ADAMS, C. Caiçaras na Mata Atlântica: pesquisa científica versus planejamento e gestão ambiental. São Paulo: Amablume/FAPESP, 2000. 337p.
- BAWA, K. e SEIDLER, S. Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Conservation Biology*, v.12, n.1, p.45-50, 1988.
- BERKES, F.; FOLKE, C.; GADGIL, M. Tradicional ecological knowledge, biodiversity, resilience and sustainability. In: PERRINGS, C.S.; MALER, K.G.; FOLKE, C.; HOLLING, C.S.; JANSSON, B.O. *Biodiversity conservation. Problems and policies*. Dordrecht, kluwer Academic Press, p. 281-299, 1995.
- BERKES, F.; FOLKE, C. Linking ecological and social systems for resilience and sustainability. In: *Linking ecological and social systems: management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge Univesity Press, Cambried, England, p. 1-25, 1998.
- BOEF, W. S. Tales of the unpredictable. Learning about institutional frameworks that support farmer management of agro-biodiversity. PhD-Thesis, Wageningen, Wageningen University, p.49-60, 2000.
- BODMER, R.E., PENN, J.W., PUERTAS, P., MOYA, I.L., e FANG, T.G. Linking conservation and local people through sustainable use of natural resources. In: Freese, C. H. (Ed.). *Harvesting Wild Species*. Baltimore, MD: Johns Hopkins, 1997. p.315-358.

- COLAÇO, M.C.; GARRETT, C.. O mundo real e a conservação da natureza. In: 1^o Colóquio psicologia espaço e ambiente. Disponível dia 25 de dezembro de 2002 em: www.eventos.uevora.pt/cpea/conceicao_colaço.pdf.
- DEAN, W.. A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira; Tradução Cid Knipel Motreira. São Paulo: Companhia das Letras, 1996. p.484.
- FANTINI, A.C. Palm Heart (*Euterpe edulis*) Production and Management in the Brazilian Mata Atlântica. Madison: University of Wisconsin, 1999. 127p. Dissertação (Doutorado em Ciências Florestais) – University of Wisconsin, 1999.
- GRZYBOWSKI, C.. O saber dos camponeses em face ao saber dos técnicos. Revista Fase. Rio de Janeiro, s/n, p.60-63. 1987.
- GRUMBINE, R.E. Reflections on “What is ecosystem management?”. Conservation Biology, v. 11, n. 1, p. 41-47, 1997.
- HANAZAKI, N. Comunidades, conservação e manejo: o papel do conhecimento ecológico tradicional. Biotemas, v.16, n 1, p.23.47, 2003.
- JAIN, S.K. Human aspects of plant diversity. Economic Botany, v. 54, n. 4, p. 459-470, 2000.
- JOHNS, A.G. Timber Production and Biodiversity Conservation in Tropical Rain Forests. Cambridge: Cambridge, 1997. 225p.
- KLEIN, R.M. Ecologia da Flora e Vegetação do Vale do Itajaí. Sellowia, Itajaí, v.32, n.32, p.164—369. nov. 1980.
- MARTINS, P.S. Dinâmica evolutiva em roças de caboclos amazônicos. In Diversidade biológica e cultural da Amazônia, 1 ed., ed. I.C.G. Vieira, J.M.C. Silva, D.C. Oren, e M.A. D’incao, 369-384. Belém: Museu Emilio Goeldi. 2001.
- MITTERMEIER, R.A., MYERS, N., e THOMSEN, J.B. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. Conservation Biology, v.12, n.3, p.516-520, 1998.
- OLIVEIRA, R.R.; LIMA, D.F.; SAMPAIO, P.D.; da SILVA, R.F.; TOFFOLI, D.D.G.. Roça Caiçara: um sistema produtivo auto-sustentável. In Ciência Hoje, Vol 18 n°104, outubro, 1994. p.44-51.
- PAULUS, G; SCHLINDWEIN, S.L.. Agricultura sustentável ou (re) construção do significado de agricultura?. In: Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável. Porto alegre, v.2, n.3, p.44-52, jul/set. 2001.

- PERONI, N.; MARTINS, P.S. Influência da dinâmica agrícola itinerante na geração de diversidade de etnovarietades cultivadas vegetativamente. *Interciência*, v.25, n.1, p.22-29, 2000.
- PETEREN, P.; ROMANO J.O.. Abordagens participativas para o desenvolvimento local. Rio de Janeiro: AS-PTA/ Actionaid-Brasil, 1999. 144p.
- REDFORD, K.H. e RICHTER, B.D. Conservation of biodiversity in a world of use. *Conservation Biology*, v.13, n.6, p.1246-1256, 1999.
- REIS, M.S.; FANTINI, A.C.; NODARI, R.O.; REIS, A.; GUERRA, M.P.; MANTOVANI, A. Management and conservation of natural populations in Atlantic Rain Forest: The case study of Palm Heart (*Euterpe edulis* Martius). *Biotropica* v. 32, 4b, p. 894-902, 2000.
- RIBEIRO, R. J.. Desenvolvimento Participativo de Critérios para o Licenciamento de Manejo Tradicional de Capoeiras no Vale do Ribeira. Um trabalho proposto pelo Projeto Iguape-Juréia (PROTER/REBRAF) e elaborado pela Atlântica Consultoria Agroambiental. 2001. (não publicado).
- SHUBART, H.O.R.. Ecologia e utilização da floresta. In: SALATI, E. *et al.*. Amazônia: Desenvolvimento integração e ecologia. São Paulo: Brasiliense (Brasília). Conselho de Desenvolvimento Científico e Tecnológico. 1983. 327p.
- SIMINSKI, A. Formações florestais secundárias como recurso para o desenvolvimento rural e a conservação ambiental no litoral de Santa Catarina. 2004. 117 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Genéticos Vegetais) - Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis, 2004.
- TURNER, I.M. e CORLETT, R.T. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution*, v.8, p.330-333, 1999.
- TUXILL, J.; NABHAN, G.P. People, plants and protected areas. A guide to *in situ* management. Earthscan Publications, London, 2001. 277 p.
- WEID, J. M. von der. Roteiro do DRPA – Diagnóstico Rápido e Participativo de Agroecossistemas. (mimeo), 1991.
- ZUIDEMA, P.A., SAYER, J., e DIJKMAN, W. Forest fragmentation and biodiversity: the case for intermediate-sized conservation areas. *Environmental Conservation*, v.23, n.4, p.290-297, 1996.

12. Referências Bibliográficas Gerais

- AB'SABER, A.N. O Suporte Geoecológico das Florestas Beradeiras (Ciliares). In: RODRIGUES, R.R. e LEITÃO-FILHO, H. (Ed.). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2000. Cap. 1, p. 15-25.
- AGUIAR, R. Técnica recupera solos contaminados por metais pesados. **CH on-line**. 4 abr. 2002. Disponível em: <<http://www.uol.com.br/cienciahoje/chdia/n569.htm>>. Acesso em: dezembro de 2002.
- ALMEIDA, D.S. **Recuperação ambiental da Mata Atlântica**. Rio de Janeiro: Ilhéus, Editus, 2000.
- ALPERT, P. & MARON, J.L. Carbon addition as a countermeasure against biological invasion by plants. **Biological Invasions**. v.1. p. 33-40. Disponível em: <<http://www.kluweronline.com/issn/1387-3547/contents>>. Acesso em: 7 de maio de 2004.
- ALPERT, P.; BONÉ, E.; HOLZAFEL, C. Invasiveness, invisibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**. v.3, n.1. p. 52-66. Disponível em: <<http://www.elsevier-deutschland.de/ppees>>. Acesso em: 7 de maio de 2004.
- AMBIENTE BRASIL (BRASIL): Disponível em: <<http://www.ambientebrasil.com.br>> Acesso em: 2004.
- ANDRADE, J.C. & CARAUTA, P.P.P. Associação Cecropia-Azteca na restinga do Recreio dos Bandeirantes Rio de Janeiro - RJ. **Bradea** 3(5): 31-33, 1979.
- ARAÚJO, D.S.D. & L.D.Lacerda. 1987. A natureza das restingas. **Ciência Hoje** 6(33):42-8.
- ARAÚJO, D.S.D. Restingas: síntese dos conhecimentos para a costa sul-sudeste brasileira. In: **Simpósio sobre ecossistemas da costa sul e sudeste brasileira: síntese dos conhecimentos**, 1987, Cananéia. São Paulo: Aciesp, 1987. p. 333-347.
- ARMESTO, J.J., DÍAZ, I., PAPIC, C. & WILLSON, M. Seed rain of fleshy and dry propagules in different habitats in temperate rain forest of Chiloé Island, Chile. **Austral Ecology** 26: 311-320, 2001.
- ASSAD, M. L. L. Fauna do Solo. In: MILTON, A. T. & HUNGRIA, M. (Ed.). **Biologia dos Solos do Cerrado**. v. 74, 1997. p. 19-31.
- AUSTRÁLIA. NSW Department of Land and Water Conservation. **Coastal dune management: a manual of coastal dune management and rehabilitation techniques**. Newcastle: Coastal Unit/DLWC, 2001. p.86.
- BACH, C.S. Phenological patterns in monsoon rainforests in the Northern Territory, Austrália. **Austral Ecology**, 27:477-489, 2000.
- BAKER, H.G. Some Aspects of the Natural History of Seed Banks. In: LECK, M.A.; PARKER, T. V.; SIMPSON. R. L. (Ed.). **Ecology of Soil Seed Banks**. New York: Academic Press, 1989. p. 9-21.
- BARBOSA, J. M.; BARRETO, R. A. A.; SANTOS JUNIOR, N. A.; BARBOSA, L. M.; PRUDENTE, C. M. & SPINOLA, L. A. de F. 2002. **Estudo da Recuperação Vegetal de Duas Áreas de Restinga Degradadas pela Exploração Mineral**. In: Anais do 53º Congresso Nacional de Botânica. Recife – PE.
- BAUMGÄRTNER, J., & HARTMANN. J. The use of phenology models in plant conservation programmes: the establishment of the earliest cutting date for the wild daffodil *Narcissus radiiflorus*. **Biological Conservation**, 93:155-161, 2000.
- BAWA, K.S.; PERRY, D.R. & BEACH, J.H. Reproductive biology of tropical lowland rain forest trees. I. Sexual systems and incompatibility mechanisms. **American Journal of Botany** 72: 331-45, 1985.
- BECHARA, F. C. **Restauração Ecológica de Restingas Contaminadas por Pinus no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC**. Florianópolis, 2003. 125 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Departamento de Botânica, Universidade Federal de Santa Catarina.
- BENZING, D.H. Vascular epiphytes. In: LOWMAN, M. D. & NADKARNI, N. M. (Ed.). **Forest canopies**. San Diego: Academic Press. 1995.
- BENZING, D.H. **Vascular epiphytes**. New York: Cambridge University Press, 1990. 354 p.
- BINGGELI, P. **The human dimension of invasive woody plants**. Disponível em: <<http://members.tripod.co.uk/WoodyPlantEcology/invasive/index.html>>. Acesso em 3 de setembro de 2001.
- BINGGELI, P. Time-lags between introduction, establishment and rapid spread of introduced environmental weeds. In: International Weed Science Congress, 3., 2000, Foz do Iguaçu. **Anais Eletrônicos...** Disponível em: <<http://members.lycos.co.uk/WoodyPlantEcology/docs/timelag.rtf>>. Acesso em: 10 de maio de 2004.

- BISSET, J. & BORKENT, A. Ambrosia galls: The significance of fungal nutrition in the evolution of the Cecidomyiidae (Diptera) In: PIROZYNSKI, K. A. & HAWKSWORTH, D. L. **Coevolution of fungi with plants and Animals**. London: Academic Press, 1988. p.203-225.
- BOURSCHEID, K.; JUCÁ, H. C. L.; REIS, A. 2003. Re-infestação de *Pinus* spp. em área sujeita à restauração ambiental no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. **Seminário Nacional de Degradação e Recuperação Ambiental "Perspectiva Social". Foz do Iguaçu, PR. (no prelo)**
- BRASIL. Lei 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III, e VII, da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, 19 de julho de 2000.p. 22.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Impactos sobre a biodiversidade. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiv/perda.html>> Acesso em: 28 de novembro de 2002.
- BRASIL. PROBIO - Edital Fundo Nacional do Meio Ambiente/PROBIO 04/2001: manejo de espécies ameaçadas de extinção e de espécies invasoras, visando a conservação da diversidade biológica brasileira. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>> Brasília. Acesso em 2 de setembro de 2001.
- BRASIL. **SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza**. Ministério do Meio Ambiente: Brasília, 2000. p. 22.
- BRESOLIN, A. Flora da restinga da Ilha de Santa Catarina. **Ínsula** (10): 1-54, 2 mapas, 1979.
- BROKAW, N.V. Treefalls, Regrowth and Community Structure in Tropical Forest. In: PICKETT, S.T.A. & WHITE, P. S. (Ed.). **The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics**. New York: Academic Press, 1985. p. 53-65.
- BROWN, J. S. & VENABLE, D. L. Evolutionary Ecology of Seed-bank Annuals in Temporally varying environments. **American Naturalist** 127:31-47, 1986.
- BROWN, J.R. O papel dos consumidores na conservação e no manejo *in situ*. **IPEF**, 37. Piracicaba, p. 61-69, 1987.
- BROWN, J.S. & VENABLE, D.L. Evolutionary Ecology of Seed-bank Annuals in Temporally varying environments. **American Naturalist**, 127:31-47, 1986.
- BROWN, JR. K. O papel dos consumidores na conservação e no manejo *in situ*. **IPEF**, Piracicaba 37. p. 61-69, 1987.
- BRYANT, J.A. **Fisiologia da Semente**. Coleção Temas de Biologia, v. 31, EPU, 1989.
- CALDATO, S.; FLOSS, P.A.; CROCE, D.M. da; & LONGHI, S.J. Estudo da Regeneração Natural, Banco de Sementes e Chuva de Sementes na Reserva Genética Floresta de Caçador, SC. **Ciência Florestal Santa Maria**. 1(6): 27-38, 1996.
- CARPANEZZI, A.A.; COSTA, L.G.S.; KAGEYAMA, P.Y.; & CASTRO, C.F.A. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., Campos do Jordão, SP. **Espécies pioneiras para recuperação de áreas degradadas: observação de laboratórios naturais**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 1990. p. 216-21.
- CASSIDY, T.M. ; FOWNES, J.H.; HARRINGTON, R.A. Nitrogen limits an invasive perennial shrub in forest understory. **Biological Invasions**, 6(1): 113-121. Disponível em: <<http://www.kluweronline.com/issn/1387-3547/contents>>. Acesso em: 7 de maio de 2004.
- CECCA - Centro de Estudos de Cultura e Cidadania. 1997. **Unidades de conservação e áreas protegidas da Ilha de Santa Catarina: caracterização e legislação**. Insular. Florianópolis, pp. 11-85.
- CONNELL, J.H. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and rain forest trees. In: DEN BOER, P.J. & GRADWELL, G.R. (Ed.). **Dynamics of populations. Proceedings of the advanced study institute of Dynamics of Numbers in Populations**. Wageningen, Oosterbeek: Center for Agricultural Publishing and documentation. 1971. p. 298-310.
- COSTA, F.A.P.L. Fenologia de árvores tropicais. **La Insignia**. Disponível em: <http://www.lainsignia.org/2002/diciembre/dial_005.htm> Acesso em: 20 nov. 2003.
- COUTINHO, H.L.C. Disponível em: <<http://cnps.embrapa.br/search/pesqs/tema2/tema2.html>> Acesso em: junho de 2002.
- CUBINA, A. & AIDE, T.M. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. **Biotropica** 33 (2): 260-267, 2001.
- CUBIÑA, A. AIDE, T.M. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. **Biotropica** 33: 260-267, 2001.
- Daehler, C.C. Performance comparisons of co-occurring native and alien invasive plants: implications for conservation and restoration. **Annu.Rev.Ecol.Evol.Syst.**, 34: 183-211. Disponível em: <<http://arjournals.annualreviews.org/loi/ecolsys?cookieSet=1>>. Acesso em: 7 de maio de 2004.
- DALLING, J.W.; SWAINE, M.D. & GARWOOD, N.C. Dispersal Patterns and seed Bank Dynamics of Pioneer Trees in Moist Tropical Forest. **Ecology** 79(2): 564-578, 1998.
- DANIEL, O.; JANKAUSKIS, J. Avaliação de metodologia para o estudo do estoque de sementes do solo. Piracicaba: **Série IPEF**, 41- 42:18-26, 1989.
- DENSLOW, J. S. Gap partitioning among Tropical Rainforest Trees. **Biotropica** 12(2): 47-55, 1980.
- DUKES, J.S.; MOONEY, H.A. Does global change increase the success of biological invaders? **Trends in Ecology and Evolution**, 14(4): 135-139. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/journal/01695347>>. Acesso em: 29 de maio de 2004.
- DURIGAN, G., RODRIGUES, R.R. e SCHIAVINI, I. A Heterogeneidade Ambiental Definindo a Metodologia de Amostragem da Floresta Ciliar. In: RODRIGUES, R.R. e LEITÃO-FILHO, H. (Ed.). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2000. Cap. 10, p. 159-168.

- EGUIARTE, L.E.; PEREZ-NASSER, N.; PIÑERO, D. Genetic structure, outcrossing rate and heterosis in *Astrocaryum mexicanum* (tropical palm): implications for evolution and conservation. **Heredity** 69: 217-28, 1992.
- ESA. Ecological Society of America. Disponível em: <<http://www.esa.org/education/edupdfs/invasion.pdf>> Acesso em: 12 de junho de 2004.
- FALKENBERG, D.B. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, sul do Brasil. **Ínsula** (28): 1-30, 1999.
- FIDALGO, O. & FIDALGO, M.E. Dicionário micológico. **Rickya** 2: 1-221, 1967.
- FILGUEIRAS, T. S. Africanas no Brasil: gramíneas introduzidas da África. **Cadernos de Geociências**, 5:57-63, 1989.
- GALINDO-GONZÁLES, J., GUEVARA, S. & SOSA, V.J. Bat and Bird generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. **Conservation Biology** 14(6): 1693-1703, 2000.
- GALLOTI, M.; PIZO, M.A.; MORELLATO, P.C. Fenologia, frugivoria e dispersão de sementes. In: CULLEN, JÚNIOR L.; RUDRAN R.; VALLADARES-PÁDUA, C. **Métodos de Estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre**. Curitiba: UFPR, 2003.
- GARWOOD, N. C. Tropical soil seed banks: a review. In: LECK, M. A., PARKER, V. T. & SIMPSON, R. A. (Ed.). **Ecology of soil seed banks**. San Diego: Academic Press, 1989. p. 149-209.
- GATSUK, L.E., SMIRNOVA, O.V., VORONTZOVA, L.I., ZAUGOLNOVA, L.B., ZHUKOVA, L.A. Age states of plants of various growth forms: a review. **J. Ecol.** [S.l.]. n. 68: 675 – 696, 1980.
- GILBERT, L.E. Ecological consequences of a coevolved mutualism between butterflies and plants. In: Gilbert, L.E. & RAVEN, P.H. **Coevolution of animals and plants**. Austin: University of Texas Press, 1975. p. 208 - 240.
- GILBERT, L.E. Food web organization and the conservation of neotropical diversity. In: SOULÉ, M.E.; WILCOX, B.A. (Ed.). **Conservation biology**. Sunderland: Sinauer, 1980. p. 11-33.
- GILPIN, M.E.; SOULÉ, M.E. Minimum viable populations: processes of species extinction. In: SOULÉ, M.E. (Ed.). **Conservation biology – The science of scarcity and diversity**. Massachusetts, 1996. 19-33.
- GOMEZ-POMPA, A. & VASQUEZ-YANES, C. Estudios sobre la regeneración de selvas em regiones calido-húmedas de México. In: GOMEZ-POMPA, A. & AMO, R.S. del. **Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas de Veracruz, México, Vol. II**. México: INIREB, 1985. p.1–25.
- GOMEZ-POMPA, L. E.; BONGRES, F.; MARTINEZ-RAMOS, M. & VENEKLAAS, E. Pioneer species distribution in tree fall gaps in Neotropical rain forest, a gap definition and its consequences. **Journal of Tropical Ecology** 41(1): 77 – 88, 1988.
- GOODLAND, T.C.R., HEALEY, J.R.; BINGGELI, P. Control and management of invasive alien woody plants in the tropics. **School of agricultural and Forest Sciences**, 14, 1998.
- GRAMBONE-GUARATINI, M.T. & RODRIGUES, R.R. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous Forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, pp. 1-15, 2002.
- GROSS, K.L.A. A comparison of methods for estimating seed numbers in the soil. **Journal of Tropical Ecology** 18:759-774, 1990.
- GUEVARA, S. & LABORDE, J. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. **Vegetatio**, Bélgica 107/108: 319-338, 1993.
- GUEVARA, S., PURATA, S. E. & VAN DER MAAREL, E. The role of remnant trees in tropical secondary succession. **Vegetatio**, Holanda, 66: 77-84, 1986.
- GUIX, J. C. 2001. **Intervalos, A Plenitude da Mata Atlântica**. Intervalos: Fundação para a Conservação e a Produção Florestal do Estado de São Paulo. São Paulo: Fundação Florestal, p. 33.
- HANSKI, I.A.; GILPIN, M.E. **Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution**. London: Academic Press, 1997.
- HAY, J.D. & L.D. LACERDA. 1984. Ciclagem de nutrientes no ecossistema de restinga. In: LACERDA, L.D.; ARAUJO, D.S.D.; CERQUEIRA R. & TURCO, B. (Org.). **Restingas: origem, estrutura, processos**. Rio de Janeiro: Universidade Federal Fluminense, CEUFF, 1984. p.459-75.
- HOBBS, R. J. & HUENNEKE, L.F. Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. **Conservation Biology**, 6(3): 324-337. Disponível em: <<http://www.blackwell-synergy.com/servlet/useragent?func=showIssues&code=cbi>>. Acesso em: 7 de maio de 2004.
- HOLL, K. D. Factors limiting rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica** 31: 229-242, 1999.
- HOLL, K.D. Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? **Rest. Ecology** 6: 253-261, 1998.
- HOLL, K.D., LOIK, M.E., LIN, E.H. & SAMUELS, I.A. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology** 8(4): 339-349, 2000.
- HOLMGREN, M.; AVILES, R.; SIERRALT, L.; SEGURA, A.M.; FUENTES, E.R. Why have European herbs so successfully invaded the Chilean matorral? Effects of herbivory, soil nutrients, and fire. **J.Arid. Environ.**, 44: 197-211. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/journal/01401963>>. Acesso em: 7 de maio de 2004.
- HOWE, H.F. Seed dispersal by fruit-eating birds and mammals. In: Murray, D. R. (Ed.). **Seed Dispersal**. New York: Academic Press, 1986. p. 123-183.
- HULBERT, S. The nonconcept of species diversity: a critic and alternative parameters. **Ecology** 52(4): 577-586, 1971.

- INGELS, C. 1992. Birds of prey assist farmers. **Sustainable Agriculture** 1(5). <<http://www.sarep.ucdavis.edu/NEWSLTR/v5n1/sa-6.htm>>
- IPEF. VIEIRA, I.G. & FERNANDES, G.D. **Dormência de Sementes. Informativo Sementes, IPEF**. Disponível em: <<http://www.ipef.br/especies/dormencia.html>> Acesso em: fevereiro de 2002.
- ISSG. Invasive Species Specialist Group. Disponível em: <<http://www.issg.org>> Acesso em: 13 de junho de 2004.
- IUCN - International Union for Conservation and Nature. Disponível em: <<http://jasper.stanford.edu/gisp>> Acesso em: 4 de setembro de 2001.
- JACOMINE, P.K.T. Solos sob Matas Ciliares. In: RODRIGUES, R.R. e LEITÃO-FILHO, H (Ed.). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2000. Cap. 2, p. 27-32.
- JANZEN, D. H. Herbivores and the number of tree species in Tropical Forests. **Amer. Nat.** 104: 501-528, 1970.
- KAGEYAMA, P. e GANDARA, F.B. Recuperação de Áreas Ciliares. In: RODRIGUES, R.R. e LEITÃO-FILHO, H (Ed.). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2000. Cap.15.2, p. 249-270.
- KAGEYAMA, P. Y. Conservação “*in situ*” de recursos genéticos de plantas. **IPEF 35: 7-37** 1987.
- KAGEYAMA, P.; GANDARA, F.B. Revegetação de Áreas Ciliares. In: RODRIGUES, R.R. & LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.) **Matas Ciliares: Estado Atual do Conhecimento**. 320 p., 2000.
- KAGEYAMA, P.Y. e GANDARA, F.B. Dinâmica de populações de espécies arbóreas: Implicações para o manejo e a conservação. In: **Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira, 3, 1993, São Paulo. Anais. Vol II: Mata Atlântica e Ecossistemas Marinhos**. São Paulo: ACIESP, 1993. p. 01-09.
- KAGEYAMA, P.Y. Reflexos e potenciais da resolução SMA-21 de 21/11/2001 na conservação da biodiversidade específica e genética. In: **Seminário temático sobre recuperação de áreas degradadas**, São Paulo, 2003. **Anais...** São Paulo: Instituto de Botânica, p. 7-12.
- KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B. Conseqüências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas. **Série Técnica IPEF 32: 65-70**, 1998.
- KEANE, R.M.; CRAWLEY, M.J. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. **Trends in Ecology and Evolution**, 17(2): 167-170. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/journal/01695347>>. Acesso em: 7 de maio de 2004.
- KIRCHINER, F., FERDY, J.B., CHRISTOPHE, A., COLAS, B. & MORET, J. Role of corridors in plant dispersal: an example with the endangered *Ranunculus nodiflorus*. **Conservation Biology** 17(2): 401-410, 2003.
- KISSMANN K.G. & GROUTH, D. **Plantas infestantes e nocivas**. São Paulo: BASF Brasileira SA. v. III, 1995.
- KISSMANN, K.G. & GROUTH, D. **Plantas infestantes e nocivas**. São Paulo: BASF Brasileira SA. v. II, 1992
- KISSMANN, K.G. **Plantas infestantes e nocivas**. São Paulo: BASF Brasileira SA. v. I, 1991.
- KLEIN, R. M. Ecologia da Flora e Vegetação do Vale do Itajaí. **SELLOWIA. Anais Botânicos do Herbário Barbosa Rodrigues**, Itajaí n. 31-32, 1979.
- KLEIN, R.M. Ecologia da Flora e Vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia** 31-32: 9-389, 1979-1980.
- KLEIN, R.M. **Mapa fitogeográfico do Estado de Santa Catarina**. Itajaí: SUDESUL/FATMA/HBR, 1978.
- KOTANEN, P.M. Revegetation following soil disturbance and invasion in a Californian meadow: a 10-years history of recovery. **Biological Invasions**, 6: 245-254, 2004.
- LAKE, J. C. & LEISHMAN, M. R. Invasion success of exotic plants in natural ecosystems: the role of disturbance, plant attributes and freedom from herbivores. **Biological Conservation**, 117: 215-226, 2003.
- LAMBERS, H.; CHAPIN III, F. S. & PONS, T. L. **Plant Physiological Ecology**. New York: Springer-Verlag, 1998.
- LECHOWICZ, M.J. Phenology. In: **Encyclopedia of Global Environmental Change, Volume 2**. The Earth System: biological and ecological dimensions of global environmental change. London: Wiley, 2001.
- LEDGARD, N. J. & LANGER, E. R. **Wilding prevention: guidelines for minimising the risk of unwanted wilding spread from new plantings of introduced conifers**. New Zealand: New Zealand Forest Research - Ministry for the Environment. 21 p. 1999.
- LEITE, P.F. & R.M. KLEIN. Vegetação. In: IBGE (Ed.). **Geografia do Brasil. Região sul**. IBGE. v.2, 1990. p. 113-50.
- LEME, E. M.C. **Canistrum – Bromélias da Mata atlântica**. Rio de Janeiro: Salamandra, 1997. 107p.
- LEME, E. M.C. **Canistrum – Bromélias da Mata atlântica**. Rio de Janeiro: Salamandra, 1998. 143p.
- LIETH, H., Purposes of a Phenology Book. In: LIETH, H. **Phenology and Seasonality Modeling**. New York: Springer-Verlag. 1974. p. 3-19
- LIMA, W.P. e ZAKIA, M.J.B. Hidrologia de Matas Ciliares. In: RODRIGUES, R.R. e LEITÃO-FILHO, H. **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2000. Cap. 3, p. 33-44.
- LORENZI, H. **Manual de identificação e controle de plantas daninhas: plantio direto e convencional**. Nova Odessa: Plantarum, 1994. 299p.
- LUDWIG, J. A. & REYNOLDS, J. F. **Statistical Ecology: a primer on methods and computing**. EUA: Wiley-Interscience, 1988. p. 85-103.
- LUGO, A.E. Estimating reductions in the diversity of tropical Forest species. In: Wilson, E.O.(Ed.). **Biodiversity**. Washington: National Academy Press, 1988. p. 58-70.
- MACK, R. N., CHAIR, X., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, W. M., EVANS, H., CLOUT, M., BAZZAZ, F. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. **Issues in Ecology** 5. [S.l.]: Spring, 2000. 20 p.
- MACK, R.N. & LONSDALE, W.M. Humans as global plant dispersers: getting more than we bargained for. **Bioscience**, 51(2): 95-102, 2001.

- MAIA, F. C. **Padrões de variação do banco de sementes do solo em função de fatores edáficos e da vegetação de um campo natural**. Porto Alegre, 2002. Dissertação (Mestrado), Universidade do Rio Grande do Sul.
- MANTOVANI, M., RUSCHEL, A.R., REIS, M.S., PUCHALSKI, A., & NODARI, R.O. Fenologia reprodutiva de espécies arbóreas em uma formação secundária da floresta atlântica. **R. Árvore**, Viçosa-MG, 27(4): 451-458, 2003.
- MARTIN C. E. *Physiologia Ecology of the Bromeliaceae*. **The Botanical Review**, University of Kansas, Vol 60(1), 1994.
- MARTINEZ-RAMOS, M. & SOTO-CASTRO, A. Seed raise and advanced regeneration in a tropical rain Forest. **Vegetatio** 107/108:229-318, 1993.
- MARTINS, S.V. **Recuperação de matas ciliares**. Viçosa, MG: Editora Aprenda Fácil, 2001.
- MCCARTY, J.P., LEVEY, D.J., GREENBERG, C.H., & SARGENT, S. Spatial and temporal variation in fruit use by wildlife in a forested landscape. **Forest Ecology and Management**, 164: 277-291, 2002.
- MCCLANAHAN, T. R. & WOLFE, R. W. Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. **Conservation Biology** 7 (2): 279-288, 1993.
- MCDONNELL, M.J. & STILES, E.W. The Structural complexity of the old field vegetation and the recruitment of bird-dispersed plant species. **Oecologia** 56: 109-116, 1993.
- MENGES, E.S. The applications of minimum viable populations theory to plants. In: FALK, D.A.; HOLSINGER, K.E. (Ed.). **Genetics and conservation of rare plants**. New York: Oxford Univ. Press, 1991. p. 45-61.
- METZGER, J.P. 2001. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**. Disponível em <<http://www.biotaneotropica.org.br>> Acesso em: indeterminado.
- METZGER, J.P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Ed). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais** Botucatu: FEPAF, 2003. p. 49-76.
- MILLER, G. A method of establishing native vegetation on disturbed sites, consistent with the theory of nucleation. In: **Proceedings of the 3rd Annual Meeting, Canadian Land Reclamation Association**. Sudbury: Laurentian University, 1978. p. 322-327.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Impactos sobre a biodiversidade. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiv/perda.html>>. Acesso em: 28 de novembro de 2002.
- MIROV, N. T. **The genus Pinus**. New York: The Ronald Press Company, 1967.
- MOLERO, G. C. 1992. **Restoring Mangrove Systems**. Restoring the Nations's Marine Environment. A Maryland Sea Grant Book.
- MORAES, P.L.R., MONTEIRO, R.; VENCOVSKY, R. **Conservação genética de populações de *Cryptocarya moschata* Nees (Lauraceae) na Mata Atlântica do estado de São Paulo**. Revista Brasileira de Botânica 22: 237-248, 1999.
- MOREIRA, F. M. S. & SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. Lavras: UFLA, 2002.
- MORELLATO, L.P. & LEITÃO-FILHO, H.F. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: MORELLATO, L.P. (Coord.). **História Natural da Serra do Japi: Ecologia e preservação de uma floresta no Sudeste do Brasil**. São Paulo: UNICAMP/FAPESP, 1992. p.112-141.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R. A. MITTERMEIER, C. G., FONSECA, G. A. B. & KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403: 853-858, 2000.
- MYERS, N; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403: 853-858, 2000.
- NEWSTROM, L.E. e FRANKIE, G.W. A New Classification for Plant Phenology Based on Flowering Patterns in Lowland Tropical Rain Forest Trees At La Selva, Costa Rica. **Biotropica** 26(2): 141-159, 1994.
- NWRA - National Wildlife Refuge Association. Silent invasion. Disponível em: <<http://www.refugenet.org>> Acesso em: 15 de junho de 2003.
- ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1986. p. 263.
- PANITZ, C.M.N. **Manguezais de Santa Catarina (Limite Austral): Estrutura, Função e Manejo**. 1993. 173f. Trabalho apresentado para o concurso público de professor titular no Departamento de Biologia.
- PANITZ, C.M.N. **Produção e Decomposição de Serrapilheira no mangue do Rio Itacorubi, Ilha de Santa Catarina, (27°35' S – 48°31' W)**. São Carlos, 1986. 601 f. Tese (Doutorado) - Departamento de Ciências Biológicas - UFSCar.
- PIJL, L.V.D. **Principles of dispersal in higher plants**. Berlin: Springer-Verlag, 1972.
- PIJL, L.V.D. **Principles of dispersal in higher plants**. 3. ed. New York: Springer-Verlag, 1982.
- PIMENTEL, D.; LACH, L.; ZUNIGA, R.; MORRISON, D. **Environmental and economic costs associated with non-indigenous species in the United States**. Disponível em: <http://www.news.cornell.edu/releases/jan99/species_costs.html>. Acesso em: 30 de maio de 2004.
- PIMENTEL, D.; MCNAIR, S.; JANECHA, J.; WIGHTMAN, C.; SIMMONDS, C.; O'CONNELL, C.; WONG, E.; RUSSEL, L.; ZERN, J.; AQUINO, T.; TSOMANDO, T. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 84: 1-20. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/journal/01678809>>. Acesso em: 30 de maio de 2004.
- PIMM, S. L. **The Balance of nature? Ecological issues in the Conservation of species and communities**. Chicago: University Press, 1991. 434p.
- PRICE, M.V. & JOYNER, J.W. What Resources are Available to Desert Granivores: Seed Rain or Soil Seed Bank? **Ecology** 78(3): 764-773, 1997.
- PRIMACK, R. B. & RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: E. Rodrigues, 2001.

- QUEIROZ, M. H. **Approche phytoécologique et dynamique des formations végétales secondaires développées après abandon des activités agricoles, dans le domaine de la forêt ombrophile dense de versant (forêt atlantique) à Santa Catarina – Brasil.** Nancy, 1994. 251 f. (Tese de Doutorado) – ENGREF, França.
- REIS, A. & KAGEYAMA, P.Y. Restauração de Áreas Degradadas Utilizando Interações Interespecíficas. In: Anais do Simpósio sobre Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais, 2001, Piracicaba. KAGEYAMA, P.Y. **Restauração Ecológica De Ecossistemas Naturais No Brasil.** Piracicaba. No prelo.
- REIS, A. & PORT, M.C. 2000. **Efeito bagueira em um indivíduo de *Alchornea Triplinervea* (Sprengel) Miller Arg. (Euphorbiaceae).** (Trabalho em preparação).
- REIS, A. Avaliação da recuperação de taludes de área de empréstimo na Usina Hidrelétrica de Itá, através da sucessão e dispersão de sementes. , Florianópolis: **Relatório FAPUE-GERASUL n. 24**, 2001.
- REIS, A. **Dispersão de sementes de *Euterpe edulis* - (Palmae) em uma Floresta Ombrófila Densa Montana da Encosta Atlântica em Blumenau, SC.** Campinas, 1995. 154 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas.
- REIS, A., FANTINI, A.C., REIS, M.S., GUERRA, M.P. & DOEBELI, G. Aspectos sobre a conservação da biodiversidade e o manejo da floresta tropical atlântica. In: II Congresso Nacional sobre Essências Nativas, 2., 1992, São Paulo. **Anais...** p. 169-173.
- REIS, A., SCHLEE, J.N. & ESPINDOLA, M.B. Restauração de áreas degradadas: o caso da hidrelétrica de Itá-SC. In: Congresso Nacional de Botânica, 52., 2001, João Pessoa. **Anais...** p. 231.
- REIS, A., ZAMBONIN, R.M. & NAKAZONO, E.M. Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. **Série Cadernos da Biosfera 14.** Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Governo do Estado de São Paulo. São Paulo, 1999. 42 p.
- REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPINDOLA, M. B.; VIERA, N. K.; SOUZA, L.L. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. In: **Natureza & Conservação**, Curitiba, 1(1): 28-36, abril, 2003.
- REIS, A.; ESPÍNDOLA, M.B.; VIEIRA, N.K. A nucleação como ferramenta para a restauração ambiental. In: **Seminário Temático sobre Recuperação de Áreas Degradadas.** **Anais...** p.32-39, 2003b.
- REIS, A.; ESPINDOLA, M.B.; VIERA, N.K.; SOUZA, L.L. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, Curitiba, 1(1): 28-36; abril, 2003.
- REIS, M.S. 1996. Distribuição e dinâmica da variabilidade genética em populações naturais de *Euterpe edulis* Martius. **Piracicaba, 1996. 210 f. Tese (Doutorado) - ESALQ/USP.**
- REITZ, R. Bromeliáceas e a Malária – Bromélia Endêmica. **Flora Ilustrada Catarinense.** 1983. 559p.
- REITZ, R. Vegetação da zona marítima de Santa Catarina. **Sellowia** 13(13): 17-115, 1999.
- REITZ, R. Vegetação da zona marítima de Santa Catarina. **Sellowia: Anais Botânicos do Herbário “Barbosa Rodrigues”** Itajaí, 13. pp. 17-117, 1961.
- REJMÁNEK, M. & RICHARDSON, D.M. What attributes make some plant species more invasive? **Ecology**, 77(6): 1655-1661, 1996.
- REJMÁNEK, M. Invasive plants: approaches and predictions. **Austral Ecology**, 25(5): 497-506. Disponível em: <<http://www.blackwell-synergy.com/servelet/useragent?func=showIssues&code=aec>>. Acesso em: 7 de maio de 2004.
- RICHARDS, P. W. **The tropical rain forest: an ecological study.** Cambridge: University Press, 1998. p. 115-116.
- RICHARDSON, D. M. & BOND, W. J. Determinants of plant distribution: evidence from pine invasions. **The American Naturalist**. [S.l.]. 137(5):639-668, 1991.
- RICHARDSON, D.M. & COWLING, R.M. Why is mountain fynbos invulnerable and which species invade? In: VAN WILGEN, B.W., RICHARDSON, D.M., KRUGER, F.J. & VAN HENSBERGEN, H.J. (Ed.). **Fire in South African mountain fynbos.** Berlin: Springer-Verlag, 1992. pp. 161-181.
- RICHARDSON, D.M. & HIGGINS, S.I. Pines as invaders in the southern hemisphere. In: RICHARDSON, D.M. (Ed.). **Ecology and biogeography of *Pinus*.** Cambridge: University Press. 1998. p. 450-473.
- RICHARDSON, D.M.; ALLSOPP, N.; D'ANTONIO, C.M.; MILTON, S.J.; REJMÁNEK, M. Plant invasions - the role of mutualisms. **Biological Reviews**, 75: 65-93. Disponível em: <<http://journals.cambridge.org/bin>>. Acesso em: 9 de janeiro de 2004.
- RICHARDSON, D.M.; PYSEK, P.; REJMÁNEK, M.; BARBOUR, M.G.; PANETTA, D.; WEST, C.J. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and Distributions**, 6(2): 93-107. Disponível em: <<http://www.blackwell-synergy.com/servelet/useragent?func=showIssues&code=ddi>>. Acesso em: 7 de maio de 2004.
- RICKLEFS, R.E. **A economia da natureza: um livro-texto em ecologia básica.** 3. ed. Rio de Janeiro: Guanabara/Koogan, 1996. pp. 357-358.
- RIZZINI, C.T. **Tratado de fitogeografia do Brasil.** São Paulo: Hucitec & Ed. da USP. v.2, 1979.
- ROBERTS, H.A. Seed banks in the soil. In: **Advances in Applied Biology**, Cambridge: Academic Press, v.6, 1981, 55 p.
- ROBINSON, G.R. & HANDEL, S.N. Forest Restoration on a Closed Landfill: Rapid Addition of New Species by Bird Dispersal. **Conservation Biology** 7(2): 271 – 278, 1993.
- RODRIGUES, R.R e NAVE, A .G... Heterogeneidade Florística da Matas Ciliares. In: RODRIGUES, R.R. e LEITÃO-FILHO, H. **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação.** São Paulo: Universidade de São Paulo, 2000. Cap.4 p. 45-72.

- RODRIGUES, R.R. & GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R. & LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo/Fapesp. 2000. p. 241-243.
- ROGALSKI, J. M.; HOELTGEBAUM, M. P.; BONNET, A.; QUEIROZ, M. H. **Bromélias como Indicadoras na Regeneração Florestal**. Biodiversidade, Unidades de Conservação, Indicadores Ambientais, 2003.
- SALISBURY, F.R. & ROSS, C.W. **Plant Physiology**. 4. ed. California: Wadsworth Publishing Company, 1992. 682p.
- SAULEI, S.M. & SWAINE, M.D. Rain Forest seed dynamics during succession at Gogol, Papua New Guinea. **Journal of Ecology** 76: 1133-1152, 1988.
- SCARANO, F.R. Marginal plants: functional ecology at the Atlantic Forest periphery. In: Congresso Nacional de Botânica, 51., Brasília. **Tópicos atuais em botânica: palestras convidadas**. Brasília: EMBRAPA/Sociedade Botânica do Brasil, 2000. p. 176-182.
- SCHAEFFER-NOVELLI, I. (Org.). **Manguezal – Ecossistema entre a terra e o mar**. Caribbean Ecological Research, 1995.
- SCHIMTZ, M.C. 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 Técnica IPEF 25:7-8, 1992.
- SCHIMTZ, M.C. Banco de sementes no solo em áreas do reservatório da UHE Paraibuna. In: KAGEYAMA, P. Y. (Ed.) **Recomposição da vegetação com espécies arbóreas nativas em reservatórios de usinas hidrelétricas da CESP**. Piracicaba: SÉRIE IPEF, 8(25), 1992. p. 7-8.
- SHER, A.A.; MARSHALL, D.L.; GILBERT, S.A. Competition between native *Populus deltoids* and invasive *Tamarix ramosissima* and the implications for reestablishing flooding disturbance. **Conservation Biology**, 14: 1744-1754. Disponível em: <<http://www.blackwell-synergy.com/servelet/useragent?func=showIssues&code=cbi>>. Acesso em: 7 de maio de 2004.
- SILVA, A.D. **Estudo Geo-Estrutural do Manguezal de Ratoões na Ilha de Santa Catarina. Município de Florianópolis/SC**. Florianópolis, 1990. 126 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Catarina.
- SIMPSON, R.L.; LECK, M.A.; PARKER, V.T. Seed banks: General concepts and methodological issues. In: LECK, M.A.; PARKER, V.T.; SIMPSON, R.L. (Ed.). **Ecology of soil seed banks**. London: Academic Press, 1989. p. 3-8.
- SMYTHE, N. The importance of Mammals in Neotropical Forest Management. In: Colón, J.C. (editor). **Management of the forests of Tropical America: Prospects and Technologies**. Puerto Rico, 1986. pp. 79-98.
- SOUZA SOBRINHO, R.J.; BRESOLIN, A. & KLEIN, R.M. Os manguezais da Ilha de Santa Catarina. **Ínsula**, Florianópolis (2): 1-21., SC, 1969.
- SOUZA, L.M.D.R.; FALKENBERG, B.B.; AMARAL, L.G.; FRONZA, M.; ARAUJO, A.C.; SÁ, M.R. Vegetação do Pontal da Daniela, Florianópolis, SC, Brasil. I. Levantamento Florístico e Mapa Fitogeográfico. **Ínsula**, Florianópolis, (21):87-117, 1991-1992.
- SOUZA, L.M.D.R.; FALKENBERG, B.B.; AMARAL, L.G.; FRONZA, M.; ARAUJO, A.C.; SÁ, M.R. Vegetação do Pontal da Daniela, Florianópolis, SC, Brasil. II. Fitossociologia do Manguezal. **Ínsula**, Florianópolis, (22):107-141, 1993.
- STURGESS, P. W. **Post-felling vegetation changes on three afforested sand-dune systems**. Liverpool, 1991. 244 f. (Doutorado) University of Liverpool.
- TALORA, D.C., & MORELLATO, P.C. Fenologia de espécies arbóreas em floresta de planície litorânea do sudeste do Brasil. **Revista brasil. Bot.**, São Paulo, 23(1): 13-26, 2000.
- TEKLE, K. & BEKELE, T. The Role of Soil Seed Banks in the Rehabilitation of Degraded Hillslopes in Southern Wello, Ethiopia. **Biotropica** 32(1):23-32, 2002.
- TERBORGH, J. Keystone plant resources in the Tropical Forest. In: Soulé, M.E. (editor) **Conservation Biology: The Science of scarcity and diversity**. Massachusetts: Sunderland, 1986.
- TERBORGH, J. Seed and fruit dispersal – commentary. In: Bawa, K. S. & Hadley, M. **Reproductive Ecology of Tropical Forest Plants**. Man and the Biosphere Series. Paris: Parthenon Publishing Group, 1990.
- THOMPSON, K. The Functional Ecology of Soil Seed Banks. In: FENNER, M. **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. Wallingford, U.K: CAB International, 1992. p. 231-258.
- TNC - The Nature Conservancy. Disponível em: <<http://tncweeds.ucdavis.edu/survey/wlist.html>> Acesso em: 5 de setembro de 2001.
- UHL, C., CLARK, K. & MURPHY, P. Early Plant Succession After Cutting and Burning in the Upper Rio Negro Region of the Amazon Basin. **Journal of Ecology** 69: 631-649, 1981.
- UICN - International Union for Conservation of Nature. **Recomendaciones da Cuarta Reunión del Organo Subsidiario de Asesoramiento Científico, Técnico y Tecnológico**. Espécies Invasoras Exóticas. Disponível em: <http://www.iucn.org/themes/pbia/wl/docs/biodiversity/sbstta4/invasive_s.pdf>. Acesso em: 15 de junho de 2003.
- UICN - International Union for Conservation of Nature. Species Survival Commission. **Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss caused by Alien Invasive Species**. Disponível em: <<http://www.iucn.org/themes/ssc/pubs/policy/invasivesEng.htm>>. Acesso em: 15 de junho de 2003.
- VASCONCELOS, G.M.P. **Diversidade genética de *Myrciaria floribunda* (West ex Willdenow) Berg. (Cambuí) em paisagem fragmentada da Serra da Mantiqueira, MG**. Piracicaba, 2002. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo.

- VELOSO, H. P. & KLEIN, R. M. As comunidades e associações vegetais da mata pluvial do sul do Brasil. 1957. **Sellowia** ano 9, n. 8.
- VENCOVSKY, R. Tamanho efetivo populacional na coleta e preservação de germoplasma de espécies alógamas. **Série Técnica IPEF** 35:79-84, 1987.
- VIEIRA, N.K.; ESPÍNDOLA, M.B. de; REIS, A. Avaliação de Técnicas Alternativas de Restauração Ambiental. **Reflorestamento e Recuperação Ambiental**. Ijuí – RS, 2003. p. 223 -224.
- VITOUSEK, P.M.; LOOPE L.L.; STONE, C.P. Introduced species in Hawaii: Biological effects and opportunities for ecological research. **Trends in Ecology and Evolution**, 2(7): 224-227. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/journal/01695347>>. Acesso em: 12 de junho 2004.
- WAECHTER, J.L. Aspectos ecológicos da vegetação de restinga no Rio Grande do Sul, Brasil. **Comunicações do Museu de Ciências da PUCRS, série Botânica** (33): 49-68,1985.
- WALLACE, R.B., & PAINTER, R.L.E. Phenological patterns in a southern Amazonian tropical forest: implications for sustainable management. **Forest Ecology and Management** 160:19-33, 2002.
- WEBB, C.O. & PEART, D.R. High seed dispersal rates in faunally intact tropical rain forest: theoretical and conservation implications. **Ecology letters** 4: 491-499, 2001.
- WESTBROOKS, R. 1998. **Invasive plants: changing the landscape of America: fact book**. Washington, DC: Federal Interagency Committee for the Management of Noxious and Exotics Weeds.
- WHITTAKER, R. J. & JONES, S. H. The role of frugivorous bats and birds in the rebuilding of a tropical forest ecosystem, Krakatau, Indonesia. **Journal of Biogeography** 21: 245-258, 1994.
- WILLIAMS, R. & MARTINEZ, N. Simple rules yield complex food webs. **Nature**, Londres, 404:180-183, 2000.
- WILLIAMSON, M.H. & FITTER, A. The characters of successful invaders. **Biological Conservation**, 78: 163-170. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/journal/01695347>> Acesso em: 7 de maio de 2004.
- WILLSON, M.F. The Ecology of Seed dispersal. In: FENNER, M. **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. Wallingford, UK: CAB International, 1992. p. 61-85.
- WINTERHALDER, K. **The restoration of industrially disturbed landscape in the Sudbury, Ontario mining and smelting region**. Disponível em: <<http://www.udd.org/francais/forum1996/TexteWinterhalder.html>> Acesso em: 24 de junho de 2002.
- WOLFF, S. **Legislação ambiental brasileira: grau de adequação à Convenção sobre Diversidade Biológica**. Biodiversidade 3. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2000. p. 73.
- WUNDERLE JUNIOR, J. M. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forestry Ecology and Management** 99: 223-235, 1997.
- YARRANTON, G.A. & R.G. MORRISON. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **Journal of Ecology** 62(2): 417-428, 1974.
- ZAMBONIM, R.M. **Banco de dados como subsídio para conservação e restauração nas tipologias vegetacionais do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro e entorno, SC**. Florianópolis, 2001. 118 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina.
- ZILLER, S.R. 2000. **A Estepe gramíneo-lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica**. Curitiba, 2000. 268 f. (Tese) Doutorado. Universidade Federal do Paraná.
- ZIMMERMANN, C.E. O uso da grandíuva, *Trema micrantha* Blume (Ulmaceae), na recuperação de áreas degradadas: o papel das aves que se alimentam de seus frutos. **Tangara** 1 (4): 177-182, 2001.