

Estratégia complementar para conservação de espécies florestais nativas: resgate e conservação de ecótipos ameaçados

Jarbas Y. Shimizu⁽¹⁾

⁽¹⁾Embrapa Florestas, Estrada da Ribeira, Km 111, Caixa Postal 319, CEP 83411-000, Colombo-PR. E-mail: shimizuj@terra.com.br

Resumo - A devastação das florestas brasileiras vem tomando proporções alarmantes em todos os biomas, colocando muitas espécies de microorganismos, animais e plantas sob risco de extinção devido à descaracterização do habitat. Medidas governamentais contra esse processo de destruição incluem o estabelecimento de unidades de conservação e os programas de plantio de espécies nativas com objetivos variados, como a recuperação de ecossistemas degradados e o estabelecimento de Reservas Legais, Áreas de Proteção Permanente e outros. As unidades de conservação são fundamentais na conservação de ecossistemas naturais. No entanto, na conservação da variabilidade ecotípica de espécies florestais, sua eficácia se restringe aos limites físicos da sua área de influência. Considerando que a maior parte dos ecótipos florestais de grande significado adaptativo localiza-se fora das unidades de conservação, medidas complementares são indispensáveis, preferencialmente, com a participação de produtores rurais, sobretudo os de pequena escala, por estarem presentes em todo o território nacional. A estratégia proposta tem como ponto fundamental evitar o plantio de sementes ou mudas em locais distantes de suas origens, visando preservar as características adaptativas próprias de cada ecossistema. Para isso, recomendam-se procedimentos para a amostragem de matrizes e instalação de povoamentos florestais para conservação mediante uso pelos produtores rurais.

Termos para indexação: Endogamia; exogamia; extinção; conservação; germoplasma.

A complementary strategy for the conservation of native forest tree species: retrieval and conservation of threatened ecotypes

Abstract - Deforestation has become rampant in recent years in Brazil and has affected all biomes where many species are threatened to extinction due to destruction natural habitats. Government initiatives to hinder the chain of destruction include two main lines of action: to establish conservation units (parks, reserves and others); and programs to encourage plantation of native tree species for reclamation of degraded ecosystems, restoration of forests on permanent protection areas (riparian, and steep slope environments), and establishment of "legal reserves" (a mandatory forest reserve on at least 20% of the land area). Conservation units are effective in conserving natural ecosystems. However, they are of limited value for the conservation of ecotypes, since their effectiveness is restricted to within their physical boundaries. Since the majority of ecotypes with critical adaptive value are found outside the conservation units, complementary measures to encompass these variants are needed. The most promising strategy includes active participation of rural land owners, especially small land holders, since they are settled throughout the country (outside the conservation units). An important aspect of the strategy is to prevent movement of seeds and seedlings over great distances from their origins so that their adaptive traits to specific sites are preserved.

Index Terms: Inbreeding; outbreeding; extinction; gene conservation.

Introdução

As florestas brasileiras são consideradas entre as de maior biodiversidade do mundo. Segundo as proposições na 8^a. Conferências das Partes (COP-8), no Brasil, encontram-se de 15 % a 20 % do total de espécies do planeta. A diversidade da flora brasileira é representada por mais de 55 mil espécies descritas

(IMPLEMENTAÇÃO..., 2006). Levantamentos efetuados na Floresta Atlântica demonstraram a ocorrência de 458 espécies de árvores por hectare, no sul da Bahia (THOMAS et al., 1998) e de 443 no Espírito Santo (THOMAZ; MONTEIRO, 1997).

A população brasileira vem crescendo rapidamente e deverá chegar, em breve, à casa dos 200 milhões de habitantes. Concomitantemente ao incremento da

população humana, aumenta a demanda por alimentos e matéria-prima oriundas das florestas, juntamente com as metas sociais, econômicas e comerciais. Com isso, acirra-se, também, a demanda por espaço para a expansão de áreas urbanas, infra-estrutura industrial, atividades agropecuárias e, mais recentemente, para o aumento da produção de matéria-prima para agroenergia, principalmente a cana-de-açúcar.

No setor produtivo à base de matéria-prima florestal, o segmento industrial de celulose e papel, que gera uma importante parcela do volume de exportação, é abastecido, exclusivamente, de madeira proveniente de florestas plantadas. Porém, os demais segmentos ainda dependem de quantidades substanciais de madeira explorada das florestas nativas. A maior parte (61,7 %) da madeira serrada, 36,8 % dos compensados, 50% do carvão vegetal e 45 % dos “pallets” que movimentam o mercado de produtos florestais brasileiros ainda são produzidos a partir da madeira extraída das formações naturais (FATOS E NÚMEROS..., 2006).

Enquanto houver disponibilidade, as florestas naturais constituirão fontes atrativas de matéria-prima, uma vez que as operações envolvidas na sua obtenção resumem-se à exploração e ao transporte. Além disso, há demandas por tipos específicos de matéria-prima como qualidade estética, resistência e durabilidade que a maioria das espécies cultivadas em regime de silvicultura intensiva não atende. Alternativamente, o abastecimento de matéria-prima a partir de florestas plantadas requer várias operações adicionais, incluindo a obtenção do material propagativo apropriado, o seu plantio, o manejo, a proteção e o manejo ambiental para assegurar produtividades sustentáveis ao longo das rotações. Em consequência, vastas áreas de florestas naturais do território nacional vêm sendo continuamente reduzidas.

Como a base florestal plantada não tem apresentado aumento significativo por mais de duas décadas, acentua-se o déficit de madeira, tornando-se cada vez mais remota a concretização da almejada produção sustentável nos aspectos econômicos e ambientais. Isto se torna evidente ao se considerar que os atuais sistemas de produção e as cadeias produtivas ainda dependem, pesadamente, de insumos oriundos de matéria-prima não renovável.

Em futuro não muito distante, o petróleo poderá se tornar um bem escasso e de uso economicamente inviável em grande escala. Assim, para atender aos vários segmentos industriais, farmacológicos, alimentícios, energéticos e outros, que atualmente dependem da

petroquímica e de outras matérias-primas de fontes não renováveis, será necessário lançar mão dos recursos naturais renováveis, principalmente a biodiversidade. Para que esse recurso natural esteja disponível e em condições de atender às demandas atuais e futuras, em regime de produção sustentável, toda a gama de variantes genéticas associadas à diversidade ecológica precisa ser resgatada e conservada, visto que representam partes do germoplasma adaptadas a ambientes específicos.

Desmatamentos e fragmentação das florestas

Informações publicadas em 2005 (BARRETO et al., 2005) relatavam que 11 % da Floresta Amazônica, que se estende por 4,1 milhões de km², já se encontrava desmatada. Ainda assim, a intensidade de destruição tem se acirrado nos últimos anos, atingindo a taxa de 2 milhões de hectares anuais.

Dos 204 milhões de hectares originais do bioma Cerrado, estima-se que 57 % tenham sido completamente destruídos, com a metade do remanescente já descaracterizada e com a biodiversidade comprometida (CERRADO..., 2004). A taxa de desmatamento nesse bioma chega a 3 milhões de hectares ao ano, tendo como principal motivo a exploração da vegetação para produção de carvão vegetal e a abertura de áreas para a agropecuária.

O bioma Mata Atlântica, que abriga uma vasta diversidade biológica e um alto grau de endemismo, estendia-se, originalmente, por uma área estimada em 1,36 milhão de km². Este é considerado o bioma mais ameaçado, pois se localiza na região onde vive 70 % da população brasileira e se concentra a maior atividade industrial do País. Estima-se que, atualmente, restem menos de 7 % desse bioma livre de intervenção humana (RIBEIRO et al., 2005).

A Caatinga se estende por 844.453 km², dos quais, aproximadamente 37 % já sofreram intervenção humana (MMA, 2006). Nesse bioma, a tendência de desmatamento é crescente, tendo em vista que grande parte da demanda de energia é suprida pela queima da lenha extraída da vegetação natural.

O Pantanal, com seus 150.355 km², é considerado o bioma mais preservado. Mesmo assim, mais de 11 % de sua área já havia sido antropizada até o ano 2002 (ABDON et al., 2006).

Do ponto de vista da integridade dos ecossistemas e da viabilidade das populações remanescentes, principalmente das espécies endêmicas, a intervenção

humana tem sido, no mínimo, desastrosa. A exploração das florestas se inicia, invariavelmente, com a extração das árvores de maior vigor e de melhor qualidade, deixando-se apenas as de qualidade inferior para transmitir seus genes às próximas gerações, num processo disgênico que leva à degradação dos remanescentes. Além disso, as formações florestais vêm sendo reduzidas a fragmentos cada vez menores e mais dispersos em meio às áreas antropizadas.

A redução no tamanho dos fragmentos e o seu isolamento em forma de ilhas desencadeiam alguns processos ecológicos e genéticos populacionais com conseqüências potencialmente desastrosas. Do ponto de vista genético, isso leva à redução no número efetivo de indivíduos da população, reduz a densidade de indivíduos reprodutivos, aumenta a distância entre coespecíficos reprodutivos e, com isso, aumenta a taxa de autofecundação e o risco de perda de alelos em decorrência da homozigose e da deriva genética (variação na frequência de alelos na população, decorrente de processo aleatório no pareamento dos gametas) (HALL et al., 1996; SEBBENN et al., 2001; CASCANTE et al., 2002; SRIKWAN; WOODRUFF, 2003; FUCHS et al., 2003; QUESADA et al., 2004; LOWE et al., 2005). O resultado disso é conhecido, também, como “erosão genética”, que é caracterizada pela perda de alelos e, conseqüentemente, da variabilidade genética e da capacidade das espécies de reagir às múltiplas pressões ambientais para sobreviver e continuar gerando descendentes viáveis.

Com a fragmentação das formações florestais, decresce o número de espécies remanescentes, à medida que se reduz o tamanho dos fragmentos (HARRIS, 1984), caracterizando o que se poderia considerar como extinções locais dessas espécies. Quanto menores e mais isoladas forem as populações remanescentes, maiores são os riscos de sua extinção (HOLSINGER, 2003) (Figura 1).

Isso mostra que o processo de “desenvolvimento”, desencadeado com a exploração das florestas naturais para proporcionar alimento, bem-estar e melhor qualidade de vida para uma população humana em contínuo crescimento, está calcada no uso não sustentável dos recursos naturais, particularmente da biodiversidade (Figura 2). O resultado disso, em longo prazo, aponta para uma situação completamente inversa à almejada, variando desde uma fatal deterioração da qualidade de vida, no melhor dos casos, até o total esgotamento dos meios de sobrevivência humana. Cabe,

portanto, uma reflexão sobre este ponto, pois, uma vez perdida a biodiversidade, não haverá retorno. A questão mais crítica é que existe um acentuado desequilíbrio entre a alta velocidade de destruição da biodiversidade, mormente em decorrência da destruição de habitat, frente à baixa taxa natural de surgimento de novas variantes taxonômicas (especiação) (PRIMACK; RODRIGUES, 2005). Portanto, torna-se iminente o desencadeamento de uma seqüência de extinções, principalmente de espécies ligadas às cadeias tróficas em comum ou de espécies mutuamente dependentes na concretização de seus processos reprodutivos.

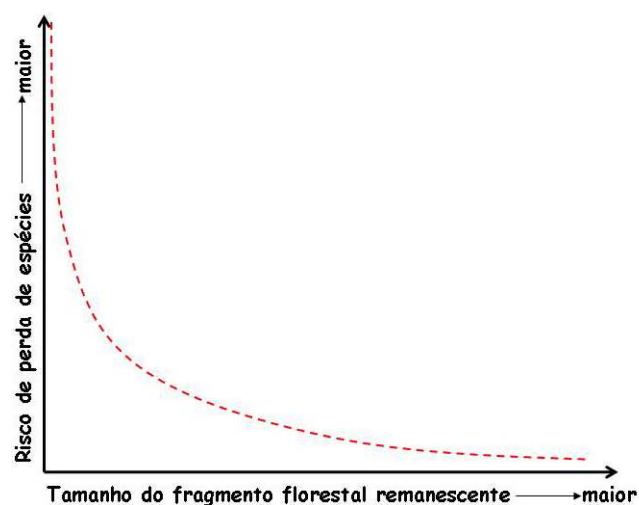


Figura 1. Relação entre tamanho do fragmento florestal remanescente e a probabilidade de perda de espécies contidas nesse fragmento.

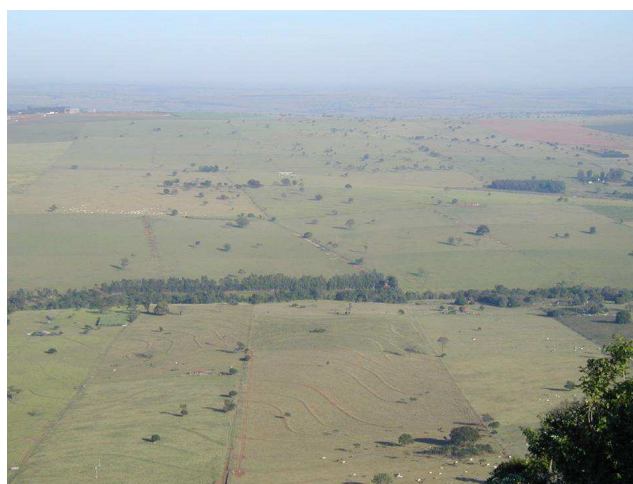


Figura 2. Paisagem antropizada para produção de bens de consumo, em detrimento de ecossistemas florestais em equilíbrio.

Extinção vs. especiação

A extinção de espécies é um processo natural de perda devido à mortalidade dos indivíduos dessa unidade taxonômica, por motivos dos mais diversos, incluindo catástrofes naturais e eventos aleatórios nos aspectos genéticos, demográficos e ambientais. Estima-se que, em condições normais, vinha ocorrendo extinção de uma espécie por ano, desde o período Cambriano (LEVINS, 1970). Essa taxa não representa prejuízo no cômputo geral da biodiversidade, visto que, ao longo desse período, ocorrem, simultaneamente, diversificações nas formas de vida e especiações que compensam essas perdas, podendo até suplantá-las em períodos mais favoráveis. Estima-se que, durante o período de 1600 a 1950, tenha ocorrido extinção de 113 espécies de aves, 83 de mamíferos e 384 de plantas, em grande parte devido a alterações ambientais provocadas pela ação humana. Em vista das aproximadamente 250 mil espécies de plantas atualmente conhecidas, este número pode parecer pequeno, mas, esses são apenas os casos registrados, significando que o número real pode ser bem maior, pois muitas extinções podem ter ocorrido sem que tenham sido notadas (HEYWOOD; STUART, 1994).

A forma mais freqüente de degradação de ecossistemas naturais pelo ser humano tem sido a destruição das florestas para a extração de madeira e a abertura de espaços para as suas atividades agrícolas, expansão da silvicultura intensiva, pecuária, produção de matéria-prima para agroenergia, expansão de áreas industriais e de desenvolvimento urbano. Além disso, ação mais danosa ainda, que vem se acentuando nos últimos séculos, é a emissão de quantidades crescentes de gases de efeito estufa (GEE), com efeito imediato na elevação da temperatura ambiente. As conseqüências dessa mudança ambiental são múltiplas e de efeitos dificilmente reversíveis. O regime hídrico pode se alterar drasticamente, tornando os ambientes hostis à sobrevivência das espécies e ecótipos locais. Mesmo pequenas alterações podem trazer conseqüências imprevisíveis como alterações na fitogeografia e na fenologia das plantas. O florescimento pode ocorrer fora da época apropriada ou, simplesmente, deixar de ocorrer. Isto interfere nos hábitos e na sobrevivência dos vetores de pólen e dos dispersores de sementes, colocando em risco a existência de inúmeras espécies que compartilham guildas comuns.

Em tempos geológicos, as mudanças ambientais

gradativas (por exemplo, avanços e recuos das glaciações) suscitaram padrões de migração de espécies de plantas pelos continentes, bem como o surgimento de espécies diferenciadas em decorrência do isolamento, da adaptação a ambientes específicos e da deriva genética. Porém, as alterações climáticas e outras decorrentes das atividades antrópicas, em período demasiadamente curto, não permitem o funcionamento desses processos naturais, colocando em risco a sobrevivência de muitas espécies e, em última instância, do ser humano que depende delas.

Segundo o relatório do Programa Ambiental das Nações Unidas (GLOBAL..., 2007), a Terra já passou por cinco eventos de extinção massal devido a catástrofes naturais. As drásticas alterações ambientais que vêm ocorrendo nos últimos séculos apontam para um sexto evento, só que, desta vez, em decorrência da ação antrópica. Estima-se que a extinção de espécies tenha atingido uma taxa 100 vezes maior que a normal, com tendência de aumento contínuo. Além disso, estima-se que um aumento de 2 °C na temperatura média, devido ao aquecimento global, previsto para ocorrer até o ano 2050, coloque em risco de extinção em torno de 30 % das espécies nas regiões afetadas.

O estudo de Salazar et al. (2006) indicou a possível ocorrência de mudanças importantes nos biomas brasileiros em futuro próximo (período de 2070 a 2100), em decorrência das mudanças climáticas de origem antropogênica. Extensas áreas da Floresta Ombrófila Densa seriam transformadas em Cerrado e grandes extensões da Caatinga em deserto.

Os fatores ambientais críticos para a sobrevivência e adaptação das plantas como a temperatura, a umidade relativa do ar, o regime pluviométrico, a altitude, o fotoperíodo, o termoperíodo e, principalmente, as características do solo são altamente variáveis de um local para outro. Quanto maior for a distância entre locais, maiores serão as diferenciações nas variáveis ambientais. Isto propicia a formação da estrutura genética ecotípica das espécies vegetais, com o surgimento de tipos ecológicos adaptados a cada condição ambiental específica (ecótipos) de hábitos distintos quanto à época de florescimento, à época de emissão de brotos, ao tamanho das plantas, à tolerância aos extremos climáticos ou às condições edáficas críticas e muitos outros fatores.

A interferência humana nos ecossistemas naturais tem produzido grandes mudanças, muitas vezes indesejáveis,

como alterações no equilíbrio ecológico, suscitadas pela destruição de habitat e disseminação de espécies invasoras. Mesmo dentro da área de ocorrência natural das espécies, como no caso de plantas de ampla distribuição natural, a migração forçada, mediante transporte de sementes e mudas para plantio em locais distantes de suas origens, pode trazer uma ou mais das seguintes conseqüências:

- a) os indivíduos transplantados poderão não sobreviver aos padrões climáticos e edáficos do novo local;
- b) embora possa haver boa sobrevivência, se as plantas crescerem sob estresse, poderão não atingir o desenvolvimento esperado;
- c) crescimento normal, formando uma cobertura florestal aparentemente vigorosa, mas não chegam a florescer; neste caso, novas coberturas florestais do mesmo tipo só poderão ser feitas com a contínua introdução a partir da mesma origem;
- d) crescimento e florescimento normais, mas com antese em época diferente dos ecótipos locais; com isso, a reprodução das plantas introduzidas ocorrerá mediante cruzamentos somente entre elas e, se o número efetivo for limitado, cria-se o problema da endogamia e da deriva genética;
- e) florescimento em época coincidente com a dos tipos locais e cruzamentos com estes. Neste caso, rompe-se a estrutura genética ecotípica formada ao longo dos milênios, resultando em genótipos de menor viabilidade para se adaptar ao local. Em longo prazo, esse processo pode desencadear o fenômeno conhecido como “especiação inversa” (SEEHAUSEN, 2006), que seria o surgimento de uma nova espécie ao preço da destruição dos tipos ecológicos adaptados a cada ambiente específico.

A movimentação de plantas para plantio em ambientes totalmente distintos da sua área de distribuição natural (ambientes exóticos) pode gerar padrões de desenvolvimento inesperados nos aspectos do crescimento, da morfologia e da fenologia. Por exemplo, segundo Brune (1990), *Pinus caribaea* var.

hondurensis, que é originária da América Central, não completa o ciclo reprodutivo e, portanto, não produz semente, quando plantado na Bacia Amazônica. Por outro lado, *Eucalyptus deglupta*, que é originária da Nova Bretanha, quando plantada na Amazônia, passa a “investir” mais intensamente no florescimento e frutificação desde idades mais precoces que o normal, resultando em árvores deformadas.

Considerando que grande parte dos ecótipos florestais de alto valor adaptativo já se perdeu e que muitos outros seguem o mesmo destino, por causa da fragmentação, no atual estágio de devastação dos ecossistemas naturais, fica evidente que não basta apenas conservar o que restou. Além dessa medida que, por si só, já é uma grande tarefa, é necessário resgatar o germoplasma remanescente nos fragmentos, ilhas e até em árvores individuais que restaram em meio às áreas antropizadas. Propágulos desses indivíduos precisam ser coletados para plantios nas respectivas regiões ecológicas, visando recompor o germoplasma e restabelecer populações mínimas viáveis de cada espécie componente desses ecossistemas. Uma população mínima viável de uma dada espécie, em um dado ambiente, foi definida como a menor população, isolada, que tenha 99 % de probabilidade de permanecer imutável por um período de mil anos, mesmo que sujeita à estocasticidade demográfica, ambiental e genética, bem como às catástrofes naturais (SHAFFER, 1981).

A conservação da biodiversidade depende da disponibilidade de ecossistemas funcionais que, por sua vez, requerem diversidade de espécies, cada uma com funções distintas e indispensáveis no ecossistema. Cada espécie deve estar representada por populações viáveis e isso depende da existência de ampla variabilidade genética que possibilite ajustes às mudanças ambientais ao longo das gerações (Figura 3). Portanto, plantios de espécies que não apresentem ampla variabilidade genética, entre e dentro de populações, por maior que seja o número de espécies, não têm grande significado na conservação da biodiversidade. É o caso da maioria dos arboretos e jardins botânicos onde são encontrados exemplares de grande valor para estudos científicos, atividades acadêmicas e lazer. Porém, devido à limitação de espaço, são plantados poucos indivíduos de cada espécie para se ter o maior número possível de espécies representadas. Em termos genéticos populacionais, esses plantios representam coleções de gargalos da variabilidade genética, com valor limitado como fonte de semente para a restauração de populações viáveis.

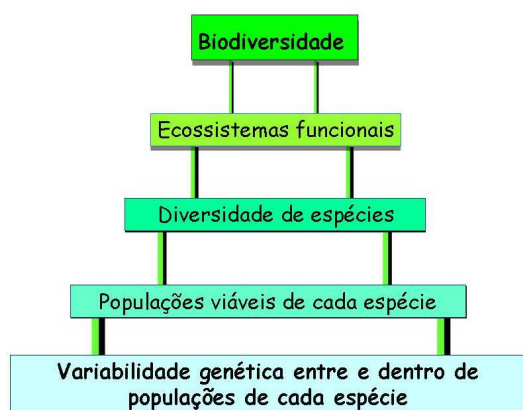


Figura 3. Cadeia de dependências da biodiversidade em ecossistemas naturais.

Em princípio, o Brasil dispõe dos recursos naturais necessários para se abastecer de matéria-prima de fontes renováveis, mediante sistemas de produção sustentáveis. Porém, a condição básica para que essa potencialidade possa, efetivamente, servir aos usos atuais e futuros é que toda a biodiversidade seja conservada, especialmente os ecótipos adaptados às pressões seletivas localizadas. Portanto, são urgentes e imperiosas as tarefas de: 1) avaliar a riqueza da biodiversidade, em todas as suas dimensões, contida nos vários biomas; 2) analisar as alterações causadas pela ação antrópica e buscar formas alternativas, além da produção de madeira, de manejo e uso das espécies ameaçadas de erosão genética; 3) traçar estratégias visando à conservação dessas espécies.

Medidas governamentais

Um grande esforço tem sido dedicado pelo governo à conservação dos remanescentes florestais, basicamente em duas frentes de ação: 1) criação de Unidades de Conservação (UC) em forma de parques nacionais, reservas biológicas e várias outras categorias; e 2) promoção do plantio de espécies florestais nativas. O número de UC criadas vem aumentando rapidamente nos últimos anos. Em 1970, eram em torno de 30, tendo chegado a aproximadamente 250 em 2006, somando 61,8 milhões de hectares. Além disso, existem as iniciativas privadas para o estabelecimento de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) que, até 2007, já somavam mais de 700 em todo o País, com áreas variando desde alguns hectares até mais de mil hectares cada. As UC desempenham um papel de fundamental

importância na proteção de ecossistemas, bem como na conservação e na melhoria da paisagem natural. No entanto, para efeito de conservação da biodiversidade, sua eficácia é limitada, visto que protege somente o que está contido nos seus limites físicos.

Em termos de grandes regiões fitofisionômicas, o País está estratificado em seis biomas: Amazônia, Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica, Pampa e Pantanal (Figura 4). Dentro de cada um desses biomas, ocorrem, ainda, variações nas formas de cobertura vegetal. Por exemplo, vegetações típicas do Cerrado encontradas dentro do bioma Floresta Amazônica e formações como a Floresta Estacional Semidecidual, a Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária) e as Estepes (campos naturais) dentro do bioma Mata Atlântica. Além disso, ocorrem variações ambientais marcantes, principalmente as associadas aos tipos de solo (Figura 5), ao clima e às variações fisiográficas, que propiciam a formação de populações geneticamente distintas, com vantagens adaptativas em cada local.

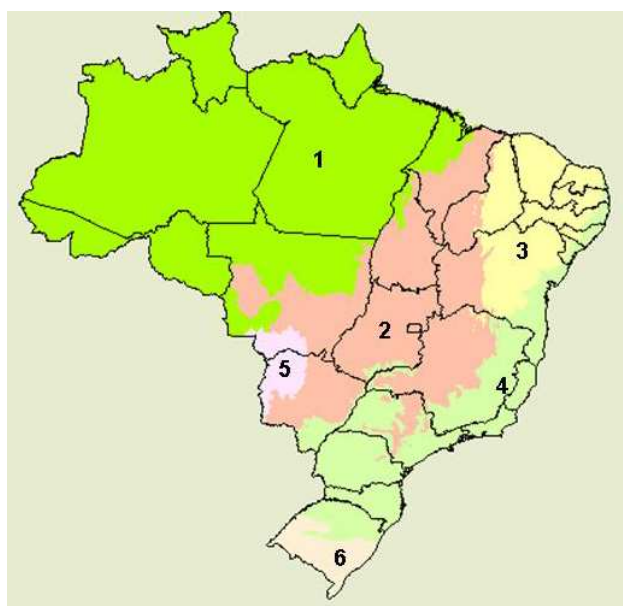


Figura 4. Delimitação dos biomas no Brasil (1 = Floresta Amazônica; 2 = Cerrado; 3 = Caatinga; 4 = Mata Atlântica; 5 = Pantanal; 6 = Pampas) (IBGE, 2007).

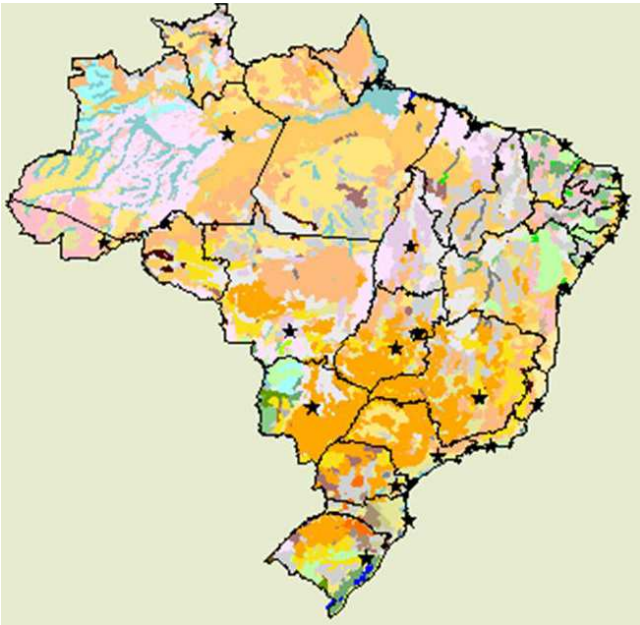


Figura 5. Diversidade de ambientes representada pelo mosaico de tipos de solos no Brasil (IBGE, 2007).

Várias espécies florestais têm ampla distribuição natural, estendendo-se por vários biomas. Um exemplo é o morototó (*Schefflera morototoni*), que ocorre em quase todo o Brasil e nos países limítrofes (Figura 6). Apesar de ser uma só categoria taxonômica, existem ecótipos adaptados a baixas temperaturas, com geadas severas, nos planaltos da Região Sul, enquanto que outros são próprios dos Cerrados, onde não ocorrem geadas, mas há períodos prolongados com deficiência hídrica no solo e baixa umidade relativa do ar, ou, da Floresta Amazônica, onde ocorrem altas temperaturas e precipitações, sem deficiência hídrica. Por esses contrastes, fica evidente que indivíduos que ocorrem em locais separados por grandes distâncias apresentam características adaptativas distintas, uma vez que cada qual evoluiu sob pressões seletivas próprias dos respectivos ambientes. Portanto, mesmo dentro da área de distribuição natural da espécie, se as plantas forem levadas para plantio em locais distantes de suas origens, onde as condições ambientais sejam muito diferentes, elas poderão ter sérias dificuldades para se estabelecer, crescer e se reproduzir.

O componente arbóreo exerce forte influência na configuração dos ecossistemas florestais, afetando, direta e indiretamente, o estabelecimento e a sobrevivência das demais espécies de plantas, animais e microorganismos. Portanto, medidas de conservação

de populações viáveis de uma espécie arbórea podem resultar na regeneração e recomposição de populações de diversas outras que são essenciais ao funcionamento desse ecossistema.

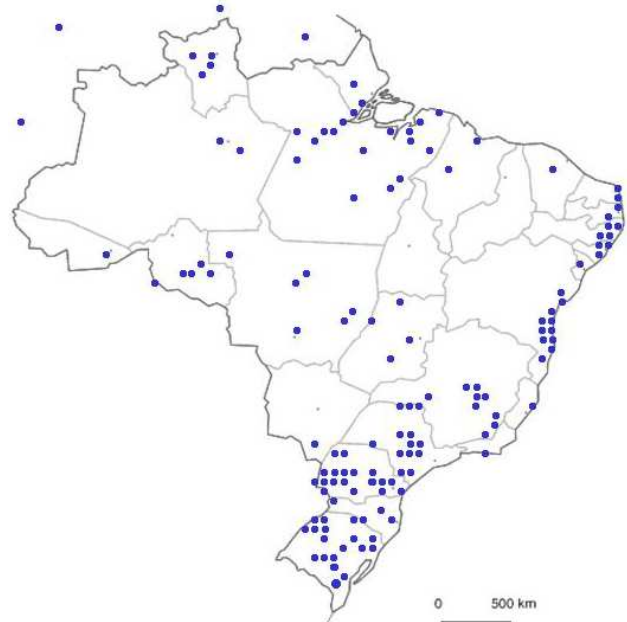


Figura 6. Locais onde ocorrências naturais de morototó (*Schefflera morototoni*) têm sido observadas. Adaptado de Carvalho (2003).

O germoplasma das espécies florestais, notadamente as de distribuição geográfica mais extensa, apresenta, normalmente, um padrão de estrutura genética ecotípica associado às variações ambientais. Portanto, na amostragem para conservação, teriam que ser contempladas todas as variantes ecotípicas, pois elas podem conter partes importantes da variabilidade genética das espécies. Nessa tarefa, as Unidades de Conservação têm a importante função de preservar os componentes essenciais ao funcionamento dos ecossistemas. Porém, a sua eficácia limita-se à extensão da sua área de influência, não contemplando a maioria dos remanescentes florestais que se encontra dispersa pelo País. Nesses remanescentes, como, por exemplo, populações que ocorrem nos limites da distribuição da espécie, podem estar as variantes ecotípicas chaves para a sobrevivência e adaptabilidade da espécie, especialmente na iminência de alterações drásticas nos padrões climatológicos em decorrência do aquecimento global.

A baixa eficácia das UC para a conservação da biodiversidade pode ser imputada ao fato de que, para conservar a variabilidade genética, inclusive a de natureza ecotípica, elas teriam que ser muito extensas e numerosas. A necessidade de se levar em conta toda a amplitude da distribuição geográfica da espécie, especialmente as populações adaptadas localmente, na implementação de um programa efetivo de conservação, foi salientado por Kjaer et al. (2004). O atendimento desses requisitos, normalmente, esbarra em conflitos com as questões fundiárias e as atividades produtivas. Além disso, é evidente que não basta apenas criar Unidades de Conservação. Para exercerem o seu papel, elas requerem uma gestão eficaz, contando com um corpo administrativo, além de pessoal de segurança contra invasões, depredações e incêndios, bem como profissionais técnicos para implementar os planos de manejo. Isso tudo representa altos custos administrativos e operacionais. Com todos esses entraves, fica evidente que as UC *per se* são ineficazes para atender a questão da conservação da biodiversidade.

Os programas governamentais de plantio de espécies nativas constituem outra medida para restaurar e proteger os remanescentes florestais. Esses têm como objetivo a recuperação de Áreas de Proteção Permanente, especialmente os ambientes fluviais (florestas ciliares e suas nascentes) e áreas degradadas, bem como o estabelecimento de Reservas Legais, de acordo com o previsto no Código Florestal (Lei nº. 4771 de 1965). Em todos esses programas, depara-se com um problema em comum, que é a escassez de sementes e mudas no momento e na quantidade requeridos. Frequentemente, essas demandas têm sido atendidas com sementes coletadas de árvores plantadas em arborizações urbanas, barreiras quebra-ventos e em sistemas agroflorestais. Nesses casos, como o número de árvores é normalmente pequeno, há grande probabilidade de que tenham sido originadas de uma ou de poucas árvores matrizes, originando, assim, povoamentos com alto grau de endogamia.

Ocorrem, também, coletas de sementes de árvores autóctones, remanescentes em pequeno número, em fragmentos florestais de fácil acesso. Nesse caso, há grande probabilidade de se incorrer em situação semelhante à anterior, devido ao número restrito de exemplares remanescentes e, conseqüentemente, reduzido número efetivo.

Um aspecto que merece uma análise crítica é que,

em vista da necessidade de cumprir metas de reposição da cobertura florestal em ecossistemas degradados, reservas legais e outras, tende-se a disseminar sementes coletadas de poucas matrizes para uma ampla área (Figura 7). Se houver êxito no estabelecimento dessas plantas e elas se cruzarem com os tipos locais, essa prática tende a homogeneizar a representatividade genética da espécie em uma grande região, aumentando-se o risco de dismantelar toda a estrutura genética ecotípica formada ao longo dos milênios e da perda de variantes populacionais dotadas de características específicas de grande valor adaptativo. Se as plantas introduzidas nesses ambientes não se cruzarem com os tipos locais, a reprodução poderá ocorrer somente entre os migrantes. Nesses casos, na melhor das hipóteses, estende-se, para esses locais, o mesmo problema da deterioração do germoplasma devido à restrição na base genética (gargalo). O fundamental é ter em mente que a recuperação da cobertura florestal de uma área implica na fundação de novas populações e, se a base genética for restrita, as novas populações formadas não terão potencial evolutivo para a sua perpetuação. Por isso, é fundamental coletar sementes de ecótipos locais, amostrando um número adequado de árvores matrizes

Estratégia de conservação

Para efeito desta estratégia, parte-se do princípio de que as UC criadas estão efetivamente implementadas e o germoplasma contido nos seus domínios está devidamente protegido. Portanto, esta estratégia tem caráter complementar e visa resgatar os materiais genéticos existentes fora das UC e à sua conservação em forma de pequenos plantios instalados e manejados pelos produtores rurais, na modalidade de conservação mediante uso. Essa modalidade, também conhecida como conservação *circa situm*, refere-se à conservação em ambiente antropogênico, geralmente em forma de populações em mosaico, dentro da área de ocorrência natural da espécie (BOSHIER, 1996). O ponto fundamental dessa estratégia de conservação é a identificação de alternativas e de oportunidades para gerar receitas adicionais oriundas das espécies florestais plantadas nos sistemas de produção rural.

Considerando-se que as espécies florestais nativas são, em sua maioria, de crescimento lento, a madeira não representa um produto viável para exploração econômica no curto prazo. Portanto, os benefícios

gerados, em forma de bens materiais, pelas espécies florestais, poderiam advir de produtos como extrativos (gommas, resinas, óleos), além de frutos, folhagem e sementes que poderiam ser utilizados na forma de complemento para a ração animal, material para construções, alimentos, medicamentos, material propagativo e material para artesanatos. Outros benefícios têm a natureza de serviços ambientais em prol dos sistemas de produção (sistemas agroflorestais) ou da melhoria ambiental (proteção de mananciais, aumento da população de inimigos naturais das pragas em culturas agrícolas, ecoturismo, proteção do solo, paisagismo, etc.). Ainda, um terceiro tipo de benefício ao produtor rural seria a oportunidade de cumprir a determinação legal de estabelecer suas Reservas Legais e Áreas de Proteção Permanente, caso ainda esteja com esses passivos ambientais.

Os plantios estabelecidos como reservas legais e outros tipos de povoamento, passíveis de manejo, poderão ter a função de componentes de sistemas agroflorestais ou servir como Áreas de Produção de Semente (APS), com possibilidade de retorno tangível para o produtor. No aspecto da gestão da biodiversidade, esses plantios poderão fazer parte da rede de bancos ativos de germoplasma de espécies florestais nativas, representando ecótipos específicos dos locais onde estão submetidos às pressões seletivas naturais. Com isso, as sementes geradas em cada um desses povoamentos terão uma importante vantagem sobre as plantas trazidas de locais distantes, devido à maior adaptabilidade em suas respectivas regiões ecológicas.

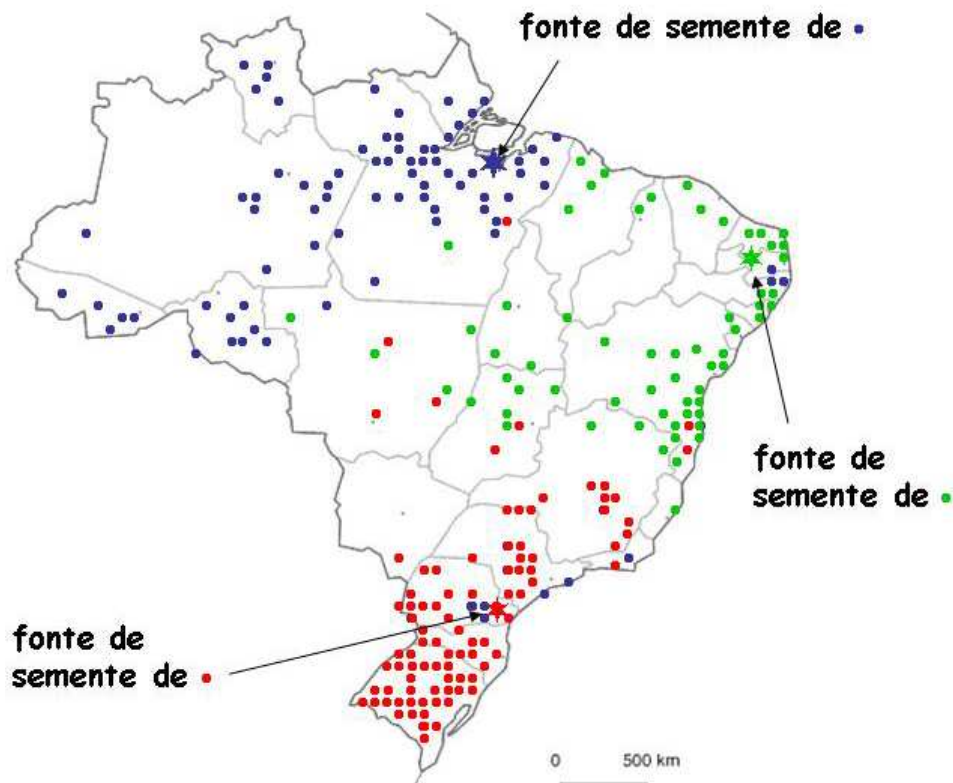


Figura 7. Situação hipotética de homogeneização do patrimônio genético mediante disseminação de sementes e mudas oriundas de poucas matrizes, de um só local, para amplas regiões.

A importância do direcionamento desta estratégia à participação de produtores rurais de média e pequena escala é embasada no fato de que eles estão presentes em todo o País, ocupando quase todos os ecossistemas, fora das Unidades de Conservação. Isto significa que, onde houver um ecótipo florestal relevante, é praticamente certo que haverá um ou mais produtores rurais que poderiam estabelecer plantios para conservar populações viáveis e representativas desse ecótipo.

O grande desafio para os pesquisadores, extensionistas e gestores de programas de conservação é de convencer os produtores rurais quanto aos benefícios que teriam com o plantio das espécies florestais nativas e prestar-lhes assistência técnica para a implantação desses povoamentos. Uma vez vencida essa etapa, o próprio produtor atuará como o principal conservador desses recursos genéticos, pois ele será o mais interessado na manutenção desse componente em suas propriedades. Multiplicando-se esse êxito por todo o País, tem-se a oportunidade de implantar uma ampla rede de APS ou de bancos de conservação de germoplasma com alta variabilidade genética para suprir a demanda específica para cada região ecológica. Com o devido monitoramento da localização, da composição e dos contatos locais, essa rede auxiliará, de maneira decisiva, na preservação da estrutura ecotípica das populações naturais dessas espécies, uma vez que seriam evitados os transportes de sementes e mudas por grandes distâncias.

Não se cogita como prioridade, mas não se descarta a possibilidade de implementar esta estratégia em áreas de domínio público. O problema com os bancos de conservação de germoplasma florestal instalados em áreas públicas é que as figuras jurídicas das instituições oficiais mudam com frequência, assim como os seus dirigentes e as prioridades nas suas políticas. Assim, bancos de conservação instalados como de alta prioridade em uma determinada gestão podem ficar abandonados ou até eliminados na gestão seguinte, no intuito de abrir espaço para outras atividades consideradas de maior prioridade em dado momento.

Tampouco seria adequada a concentração do banco de germoplasma em uma grande Área de Produção de Semente (APS), por exemplo, mediante participação de um grande produtor rural, pois, se essa APS chegar a produzir grandes quantidades de sementes, ela poderia atender às demandas para os plantios em uma grande região ou, até de todo o País. Isto, fatalmente, levaria à homogeneização do germoplasma, nos moldes já

comentados (Figura 7). Além disso, analogamente às instituições públicas, as empresas privadas também mudam suas políticas, prioridades, gestões e até de proprietários, de maneira que a garantia de conservação do germoplasma florestal implantado torna-se ainda mais frágil.

Implantação da rede de conservação da variabilidade ecotípica de espécies florestais

Uma vez localizado um produtor disposto a plantar povoamentos florestais com espécies nativas, a responsabilidade dos pesquisadores e gestores da rede de bancos de germoplasma deve se concentrar nos aspectos técnicos da sua implantação. A questão do tamanho mínimo da população requerido para conservar a variabilidade genética tem sido amplamente debatida, sugerindo-se a manutenção de números efetivos que variam de 50 até 5 mil (AMARAL et al., 2004) ou algo em torno de 269 (KANG, 1979), 299 (FRANKEL et al., 1995), 597 (NAMKOONG, 1988), até 754 (GREGORIUS, 1980), para assegurar a conservação de alelos neutros que ocorram com frequência em torno de 1%. Os maiores números são recomendados para assegurar a conservação dos genes mais raros. Porém, esses números se referem ao número efetivo e não ao número real de indivíduos na população. Essas grandezas poderiam ser iguais se todos os indivíduos (árvores) da população: a) estiverem reprodutivamente maduros; b) florescerem em iguais intensidades e no mesmo período; c) cruzarem entre si de maneira inteiramente aleatória; d) produzirem números iguais de semente; e) os indivíduos não forem aparentados e endogâmicos. Visto que essas condições não ocorrem simultaneamente, o número efetivo é sempre menor que o número real de indivíduos (BARRETT; KOHN, 1991). Isso significa que, para manter o número efetivo recomendado, deve-se manter um número maior de indivíduos na população – Namkoong e Roberds sugeriram o dobro do número efetivo (NAMKOONG; ROBERDS, 1982).

Qualquer estimativa do tamanho da população necessário para conservar a variabilidade genética indica a necessidade de se plantar uma grande quantidade de árvores, oriundas de matrizes não aparentadas. Em termos práticos, isso é inviável, na maioria dos casos, devido ao alto custo associado à imobilização de áreas e às operações de plantio e manejo requeridos. Além disso, raramente se encontra um número de matrizes, não

aparentadas, remanescentes nos limites da distribuição natural desse ecótipo que possa atender esse requisito.

Uma forma de contornar as limitações práticas para o estabelecimento de populações para a conservação da variabilidade genética das espécies seria o estabelecimento de diversas subpopulações adjacentes, compostas de progênies de 45 matrizes cada, à semelhança da estratégia de multipopulações para o melhoramento genético de espécies florestais (NAMKOONG, 1984). Nesse arranjo, as deficiências na representatividade em cada subpopulação serão compensadas pelo material genético presente em outras. Assim, se cada produtor rural estabelecer pelo menos uma dessas subpopulações, ainda que, individualmente, estejam subamostradas, o conjunto formado pelas subpopulações estabelecidas pelos produtores da cercania constituirá uma grande população representativa dessa região. Portanto, fica evidente que o estabelecimento de apenas uma dessas subpopulações, isoladamente, não significará muito, em termos de conservação da variabilidade genética. Com base nesses pontos, recomendam-se as seguintes medidas para a implementação da estratégia de conservação da variabilidade genética das espécies florestais nativas:

- 1) Definir o domínio de amostragem de matrizes com um raio de 20 km a 30 km em torno do local de plantio. Esse raio de abrangência é tentativo, uma vez que varia amplamente entre espécies, dependendo de fatores como o sistema reprodutivo, o alcance da dispersão das sementes, a sensibilidade às variações ambientais, as variações ambientais na região, o número de árvores remanescentes na área e outros – o que se pretende é evitar o cruzamento entre indivíduos geneticamente divergentes, visto que diferenciações genéticas populacionais têm maior probabilidade de ocorrer à medida que aumenta a distância entre as árvores, mesmo que o ambiente seja ecologicamente homogêneo;
- 2) Marcar e georeferenciar as matrizes de cada espécie, mantendo-se uma distância mínima de 100 m a 200 m entre elas, dependendo do padrão de distribuição natural e da abundância da espécie – por exemplo, em populações de

espécies que ocorrem em alta densidade (>5 árvores/ha), manter pelo menos 100 m entre matrizes e, em populações em baixa densidade, manter pelo menos 200 m);

- 3) Coletar sementes, separadamente, de pelo menos 45 matrizes (SEBBENN, 2006) autóctones de cada espécie, dentro do domínio de amostragem – no caso de matrizes sem sementes viáveis devido a fatores como autofecundação, ausência de polinizadores, estresses fisiológicos, reprodução cíclica e outros, promover a propagação vegetativa (se for tecnicamente viável) para o resgate desse genótipo;
- 4) Georeferenciar cada povoamento a ser plantado para transformação em banco de conservação de germoplasma florestal ou Área de Produção de Áemente;
- 5) Incluir, em cada povoamento, espécies representantes de cada categoria sucessional (pioneira, secundária inicial, secundária tardia e clímax). O ideal seria incluir as espécies de cada categoria em números proporcionais em que ocorrem na região. Porém, em vista das limitações práticas de implementação, sugere-se plantar não mais que cinco espécies de cada categoria sucessional;
- 6) Estabelecer os plantios em seqüência temporal, iniciando-se com as pioneiras, seguida das secundárias e, finalmente, das tardias ou clímax, mantendo-se um intervalo de dois a três anos entre elas, dependendo da rapidez de fechamento do dossel. Por questões práticas, os plantios poderiam ser, também, feitos em apenas duas etapas: na primeira, seriam plantadas as pioneiras e as secundárias iniciais que tolerem insolação e, após dois a três anos, a complementação com o plantio das secundárias tardias e as clímax nos ambientes protegidos pelas pioneiras e secundárias iniciais.

Os limites propostos como critérios gerais de amostragem são amplamente variáveis, pois dependem

das características intrínsecas de cada espécie. A adoção desses critérios tem como objetivos a manutenção de uma ampla variabilidade genética no povoamento a ser formado e minimizar os efeitos das depressões tanto por endogamia quanto por exogamia nas gerações subsequentes. A observação desses limites é essencial não só para o estabelecimento de bancos de conservação ou de Áreas de Produção de Sementes, mas, também, de qualquer cobertura florestal com espécies nativas. Isto porque, em resposta às demandas crescentes de semente, principalmente para o atendimento aos passivos ambientais, qualquer povoamento de espécies florestais nativas que esteja em reprodução acabará sendo usado como fonte de semente para novos plantios. Se não houver controle da amostragem para a composição dos povoamentos, as sementes produzidas por estas poderão ter baixa viabilidade devido à endogamia, além de não manter a característica adaptativa do ecótipo local.

Esta estratégia tem muito em comum com as recomendações para os plantios destinados à recuperação de ecossistemas (CARPANEZZI; CARPANEZZI, 2006). A principal diferença é que, na presente proposta, enfatiza-se a importância da conservação da variabilidade genética associada à adaptação às condições ecológicas locais. Assim, a questão da variabilidade genética na amostragem das populações é tomada como ponto crítico e os plantios são referidos, de maneira geral, como bancos de conservação.

Depressão por endogamia

Endogamia refere-se ao cruzamento entre indivíduos aparentados. Quanto mais próximos forem os graus de parentesco entre os parentais, maior será o grau de endogamia. Entre os diversos fatores que contribuem para a geração de sementes e mudas inviáveis está a endogamia, especialmente nas espécies florestais, uma vez que a maioria delas é de reprodução cruzada (alógama ou preferencialmente alógama). O problema da endogamia é que ela aumenta a probabilidade de se gerar genótipos homozigotos de alelos letais, semi-letais ou deletérios idênticos por descendência. Na maioria das espécies florestais, existe uma frequência considerável de alelos recessivos de efeito deletério e letais que, quando combinados em homozigose, resultam em indivíduos de baixa viabilidade para sobreviver e se reproduzir. Na prática, isso pode significar baixa ou

nenhuma produção de sementes viáveis, produção de mudas de baixo vigor, defeituosas e de pigmentação anormal, plantas incapazes de se reproduzir e outras anomalias (GRIFFIN, 1990; DUDASH; FENSTER, 2000).

De maneira geral, árvores da mesma espécie, situadas próximas umas das outras, têm grande probabilidade de serem aparentadas e o grau de parentesco tende a ser maior quanto menor for a distância física entre elas (GRIFFIN, 1990). Essa relação é muito importante porque incide diretamente na variável denominada endogamia biparental (cruzamento entre indivíduos aparentados). Quanto maior for o grau de parentesco entre os parentais, maior será o grau de endogamia biparental e a progênie resultante terá maior frequência de genótipos inviáveis (HARRIS; JOHNSON, 2004; LOWE et al., 2005), devido à ocorrência de indivíduos homozigotos em locos com alelos recessivos idênticos por descendência (Figura 8). Se houver um alelo recessivo letal oriundo de um ancestral comum, o indivíduo que o herdar em homozigose terá baixa ou nenhuma capacidade de sobrevivência. Em muitos casos, os cruzamentos endogâmicos nem chegam a formar sementes. É o caso de árvores isoladas ou, mesmo que estejam em meio às outras da mesma espécie, que florescem, individualmente, em época diferente das demais. Nesses casos, a reprodução só poderia ocorrer mediante autofecundação ou por apomixia.

Depressão por exogamia

Exogamia se refere ao cruzamento entre indivíduos geneticamente divergentes. Se as matrizes que se cruzam forem excessivamente divergentes em seus genomas, mesmo sendo da mesma espécie, podem gerar progênies com alta frequência de anomalias morfológicas e fisiológicas que induzem ao baixo vigor e viabilidade.

A depressão por exogamia tem sido atribuída aos fatores como: 1) “diluição” do efeito dos genes associados à adaptação das matrizes aos seus respectivos locais de origem, de maneira que a progênie se torna menos adaptável do que qualquer das matrizes em seus respectivos ambientes; 2) a divergência entre populações pode ocorrer em nível cromossômico, de maneira que, nos cruzamentos entre indivíduos dessas populações, ocorrem anormalidades no pareamento dos

cromossomas, resultando em gametas defeituosos e inviáveis (ROGERS; MONTALVO, 2004); 3) rompimento dos complexos gênicos co-adaptados, representados pela interação entre genes de locos distintos (epistasia) que confere maior adaptabilidade às matrizes nos seus respectivos ambientes (DUDASH; FENSTER, 2000). Por exemplo, em cruzamentos controlados entre espécies de eucalipto (ASSIS; MAFIA, 2007), verificou-se alta frequência de plantas anormais geradas quando se cruzam espécies taxonomicamente distantes como as da seção *Maidenaria* (*Eucalyptus viminalis*, *E. dunnii* etc.)

com as da seção *Transversaria* (*E. grandis*, *E. urophylla* etc.). Nos cruzamentos das espécies da seção *Maidenaria* com as da seção *Exertaria* (*E. camaldulensis*, *E. tereticornis* etc.), os resultados têm sido mais drásticos, pois não têm gerado nenhuma planta viável. Diferenças genômicas podem surgir em decorrência da adaptação dos genótipos às condições ambientais localizadas, como também, devido à deriva genética associada ao isolamento de pequenas populações em relação ao restante da espécie. O efeito da deriva genética se acentua à medida que se reduz o tamanho da população, pois aumenta a probabilidade de fixação de alelos e da perda de seus homólogos

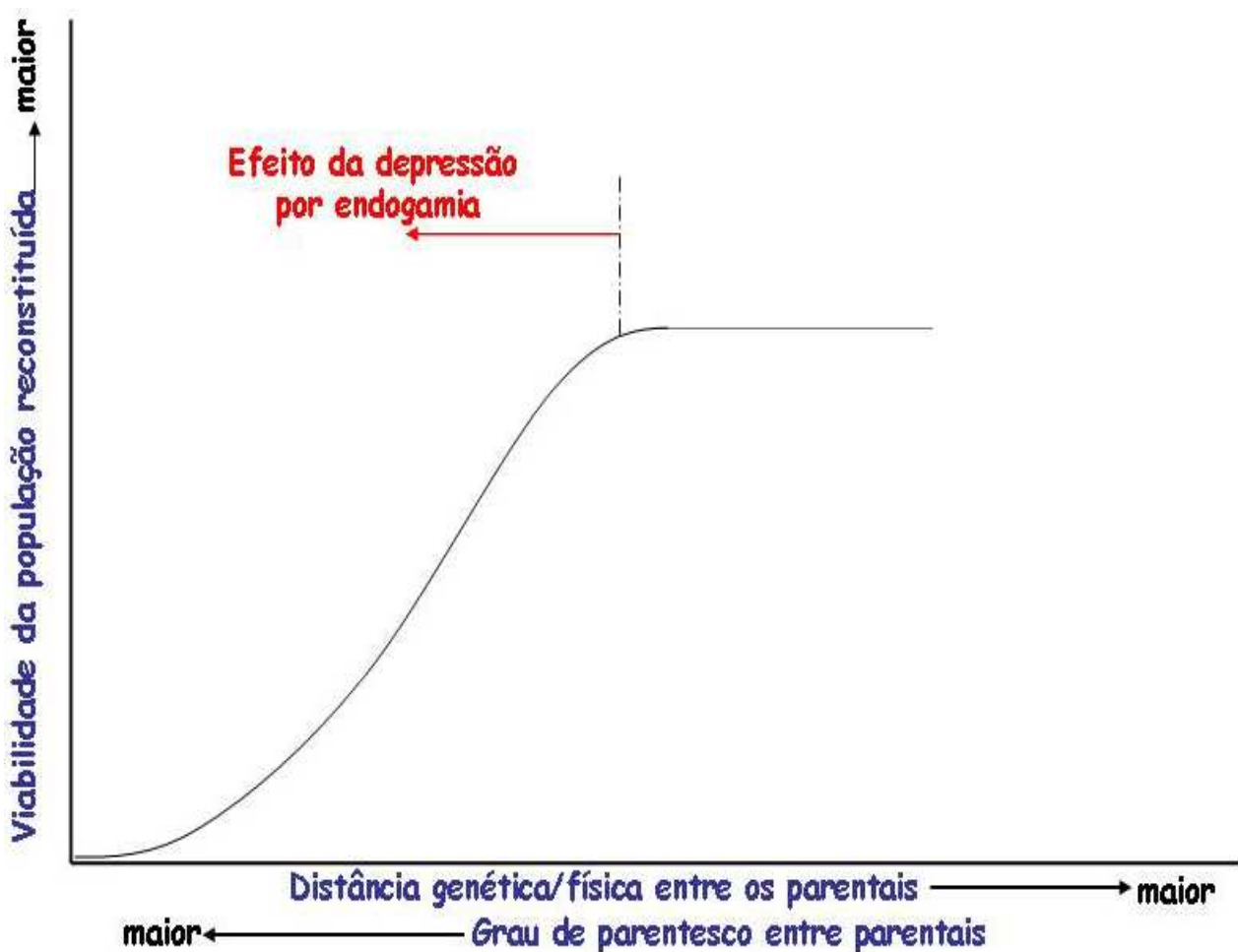


Figura 8. Viabilidade das progênies originadas de cruzamentos entre matrizes com variados graus de parentesco ou localizadas a variadas distâncias entre si.

Quando se coletam sementes para produção de mudas, espera-se que cada planta gerada tenha o potencial necessário para atingir a idade adulta com o maior vigor possível. Portanto, não só os efeitos prejudiciais da endogamia precisam ser minimizados, promovendo-se cruzamentos somente entre progênies de matrizes localizadas a certa distância umas das outras, mas, também, é necessário evitar que haja redução na viabilidade dos novos plantios devido à depressão por exogamia. Para cada espécie, existe um limite máximo quanto à distância física entre as matrizes, além da qual, começam a aumentar as diferenças genômicas entre elas e a reduzir a viabilidade das plantas geradas nesses cruzamentos. Nesta abordagem, as distâncias física e genética entre populações podem ser tomadas como equivalentes, visto que a primeira, normalmente, promove a segunda. Edmands e Timmerman (EDMANDS; TIMMERMAN, 2003) verificaram que o efeito da depressão por exogamia aumenta linearmente com a distância genética entre as populações de origem das matrizes. Esse efeito, porém, não ocorre de maneira generalizada em todas as espécies. Em *Eucalyptus globulus* (HARDNER et al., 1998), a distância entre as matrizes teve um forte efeito sobre o número de sementes por fruto, aumentando de três (3) na autofecundação (distância zero) para 13 com 50 m e 16 com 250 m, caracterizando a redução na depressão por endogamia com o aumento da distância entre matrizes. Porém esse número mostrou uma tendência de decréscimo de 16 com 1 km para 13 com 10 km e 12 com 100 km, possivelmente devido à depressão por exogamia. Nesse estudo, a distância entre matrizes não surtiu efeito marcante sobre o crescimento das progênies, até os dois anos de idade. Estudos com as espécies arbóreas tropicais *Syzygium rubicundum* e *Shorea cordifolia* (STACY, 2001), no Sri Lanka, revelaram aumentos gradativos na viabilidade dos cruzamentos, avaliada em termos de percentual de flores que efetivamente resultaram em frutificação, à medida que se aumentou a distância física entre as matrizes. A viabilidade máxima foi observada com distâncias de 1-2 km, no caso de *S. rubicundum*, e de 2 km, no caso de *S. cordifolia*. Essas seriam as distâncias requeridas por essas espécies para se evitar a depressão por endogamia. Porém, a viabilidade dos cruzamentos decaiu, drasticamente, entre as matrizes distanciadas de apenas 12 km entre si, em *S. rubicundum* e 35 km em *S. cordifolia*, caracterizando a depressão por exogamia.

Há casos em que cruzamentos entre indivíduos de populações geneticamente ou fisicamente distantes resultam em progênies com vigor maior que ambos os parentais (heterose). Porém, experimentos com plantas de ciclo curto têm mostrado que, em gerações subseqüentes, essa vantagem logo desaparece e reverte para desvantagens maiores à medida que aumenta a distância entre as populações iniciais, em decorrência do progressivo rompimento dos complexos gênicos epistáticos co-adaptados (KELLER, 1999). Nas espécies florestais, devido aos longos períodos entre gerações, é difícil de se gerar dados para evidenciar esse fenômeno. Porém, o padrão observado em espécies anuais sugere que fenômeno semelhante pode ocorrer com as espécies arbóreas.

O problema com as espécies florestais é o longo período entre gerações. Se os cruzamentos entre plantas provenientes de ambientes distintos causarem rompimento dos vários complexos gênicos co-adaptados em suas respectivas origens, os resultados negativos devido à exogamia poderiam ser detectados, da mesma forma que nas espécies anuais, somente a partir da terceira geração. Com as espécies florestais, isso significa, na melhor das hipóteses, a 30 ou 60 anos, após os primeiros cruzamentos exogâmicos dependendo da espécie.

A qualidade das florestas que nossos descendentes terão para suprir suas necessidades de matéria-prima e de serviços ambientais dependerá dos critérios aplicados, atualmente, no estabelecimento dos povoamentos que serão deixados para o seu uso. Portanto, cabe-nos aplicar todos os conhecimentos disponíveis para procurar errar o menos possível, em prol do bem-estar das nossas futuras gerações, pois a responsabilidade da presente geração de usuários e protetores dos recursos florestais não se restringe ao mero restabelecimento de coberturas florestais vigorosas. Ela deve incluir, sobretudo, o compromisso de reconstituir povoamentos florestais que sirvam como fontes de sementes adaptadas, com ampla variabilidade genética, para possibilitar o contínuo processo de evolução em cada local.

Na amostragem das matrizes para coleta de sementes, visando à restauração dos ecótipos, como medida preventiva, recomenda-se observar duas distâncias críticas: uma correspondente à distância mínima (a) entre as matrizes para que não haja problema de depressão por endogamia; a outra, correspondente à distância máxima (b) entre as matrizes, para que não haja perda

de viabilidade devido à depressão por exogamia (Figura 9). Além disso, a recomendação de se amostrar, no mínimo, 45 matrizes por local, tem o objetivo de preservar

a variabilidade genética associada a esse ecótipo, na condição de que várias dessas populações sejam amostradas e plantadas nas áreas circunvizinhas.

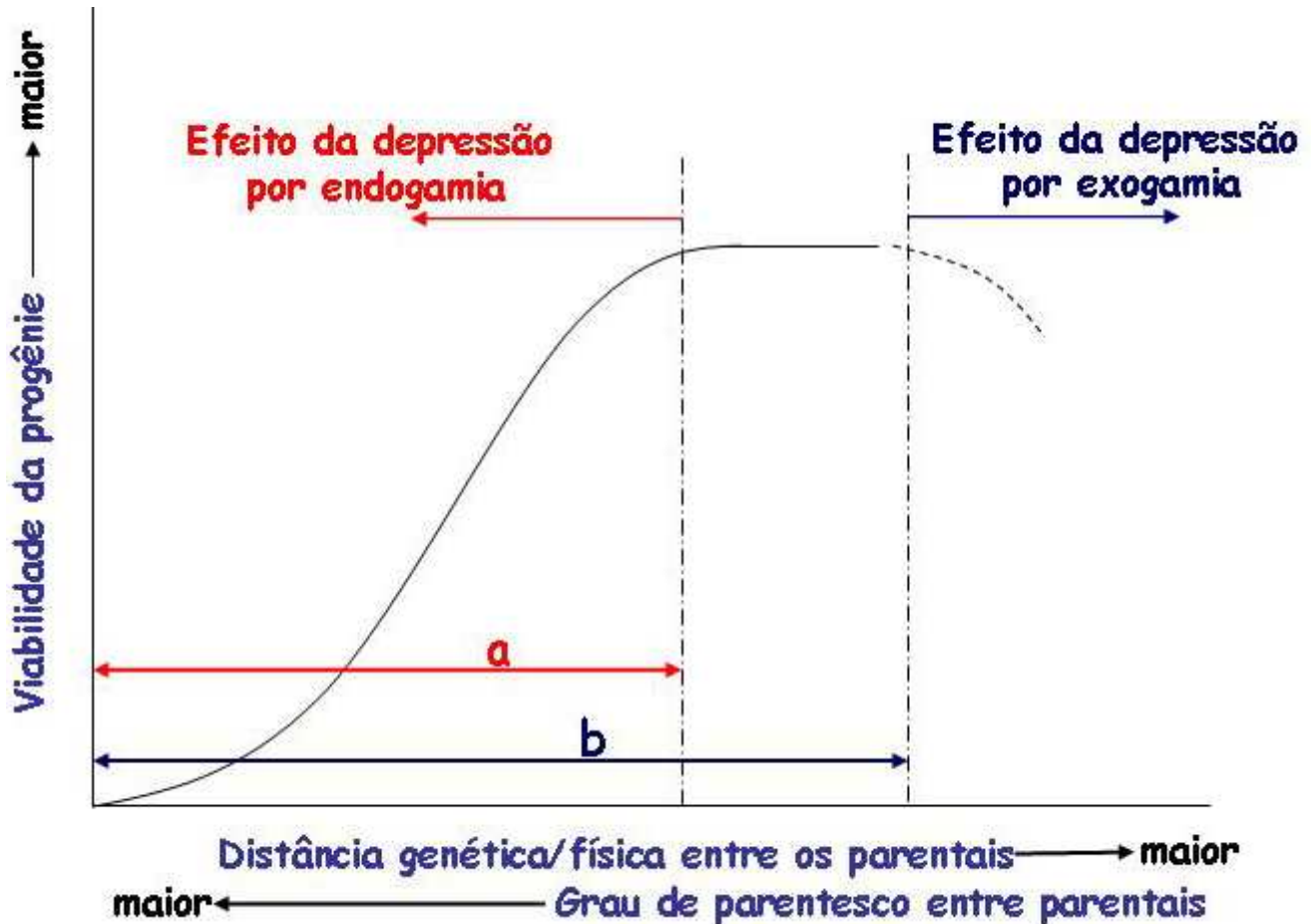


Figura 9. Distâncias mínima (a), para evitar a depressão por endogamia, e máxima (b), para evitar a depressão por exogamia, a serem mantidas entre as matrizes na coleta de sementes destinadas à formação de bancos de germoplasma de ecótipos florestais.

Tendo em vista que as espécies florestais apresentam variados graus de carga genética (frequência de alelos deletérios, letais e semi-letais), o padrão de variação na viabilidade das progênies com a distância entre as matrizes, também, varia consideravelmente. Aquelas com baixa carga genética (Figura 10) são mais fáceis de serem amostradas para efeito de conservação da variabilidade genética. Visto que elas toleram algum grau de parentesco entre as matrizes, o vigor da progênie se restabelece rapidamente, mesmo que a distância entre as matrizes não seja grande. Neste caso, será possível

amostrar um maior número de matrizes dentro de uma determinada área. Por outro lado, as espécies que apresentam alta carga genética são mais vulneráveis à depressão por endogamia. Enquanto houver algum grau de parentesco entre as matrizes, haverá redução na viabilidade da progênie (Figura 11). Neste caso, a pequena diferença entre as distâncias (a) e (b) dificulta a amostragem de matrizes para conservação, pois será necessário coletar sementes de 45 matrizes, mantendo-se uma grande distância entre elas, sem passar do limite definido pelo domínio da amostragem.

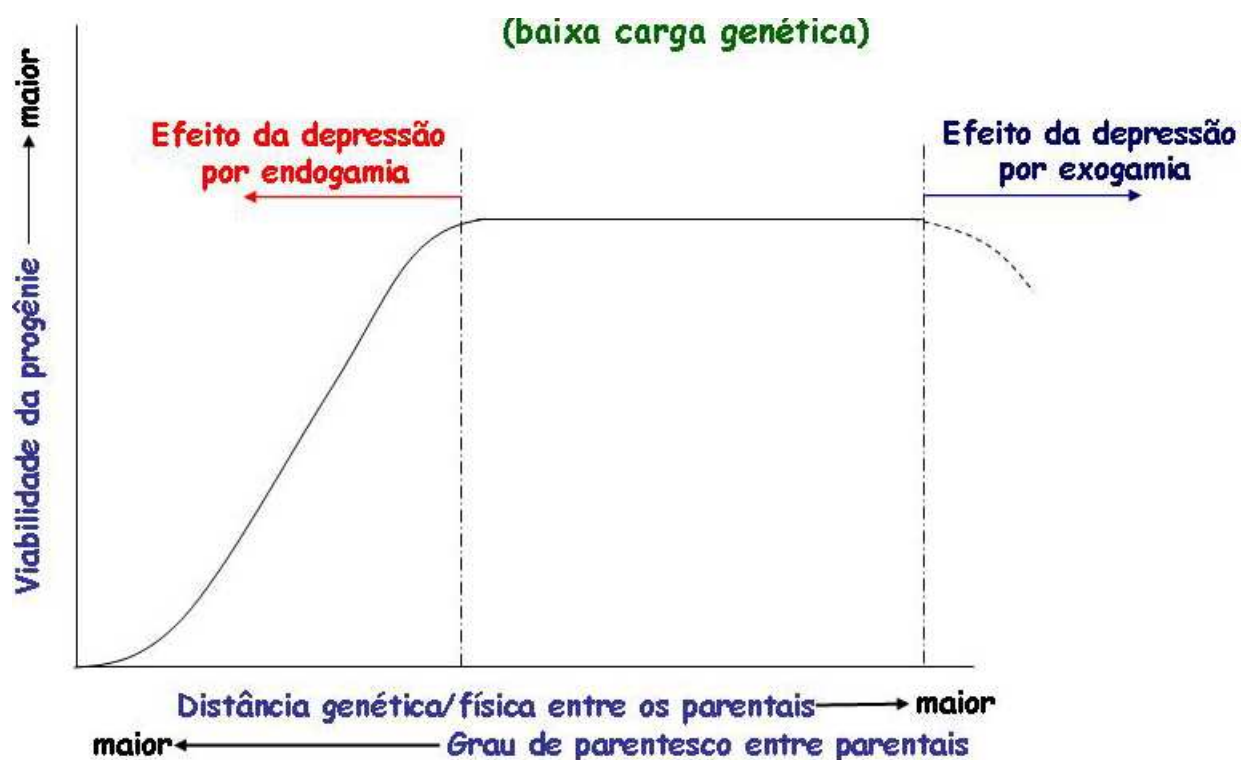


Figura 10. Perfil da variação na viabilidade das progênie de espécies com baixa carga genética, em função da distância entre as matrizes.

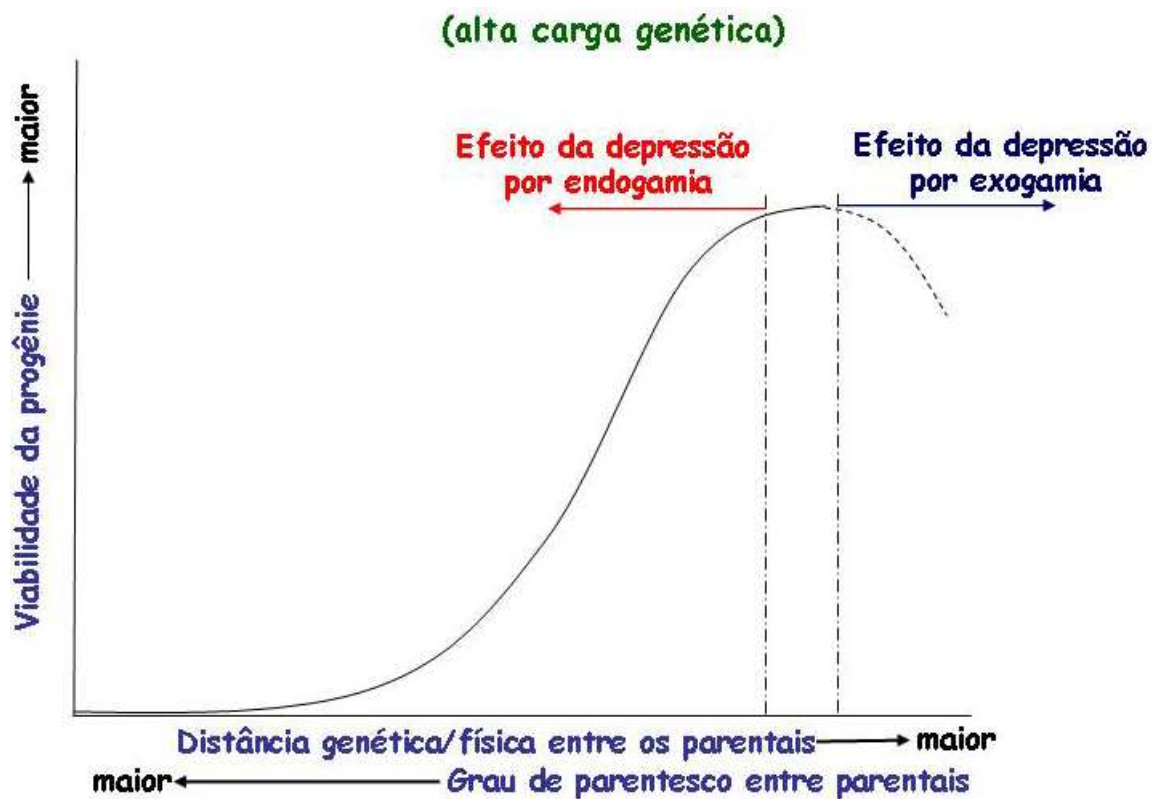


Figura 11. Perfil da variação na viabilidade das progênie de espécies com alta carga genética, em função da distância entre as matrizes.

Estratégia de amostragem e conservação

A relação entre a extensão do domínio de amostragem e a distância a ser mantida entre as matrizes para coleta de sementes pode ser ilustrada pela Figura 12. O povoamento a ser plantado, representado pelo quadrilátero situado no centro do círculo, pode constituir uma Reserva Legal (RL), um componente do sistema agroflorestal (SAF), uma Área de Produção de Semente (APS) ou um Banco de Germoplasma para Conservação (BC) *circa situm*.

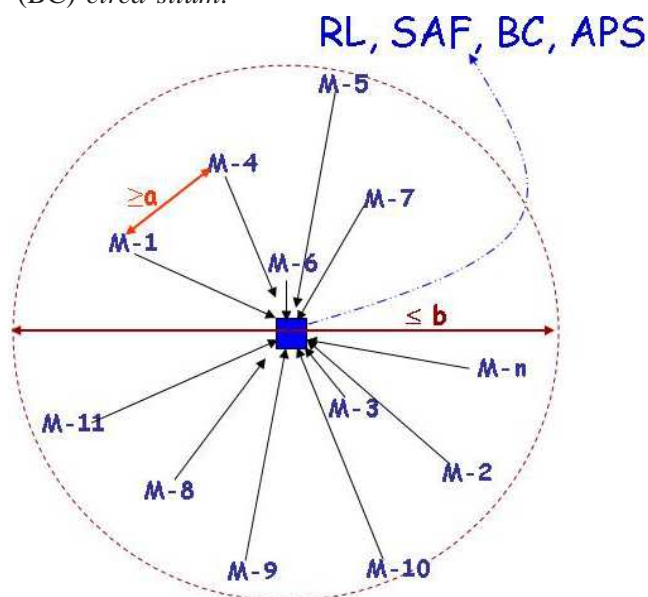


Figura 12. Limite do domínio de amostragem de matrizes com raio ($b/2$) de 20 km a 30 km para coleta de sementes e plantio de um povoamento com ampla variabilidade genética, mantendo-se uma distância mínima (a) entre matrizes para minimizar a depressão por endogamia (M-1...M-n referem-se às matrizes 1 ... n).

Salvo raras exceções, o povoamento a ser plantado deverá conter uma mistura de diversas espécies, pois a maioria delas não se desenvolve bem em povoamentos puros. Em cada local, deverão ser escolhidas algumas espécies de cada categoria sucessional (pioneira, secundária inicial, secundária tardia e clímax). Embora as formações florestais da região possam apresentar uma grande diversidade de espécies, apenas um número limitado delas deverá ser incluído na amostragem e plantio em cada ponto da rede de bancos de conservação pelas seguintes razões:

- a) o plantio de um grande número de espécies não permite a inclusão do número requerido

de indivíduos para formar populações viáveis de cada espécie;

- b) mesmo com o plantio de somente algumas espécies, o ambiente criado pelo estabelecimento destas proporciona condições favoráveis à nucleação (regeneração natural de diversas outras em seu entorno, ao longo do tempo).

Sugere-se formar combinações de espécies que forneçam alimento à uma maior diversidade da fauna silvestre possível como primatas, roedores, pássaros, morcegos e diversos tipos de insetos, em períodos distintos. Entre os cuidados técnicos a serem observados na instalação e no manejo desses bancos, destacam-se os seguintes aspectos fundamentais:

- a) produção de mudas, separadamente por matriz, e o seu plantio em um delineamento em blocos ao acaso, contendo parcelas de uma planta, repetidas tantas vezes quantas forem possíveis, limitadas pela disponibilidade de mudas e de área para o plantio;
- b) plantar as espécies secundárias e as tardias, após as pioneiras, com intervalos variáveis de dois a três anos, ou mais, dependendo dos requisitos das espécies tardias, bem como da velocidade de fechamento do dossel e da longevidade das espécies pioneiras e secundárias iniciais;
- c) à medida que as plantas forem crescendo, efetuar desbastes periódicos das pioneiras, eliminando-se as plantas de baixo vigor para abrir espaço para as demais, mas, cuidando-se para manter, em alguns blocos, os representantes das progênies eliminadas de outros, de maneira que todas as matrizes amostradas na região continuem representadas nesse povoamento;
- d) coletar sementes, de preferência, antes dos desbastes e, posteriormente, sempre que houver possibilidade.

O número limitado de espécies sugerido para plantio, em cada povoamento desta proposta, diverge de outras recomendações (CARPANEZZI; CARPANEZZI, 2006) de se plantar um mínimo de 30 espécies nas áreas de Recuperação de Ecossistemas Degradados (RED). Com esse número, será difícil formar populações geneticamente viáveis dessas espécies, pois, forçosamente, o número de indivíduos de cada espécie

terá que ser restrito. Essa limitação poderia ser contornada se o plantio for estabelecido próximo a fragmentos florestais contendo remanescentes dessas espécies, com as quais poderão formar populações maiores.

Com respeito às diferentes orientações sobre a composição dos plantios com espécies florestais nativas, a maior preocupação reside na inconsistência entre os objetivos atuais e a forma de utilização desses povoamentos a ser adotada no futuro. Os objetivos atuais poderiam ser a recuperação de ecossistemas degradados, a proteção do solo contra erosão, a formação de abrigos para animais e muitos outros, para os quais se tem dado pouca ou nenhuma atenção à origem geográfica das sementes e mudas, muito menos à variabilidade genética representada e ao número de indivíduos plantados de cada espécie. Independentemente da motivação inicial para o plantio dessas espécies, se as árvores apresentarem bom desenvolvimento e frutificação, elas serão usadas como fonte de semente para novos plantios no futuro e a qualidade desses propágulos dependerá da orientação seguida na formação desses povoamentos.

O componente arbóreo, plantado como parte da rede de conservação da variabilidade ecotípica de espécies florestais, é um item que o produtor rural pode incorporar no seu sistema de produção para gerar receitas adicionais. No entanto, é necessário que a movimentação das sementes a partir desse povoamento para o plantio de outros não ultrapasse o limite do domínio de amostragem. Isso pode não fazer sentido em termos de comercialização, pois, para o produtor, quanto mais clientes tiver, independente de suas localizações, maior será a sua receita. A observação da distância máxima de disseminação é fundamental para a preservação da característica ecotípica (Figura 13). Portanto, é fundamental a atuação de pesquisadores, extensionistas e agentes de conservação na conscientização dos produtores rurais quanto a esse aspecto.

A produção e a comercialização de sementes de espécies florestais nativas pelos produtores rurais são aspectos que requerem uma atenção especial, em vista dos requisitos previstos em lei. Para os produtores rurais, principalmente os de média e pequena escala, não seria viável dedicar-se a essas atividades, individualmente. Para isso, eles teriam que estar devidamente registrados no Ministério da Agricultura como produtores e/ou comerciantes de sementes e pagar as respectivas taxas

anuais, além de dispor de responsáveis técnicos credenciados pelo Ministério da Agricultura. Porém, se os produtores se organizarem em cooperativas ou associações de produtores, estas entidades poderão se registrar como produtores e/ou comerciantes de sementes, contratando o responsável técnico requerido para o atendimento da coletividade.

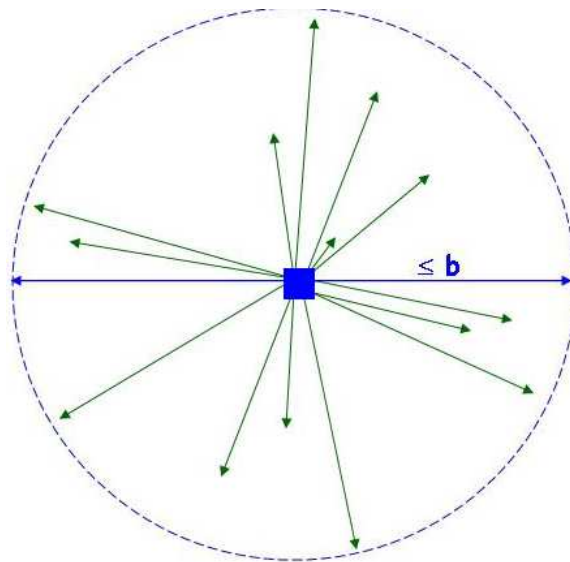


Figura 13. Delimitação do fluxo de germoplasma (semente) de ecótipos florestais produzido em cada ponto da rede de bancos de conservação.

Na implementação da estratégia de resgate e conservação da variabilidade ecotípica de espécies florestais, uma das limitações práticas é a disponibilidade de matrizes em número suficiente, dentro do domínio de amostragem pré-estabelecido, devido ao desmatamento (Figura 14a) ou simplesmente devido ao padrão de sua distribuição natural. A inclusão de um pequeno número de matrizes no banco de conservação compromete a estratégia de conservação, pois pode levar ao aumento da endogamia nas gerações subsequentes. Nesses casos, tem-se a opção de aumentar o número de matrizes sem que o domínio de amostragem seja expandido (Figura 14b). Isso implicaria na redução da distância entre matrizes e, conseqüentemente, na redução da viabilidade das progênies devido ao aumento na freqüência de cruzamentos entre indivíduos aparentados e na depressão por endogamia (Figura 15).

A opção pela expansão do domínio de amostragem, mantendo-se a distância inicial entre as matrizes (Figura 14c), possibilita aumentar o número de matrizes na amostragem. Dependendo da raridade das espécies,

mesmo isso pode não ser suficiente para se conseguir o número desejado de matrizes. Neste caso, além de o povoamento não ficar suficientemente amostrado, incorre-se em perda na viabilidade das progênes devido ao aumento na depressão por exogamia (Figura 16). A combinação da redução na distância entre as matrizes com a expansão do domínio de amostragem (Figura 14d) permite amostrar o maior número de matrizes, mas aumenta os riscos de depressão tanto por endogamia quanto por exogamia (Fig. 17). Dependendo da natureza da espécie, a perda na viabilidade das progênes pode ser substancial.

Os gráficos sobre os efeitos das depressões por endogamia e por exogamia na viabilidade das progênes ilustram apenas as tendências de uma maneira geral. As magnitudes reais dos prejuízos à viabilidade das

próximas gerações dependem da natureza de cada espécie.

A disposição ideal dos bancos de conservação na paisagem seria aquela em forma de um *continuum*, de preferência, com sobreposição dos domínios de amostragem, interligando os grandes fragmentos florestais remanescentes (Figura 18). À medida que as espécies plantadas, juntamente com as regeneradas naturalmente nesses locais, passarem a frutificar e produzir sementes, estabelece-se um trânsito cada vez mais freqüente e intenso de polinizadores e dispersores de semente de um fragmento florestal para outro (Figura 19). Isto constituirá o núcleo de um corredor de biodiversidade que, mediante regenerações naturais ao longo do tempo, evoluirá para ecossistemas funcionais conectando esses fragmentos.

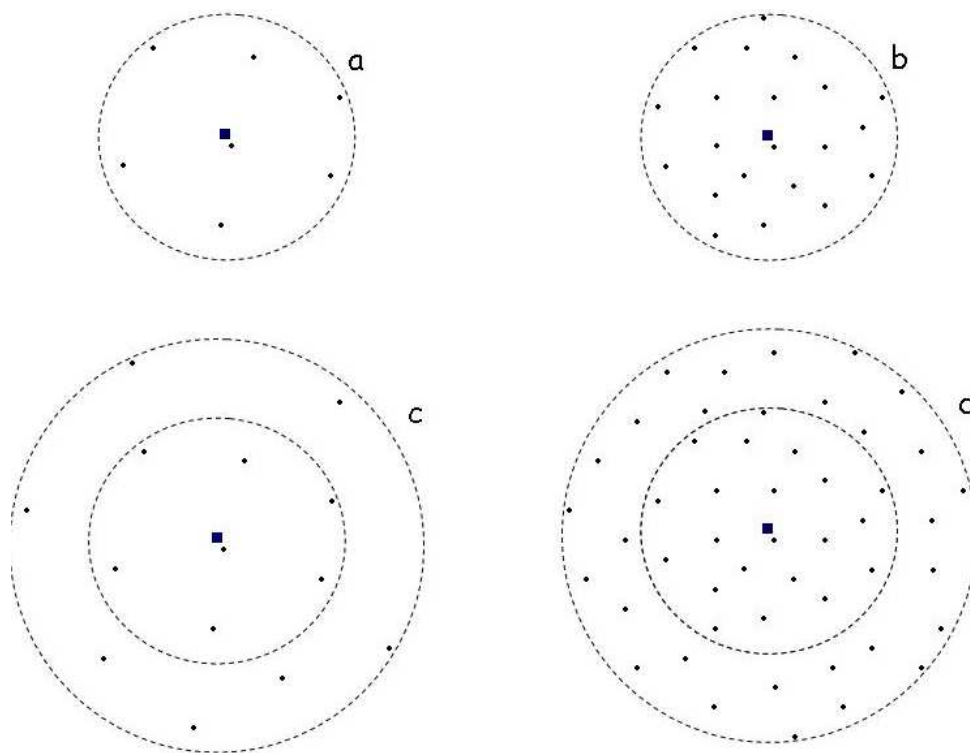


Figura 14. Matrizes disponíveis para coleta de sementes entre os remanescentes nativos dentro do domínio de amostragem pré-estabelecido (a; b) e no domínio de amostragem expandido (c; d).

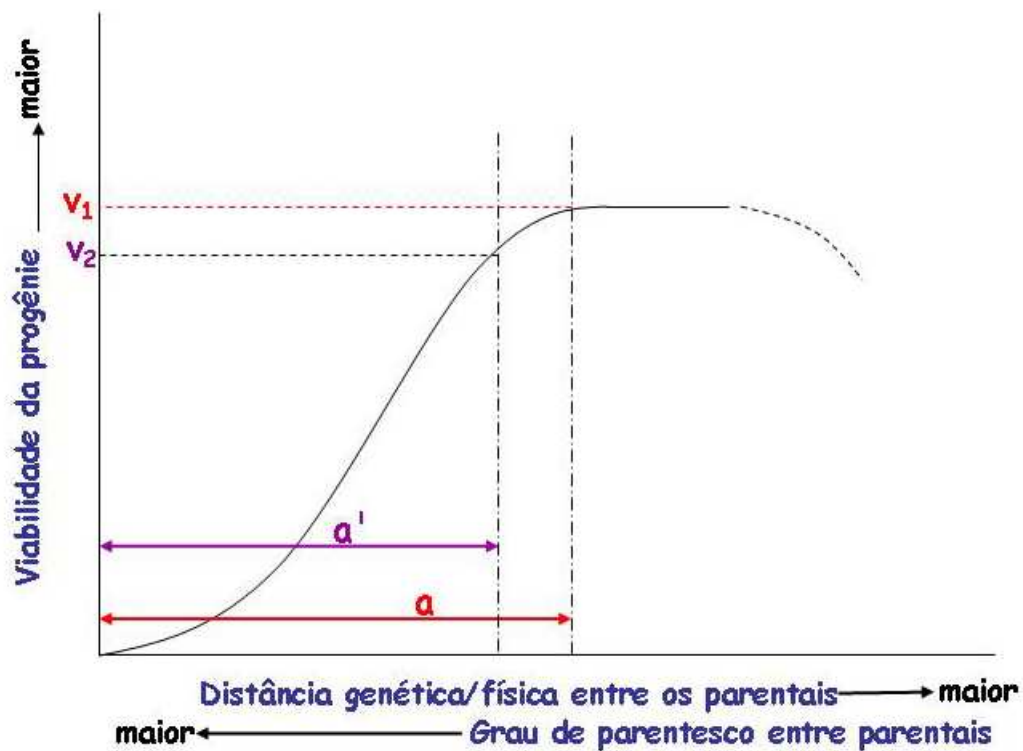


Figura 15. Perda na viabilidade da progênie de v_1 para v_2 , devido à depressão por endogamia, ao reduzir a distância entre as matrizes de a para a' .

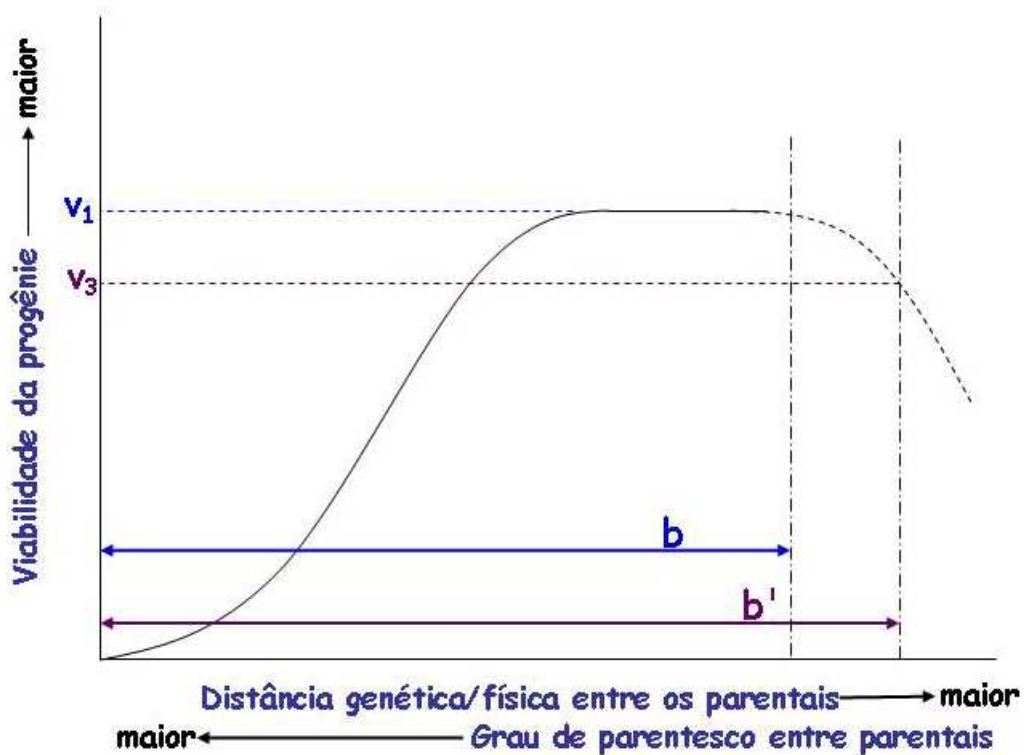


Figura 16. Perda na viabilidade da progênie de v_1 para v_3 , devido à depressão por exogamia, ao estender o domínio de amostragem de b para b' .

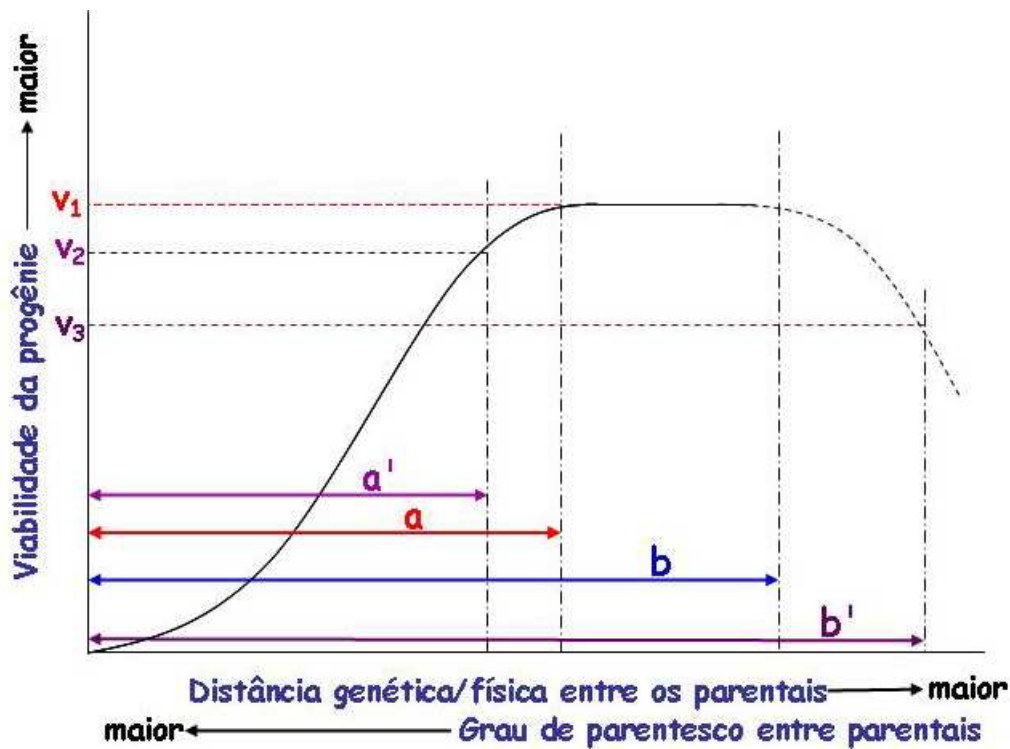


Figura 17. Perda na viabilidade da progênie de v_1 para v_2 , devido à depressão por endogamia ao reduzir a distância entre as matrizes de a para a' , e de v_1 para v_3 devido à depressão por exogamia ao expandir o domínio de amostragem de b para b' .

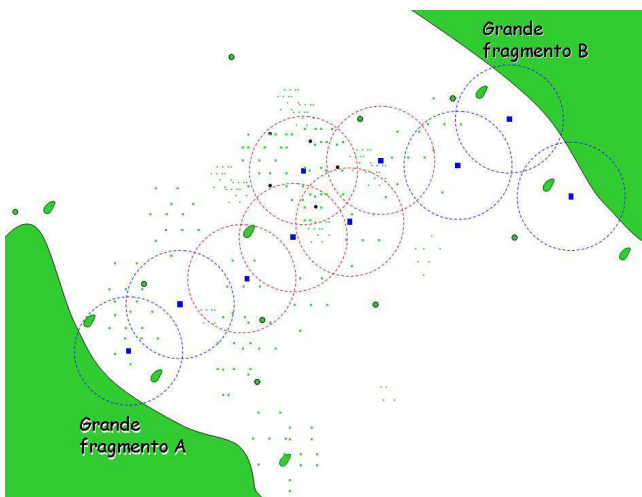


Figura 18. Seqüência de bancos de conservação da variabilidade ecotípica de espécies florestais, formando o núcleo de um corredor de biodiversidade entre grandes fragmentos florestais.

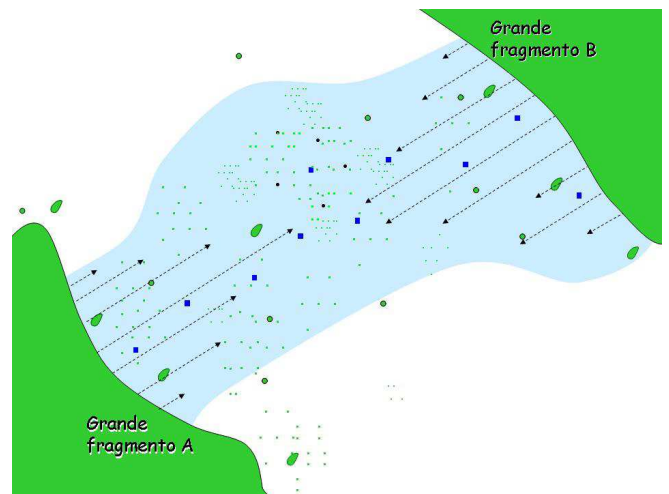


Figura 19. Evolução da seqüência de bancos de conservação para corredor de biodiversidade entre grandes fragmentos florestais.

Formato dos domínios de amostragem

Variação associada ao relevo do terreno

O domínio de amostragem não precisa, nem deve ser, necessariamente, circular. O importante é que ele delimite uma área ecologicamente mais homogênea possível, observando-se a distância máxima para não incluir ecótipos distintos na mesma população. Um exemplo simples de formato alternativo do domínio de amostragem seria um localizado na encosta de uma montanha (Figura 20). Visto que há maior homogeneidade ambiental no sentido da curva de nível, o domínio de amostragem deverá se estender mais no sentido em que há maior homogeneidade do que no sentido vertical.

Variação associada à fenologia

Dentro da área de ocorrência natural de espécies florestais, notadamente das que abrangem áreas extensas, eventos fenológicos, como o florescimento ou a maturação dos frutos, ocorrem em épocas distintas, associadas à localização das populações. Populações localizadas mais ao norte apresentam um padrão diferenciado das do sul, em decorrência de diferenças nos regimes principalmente de temperatura e fotoperíodo, mas, também de aspectos pontuais como relevo, tipo de solo, precipitação, entre outros. Mesmo a pequenas distâncias, variações fenológicas podem ocorrer sem causas aparentes ou associadas a gradientes de altitude ou de exposição à insolação.

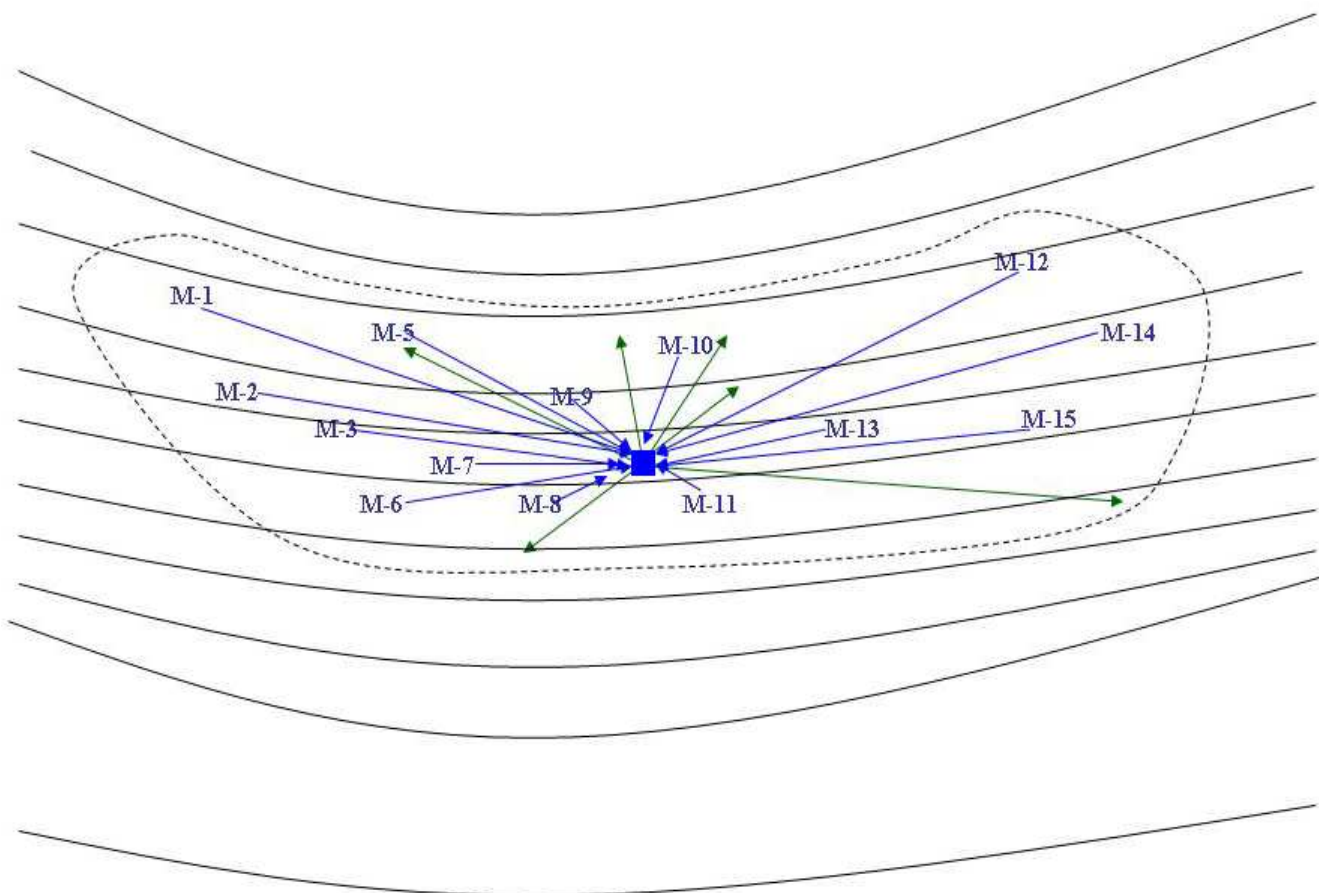


Figura 20. Domínio de amostragem alongado no sentido da maior homogeneidade ambiental como em uma encosta de montanha.

Na estratégia de conservação de germoplasma, a fase do florescimento é crucial, pois é nesse período que ocorrem os cruzamentos e se formam os genótipos da próxima geração. Se as árvores, plantadas no mesmo povoamento, para produção de semente, florescerem em períodos distintos, a única forma de reprodução será mediante autofecundação e isso acarreta sérios prejuízos à viabilidade das progênies. Situações semelhantes em que pelo menos parte da população não participa dos cruzamentos são comuns, especialmente quando se misturam plantas oriundas de populações distantes. As variações nesse fenômeno refletem, diretamente, no padrão de frutificação das espécies. Com frequência, equipes de coleta de semente deparam-se com situações em que certas espécies não produzem semente em um dado local, mas, no município vizinho, não muito distante, observam-se intensas frutificações.

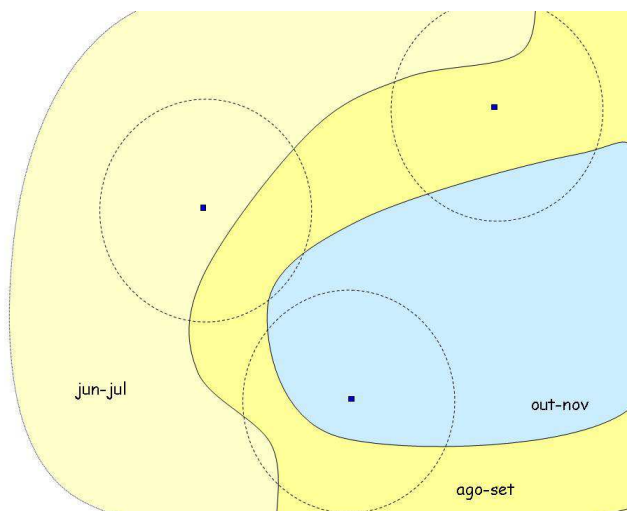


Figura 21. Domínios de amostragem incorporando materiais genéticos de diferentes fenofases (por exemplo, diferentes épocas de florescimento) nos bancos de conservação.

Levantamentos do padrão fenológico do florescimento de cada espécie, associado à distribuição espacial, constituem subsídios valiosos na delimitação dos domínios de amostragem. Estratificando-se a área de distribuição natural de uma determinada espécie com base na fenofase do florescimento, é possível evidenciar diferentes partes da população onde se localizam as matrizes que têm oportunidade de se cruzar naturalmente. Nessa situação, se forem traçados domínios de amostragem circulares (Figura 21), pode-se criar gargalos de variabilidade genética, em vez da sua ampliação, visto que os cruzamentos ocorrerão

somente entre o reduzido número de plantas provenientes de estratos em comum. A forma de contornar esse problema seria mediante estabelecimento de domínios de amostragem moldados no formato de cada estrato fenológico (Figura 22) para que haja participação de um maior número possível de matrizes na composição dos bancos de conservação.

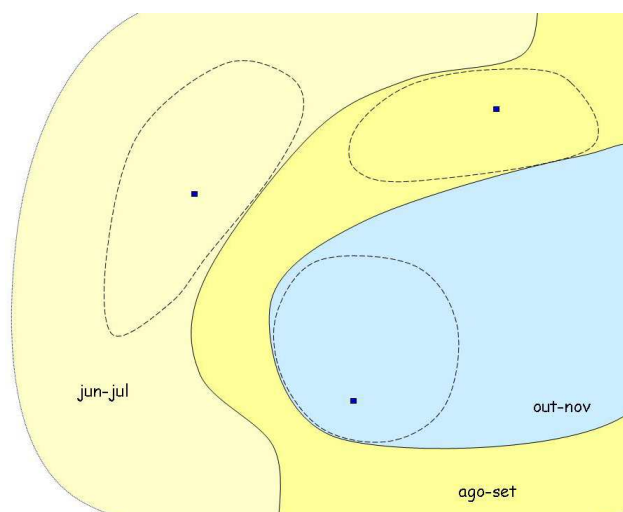


Figura 22. Domínios de amostragem de matrizes com formatos variados e restritos dentro de cada estrato de fenofase de florescimento.

Composição dos bancos de conservação

Regiões antes ocupadas pelas florestas nativas foram transformadas, ao longo do tempo, em áreas antropizadas para produção de bens de consumo. Um exemplo é a paisagem no oeste do Paraná, antes típica da Floresta Estacional Semidecidual, que foi transformada em extensas pastagens e campos para produção de cereais (Figura 23) associados com componentes florestais introduzidos de outros ecossistemas. Remanescentes da floresta nativa, em forma de coberturas contínuas, são raros e de tamanho reduzido. Além disso, encontram-se árvores isoladas de diversas espécies, dispersas em meio às áreas antropizadas. Essa situação não é exclusiva do Paraná, pois casos semelhantes podem ser encontrados em várias partes do País. Nesse cenário, o resgate de germoplasma de ecótipos florestais, dentro dos critérios das distâncias mínima e máxima entre matrizes, é uma tarefa difícil, especialmente quando se busca um número mínimo de matrizes para representar cada ecótipo.

Mesmo em remanescentes florestais com várias centenas de hectares, aparentemente preservados na paisagem (Figura 23), o número de indivíduos, reprodutivamente maduros, de cada espécie-chave do ecossistema como o jatobá (*Hymenaea courbaril*), o jequitibá-branco (*Cariniana estrellensis*) e muitas outras, é extremamente reduzido. Portanto, apesar da extensão da área remanescente, para efeito de amostragem de matrizes, esses fragmentos podem ser considerados como ilhas, onde se encontram apenas alguns indivíduos produzindo sementes, em grande parte por autofecundação, por se encontrarem fisicamente dispersos em meio a outras espécies.



Figura 23. Paisagem alterada pela atividade antrópica na região da Floresta Estacional Semidecidual no Estado do Paraná.

Sementes coletadas de ilhas como essas e até de árvores dispersas nas pastagens e em outros ambientes antropizados são, freqüentemente, usadas na produção de mudas destinadas à composição de reservas legais, matas ciliares, coberturas arbóreas para recuperação de ecossistemas degradados e para proteção do solo contra a erosão. O problema que se cria nesse processo é que, normalmente, esses plantios são formados usando-se sementes coletadas em uma só ilha ou de poucas árvores isoladas. Dado o grau de isolamento e do possível parentesco entre essas árvores, pode haver baixa eficiência na produção de mudas viáveis, decorrente de baixa produção de sementes viáveis e incidência de plântulas de baixo vigor. No entanto, sempre há uma proporção dessas plantas que se desenvolve normalmente e costuma ser usada nos plantios.

Em vista da dimensão dos passivos ambientais em todo o País, cujo cumprimento deverá passar a ser cobrado com

maior rigor, e da maior conscientização quanto à importância da recomposição da cobertura florestal nativa, a demanda de sementes e mudas dessas espécies deverá tender a um forte crescimento. O suprimento dessa demanda, no entanto, tenderá a ser feito com sementes coletadas dos povoamentos plantados em vez dos fragmentos remanescentes, dada a dificuldade de acesso e ao baixo rendimento na colheita nestes últimos. Os povoamentos plantados e transformados em Áreas de Produção de Semente (APS) tenderão a suprir essa demanda, visto que estão estabelecidos em áreas de fácil acesso e com maior controle pelos produtores. Os plantios que forem feitos com essas sementes, da mesma forma, passarão também, a ser novas fontes de sementes para plantios subsequentes, prosseguindo, assim, em gerações sucessivas. Nesse processo, a base genética que, de início, já era restrita na ilha remanescente, formando um gargalo de variabilidade genética, segue restringindo-se cada vez mais a cada geração, com contínua perda de genes. Assim, em poucas gerações, poderá não ser mais possível obter sementes de qualidade satisfatória para formar mudas viáveis para novos plantios (Figura 24), pois a endogamia pode chegar próxima a 100 % e, conseqüentemente, a viabilidade tenderá a zero.

Levando-se em conta o longo tempo de geração (tempo desde o plantio até que essas plantas cheguem a produzir sementes viáveis), fica evidente que a qualidade genética do povoamento (APS) que forem implantados hoje determinará a qualidade dos povoamentos que nossos netos e seus descendentes terão para seu uso. Portanto, a responsabilidade da geração atual de pesquisadores, extensionistas e agentes de conservação da biodiversidade não pode se limitar ao estabelecimento de povoamentos que tenham apenas boa aparência e vigor, pois isso não é difícil de se conseguir, mesmo que todas as plantas tenham um ou ambos os genitores em comum. A questão crítica é quanto à variabilidade genética dos povoamentos nas futuras gerações, a partir das sementes produzidas nas atuais APS.

Não sendo recomendável utilizar sementes coletadas em somente uma ilha, onde resta um número muito restrito de árvores adultas de cada espécie, uma solução viável é o uso de sementes coletadas do maior número de ilhas possíveis e até de árvores isoladas no meio de pastagens ou outras culturas. É importante seguir os critérios de: 1) distância mínima entre matrizes; 2) distância máxima de 20 km a 30 km do local de plantio e 3) restrição de coleta somente dentro do mesmo estrato de fenofase para que todas as árvores tenham a

oportunidade de se cruzar umas com as outras na APS formada (Figura 25). Nesse modelo, mesmo que a APS seja formada com indivíduos resultantes de cruzamentos endogâmicos em suas origens, os cruzamentos com árvores sem relação de parentesco, dentro da APS, possibilitam que, com apenas uma geração, se restabeleça o vigor da população. Isto porque os cruzamentos aleatórios entre plantas não aparentadas leva a endogamia a zero e, conseqüentemente, a viabilidade da população tende a praticamente 100 %.

Essa é uma medida que está ao nosso alcance. Além disso, se não forem aplicados esses princípios para o estabelecimento de redes de conservação da variabilidade ecotípica de cada espécie nativa, neste momento, quando ainda podem ser encontrados remanescentes florestais produzindo sementes, os nossos descendentes herdarão povoamentos inviáveis, além de não terem mais grande parte dos fragmentos e ilhas de florestas nativas de onde possam resgatar a variabilidade genética requerida.

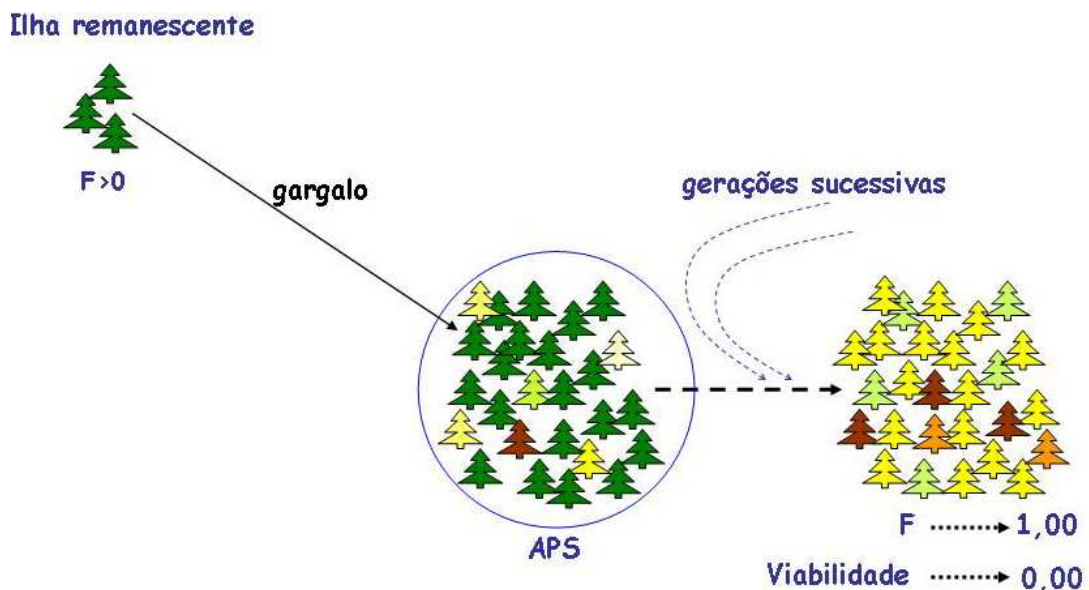


Figura 24. Deterioração genética de populações reproduzidas após gerações sucessivas de cruzamentos endogâmicos. (Em cor verde escura estão representadas as árvores vigorosas; as demais cores representam variados graus de debilidade; APS = Área de Produção de Semente; F = grau de endogamia, na escala de zero a 1,00).

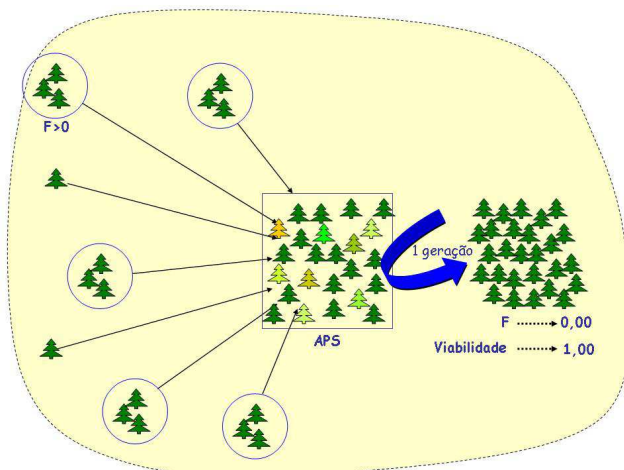


Figura 25. Restabelecimento total da viabilidade das populações estabelecidas com sementes geradas em apenas uma geração de cruzamentos aleatórios na APS constituída de progênies de matrizes dispersas em áreas antropizadas e remanescentes em ilhas, dentro do mesmo estrato de fenofase.

Bancos de conservação da variabilidade ecotípica de espécies florestais com a participação de produtores rurais

A participação de produtores rurais na implantação da rede de bancos de conservação é uma condição essencial, pois é em suas terras que os povoamentos florestais serão estabelecidos. A garantia da conservação desse recurso genético florestal dependerá da sua percepção quanto aos benefícios que terão em suas propriedades com a inclusão desse componente no seu sistema de produção.

Considerando que, em cada propriedade, deverá haver, pelo menos, 20 % da área averbada como reserva legal, os proprietários que não dispuserem de remanescentes florestais nativos nesse percentual terão que plantá-los. Uma pequena propriedade rural teria que

ter, em média, entre seis a dez hectares de reserva legal. Esse espaço em si é insuficiente para acomodar todas as árvores requeridas para formar uma população geneticamente viável, ainda mais, considerando-se que o povoamento deverá conter uma mistura de várias espécies. Portanto, a estratégia requer a participação de um grupo de propriedades localizadas nas vizinhanças, em cada local.

Em cada propriedade, poderão ser plantadas progênies de quatro a seis matrizes de cada espécie

amostrada em sua área, de maneira que, no conjunto das propriedades da vizinhança, poder-se-á chegar a mais de 45 matrizes de cada espécie. Assim, poderão ser constituídas populações viáveis das espécies amostradas na vizinhança (Figura 26). O importante é que haja facilidade de fluxo de polinizadores e dispersores de semente entre esses plantios e, também, de preferência, que haja comunicação com fragmentos maiores, tais como os situados em unidades de conservação.

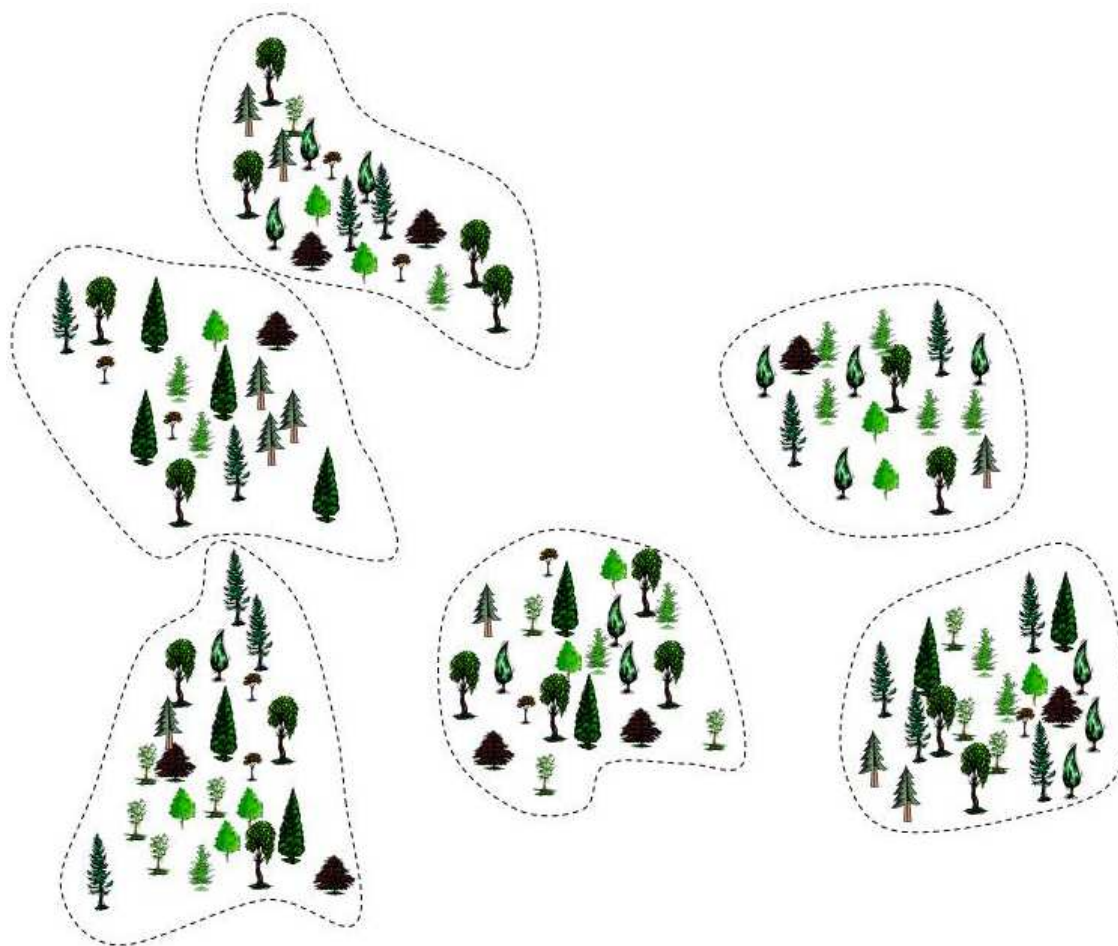


Figura 26. Plantio de pequenos povoamentos mistos de espécies florestais nativas para formar, no conjunto da vizinhança, uma grande população viável de cada espécie, representada por progênies de mais de 45 matrizes por espécie.

Monitoramento dos bancos de conservação

Cada plantio (APS) estabelecido, dentro dos princípios expostos, deverá constituir um ponto representativo do ecótipo de sua respectiva localidade e componente do banco de conservação de espécies florestais nativas. Para cada espécie, deverá ser formada uma rede de pontos de amostragem e plantio dos bancos de conservação. O pleno funcionamento dessas redes requer um cuidadoso gerenciamento do fluxo de germoplasma. Esse controle deverá estar sob responsabilidade de uma instituição de pesquisa que, com o apoio de uma base de dados ativa de recursos genéticos florestais, deverá informar aos interessados, a localização e os contatos necessários para aquisição de sementes e mudas das espécies mais adequadas para os seus plantios. No banco de dados, deverão estar registrados os dados essenciais como:

- Localização georeferenciada de cada povoamento ou APS formada;
- Nome e endereço do proprietário;
- Nome e endereço do responsável técnico local;
- Áreas e espécies plantadas;
- Representatividade de cada espécie (número e localização georeferenciada das matrizes representadas);
- Data de plantio;
- Dados fenológicos do florescimento e da maturação dos frutos na APS;
- Outras informações relevantes.

Com isso, pretende-se evitar a homogeneização de materiais genéticos (Figura 7), visando preservar as variantes ecótípicas de grande significado adaptativo. O monitoramento do conjunto dos povoamentos estabelecidos, com seus respectivos domínios de amostragem, constituirá a base da rede nacional de bancos de conservação do germoplasma de cada espécie (Figura 27).

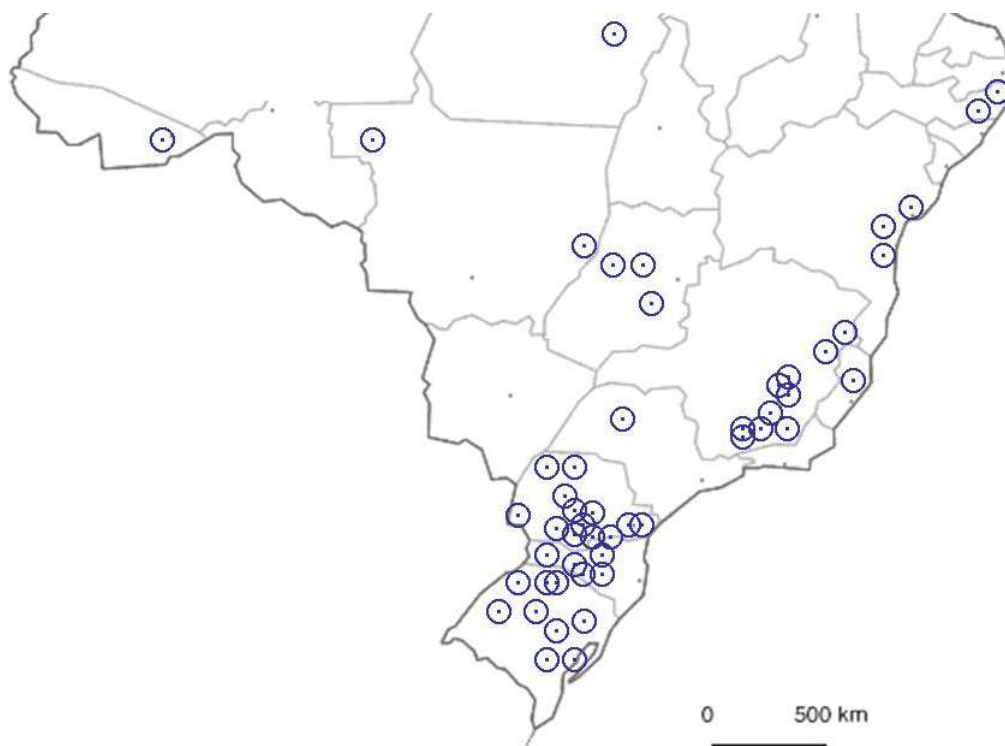


Figura 27. Exemplo fictício da rede de bancos de germoplasma de uma determinada espécie, representada pelo conjunto de APS e seus respectivos domínios de amostragem (cada círculo e o ponto no seu centro representam o domínio de amostragem e a APS, respectivamente).

Outros tipos de plantio de espécies florestais nativas

Os critérios expostos referem-se ao caso de plantio de povoamentos florestais nativos que, futuramente, serão usados como fonte de semente para novos plantios ou que serão tomados como representativos dos respectivos ecótipos. Nada impede que determinadas espécies ou raças geográficas delas sejam plantadas em locais distantes de suas origens para fins comerciais. Exemplos disso são os plantios comerciais da seringueira (*Hevea brasiliensis*) ou da pupunha (*Bactris gasipaes*) plantadas fora da Amazônia. Essas atividades visam à maximização da produção e devem estar ligadas a programas de domesticação e melhoramento genético em ambientes distintos de suas origens. Portanto, mesmo que dependam da exploração da variabilidade ecotípica, as sementes geradas nesses programas não devem ser usadas na formação da rede de conservação da variabilidade ecotípica de espécies florestais.

Referências

- ABDON, M. M.; SILVA, J. S. V.; SOUZA, I. M.; ROMON, V. T.; FERRARI, D. L. Análise do desmatamento no bioma Pantanal até o ano 2002. In: SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS NO PANTANAL, 1., 2006, Campo Grande, MS. **Anais**. Campinas: Embrapa Informática Agropecuária; São José dos Campos, 2006. p. 293-301.
- AMARAL, W.; KJAER, E.; YANCHUK, A.; GRAUDAL, L. Research needs. In: FOREST genetic resources conservation and management: overview, concepts and some systematic approaches. Rome: International Plant Genetic Resources Institute, 2004. v. 1, p. 37-47.
- ASSIS, T. F.; MAFIA, R. G. Hibridação e clonagem. In: BORÉM, A. (Ed.). **Biotecnologia florestal**. Viçosa, MG: Suprema Gráfica e Ed., 2007. p. 93-121.
- BARRETT, S. C. H.; KOHN, J. R. Genetic and evolutionary consequences of small population size in plants: implications for conservation. In: KALK, D. A.; HOLSINGER, K. E. (Ed.). **Genetics and conservation of rare plants**. Oxford: Oxford University Press, 1991. p. 3-30.
- BARRETO, P.; SOUZA JÚNIOR., C.; ANDERSON, A.; SALOMÃO, R.; WILES, J. **Pressão humana no bioma Amazônia**. In: AMAZON. [Home page]. Belém, PA, 2005. (O Estado da Amazônia, n. 3). Disponível em: <<http://www.imazon.org.br/especiais/especiais.asp?id=331>> 2005. Acesso em: 9 jan. 2007.
- BOSHIER, H. D. **Genetic diversity and population structure of trees in fragmented dry zone forests of Central America: a pilot study**. Oxford, UK: Oxford Forestry Institute, 1996. 26 p. DFID/FRP Project R.6516. Final Report.
- BRUNE, A. Reproductive biology and tropical plantation forestry. In: BAWA, K. S.; HADLEY, M. (Ed.). **Reproductive ecology of tropical forest plants**. Paris: UNESCO; Carnforth: The Parthenon Publ., 1990. p. 349-354. (Man and the biosphere series, 7)
- CARPANEZZI, A. A.; CARPANEZZI, O. T. B. **Espécies nativas recomendadas para recuperação ambiental no Estado do Paraná, em solos não degradados**. Colombo: Embrapa Florestas, 2006. 57 p. (Embrapa Florestas. Documentos, 136).
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2003. 1039 p. (Espécies arbóreas brasileiras, v. 1).
- CASCANTE, A.; QUESADA, M.; LOBO, J. J.; FUCHS, E. A. Effects of dry tropical forest fragmentation on the reproductive success and genetic structure of the tree *Samanea saman*. **Conservation Biology**, v. 16, p. 137-147, 2002.
- CERRADO pode sumir até 2030. Belo Horizonte: Conservação Internacional - Brasil, 2004. Disponível em: <<http://www.conservation.org.br/noticias/noticia.php?id=31>>. Acesso em: 9 jan. 2007.
- DUDASH, M. R.; FENSTER, C. B. Inbreeding and outbreeding depression in fragmented populations. In: YOUNG, A. G.; CLARKE, G. M. **Genetics, demography and viability of fragmented populations**. Cambridge: Cambridge University Press, 2000. p. 35-53.
- EDMANDS, S.; TIMMERMAN, C. C. Modeling factors affecting the severity of outbreeding depression. **Conservation Biology**, v. 17, n. 3, p. 883-892, 2003.
- FATOS e números do Brasil florestal. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 2006. 1 CD-ROM.
- FRANKEL, O. H.; BROWN, A. H. D.; BURDON, J. J. **The conservation of plant biodiversity**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. 299 p.
- FUCHS, E. A.; LOBO, J. A.; QUESADA, M. Effects of forest fragmentation and flowering phenology on the reproductive success and mating patterns of the tropical dry forest tree *Pachira quinata*. **Conservation Biology**, v. 17, p. 149-157, 2003.
- GLOBAL environment outlook: GEO4 environment for development. Nairobi: United Nations Environment Programme, 2007. 572 p. Disponível em: <http://www.unep.org/geo/geo4/report/GEO-4_Report_Full_en2.pdf>. Acesso em: 1 mar. 2007.
- GREGORIUS, H. R. The probability of losing an allele when diploid genotypes are sampled. **Biometrics**, v. 36, p. 643-652, 1980.
- GRIFFIN, A. R. Effects of inbreeding on growth of forest trees and implications for management of seed supplies for plantation programmes. In: BAWA, K. S.; HADLEY, M. (Ed.). **Reproductive ecology of tropical forest plants**. Paris: UNESCO; Carnforth: The Parthenon Publ., 1990. p. 355-374. (Man and the biosphere series, 7).
- HALL, P.; WALKER, S.; BAWA, K. Effect of forest fragmentation on genetic diversity and mating system in a tropical tree, *Pithecellobium elegans*. **Conservation Biology**, v. 10, p. 757-768, 1996.
- HARDNER, C. M.; POTTS, B. M.; GORE, P. L. The relationship between cross success and spatial proximity of *Eucalyptus globulus* ssp. *globulus* parents. **Evolution**, v. 52, n. 2, p. 614-618, 1998.
- HARRIS, L. D. **The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity**. Chicago: The University of Chicago Press, 1984. 211 p.
- HARRIS, L. F.; JOHNSON, S. D. The consequences of habitat fragmentation for plant-pollinator mutualisms. **International Journal of Tropical Insect Science**, v. 24, n. 1, p. 29-43, 2004.

- HEYWOOD, V. H.; STUART, S. N. Species extinctions in tropical forests. In: WHITMORE, T. C.; SAYER, J. A. (Ed.). **Tropical deforestation and species extinctions**. London: Chapman & Hall, 1994. p. 91-117.
- HOLSINGER, K. E. Demography and extinction in small populations. In: YOUNG, A. G.; CLARKE, G. M. **Genetics, demography and variability of fragmented populations**. Cambridge: Cambridge University Press, 2003. p. 55-74.
- IBGE. Mapas interativos. In: _____. [Home page]: mapas. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/mapas_ibge/>. Acesso em: 1 mar. 2007.
- IMPLEMENTAÇÃO da CDB no Brasil: O Brasil e a Convenção sobre Diversidade Biológica. In: COP 8 / MOP 8 Web site: portal. [Brasília, DF]: Ministério das Relações Exteriores: Ministério do Meio Ambiente, [2006]. Disponível em: <http://www.cdb.gov.br/impl_CDB>. Acesso em: 1 mar. 2007.
- KANG, H. Long-term tree breeding. In: SOUTHERN FOREST TREE IMPROVEMENT CONFERENCE, 15., 1979, Mississippi State University. **Proceedings...** Macon, Ga.: [Southern Forest Tree Improvement Committee], 1979. p. 66-72.
- KELLER, M. **The importance of seed source in programmes to increase species diversity in arable systems**. 1999. Tese (Doutorado) - Swiss Federal Institute of Technology, Zurich.
- KJAER, E.; AMARAL, W.; YANCHUK, A.; GRAUDAL, L. Strategies for conservation of forest genetic resources. In: FOREST genetic resources conservation and management: overview, concepts and some systematic approaches. Rome: International Plant Genetic Resources Institute, 2004. v. 1, p. 5-24.
- LEVINS, R. Extinction. In: GERSTENHABER, M. (Ed.). **Some mathematical questions in biology**. [S.l.]: American Mathematical Society, 1970. (Lectures on mathematics in the life sciences, 2).
- LOWE, A. J.; BOSHIER, D.; WARD, M.; BACLES, C. F. E.; NAVARRO, C. Genetic resources impacts of habitat loss and degradation: reconciling empirical evidence and predicted theory for neotropical trees. **Heredity**, v. 95, p. 255-273, 2005.
- NAMKOONG, G. Sampling for germplasm collections. **Hortscience**, v. 23, p. 79-81, 1988.
- NAMKOONG, G. Strategies for gene conservation in tree breeding. In: YEATMAN, C. W.; KAFTON, D.; WILKES, G. (Ed.). **Plant genetics resources: a conservation imperative**. Boulder: Westview Press, 1984. p. 79-89.
- NAMKOONG, G.; ROBERDS, J. H. Short-term loss of neutral alleles in small population breeding. **Silvae Genetica**, v. 31, p. 1-6, 1982.
- PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Ed. Planta, 2005. 327 p.
- QUESADA, M.; STONER, K. E.; LOBO, J. A.; HERRERÍAS-DIEGO, Y.; GUEVARA, C. P.; MUGUÍA-ROSAS, M. A.; SALAZAR, K. A. O.; ROSAS-GUERRERO, V. Effects of forest fragmentation on pollinator activity and consequences for plant reproductive success and mating patterns in bat-pollinated Bombacaceous trees. **Biotropica**, v. 36, p. 131-138, 2004.
- RIBEIRO, C. A. A. S.; SOARES, V. P.; OLIVEIRA, A. M. S.; GLERIANI, J. M. O desafio da delimitação de áreas de preservação permanente. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 9, n. 2, p. 203-212, 2005.
- ROGERS, D. L.; MONTALVO, A. M. **Genetically appropriate choices for plant materials to maintain biological diversity**. [s.l.]: University of California, 2004. Report to the USDA Forest Service, Rocky Mountain Region, Lakewood, CO. Disponível em: <<http://www.fs.fed.us/r2/publications/botany/plantgenetics.pdf>>. Acesso em: 8 jan. 2007.
- SALAZAR, L. F.; NOBRE, C. A.; OYAMA, M. D. Consequências das mudanças climáticas nos biomas da América do Sul. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA, 14., 2006, Florianópolis. **Anais...** [S.l.]: Sociedade Brasileira de Meteorologia, 2006. Disponível em: <<http://www.sbmec.org.br/congresso/port/index.html>>. Acesso em: 8 jan. 2007.
- SEBBENN, A. M. Sistema de reprodução em espécies arbóreas tropicais e suas implicações para a seleção de árvores matrizes para reflorestamentos ambientais. In: HIGA, A. R.; SILVA, L. (Coord.). **Pomares de sementes de espécies florestais nativas**. Curitiba: FUFPEF, 2006. p. 193-198.
- SEBBENN, A. M.; SEOANE, C. E. S.; KAGEYAMA, P. Y.; LACERDA, C. M. B. Estrutura genética em populações de *Tabebuia cassinoideis*: implicações para o manejo florestal e a conservação genética. **Revista do Instituto Florestal**, v. 13, n. 2, p. 93-113, 2001.
- SEEHAUSEN, O. Conservation: losing biodiversity by reverse speciation. **Current Biology**, v. 16, n. 9, p. 334-337, 2006.
- SHAFFER, M. L. Minimum population sizes for species conservation. **Bioscience**, v. 31, p. 131-134, 1981.
- SRIKWAN, S.; WOODRUFF, D. S. Genetic erosion in isolated small-mammal populations following rainforest fragmentation. In: YOUNG, A. G.; CLARKE, G. M. **Genetics, demography and variability of fragmented populations**. Cambridge: Cambridge University Press, 2003. p. 149-172.
- STACY, E. A. Cross-fertility in two tropical tree species: evidence of inbreeding depression within populations and genetic divergence among populations. **American Journal of Botany**, v. 88, n. 6, p. 1041-1051, 2001.
- THOMAS, W. W.; CARVALHO, A. M. V.; AMORIM, A. M. A.; GARRISON, J.; ARBELÁEZ, A. L. Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, p. 311-322, 1998.
- THOMAZ, L. D.; MONTEIRO, R. Composição florística da Mata Atlântica de encosta da Estação Biológica de Santa Lúcia, Município de Santa Tereza, ES. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, v. 7, p. 3-48, 1997.

Recebido em 10 de maio de 2007 e aprovado em 30 de maio de 2007