



Políticas Públicas para a Restauração Ecológica e Conservação da Biodiversidade

V Simpósio de
Restauração
Ecológica

04 a 08 de
novembro de 2013

Coordenação Geral
Dr. Luiz Mauro Barbosa
Diretor Técnico de Departamento
do Instituto de Botânica
de São Paulo





GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE

**Políticas Públicas para a Restauração Ecológica
e Conservação da Biodiversidade**

V Simpósio de Restauração Ecológica

Coordenação Geral: Luiz Mauro Barbosa

São Paulo
Instituto de Botânica
04 a 08 de novembro de 2013



GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
Geraldo Alckmin – Governador

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE
Bruno Covas – Secretário

INSTITUTO DE BOTÂNICA
Luiz Mauro Barbosa – Diretor Geral



FICHA TÉCNICA

COORDENAÇÃO GERAL: Luiz Mauro Barbosa – *PqC. IBt*

REALIZAÇÃO: Instituto de Botânica – IBt
Secretaria de Estado do Meio Ambiente – SMA/SP
Governo do Estado de São Paulo

EDITOR RESPONSÁVEL: Luiz Mauro Barbosa (coordenador)

EDITORES ASSISTENTES: **Diagramação:** Giuliano Lorenzini; Janaina Pinheiro Costa, Paulo Roberto Torres Ortiz.
Editografia Gráfica: Elvis José Nunes da Silva. **Revisão Ortográfica:** Elenice Eliana Teixeira.

COMISSÃO CIENTÍFICA:

Palestras e Anais: Adriana de Mello Gugliotta; Eduardo Luis Martins Catharino; Emerson Alves da Silva; Karina Cavalheiro Barbosa; Luciano Mauricio Esteves; Luiz Mauro Barbosa (coordenador); Ricardo Ribeiro Rodrigues; Tania Maria Cerati; Tiago Cavalheiro Barbosa. **Resumos e Painéis:** Maurício Augusto Rodrigues; Nelson Antonio Leite Maciel; Nelson Augusto dos Santos Junior; Valéria Augusta Garcia. **Revisão Científica:** Adriana de Oliveira Fidalgo. **Revisão Taxonômica:** Regina Tomoko Shirasuna. **Revista Hoehnea:** Armando Reis Tavares; Eduardo Pereira Cabral Gomes.

COMISSÃO ORGANIZADORA:

Agência de Fomento: Cibele Boni de Toledo; Cilmara Augusto; Luiz Mauro Barbosa; Nelson Augusto dos Santos Junior; Renata Ruiz Silva; Valéria Augusta Garcia. **Comunicação e divulgação:** Bruna Eloisa Alves Lima; Carlos Yoshiyuki Avena; Cibele Boni de Toledo; Elvis José Nunes da Silva; Janaina Pinheiro Costa; Marília Vazquez Aun; Paul Joseph Dale; Renata Ruiz Silva; Wagner Américo Isidoro. **Infra-estrutura:** Ada André Pinheiro; Cilmara Augusto; Lilian Maria Asperti; Luiz Mauro Barbosa (coordenador); Marco Antonio Machado; Mauro Semaco; Marília Vazquez Aun; Osvaldo Avelino Figueiredo; Ruth Nunes de Carvalho. **Mini-cursos:** Karina Cavalheiro Barbosa; Nelson Antonio Leite Maciel; Nelson Augusto dos Santos Junior; Paulo Roberto Torres Ortiz. **Patrocínio:** Cilmara Augusto; Fúlvio Cavalheri Parajara; Osvaldo Avelino Figueiredo; Luiz Mauro Barbosa (coordenador). **Programação:** Cilmara Augusto; Liliane Ribeiro Santos; Luiz Mauro Barbosa (coordenador); Nelson Augusto dos Santos Junior; Vanessa Rebouças dos Santos. **Secretaria:** Ada André Pinheiro; Cilmara Augusto; Liliane Ribeiro Santos; Renata Ruiz Silva.

EDITORAÇÃO, CTP, IMPRESSÃO E ACABAMENTO:

Imprensa Oficial do Estado de São Paulo

Ficha Catalográfica elaborada pelo Núcleo de Biblioteca e Memória do Instituto de Botânica

Barbosa, Luiz Mauro, coord.

Políticas públicas para a restauração ecológica e conservação da biodiversidade /
Luiz Mauro Barbosa -- São Paulo, Instituto de Botânica - SMA, 2013.

400p.

Bibliografia.

ISBN: 978-85-7523-045-9

1. Áreas degradadas. 2. Recuperação ambiental. 3. Reflorestamento compensatório. I. Título

CDU:581.526

PREFÁCIO

Em sua quinta edição, o Simpósio de Restauração Ecológica é uma ação concreta da Secretaria de Estado do Meio Ambiente de São Paulo (SMA). Oportunamente, nesta edição, o evento traz como tema central as “Políticas Públicas para a Restauração e Conservação da Biodiversidade”, reforçando o comprometimento desta pasta com as ações que possam melhorar a qualidade ambiental e, conseqüentemente, a qualidade de vida dos cidadãos, além de produzir informações científicas que subsidiem as ações dos setores florestais relacionadas com a recuperação de áreas degradadas e a conservação da biodiversidade.

À luz do novo Código Florestal, da Convenção sobre a Diversidade Biológica e o Protocolo de Nagoya, bem como pela necessidade de diversos empreendimentos imprescindíveis ao desenvolvimento, que podem comprometer o patrimônio genético brasileiro, torna-se imperativa a definição e aplicação constante de políticas públicas para a conservação da biodiversidade brasileira.

O evento é composto por 19 palestras e 11 mini-cursos, que abordarão desde o fomento à restauração ecológica até questões jurídicas envolvendo o novo Código Florestal. Com caráter abrangente e agregador, o Simpósio de Restauração Ecológica traz ao debate os três institutos de pesquisa da SMA (Instituto de Botânica - IBt, Instituto Florestal - IF e Instituto Geológico - IG) e as Coordenadorias de Biodiversidade e Recursos Naturais (CBRN), Planejamento Ambiental (CPLA), Fiscalização Ambiental (CFA), Educação Ambiental (CEA) e a CETESB, que apresentarão as ações e experiências da SMA, na aplicação e desenvolvimento de programas e produtos voltados às políticas públicas de meio ambiente do estado de São Paulo. O debate também é enriquecido com a participação de especialistas atuantes no tema restauração ecológica, das mais renomadas instituições de ensino e pesquisa do estado de SP, tais como o Instituto de Economia Agrícola – IEA/SAA/SP, Universidade de São Paulo (USP) e Universidade Estadual Paulista (UNESP), e do Brasil, como a Universidade Federal de Lavras (UFLA), de Viçosa (UFV), de São Carlos (UFSCar) e Estadual de Londrina (UEL). Completando seu aspecto agregador, conta ainda com a participação do Departamento de Agricultura e Meio Ambiente do município de Espírito Santo do Pinhal, SP, e da Coordenadoria de Assistência Técnica Integral – CATI - SAA.

O Simpósio de Restauração Ecológica é também uma excelente oportunidade para estreitar o relacionamento entre os meios técnico-científico, social e de políticas públicas e a sociedade beneficiária, consumidora de recursos naturais e cada vez mais exigente no estabelecimento de políticas e leis de sustentabilidade e preservação do meio ambiente. Assim, este evento é também de extrema importância para decodificar o entendimento e compreensão das pesquisas e estudos científicos desenvolvidos nos institutos de pesquisa da SMA, disponibilizando importantes ferramentas para a restauração e promovendo reflexões e discussões de forma transparente e democrática, numa relação de parceria que contribua com a inclusão social de todos os segmentos da sociedade, no debate sobre o meio ambiente.

A capacitação de alunos, gestores ambientais e pós-graduandos na área é outro viés deste importante evento, que propicia e estimula a formação de novos profissionais, muitos deles voltados à pesquisa científica, sendo mais bem preparados para atuação nas áreas de meio ambiente, restauração ecológica e conservação de biodiversidade, entre outros aspectos.

É neste cenário de grandes desafios a serem enfrentados por governantes, legisladores, pesquisadores e a sociedade civil que se realiza V Simpósio de Restauração Ecológica, no Instituto de Botânica e Jardim Botânico de São Paulo, da Secretaria de Estado do Meio Ambiente.

Bruno Covas
Secretário de Estado do Meio Ambiente – SP

APRESENTAÇÃO

Estabelecer parâmetros facilitadores de planejamento, avaliação e licenciamento ambiental, identificando obstáculos, dificuldades socioambientais e soluções através de políticas públicas, baseadas em resultados de pesquisas e experiências práticas, sempre foram os principais focos dos simpósios sobre restauração ecológica, organizados pelo Instituto de Botânica de São Paulo. A preocupação constante de se estabelecer formas de avaliação, monitoramento e geração de “ferramentas” úteis à restauração ecológica permearam continuamente as discussões, não apenas nos simpósios, mas também em outros eventos paralelos, como workshops e cursos de capacitação para agentes públicos e comunidade envolvida com o tema, durante mais de duas décadas.

Diversas pesquisas desenvolvidas nos últimos anos têm apontado resultados que promoveram avanços significativos no processo de restauração ecológica e conservação da biodiversidade, contudo há ainda muitas incertezas sobre o sucesso de várias técnicas utilizadas e o futuro dos ecossistemas em construção. Tais constatações têm sido observadas com frequência e promovido diversos estudos, envolvendo o monitoramento de áreas em restauração, manejo adaptativo e a busca de técnicas alternativas, recorrentes em diversas recomendações da comunidade científica.

Quando se observa o processo histórico de restauração ecológica de áreas degradadas no estado de São Paulo, é importante destacar, hoje, a utilização de alta diversidade de espécies, introduzida nos conceitos de restauração, associada aos processos de sucessão natural e à paisagem natural.

Em mais de 20 anos de pesquisas e experiências práticas, juntamente com levantamentos de projetos bem ou mal sucedidos no passado, verificou-se que conclusões e recomendações de um simpósio sobre mata ciliar, ocorrido em 1989, seguido de uma série de encontros, simpósios, workshops e congressos, realizados ou organizados pelo Instituto de Botânica em São Paulo, num processo amplamente participativo, levaram o estado a ser o primeiro no país a ter uma norma capaz de orientar os reflorestamentos e a restauração ecológica, em áreas degradadas das diversas formações florestais.

Nos últimos anos, diversas correntes de pensamento têm se consolidado e propiciado uma significativa mudança na orientação de programas de restauração ecológica em áreas degradadas, especialmente para áreas de preservação permanente (APPs) e reservas legais (RLs). As mudanças implicaram na troca da mera aplicação de práticas agronômicas ou silviculturais de plantio de espécies arbóreas, pela real necessidade de reconstrução das complexas interações das comunidades a serem implantadas. Dessa maneira, busca-se promover a sustentabilidade florestal e, no caso das RLs, o manejo de espécies de interesse econômico. Existe também a necessidade de se considerar que os processos de restauração, além de promover a conservação *in situ*, devem cuidar de processos naturais de sucessão ou da chamada regeneração natural, que pode agregar valores econômicos pelo menor custo de sua implantação.

São, portanto, posições distintas e muitas vezes complementares que determinam a necessidade de aprendizagem, em que é preciso impor certas decisões para a restauração ecológica em áreas degradadas, geralmente num modelo único, independentemente das características e do local a ser restaurado. Mas também é preciso conhecer o processo histórico de degradação, as situações do entorno, em especial a existência de remanescentes florestais para, só a partir daí, preocupar-se com a reativação da restauração dos processos ecológicos, principais responsáveis pelo sucesso dos reflorestamentos com espécies nativas de ocorrência regional.

Além destas considerações, nunca é demais lembrar que, no processo de restauração ecológica, o recomendável é seguir ou procurar imitar o que ocorre na natureza.

Assim, ao se constatar que as florestas tropicais maduras, entre outros aspectos, apresen-

tam alta diversidade de espécies arbóreas (geralmente mais de 100 por hectare) como estratégia de sustentabilidade, ajusta-se este parâmetro para os reflorestamentos.

Sabe-se, por exemplo que, nas florestas tropicais, para cada espécie de vegetal, haverá mais de uma centena de espécies de insetos e micro-organismos, o que os torna predominantes nestes ecossistemas. Apesar de potenciais pragas e causadores de doenças, tanto os insetos quanto os micro-organismos vivem em equilíbrio dinâmico com as espécies de plantas. Quando os ecossistemas são desequilibrados (baixa densidade e diversidade de espécie, por exemplo), as pragas e doenças começam a ocorrer. Nesse sentido, as experiências com plantios ou reflorestamentos com alta diversidade de espécies arbóreas (mais de 80) têm tornado desnecessário até o controle das temíveis formigas cortadeiras, após o estabelecimento da floresta (dois ou três anos, em muitos casos).

Nesta obra, que reflete o pensamento de importantes segmentos da sociedade envolvidos com a restauração ecológica, são tratados temas envolvendo desde as ações de fomento à pesquisa sobre a restauração, até aqueles sobre técnicas de extensão rural e fiscalização ambiental, passando por importantes discussões sobre o novo código florestal (Lei nº 12.651/2012) e seus reflexos na restauração ecológica. Onze temas afins e sugeridos em simpósios anteriores puderam ser contemplados nesta obra, que apresenta um breve relato dos conteúdos abordados em minicursos e nas palestras das 5 mesas de discussão.

Além disso, esta obra contém alguns artigos sobre temas correlatos ao evento e os resumos de 161 trabalhos voluntários, que serão apresentados neste V Simpósio de Restauração Ecológica, na forma de painéis expositivos.

É nossa intenção que esta obra, além de facilitar o acompanhamento dos trabalhos, seja também um documento de consulta permanente para todos os interessados nos temas restauração ecológica, conservação da biodiversidade e políticas públicas para o setor.

Luiz Mauro Barbosa

Diretor Geral do Instituto de Botânica
Coordenador do V Simpósio de Restauração Ecológica

CONTEÚDO

Artigos Referentes às Palestras

Fomentos a Projetos de Restauração Ecológica	13
Breves Questionamentos sobre a Lei Federal 12.651, de 25 de Maio de 2012 – Novo Código Florestal	17
Impactos das Alterações no Código Florestal, Lei Federal 12.651, de 25 de Maio de 2012 e seus Reflexos na Restauração Ecológica	19
A Restauração Ecológica no Âmbito da Lei Federal 12.651, de 25 de Maio de 2012	20
A Nova Lei Florestal e Políticas Públicas Decorrentes.....	24
Reflexões sobre as Ações de Restauração e a Definição de Parâmetros de Avaliação e Monitoramento	26
Reflexões sobre a Restauração Ecológica em Regiões de Cerrado	33
Experiências com Reflorestamentos Antigos: Obstáculos Inesperados e Formas de Manejo em Floresta Estacional Semidecidual	38
Critérios para Aperfeiçoar a Inclusão da Diversidade Genética na Restauração Florestal em APPs e Reservas Legais	40
Pomares de Sementes: Conservação Genética de Espécies Arbóreas Nativas no Instituto Florestal de São Paulo	42
Conservação Genética de Espécies Arbóreas em Diferentes Sistemas de Plantio	54
Agentes de Redução da Pressão sobre a Biodiversidade Paulista	60
Diretivas Norteadoras do Programa Município Verde Azul da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo	68
O Programa Centros Municipais de Educação Ambiental da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo	73
Ações Ambientais para a Restauração Ecológica no Município de Espírito Santo do Pinhal – SP	75
Restauração Ecológica em Condições sob Diferentes Agentes de Degradação e a Importân- cia da Fauna na Restauração Ecológica	79
Restauração Ecológica em Meio a Paisagens Agrícolas	80
Quantificação da Degradação e Risco em Áreas Mineradas do Litoral Norte, SP.....	84

Artigos Referentes aos Minicursos

O Solo: Base para a Restauração Ecológica	95
Restauração Ecológica de Florestas Estacionais: Desafios Conceituais, Metodológicos e Políticas Públicas	102
Resgate de Plantas em Processos de Supressão de Vegetação	106
A Importância da Fauna na Conservação da Biodiversidade: na Restauração Ecológica e na Ecologia de Estradas	117
Caracterização das Fisionomias Florestais do Estado de São Paulo	135
Produção de Mudas em Viveiros Florestais Destinadas à Conservação e à Restauração Ecológica	143
A Crise da Água e a Conservação da Biodiversidade em Reservatórios	162

Respostas de Plantas às Mudanças Climáticas Globais	168
Medição da Biodiversidade em Áreas Restauradas.....	174

Artigos de Convidados

Fertilidade do Solo e Composição Mineral de Espécies Arbóreas de Restinga	185
Acidez e Salinidade de Solos do Ecossistema Restinga.....	198
Implantação de Unidades de Conservação como Compensação Ambiental – Estudo de Caso: a Criação de 4 Unidades de Conservação, no Município de São Paulo, como Compensação Ambiental da Implantação do Trecho Sul do Rodoanel.....	209
O Papel dos Bancos de Esporos de Samambaias e Licófitas nos Processos de Restauração Ambiental	233
Políticas Públicas e o Monitoramento da Produção de Mudanças de Espécies Florestais Nativas no Estado de São Paulo, Brasil.....	242
Dez Anos de Pesquisas do Instituto de Botânica Visando à Restauração Ecológica em Áreas da International Paper do Brasil, em Mogi-Guaçu/SP	252
Efeito de Macro e Micronutrientes em Espécies Florestais de Restinga	262

Trabalhos voluntários

Área 1: Métodos e Técnicas Alternativas para a Restauração Ecológica	277
Área 2: Avaliação e Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica	324
Área 3: Estudos de Caso em Restauração Ecológica (Compensações e Passivos Ambientais) .	364
Área 4: Aspectos Sócio-Econômicos, Políticos, Legais, Culturais e Educacionais, Vinculados à Restauração Ecológica	375
Área 5: Restauração Ecológica da Paisagem em Ambientes Urbanos e Rurais	387



ARTIGOS REFERENTES ÀS PALESTRAS



CERAD
Coordenação Especial de
Restauração de Áreas Degradadas

FOMENTOS A PROJETOS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Rubens Rizek¹

Introdução

Os instrumentos de comando e controle previstos na legislação nacional têm sido aperfeiçoados e têm se tornado cada vez mais eficazes para coibir o desmatamento, especialmente em regiões onde a economia independe da exploração de florestas nativas. O uso de ferramentas tecnológicas, como o sensoriamento remoto, veículos aéreos não tripulados, sistemas de informações geográficas e outros, permite que os órgãos de fiscalização monitorem os remanescentes de vegetação, evitando sua supressão. No estado de São Paulo, os índices de cobertura florestal foram estabilizados no fim da década de 90 e os últimos inventários florestais mostram que tem havido incremento da vegetação nativa. As ações de controle, levadas a efeito pelos órgãos de licenciamento e fiscalização da SMA e da CETESB e pela Polícia Ambiental, têm favorecido a restauração ecológica, especialmente em áreas ciliares e outras áreas impróprias para cultivo, em função de suas condições naturais ou de restrições legais. A implementação do Cadastro Ambiental Rural (CAR) estabelecerá condições excepcionais para o monitoramento de imóveis rurais, que em São Paulo são mais de 330.000, favorecendo as ações de planejamento e acompanhamento da recuperação ambiental prevista na nova lei florestal. O CAR, aliado aos instrumentos existentes, ampliará o impacto do licenciamento, da fiscalização e do monitoramento em prol da restauração ecológica.

As políticas de comando e controle, no entanto, isoladamente não são suficientes para induzir a restauração em larga escala, na velocidade que seria desejável para o estabelecimento de conectividade da paisagem e para assegurar a oferta dos serviços ecossistêmicos, necessários para a manutenção da qualidade de vida e desenvolvimento econômico e social. Por esta razão, outros instrumentos e mecanismos estão sendo desenvolvidos e implementados no estado de São Paulo, para induzir a restauração ecológica, alguns deles bastante inovadores.

O pagamento por serviços ambientais, que constitui um dos instrumentos da Política Estadual de Mudanças Climáticas (PEMC), parte do reconhecimento de que as áreas rurais não têm apenas potencial para a produção agropecuária, mas também são responsáveis pela geração de serviços ecossistêmicos, essenciais para a sociedade, e que estes serviços possuem valor econômico. Associar a presença de florestas à disponibilidade de água com regularidade e qualidade possibilita viabilizar, junto às instâncias competentes do Sistema de Gestão de Recursos Hídricos, a destinação de recursos da cobrança pelo uso da água para custear a conservação e restauração. Da mesma forma, o estabelecimento de metas de redução de emissões de gases de efeito estufa, previsto na PEMC, abre oportunidades promissoras para financiar a restauração de florestas com recursos de remuneração pelo sequestro de

1 Secretário Adjunto de Estado do Meio Ambiente - SP

carbono. O pagamento por serviços ambientais relacionados à água e ao carbono poderá representar uma fonte de recursos permanente para a restauração ecológica. Os programas de PSA desenvolvidos em São Paulo contemplam a remuneração de proprietários rurais pela proteção de nascentes, criação e manutenção de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN), restauração de matas ciliares e conservação de florestas. Outros projetos de PSA virão, pois o marco legal concebido em São Paulo prevê a possibilidade de instituição de projetos de PSA voltados para áreas geográficas determinadas, como bacias hidrográficas, zonas de amortecimento de unidades de conservação e áreas de mananciais, ou para fomentar a geração de serviços ambientais específicos como a conservação da biodiversidade por meio do controle de espécies invasoras, ou do manejo de fauna nativa.

A regularização de reservas legais representa uma oportunidade ímpar para impulsionar políticas de conservação e restauração. Os mecanismos de compensação previstos na legislação permitem racionalizar a localização das reservas, conciliando conservação e produção, visando a obter o máximo de benefícios ambientais a menores custos sociais. A Cota de Reserva Ambiental (CRA) possibilitará transações entre proprietários rurais com excedentes e déficits de vegetação, estabelecendo um mercado de serviços ambientais entre entes privados. Complementando esta alternativa, o estado de São Paulo criará mecanismos adicionais de mercado para a compensação de reservas legais, de modo a orientar os investimentos privados para a conservação de remanescentes de alto valor ecológico e a restauração de áreas, necessárias para assegurar a conectividade entre os remanescentes, e entre estes e as unidades de conservação. Desta maneira, buscar-se-á otimizar os benefícios ambientais advindos dos esforços realizados pelos proprietários rurais, direcionando-os para áreas de maior relevância ambiental, indicadas pelo Programa BIOTA/FAPESP.

Desenha-se, a partir desta lógica, o chamado “mercado de ativos ambientais”, necessário para proporcionar mecanismos de acessibilidade da massa corporativa ao fomento da restauração ecológica. O mercado de ativos ambientais oferecerá alternativas seguras às iniciativas voluntárias de plantio de florestas, para a compensação de emissões de gases de efeito estufa ou neutralização de pegada ecológica e pegada hídrica, que têm gerado demanda por áreas apropriadas para reflorestamento, nem sempre localizadas pelos interessados.

A SMA, num esforço coordenado com o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, vem se dedicando ao estudo do potencial de florestas nativas para a produção de madeira e de produtos não madeireiros. Atividades de pesquisa, experimentação, regulamentação e estudos, visando ao desenvolvimento de mercados para produtos florestais, encontram-se em curso. A identificação de modelos economicamente viáveis para reflorestamentos deverá induzir proprietários rurais ao plantio de florestas nativas comerciais, especialmente em áreas com esta vocação, tanto em reservas legais como em áreas com baixa aptidão agrícola.

Pesquisas desenvolvidas em São Paulo apontam para novos métodos de restauração ecológica, baseados na rápida cobertura da área e no potencial de regeneração natural, que deverão proporcionar a redução de custos da recuperação de áreas degradadas e de matas ciliares. Especialmente para o segmento da agricultura familiar, há a preocupação de identificar atividades produtivas compatíveis com a conservação de biodiversidade, em áreas de especial interesse ou restrição ambiental, que auxiliem a promoção da restauração ecológica e gerem renda, como os sistemas agroflorestais e silvipastoris e a produção de sementes de espécies nativas. As ações que a SMA desenvolve no Projeto de Desenvolvimento Rural Sustentável, executado em parceria com a Coordenadoria de Assistência Técnica Integral da Secretaria da Agricultura e Abastecimento, estão orientadas nesta direção.

Há grande potencial para impulsionar a restauração, por meio da articulação com diferentes setores da sociedade, e a SMA tem envidado esforços neste sentido. O cadastramento de matas ciliares em recuperação no setor sucro-energético mostra o impressionante número de 416.000 hectares, um dos significativos resultados do Projeto Etanol Verde. Os en-

tendimentos com as empresas florestais, que resultaram na recente assinatura de protocolo de boas práticas ambientais para o setor, são também muito promissores. Os municípios paulistas estão igualmente engajados nos esforços de promover a conservação da biodiversidade por meio da proteção e recuperação da vegetação nativa, que constitui uma das diretrizes do Programa Município Verde Azul, aberto à participação dos 645 municípios paulistas.

A restauração florestal deve ser planejada e executada com base em subsídios técnico-científicos consistentes, como os que o Programa BIOTA/FAPESP e as diversas instituições de pesquisa e ensino disponibilizam no estado de São Paulo. Além disso, as sete ações contempladas no Plano de Ação do Estado de São Paulo para atendimento às metas de Aichi, organizadas pela Comissão Paulista de Biodiversidade (CPB), convergem para o conhecimento e conservação da biodiversidade, gerando diversos produtos para as políticas públicas de meio ambiente.

É necessário difundir, para todos os interessados, informações sobre metodologias adequadas às diferentes situações e bons indicadores para monitorar e avaliar a restauração, evitando-se o desperdício de recursos e de tempo, mantendo a conservação da biodiversidade como um dos principais objetivos a ser atendidos. Diante desta necessidade, o V Simpósio de Restauração Ecológica, que neste ano traz como tema as “Políticas Públicas para Conservação da Biodiversidade”, constitui um importante produto para a CPB e veículo de difusão de informações da pesquisa técnico-científica desenvolvida na SMA. Grande parte dos assuntos a serem apresentados e debatidos neste evento são oriundos de resultados das mais de 230 teses de doutorado e dissertações de mestrado, já desenvolvidas no Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente do Instituto de Botânica de São Paulo, vinculado à SMA, no qual a geração do conhecimento também está associada à formação de recursos humanos especialistas em biodiversidade e meio ambiente e à captação de recursos junto às agências públicas e privadas de fomento à pesquisa científica, demonstrando assim um sinergismo com o Plano de Ação da Secretaria do Meio Ambiente para se atingir as Metas de Aichi 2020, sobretudo para a ação VII Gestão do Conhecimento, que contempla o produto “pesquisa sobre o conhecimento, restauração e conservação da biodiversidade”.

Finalmente como fomento a projetos de restauração ecológica vale ressaltar o esforço da SMA, no sentido da criação de um Conselho de Pesquisas Ambientais no âmbito do Gabinete do Secretário, composto por dirigentes dos institutos de pesquisa, da CETESB, além de um jornalista especializado. Este conselho terá como principal objetivo trazer para a comunidade envolvida os principais resultados de pesquisa, decodificados no entendimento, visando à sua utilização em políticas públicas da SMA. Assim, processos de licenciamento ambiental como os envolvidos com o Rodoanel Mário Covas, por exemplo, não apenas serão agilizados, mas terão bases científicas consideradas. O envolvimento do Instituto de Botânica de São Paulo com as orientações sobre os levantamentos florísticos, que representam o conhecimento da flora regional, ou o resgate de plantas em áreas de supressão de vegetação autorizadas, e ainda a melhor forma de promover a restauração ecológica (ex.: chave de tomada de decisões para cada situação), são exemplos recentes desta atuação. Outros aspectos relevantes referem-se à Lista de Espécies Vegetais Ameaçadas de Extinção (estabelecida a partir de Workshop realizado no Instituto de Botânica), ou à lista de espécies de ocorrências regionais, com suas principais características ecológicas, que podem ser facilmente consultadas através do site do IBot (www.ibot.sp.gov.br), entre outras “ferramentas” que certamente já têm apoiado políticas públicas, facilitando, inclusive, a aplicação de resoluções com orientações específicas para a restauração ecológica e a compensação ambiental.

Cumprimento a todos os participantes deste evento, na certeza de que esta será mais uma ótima contribuição da SMA, como vem sendo conduzida pelo Instituto de Botânica nos últimos 10 anos, associando pesquisa, ensino e divulgação de ações fundamentais para o estabelecimento de políticas públicas para o setor, não apenas no estado de São Paulo, mas um exemplo para o mundo.

Referências Bibliográficas

Programa Biota / FAPESP. Geração de conhecimento, formação de recursos humanos e suporte à políticas públicas no estado de São Paulo, site: www.biota.org.br.

Rodrigues, R.R. & Bononi, V.L.R (orgs.) 2008. Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo. 248p.

São Paulo - SMA. Programa Município Verde Azul - Manual de Orientações, 2013, 47 p.

BREVES QUESTIONAMENTOS SOBRE A LEI FEDERAL 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012 – NOVO CÓDIGO FLORESTAL

Daniel Smolentzov¹

A Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012, conhecida como “Novo Código Florestal”, foi o primeiro grande diploma florestal construído no parlamento brasileiro sob a influência do consagrado Princípio do Desenvolvimento Sustentável, pelo qual se estabelece que o desenvolvimento econômico deve ocorrer de forma a se permitir que as atuais gerações supram suas necessidades sem comprometer, contudo, a capacidade de as futuras gerações terem suas próprias necessidades atendidas. Tal princípio restou incorporado ao ordenamento jurídico brasileiro a partir da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, também conhecida por ECO 92 ou Rio 92, que ocorreu na cidade do Rio de Janeiro em 1992.

O Princípio do Desenvolvimento Sustentável estabelece, portanto, que o crescimento econômico deve ocorrer de forma a não se permitir o esgotamento dos recursos naturais, possibilitando, com isso, que as futuras gerações também tenham acesso a estes mesmos recursos, mantendo-se, assim, a própria sobrevivência da espécie humana.

O Princípio determina, portanto, que se busque um equilíbrio na complexa equação existente entre desenvolvimento econômico e a proteção dos recursos naturais e do meio ambiente ecologicamente equilibrado como um todo.

Nesse contexto, surgiu no Congresso Nacional Brasileiro o tenso debate de um novo diploma florestal, pelo qual se buscou melhor equacionar as questões relacionadas à cobertura vegetal em território pátrio, anteriormente disciplinadas pela Lei Federal nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, hoje conhecida como “antigo Código Florestal”.

Por certo que o caloroso debate sobre o tema trouxe visões muito distintas sobre como conciliar o desenvolvimento econômico com a preservação da vegetação ainda hoje presente em território brasileiro e em qual limite seria importante a restauração dos biomas para se garantir a permanência dos recursos naturais para as futuras gerações.

Neste debate, gostaria de ouvir a opinião dos palestrantes sobre o novo Código Florestal em relação ao diploma anterior. Houve um avanço ou um retrocesso em relação à preservação do meio ambiente?

No diploma florestal, dois temas ganham relevância no agronegócio brasileiro: área de preservação permanente e reserva legal.

Sobre área de preservação permanente, o novo Código estabeleceu sua recomposição, obrigação que não havia no diploma legal anterior. Neste ponto, deve-se indagar: houve

¹ Procurador do Estado de São Paulo responsável pela Coordenadoria de Defesa do Meio Ambiente do Gabinete do Procurador Geral do Estado. Mestre em Direitos Difusos e Coletivos pela Pontifícia Universidade Católica de São Paulo. Especialista em Direito do Estado pela Escola Superior da Procuradoria Geral do Estado de São Paulo.

um efetivo ganho ambiental? Em que medida essas áreas são realmente relevantes para a proteção dos recursos naturais? Os padrões de proteção estabelecidos pelo atual Código Florestal são suficientes para se estabelecer a restauração ecológica desses espaços territoriais?

Outra questão que se coloca é o papel das áreas de preservação permanente no meio urbano. O novo Código, assim como o anterior, não traz um tratamento diferenciado para a área de preservação permanente no meio urbano. É correto dispensar o mesmo tratamento legal a esse espaço territorial no meio urbano e no rural? No campo ou na cidade, a área de preservação permanente cumpre a mesma função ecológica?

No que se refere à reserva legal, outro tema, como dito, de destaque, a primeira questão que se coloca é se realmente essa forma de proteção desempenha uma função ecológica. Um pequeno fragmento de mata cumpre uma função relevante para a preservação do meio ambiente?

Deve-se indagar aos palestrantes: a reserva legal, como disciplinada hoje pelo atual Código Florestal, Lei Federal nº 12.651/2012, traz um efetivo ganho à restauração ecológica?

Mas, afinal, qual o papel dos órgãos ambientais na aprovação dos projetos de recomposição da reserva legal?

O novo Código Florestal traz uma série de possibilidades de recomposição da reserva legal fora da propriedade rural daquele que possui tal obrigação, desde que preenchidos certos requisitos previstos em lei. Qual a análise que se faz desses mecanismos? Dentre as opções estabelecidas em lei, como, por exemplo, aquisição de Cota de Reserva Legal (CRA), doação de área para regularização fundiária de unidade de conservação, etc., qual seria a melhor forma de se compensar a ausência da reserva legal na própria propriedade rural, sob o ponto de vista da restauração ecológica?

Os comandos legais previstos na nova legislação florestal, sejam um avanço ou um retrocesso na defesa do meio ambiente ecologicamente equilibrado, somente ganham efetividade pelo controle exercido pelo Poder Público. Neste sentido, qual o papel do Cadastro Ambiental Rural (CAR)? Este instrumento constitui um avanço para a restauração ecológica das propriedades rurais no estado de São Paulo?

Após o cadastramento da propriedade no CAR, abre-se ao proprietário rural a possibilidade de regularizar sua propriedade por meio de adesão ao Programa de Regularização Ambiental (PRA). Como funcionará este programa no estado de São Paulo? Tal programa traz um avanço para a restauração ecológica?

De todo o debate travado entre os palestrantes sobre os temas colocados por este debatedor, encerrar-se-á esta Mesa 1, que cuida do arcabouço legal para a restauração ecológica, com a seguinte questão: o novo Código Florestal conseguiu cumprir o Princípio do Desenvolvimento Sustentável?

IMPACTOS DAS ALTERAÇÕES NO CÓDIGO FLORESTAL, LEI FEDERAL 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012, E SEUS REFLEXOS NA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Ricardo Ribeiro Rodrigues¹

O debate em torno do Código Florestal Brasileiro (CF) ainda não acabou. A Procuradoria Geral da República entrou com três pedidos de ação direta de inconstitucionalidade (ADIN) no Supremo Tribunal Federal, em janeiro de 2013, buscando amenizar várias das distorções na proteção dos recursos naturais e da biodiversidade com a aprovação da Lei 12.651/2012, que instituiu o Novo Código Florestal Brasileiro. Essas ADINs sustentam-se no aprofundado debate científico que ocorreu no processo de discussão do novo CF, mas que não foi considerado para se construir um Novo Código Florestal Brasileiro, mais inovador, que possibilite o planejamento ambiental e agrícola do ambiente rural. Os retrocessos ocorreram na delimitação das larguras de áreas de preservação permanente (APP) nas margens de cursos de água, que passou a ser considerada a partir do leito regular e não mais do maior leito sazonal. A relevância da proteção das nascentes ficou muito comprometida com a redução da faixa de proteção de 50m para 15m e pelo fato das nascentes e olhos d'água intermitentes terem sido retirados da proteção, comprometendo principalmente as nascentes do nordeste brasileiro, já tão escasso de água. Esses retrocessos resultam numa grande redução da restauração ecológica para proteção desses ambientes ciliares. Também ocorreu uma significativa redução da proteção dos remanescentes naturais pela redução das porcentagens de reserva legal (RL), com a possibilidade da APP ser considerada na RL, e também da dispensa de RL nas propriedades até 4 módulos fiscais, o que reduziu também a necessidade de restauração ecológica para complementação da RL. Vários outros retrocessos ocorreram, como a redução da proteção dos mangues e encostas, a possibilidade de uso de espécies exóticas na restauração de RL e até de APP e outras. Alguns poucos ganhos ocorreram nesse processo, como a obrigação da restauração das APPs, a obrigatoriedade do Cadastro Ambiental Rural, que vai ser um bom diagnóstico das regularidades e irregularidades ambientais das propriedades rurais e outros. Em resumo, foram poucos ganhos e muitas perdas e quem acaba efetivamente perdendo é a sociedade brasileira, que perdeu a proteção de seus recursos naturais e de sua biodiversidade para as gerações futuras e isso tudo com ganhos muito pouco significativos para a agricultura, já que essa expansão da área agrícola ocorreu principalmente nas áreas de baixa aptidão, que já são reconhecidas, inclusive com dados científicos, de baixa produtividade, consolidando assim a inadequação do uso de nossos solos agrícolas.

1 Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal, Departamento de Ciências Biológicas, USP/ESALQ

A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NO ÂMBITO DA LEI FEDERAL 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012

*Cristina Maria do Amaral Azevedo¹
Rafael Barreiro Chaves²*

A Lei 12.651/12, que substituiu as Leis 4.771/65 e 7.754/89, estabeleceu o novo arcabouço legal, em nível federal, para a adequação ambiental dos imóveis rurais.

Embora o “Novo Código Florestal” tenha previsto muitas exceções à regra geral, a mesma não foi centralmente alterada: foram mantidos os dois institutos previstos na Lei 4.771/65, denominados Reserva Legal e Áreas de Preservação Permanente.

Como muitos imóveis rurais não possuem áreas com vegetação nativa, a Lei estabelece a obrigação de efetuar a recomposição.

Atualmente, o conceito mais utilizado no meio científico é o da restauração ecológica, utilizado tanto pela Sociedade Internacional para a Restauração Ecológica (SER) como pelo Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, entendido como “o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído” (SER, 2004). Este processo pode ser desenvolvido por diferentes técnicas, dentre as quais a condução da regeneração natural, plantio de espécies nativas, dentre outros.

A Lei 12.651/12 apresenta o termo “restauração” uma só vez em seu Art. 1ºA, que estabelece os princípios que deverão ser observados:

“IV - responsabilidade comum da União, Estados, Distrito Federal e Municípios, em colaboração com a sociedade civil, na criação de políticas para a preservação e restauração da vegetação nativa e de suas funções ecológicas e sociais (grifo nosso) nas áreas urbanas e rurais;”

Já o Inciso VI do mesmo Artigo utiliza o termo recuperação:

“VI – criação e mobilização de incentivos econômicos para fomentar a preservação e a recuperação da vegetação nativa (grifo nosso) e para promover o desenvolvimento de atividades produtivas sustentáveis.”

O termo “recuperação” é utilizado muitas outras vezes ao longo do texto da Lei, ora apontando para a recuperação do meio ambiente (Cap. X, Arts.: 50, 59, 79) ou de áreas (Arts.: 15, 41, 51, 58, 64, 65, 66), ora referindo-se à vegetação (Arts.: 3º, 41, 44, 61A) ou mesmo, de maneira mais genérica, referindo-se à capacidade de uso do solo (Art. 3º).

O termo “recomposição” também é bastante empregado referindo-se à vegetação (Arts.: 7º, 46, 54, 66) e a áreas (Arts.: 12, 13, 15, 41, 61).

1 Bióloga, Coordenadora de Biodiversidade e Recursos Naturais da Secretaria de Estado do Meio Ambiente de São Paulo. Emails: sma.cristinaa@cetesbnet.sp.gov.br; cmazevedo@sp.gov.br

2 Ecólogo, Diretor de Restauração Ecológica (CBRN/DB/CRE) da Secretaria de Estado do Meio Ambiente de São Paulo. Email: rafaelbc@ambiente.sp.gov.br

A leitura sistemática da Lei permite a interpretação de que a recuperação é empregada de maneira mais genérica, referindo-se a áreas degradadas, inclusive bacias hidrográficas.

Já o termo “recomposição” foi conceituado pelo Decreto nº 7.830/2012 como a “restituição de ecossistema ou de comunidade biológica nativa degradada ou alterada a condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original”.

Na Lei, este termo é empregado no sentido de restabelecer a cobertura vegetal de uma área, especialmente quando se trata de exigência legal, utilizando diferentes técnicas, o que pode ser verificado especificamente na redação do Art. 61A, §13:

“(…)

§ 13. A recomposição de que trata este artigo poderá ser feita, isolada ou conjuntamente, pelos seguintes métodos:

I - condução de regeneração natural de espécies nativas;

II - plantio de espécies nativas;

III - plantio de espécies nativas conjugado com a condução da regeneração natural de espécies nativas;

IV - plantio intercalado de espécies lenhosas, perenes ou de ciclo longo, exóticas com nativas de ocorrência regional, em até 50% (cinquenta por cento) da área total a ser recomposta, no caso dos imóveis a que se refere o inciso V do caput do art. 3º;

(…)”

O Art. 66 § 3º também utiliza o termo “recomposição” de modo similar:

“(…)”

§ 3º A recomposição de que trata o inciso I do caput poderá ser realizada mediante o plantio intercalado de espécies nativas com exóticas ou frutíferas, em sistema agroflorestal, observados os seguintes parâmetros:

I - o plantio de espécies exóticas deverá ser combinado com as espécies nativas de ocorrência regional;

II - a área recomposta com espécies exóticas não poderá exceder a 50% (cinquenta por cento) da área total a ser recuperada.

(…)”

Por fim, o termo “regeneração” também é empregado no texto da Lei, na maioria das vezes acompanhado por um verbo que denota a previsão de uma ação humana, como: “favorecer a regeneração de espécies nativas” (Art. 22), “promoção da regeneração da floresta” (Art. 31), “propiciar a regeneração do meio ambiente” (Art. 51); “condução da regeneração natural de espécies nativas (art. 61A), “permitir a regeneração natural da vegetação” (Art.66). A análise dos artigos que empregam esse termo indica que o mesmo é tratado como uma técnica de recomposição a qual prevê alguma ação humana, não significando, portanto, apenas o abandono da área.

Assim, verifica-se que todos esses conceitos utilizados na Lei podem ser interpretados à luz do princípio estabelecido no Inciso IV do Art. 1ºA, qual seja, o princípio da restauração, entendido como intervenção humana intencional em ecossistemas degradados ou alterados com o objetivo de facilitar o processo natural de sucessão ecológica.

A Lei 12.651/12 determina também que as faixas marginais de corpos hídricos sejam restauradas. A área a ser recomposta difere dependendo do tamanho do imóvel e da existência ou não de área consolidada – área com uso antrópico anterior a 22 de julho de 2008 (Art.61A), conforme Tabela 1.

**Tabela 1 - Faixas obrigatórias para recomposição de cursos d'água em APPs
(exclusivamente para áreas consolidadas).**

Área do Imóvel rural (em módulos fiscais)	Recomposição obrigatória para APPs de cursos d'água	Largura do curso d'água (em metros)	A soma das APP de recomposição obrigatória não ultrapassará:
Até 01	5 m	Qualquer largura	10 % da área total do imóvel
Superior a 01 e de até 02	8 m	Qualquer largura	
Superior a 02 e de até 04	15 m	Qualquer largura	20 % da área total do imóvel
Superior a 04 e igual ou menor que 10	20 m	Até 10m	
Superior a 04	Extensão correspondente à metade da largura do curso d'água sendo o mínimo de 20 m e máximo de 100 m.	Mais de 10 m	-

Espera-se que com a inscrição dos imóveis rurais no CAR – Cadastro Ambiental Rural, obrigação imposta pela lei 12.651/12, o Estado tenha dados mais precisos para estimar a área total a ser recomposta e acompanhar o aumento da área em restauração em cada unidade da federação.

O estado de São Paulo, por meio da Secretaria de Meio Ambiente e com o apoio da Secretaria de Agricultura e Abastecimento, desenvolveu o Sistema Estadual de Cadastro Ambiental Rural – SiCAR.SP¹, que viabilizará a inscrição de todos os imóveis existentes no território do estado e a migração das informações à base de dados nacional – CAR. Para que as inscrições sejam efetivadas, o CAR deve ser formalmente implantado, o que ocorrerá por ato da Ministra do Meio Ambiente, conforme previsto no Art. 21 do Decreto 7.830/2012.

A Lei 12.651/12 e o Decreto 7.830/12 previram a possibilidade de o proprietário/possuidor de imóvel rural aderir ao Programa de Regularização Ambiental – PRA por meio de assinatura de Termo de Compromisso, que compreenderá o conjunto de ações a serem desenvolvidas com o objetivo de adequar e promover a regularização ambiental de sua propriedade/posse.

Após a adesão ao PRA, que tem por requisito a inscrição no CAR, e enquanto estiver sendo cumprido, o proprietário/possuidor não poderá ser autuado por infrações cometidas antes de 22 de julho de 2008, relativas à supressão irregular de vegetação em áreas de preservação permanente, de reserva legal e de uso restrito.

Considerando todos os pontos levantados, vale destacar dois reflexos da lei 12.651/12 sobre a restauração ecológica, que inovaram com relação à lei 4.771/65:

¹ O SiCAR.SP está disponível no Portal da Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo: www.ambiente.sp.gov.br

- a) O estabelecimento de faixas obrigatórias para recomposição de APPs;
- b) O acompanhamento das ações e resultados da restauração por meio dos PRAs.

Neste cenário em que a necessidade de restabelecer a cobertura vegetal é concreta e desafiadora, a Secretaria de Meio Ambiente está desenvolvendo o Sistema de Apoio à Restauração Ecológica – SARE, na mesma plataforma do SiCAR.SP, com o objetivo de acompanhar as iniciativas de restauração. O sistema também será uma ferramenta importante para apoiar os proprietários/possuidores de imóveis rurais, especialmente aqueles com área inferior ou igual a 4 módulos fiscais que desenvolvem atividades agrossilvipastoris, terras indígenas demarcadas e demais áreas tituladas de comunidades tradicionais.

Com o desenvolvimento de um sistema de informações e a previsão de acompanhamento de médio/longo prazo, surge a oportunidade de superar uma antiga lacuna nas políticas de restauração: compatibilizar o tempo necessário para implantação e execução de projetos com o tempo de processos ecológicos. Isso porque parâmetros fundamentais para a autossustentabilidade dos ecossistemas, como a presença de regeneração natural, nem sempre apresentam respostas imediatas às ações humanas.

Com a possibilidade da recomposição, em alguns casos, poder ser atingida em até 20 anos (conforme Lei 12.651/12 e Decreto 7.830/12), estabeleceu-se um cenário propício para que o cumprimento do compromisso se dê com base em critérios técnicos (definidos pelos órgãos estaduais competentes), proporcionando importantes ganhos ambientais.

A NOVA LEI FLORESTAL E POLÍTICAS PÚBLICAS DECORRENTES

Eduardo P. Castanho Filho¹
Adriana Damiani Correa Campos
Vera Lúcia Ramos Bononi

No Brasil Colônia, as ordenações manuelinas já garantiam a existência de uma “Reserva Legal- RL” nas propriedades rurais, que era a segurança do abastecimento estratégico de produtos madeireiros, porém, não havia nenhuma preocupação ambiental com essa exigência. A proteção de áreas verdes para garantir o abastecimento começa com o Código de 1934, reforçada pelo Código Florestal de 1965 que, além das RLs, instituiu a “Vegetação de Proteção Permanente”. Modificações do código (Lei 4771/65) criaram as “Áreas de Preservação Permanente - APP”. Através de medidas provisórias na sequência, as RLs foram configuradas como “Unidades de Conservação” em cada propriedade rural. Para que tal requerimento seja implementado, entende-se que precise ser gerenciado com ciência e técnicas apuradas, sob pena de fracassarem em seus propósitos. Constitui-se numa política pública sofisticada e cara, que exige conhecimentos da flora e fauna, manutenção de diversidade e variabilidade genética, redução de efeito de borda e outras técnicas de manejo florestal e de manejo de ecossistema, enfim.

Outro dos objetivos que a Nova Lei Florestal (Lei 12.651 de 25 de maio de 2012) persegue é o combate ao desmatamento. Considerando que o maior proprietário de terras no Brasil é o governo brasileiro e que os maiores desmatamentos e queimadas ocorrem na região Amazônica, em terras do governo, prevê-se que a lei não coibirá a ocorrência destes.

No estado de São Paulo, 3,2 milhões de ha estão ocupados por florestas nativas em propriedades privadas, em um total de 20,5 milhões. Para obedecer ao novo código florestal, ter-se-ia que ampliar as florestas para 4 milhões de ha e recompor cerca de 800.000 ha, que seriam retirados da produção agropecuária.

No estado estão cadastrados mais de 273 mil unidades como pequenos produtores rurais que necessitarão de auxílio estatal para serem cadastrados. Esses proprietários não estão em condições de desempenhar o papel esperado pela Nova Lei Florestal quanto à adequação ambiental que deles se poderia esperar. Além do mais, pela lei eles não seriam obrigados a recompor a vegetação das RLs.

Os restantes 60 mil proprietários, com unidades maiores do que 4 módulos fiscais, é que terão a obrigação da recomposição. No entanto, deixar a execução dessa política nas mãos desse contingente de produtores rurais é apostar na total inadequação dos resultados que serão alcançados, seja pela técnica requerida, seja pelos custos envolvidos.

Diante das dificuldades apontadas, propõe-se que as dimensões e formatos das APPs sejam definidos localmente através de projetos técnicos. Isso seria precedido de um zoneamento ambiental que determinasse o percentual de reserva legal para cada região e o tama-

nho mínimo delas para garantir os processos ecológicos. Propõe-se também que essas áreas sejam remuneradas, tendo em vista a relevância dos serviços ecossistêmicos que estarão produzindo, induzindo à criação de um “novo” mercado.

Sugere-se também que, aproveitando as interpretações que a lei oferece e até que uma nova norma seja aprovada, o Estado assuma a execução dessa recomposição como uma política pública, viabilizando ambientalmente os preceitos legais.

Pelas regras atuais, o estado de São Paulo teria que recompor ou compensar perto de 800 mil hectares. No estado, já existem mais de um milhão de hectares de florestas públicas que poderiam ser compensados como reserva legal. A situação do estado aponta que apenas com as terras públicas em unidades de conservação, se conseguiria cumprir as obrigações com a Lei Florestal.

No entanto, se fosse feita a opção por aumentar as áreas protegidas, que fossem utilizadas como RLs, poderia ser utilizado o custo médio de arrendamentos das terras do Estado como parâmetro. Isso significaria, atualmente, cerca de R\$ 380,00/ ha/ ano. No prazo de vinte anos, o gasto anual seria de 15,2 milhões de reais por ano cumulativamente, quando a despesa estabilizar-se-ia, e seriam despendidos cerca de um bilhão e trezentos milhões de reais ao ano, incluindo as áreas já existentes, em valores atuais, para viabilizar a política de reservas como unidades de conservação.

Esse montante equivale a cerca de 2 % do valor da produção agropecuária e florestal estadual e tende a ser percentualmente cada vez menor, pela incorporação de valor. Só o ICMS arrecadado no setor agropecuário, com deslocamentos intra setoriais, seria suficiente para financiar esse programa, levando a uma condição ambiental muito superior.

REFLEXÕES SOBRE AS AÇÕES DE RESTAURAÇÃO E A DEFINIÇÃO DE PARÂMETROS DE AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO

Sergius Gandolfi¹

Embora persista a importância das florestas primárias como fonte primordial de conservação da biodiversidade (Gibson *et al.*, 2011), cresce a cada dia o reconhecimento da importância da restauração de florestas tropicais como estratégia fundamental para a conservação da biodiversidade nos trópicos (Chazdon, 2008a; 2009)

Em muitas regiões de São Paulo a sucessão secundária pode ser suficiente para recuperar florestas nativas em áreas degradadas e/ou abandonadas, no entanto, na maioria das áreas do interior paulista, e mesmo do sudeste brasileiro, será necessária a aplicação de métodos de restauração florestal para desencadear e/ou desenvolver o processo de reconstrução local de florestas nativas (Rodrigues *et al.*, 2009).

Nos últimos 25 anos, um grande número de iniciativas de pesquisa em restauração e de projetos de restauração, não vinculados diretamente à pesquisa, foram implantados no estado de São Paulo. Embora predomine até hoje o uso de plantios como técnica principal de restauração, muitas outras técnicas têm sido experimentadas com resultados promissores na implantação ou no enriquecimento assistido de áreas restauradas (Zaneti, 2008; Vidal, 2008; Le Bourlegat, 2009; Isernhagen, 2010, Santos, 2011; Aguirre, 2012; Mônico, 2012; Duarte, 2013). Muitas dessas pesquisas e projetos produziram florestas hoje presentes na paisagem paulista, enquanto muitas resultaram ou tendem a resultar em evidentes fracassos (Souza, 2000; Siqueira 2002; Souza & Batista, 2004; Vieira, 2004; Vieira & Gandolfi, 2006; Castanho, 2009; Rodrigues *et al.*, 2009, 2011; Preiskorn, 2011; Mônico, 2012; Naves, 2013). As causas desses sucessos e/ou fracassos são normalmente complexas e muitas vezes decorrentes de interações entre as ações intencionais implementadas, de processos naturais que ocorreram de forma diversa daquela esperada, de distúrbios naturais e/ou antrópicos, nem sempre fáceis de serem evitados, ou ainda da escolha inadequada dos métodos de restauração que foram empregados (Rodrigues *et al.*, 2009, Holl & Aide, 2011).

Aqui um plantio resultou numa floresta permanente, ali o plantio desapareceu sem deixar vestígios. Muitas vezes, sucessos e fracassos tornam-se difíceis de interpretar, uma vez que a restauração ecológica se dá em condições não controladas e de forma lenta e contínua, onde, com frequência, fatores favoráveis ou desfavoráveis atuam sem deixar vestígios claros de sua ocorrência.

A compreensão de como a evolução temporal de uma comunidade florestal se dá, seja através da sucessão secundária, ou da restauração ecológica, é crucial para se entender

¹ Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal, Departamento de Ciências Biológicas, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” - Universidade de São Paulo - Av. Pádua Dias, 11, Caixa Postal: Piracicaba, CEP:13418-900, São Paulo – Brasil. Email: sgandolfi@usp.br

que processos ecológicos precisam ocorrer para que uma comunidade florestal forme-se e evolua. Embora exista já uma clara descrição de como o processo de sucessão secundária ocorre em florestas tropicais (Chazdon, 2008), o mesmo ainda não existe em relação à restauração ecológica de florestas tropicais, onde a complexidade de padrões e processos envolvidos é maior, pois nela interagem de forma complexa processos naturais e ações intencionais. Portanto, uma das possíveis causas dos fracassos observados é a falta de percepção dos formuladores dos projetos, ou de seus executores, de quais eram os processos ecológicos que tinham de ser induzidos ou garantidos pelos métodos de restauração, empregados numa dada situação (Rodrigues *et al.*, 2009; Holl & Aide, 2011).

Essa carência de um modelo conceitual sobre o processo de restauração reflete-se também na avaliação e no monitoramento de áreas em restauração, onde muitas vezes não se tem clareza sobre que aspectos deveriam ser avaliados e monitorados. Dessa forma, muitas vezes coletam-se dados desnecessários e/ou insuficientes para informar se processos ecológicos garantidores da formação e evolução da comunidade florestal foram efetivamente induzidos, ou garantidos pelos métodos de restauração empregados.

Sendo os plantios de restauração os métodos ainda em maior aplicação, algumas reflexões úteis podem ser feitas sobre eles.

Plantios feitos para a restauração de uma área degradada podem ser realizados com diferentes densidades/espaçamentos e ainda assim resultar em florestas permanentes (Castanho, 2009; Rodrigues *et al.*, 2009; Preiskorn, 2011; Mônico, 2012). Todavia, o uso de menores ou maiores densidades vai se refletir em maiores ou menores custos iniciais e em um maior ou menor tempo de manutenção nas linhas e entrelinhas do plantio. Ou seja, irá resultar em maiores ou menores custos e eficiência na sobrevivência das mudas implantadas. Portanto, embora muitos espaçamentos sejam possíveis, espaçamentos de 3x2m e 3x3m tenderam, nas últimas décadas, a se tornar os mais empregados.

Se as densidades tenderam a um padrão, o número de espécies a ser empregado nesses plantios permanece ainda como uma fonte de muitas discussões (Brancalion *et al.*, 2010; Durigan *et al.*, 2010). Parece provável que o número de espécies a serem introduzidas num plantio seja variável, à medida que as áreas a serem recuperadas divergem em termos da pré-existência, ou não, de uma vegetação florestal residual (p.ex. banco de sementes, rebrotas, regenerantes, etc.) e na possibilidade de virem a ser colonizadas por espécies provenientes de florestas remanescentes na paisagem do seu entorno (Lamb *et al.*, 2005; Rodrigues *et al.*, 2009; Holl & Aide, 2011).

Acredito que as espécies florestais, sobretudo inicialmente as arbóreas, são a ferramenta básica a ser manejada na construção da estrutura tridimensional da floresta (dossel, sub-bosque, estratos, biomassa, etc.), na definição dos padrões locais de acúmulo de matéria orgânica no solo e de ciclagem de elementos químicos, na proteção local dos solos contra processos erosivos, na facilitação da infiltração do escoamento superficial da água proveniente das áreas do entorno, na definição dos padrões microclimáticos do habitat florestal que se está formando (p.ex. sombreamento, temperatura do ar e do solo, etc.), na oferta, abundância e diversidade de abrigos e alimentos para a fauna e no potencial em atrair dispersores zoocóricos que enriqueçam de espécies o plantio (Rodrigues *et al.*, 2009; Brancalion *et al.*, 2010).

O uso de um maior número de espécies arbóreas em plantios, combinadas para favorecer todos os aspectos anteriormente listados, parece ser um investimento adequado na aceleração do processo de restauração, que não implica em perdas de eficiência ecológica (Jones *et al.*, 1997; Byers *et al.*, 2006; Gandolfi *et al.*, 2007), se obviamente as espécies escolhidas forem adequadamente selecionadas, considerando-se a sua ocorrência natural no local em que está sendo introduzida, sua tolerância às condições do meio físico, ao regime de distúrbios locais (p.ex., secas, geadas, etc.) e à interação com outras espécies empregadas.

Em resumo, o emprego de um maior número de espécies pode favorecer vários as-

pectos ecológicos da comunidade florestal em construção, em especial, em paisagens muitos fragmentadas, nas quais a chegada de novas espécies é nula ou muito pequena ao longo das primeiras décadas, dada a existência de poucos fragmentos florestais na paisagem, fragmentos, em geral, pequenos, distantes, muito degradados e submetidos a grande defaunação.

Todavia, uma outra discussão importante tem sido menos feita, a que se refere sobre o impacto biológico das florestas em restauração na biodiversidade da paisagem, sobretudo sobre as interações entre trechos distintos de uma área contínua de restauração, por exemplo plantios ciliares de vários quilômetros, entre distintos trechos em restauração, mas não interconectados diretamente entre si, e entre florestas em restauração e fragmentos florestais.

Via de regra, os remanescentes florestais existentes na paisagem são vistos corretamente como fontes de fauna e de espécies vegetais que podem enriquecer áreas em restauração, seja através de uma conexão física entre os fragmentos e as áreas restauradas, seja através de uma conexão funcional através da migração da fauna, e através dela a introdução de espécies vegetais em áreas em restauração (Parrota *et al.*, 1997; Silva, 2003; Lamb *et al.*, 2005; Jordano *et al.*, 2006; Rodrigues *et al.*, 2009, 2011).

Todavia, também as áreas em restauração tornam-se fontes de dispersão de espécies para os remanescentes de vegetação natural existentes no seu entorno, o que pode ter um importante papel na conservação da biodiversidade, se esse incremento de espécies da restauração nos fragmentos resultar na reintrodução de espécies típicas da formação florestal que no fragmento florestal já haviam sido perdidas (Castanho, 2009; Mônico, 2013).

Pode-se então perguntar:

Quantos anos são necessários para se estabelecer um fluxo de sementes que incremente a biodiversidade nas interações Restauração/Restauração e Restauração/Fragmentos?

Quais fluxos se estabelecem durante os diferentes períodos do processo de restauração, e que incrementos na biodiversidade eles podem produzir nas interações Restauração/Restauração e Restauração/Fragmentos?

Num interação Restauração/Fragmentos, em que a restauração foi feita através de um plantio total de mudas com alta diversidade (p.ex., plantio do tipo preenchimento/diversidade, com 80 ou mais espécies arbóreas), há a possibilidade das espécies pioneiras plantadas poderem começar a ser dispersas para os fragmentos do entorno já a partir de seis meses pós-plantio. Nesse período algumas pioneiras já se encontram com frutos (p.ex., *Trema micrantha* (L.) Blume, *Cecropia pachystachya* Trécul, *Solanum granuloso-leprosum* Dunal, *Bauhinia forficata* Link, etc.). Todavia, nem todas essas pioneiras precoces são zoocóricas e assim apenas parte delas parece ter maiores chances de se deslocar entre essas áreas.

Essa contribuição, no entanto, parece ser de menor importância no enriquecimento de outras áreas próximas em restauração ou de fragmentos do entorno, porque essas sementes não germinariam em áreas sombreadas, podendo apenas permanecer no banco de sementes permanente desses locais, mas mesmo aí morrer sem germinar, e também porque essas espécies normalmente já se encontram presentes nessas áreas.

As espécies secundárias iniciais (entre 40-50 espécies) e clímaxes (entre 20-30 espécies) representam, em plantios de alta diversidade, um número maior de espécies do que as pioneiras empregadas (10-15 espécies), sendo portanto uma fonte potencial mais importante de enriquecimento florístico. Todavia, ao contrário das espécies pioneiras, as secundárias e clímaxes demoram mais tempo para começarem a se reproduzir e assim a fornecer sementes que possam ser dispersas internamente ou entre áreas.

As espécies arbóreas secundárias iniciais tendem a começar a produzir frutos e sementes cerca de 10 anos após o plantio

Assim, enquanto ao longo dos 10 primeiros anos pós-plantios apenas as pioneiras podem estar sendo dispersas para outras áreas, o mesmo só começará a acontecer com as secundárias após esses dez anos iniciais. Também aqui a possibilidade de dispersão para outras

áreas não será de todas as espécies, pois nem todas as espécies secundárias são zoocóricas. Existem também, nesse grupo de espécies, algumas que são precoces em termos de reprodução (p.ex., *Centrolobium tomentosum* Guillem. ex Benth., *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F.Macbr., *Cordia ecalyculata* Vell., etc.) e outras que são mais tardias, o que implica também que nem todas as secundárias estarão já produzindo frutos aos 10 anos.

As espécies arbóreas clímaxes, por sua vez, tendem a começar a se reproduzir apenas após cerca de 20 anos após terem sido plantadas (p.ex., *Cariniana legalis* (Mart.) Kuntze, *Esenbeckia leiocarpa* Engel., etc.), porém nem todas frutificarão imediatamente após esse período e nem todas terão chances de serem dispersas, por não serem zoocóricas.

Para todas as espécies citadas, deve-se ainda considerar que apenas entrar em fase reprodutiva não é sinônimo de se produzir frutos e sementes, pois sendo a maioria das espécies arbóreas tropicais alógamas, a existência de florescimento na ausência do polinizador adequado levará as espécies a produzir poucos, ou mesmo nenhum fruto. Ou seja, daquelas espécies que poderiam ser dispersas por já estarem em fase reprodutiva, apenas algumas efetivamente estarão aptas a fazê-lo já nos primeiros anos em que florescerão, reduzindo ainda mais o potencial inicial de uma área em restauração fornecer espécies arbóreas para outras áreas vizinhas.

Pode-se assim inferir que o fluxo de espécies vegetais, de um fragmento mais ou menos distante para dentro de uma área em restauração, pode potencialmente levar espécies pioneiras, secundárias e clímaxes zoocóricas, e espécies zoocóricas de outras formas de vida (p.ex. lianas, epífitas, palmeiras, etc.) já após 6 meses após um plantio inicial. Isso porque algumas pioneiras zoocóricas presentes no plantio já estarão frutificando e assim podendo atrair a fauna dos fragmentos para dentro do plantio. Por outro lado, o mesmo tipo, intensidade e composição de fluxo não se dará no sentido oposto, da área restaurada para os fragmentos. Haverá assim, pelos menos nos primeiros 20 anos, sobretudo em relação às arbóreas implantadas, uma assimetria no fluxo entre áreas de restauração e fragmentos florestais.

Por vezes esse fluxo entre áreas poderá resultar em efetivo enriquecimento florístico, outras vezes apenas em uma potencial introdução de diversidade genética, se as espécies introduzidas pela fauna já estiverem presentes nessas áreas.

Continua-se ainda sem saber como deve ocorrer o fluxo de espécies vegetais não zoocóricas entre áreas, sobretudo no caso daquelas distantes entre si.

Também espécies arbóreas que cheguem às áreas em restauração por dispersão natural estarão sujeitas a essa demora em começar a se dispersar e, portanto, quando num monitoramento de áreas restauradas se documenta a presença de determinadas espécies (plantadas ou não), isso não significa dizer que todas essas espécies listadas estarão imediatamente aptas a se dispersarem internamente pela área em restauração, ou para outras áreas vizinhas (sejam fragmentos ou outras áreas em restauração).

Assim, na definição de critérios de avaliação e parâmetros de monitoramento, cabe refletir sobre qual deve ser a interpretação dada aos parâmetros analisados, pois diferentes interpretações podem criar a expectativa de que certos processos ecológicos estão operando, quando na realidade ainda não estão.

O mesmo intervalo entre estar presente e estar se dispersando irá influenciar também na efetiva oferta de alimentos para a fauna (pólen, néctar, frutos e sementes), de novo, entre a lista de espécies plantadas e efetiva oferta de alimento por todas as espécies listadas, pode haver um intervalo de mais de 20 anos, o que significa dizer que a oferta efetiva de alimentos será muito diferente daquela que se supõe existir apenas a partir do que já está presente no local.

No mesmo sentido, vale lembrar que também espécies exóticas indevidamente presentes em plantios de restauração podem vir a ser fontes importantes de contaminação de fragmentos florestais remanescentes na paisagem, variando entre essas espécies quais pode-

rão efetivamente se reproduzir e dispersar, e quando elas poderão fazê-lo (Castanho, 2009; Viera, 2009, Mônico, 2012, Naves, 2013).

Portanto, a avaliação e o monitoramento dessas espécies deve ser feito com muito cuidado, pois muitas delas precisarão ser controladas e/ou erradicadas, enquanto outras poderão vir a desaparecer naturalmente sem causar outros problemas.

Por fim, a constatação de que há uma variação temporal no potencial que diferentes espécies arbóreas têm em começar a se dispersar deve ser levada em consideração nas reflexões e decisões futuras que se venham a fazer sobre o enriquecimento natural ou assistido de áreas em restauração e/ou de fragmentos degradados (Santos, 2011; Mangueira, 2012; Mônico, 2012), e a sua explicitação aqui serve para lembrar que no planejamento dos critérios de avaliação e dos parâmetros de monitoramento, uma ponderação mais completa precisa ser feita sobre quais processos ecológicos estão sendo observados e qual o seu significado para a comunidade de interesse, mas também para as demais comunidades da paisagem.

Referências Bibliográficas

- Aguirre, A. G. Avaliação do potencia de regeneração natural, e o uso de semeadura direta e estaquia com técnicas de restauração. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 168 p., 2012.
- Brançalion, P.H.S.; Rodrigues, R.R.; Gandolfi, S.; Kageyama, P.Y.; Nave, A.G.; Gandara, F.B.; Barbosa, L.M.; Tabarelli, M. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 455-470, 2010 .
- Byers J.E.; Cuddington K.; Jones C.G.; Talley, T.S.; Hastings, A.; Lambrinos, J.G.; Crooks, J. A. and Wilson, W. G. Using ecosystem engineers to restore ecological systems. *Trends Ecology and Evolution* 21:493-00, 2006.
- Castanho, G.G. Avaliação de dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual restaurada por meio de plantio, com 18 e 20 anos, no Sudeste do Brasil. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 111 p., 2009.
- Chazdon, R.L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320:1458–60, 2008a.
- Chazdon, R.L. Chance and determinism in Tropical Forest succession. In: Carson, W.P.; Schnitzer, S.A. (Ed.). *Tropical forest community ecology*. Oxford: Blackwell, chap. 23, p. 384-408, 2008b.
- Chazdon R.L.; Harvey C.A.; Komar O.; Griffith, D.M. Ferguson, B.G.; Martínez-Ramos, M.; Morales, H.; Nigh, R.; Soto-Pinto, L.; , van Breugel, M. and Philpott, S.M. Beyond Reserves: A Research Agenda for Conserving Biodiversity in Human-modified Tropical Landscapes. *Biotropica* 41: 142–53, 2009.
- Duarte, M. M. Transplante de epífitas entre Florestas Estacionais Semidecíduais para enriquecimento de floresta restaurada. (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 108p., 2013.
- Durigan, G.; Engel, V.L.; Torezan, J.M.; Melo, A.C.G.; Marques, M.C.M.; Martins, S.V.; Reis, A.; Scarano, F.R. Normas jurídicas para a restauração ecológica: Uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? *Revista Árvore*, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 471-485, 2010.

- Gandolfi, S.; Joly, C.A.; Rodrigues, R.R. Permeability x Impermeability: canopy trees as biodiversity filters. *Scientia Agricola*, Piracicaba, v. 64, n. 4, p. 433-438. 2007.
- Gibson, L.; Lee, T. M.; Koh, L. P.; Brook, B.W.; Gardner, T. A.; Barlow, J.; Peres, C. A.; Bradshaw, C. J. A.; Laurance, W.F.; Lovejoy, T. E. and Sodhi, N.S. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* 478:378-382, 2011.
- Holl K. D. and Aide T. M. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management* 261:1558–63, 2011.
- Isernhagen, I. Uso de semeadura direta de espécies arbóreas nativas para restauração florestal em áreas agrícolas. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 105 p., 2010.
- Jones C.G.; Lawton J.H. and Shachak, M. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology* 78:1946 -57, 1997.
- Jordano, P.; Galetti, M.; Pizo, M.A & Silva, W.R. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In: Duarte, C.F.; Bergallo, H.G.; Santos, M.A. dos; VA, A.E. (Ed.). *Biologia da conservação: Essências*. São Paulo: Editorial Rima. Cap. 18, p. 411-436, 2006.
- Lamb D.; Erskine P.D. & Parrotta J.A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310:1628–32, 2005.
- Le Bourlegat, J-M, G. Lianas da floresta Estacional Semidecidual: Ecofisiologia e Uso em Restauração ecológica. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 103 p., 2009.
- Mangueira, J.R. A regeneração natural como indicadora de conservação, de sustentabilidade e como base do manejo adaptativo de fragmentos florestais remanescentes inseridos em diferentes matrizes agrícolas. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 128 p., 2012.
- Mônico, A.C. Transferência de bancos de sementes superficiais como estratégia de enriquecimento de uma floresta em processo de restauração. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 174 p., 2012.
- Naves R.P. Estrutura do componente arbóreo e da regeneração de áreas em processo de restauração com diferentes idades, comparadas a ecossistema de referência. (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 100p., 2013.
- Parrotta J.A.; Turnbull J.W. & Jones N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology Management* 99:1-7, 1997.
- Preiskorn, G.M. Composição florística, estrutura e quantificação de carbono em florestas restauradas com idades diferentes. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 130 p., 2011.
- Rodrigues, R.R.; Lima, R.A.F.; Gandolfi, S.; Nave, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, Essex, v. 142, n. 6, p. 1242-1251, 2009.
- Rodrigues R.R.; Gandolfi S.; Nave A.G.; Aronson, J.; Barreto, T.E.; Vidal, C.Y. Brancalion, P.H.S. Large-scale ecological restoration of high diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management* 261:1605–13, 2011.

- Santos, M.B. Enriquecimento de uma floresta em restauração através da transferência de plântulas da regeneração natural e da introdução de plântulas e mudas. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 115p. 2011.
- Siqueira, L. Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo, Brasil. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 116 p., 2002.
- Silva, W.R. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração. In: Kageyama, P.Y.; Oliveira, R.E.; Moraes, L.F.D.; Engel, V.L.; Gandara, F.B. (Org.). Restauração ecológica de ecossistemas naturais. Botucatu: FEPAF, Cap. 4, p. 77-90, 2003.
- Souza, F.M. Estrutura e dinâmica do estrato arbóreo e da regeneração natural em áreas restauradas. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 78 p. 2000.
- Souza F.M. and Batista J.L.F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. *Forest Ecology and Management* 191:185–00, 2004.
- Vidal, Y. C. Transplante de plântulas e plantas jovens como estratégia de produção de mudas para a restauração de áreas degradadas. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 171 p., 2008.
- Vieira, D.C.M. Chuva de sementes, banco de sementes e regeneração natural sob três espécies de início de sucessão em uma área restaurada em Iracemápolis (SP). Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 87 p., 2004.
- Veira, D.C.M. Ecofisiologia de *Clausena excavata* Burm. f. (Rutaceae), uma espécie exótica invasora. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro, 108 p., 2009.
- Vieira, D.C.M. and Gandolfi, S. Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas de uma floresta em processo de restauração. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 29, n. 4, p. 541-544, 2006.
- Zaneti, B. B. Avaliação do potencial banco de propágulos alóctone na recuperação de uma área degradada de Floresta Ombrófila Densa Aluvial, no município de Registro, SP. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 93 p., 2008.

REFLEXÕES SOBRE A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM REGIÕES DE CERRADO

Giselda Durigan¹

1. Restauração ecológica: até onde é possível chegar?

A restauração ecológica, em sua definição mais amplamente conhecida, é o processo e a prática de auxiliar a recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído, buscando recuperar sua saúde, integridade e sustentabilidade (SER, 2004).

A Sociedade para a Restauração Ecológica – SER tem centralizado a conceituação de restauração e, também, os debates internacionais sobre o assunto, por meio de sua conferência mundial bienal, de suas conferências regionais e de suas publicações, que compreendem livros técnicos e científicos e periódicos (*Ecological Restoration*, para artigos relativos à prática da restauração, e *Restoration Ecology*, para artigos científicos).

Com tamanha penetração global, a SER acaba por estabelecer o balizamento para a tomada de decisões e políticas relativas à restauração em todo o mundo. Assim, quando, em seus princípios, a SER estabelece que “*restoration attempts to return an ecosystem to its historic trajectory*”, e que “*historic conditions are therefore the ideal starting point for restoration design*”, a tendência é de que a meta de reconstruir o ecossistema que foi destruído seja perseguida, em todos os projetos e em todo o mundo.

No entanto, periodicamente a SER revê os seus princípios mediante avanços do conhecimento científico e a questão das metas da restauração tem sido um dos temas mais debatidos pela comunidade científica nos últimos anos, podendo-se prever mudanças em breve. Ehrenfeld (2000), Choi (2004) e Hobbs (2007), entre outros autores, já questionavam as metas da restauração, antes mesmo que estudos científicos tratassem do assunto com base em dados empíricos. Mais recentemente, artigos baseados em resultados de pesquisas têm reforçado as posições daqueles autores e levado a um consenso: reconstruir o ecossistema que foi destruído, com todos os seus atributos, é uma meta inatingível (Rey-Benayas *et al.*, 2009; Sudding, 2011; Maron *et al.*, 2012). Regra geral, a conclusão a que se chega é de que se recuperam, geralmente, os serviços ecossistêmicos, mas a biodiversidade fica sempre aquém do esperado. Esta conclusão tem implicações sobre as metas dos projetos, mas, sobretudo, exige reflexão sobre a compensação de desmatamento de áreas naturais por meio de plantios de restauração, negociação que se faz no Brasil e em alguns outros países, com o respaldo das leis ambientais (sobre este assunto, ver Maron *et al.*, 2012).

O estudo de Rey-Benayas *et al.* (2009) analisa comparativamente, em grandes grupos, os ecossistemas do mundo, quanto ao que se consegue melhorar, com ações de restauração, em relação ao ecossistema degradado, e o quanto se fica devendo, em relação ao ecossistema íntegro pré-existente, em biodiversidade e serviços ecossistêmicos. Esses autores demonstraram que os maiores ganhos são observados em ecossistemas terrestres tropicais, em comparação com ou-

1 Floresta Estadual de Assis, Instituto Florestal de São Paulo, Caixa Postal 104, 19802-970, Assis, SP, email: giselda@femanet.com.br

tras regiões ecológicas do mundo. Mas, mesmo para regiões tropicais, os autores concluem que recuperar o ecossistema original não é possível e recomendam que se revejam as expectativas.

A questão das metas da restauração, no Brasil, precisa de ampla discussão, envolvendo cientistas, técnicos, tomadores de decisão e legisladores, com base em análise criteriosa do que já foi realizado até hoje. Normas e indicadores para avaliação de projetos precisam basear-se em metas que sejam possíveis de atingir para cada bioma ou situação de degradação. E, nesse contexto, a restauração do Cerrado merece especial atenção.

2. Cerrado x floresta: dificuldades para restaurar

Quanto menos restritivas forem as condições ambientais, mais fácil será obter sucesso com a restauração ecológica por meio de plantio. Esta é a explicação genérica por trás das dificuldades para restaurar o Cerrado, em comparação com as Florestas Tropicais no Brasil, onde, geralmente, os solos são mais férteis e o clima mais favorável. As dificuldades em restaurar o Cerrado estão relacionadas com as dificuldades naturais de reprodução das espécies vegetais desse bioma. Em condições ambientais restritivas, as espécies evoluem, sobretudo, sob pressão de seleção para a sobrevivência (à seca, ao fogo, à herbivoria etc.) e, muitas vezes, têm sérias dificuldades para crescer e se reproduzir por sementes, pois não foram selecionadas pela competição para ocupar os espaços rapidamente (Grime, 1977). Esta dificuldade, no caso do Cerrado, reflete-se, sobretudo, em obstáculos à obtenção de sementes e produção de mudas (Brando & Durigan, 2001), que são a base das técnicas de restauração comumente utilizadas no Brasil.

Cerrado e Floresta diferem consideravelmente no espectro biológico. Se, nas florestas, as árvores ocupam praticamente todo o espaço em três dimensões, no Cerrado há um componente herbáceo-arbustivo que é fundamental. Se o que se busca é a estrutura e a composição de espécies anteriormente existentes, é preciso, portanto, restaurar também a cobertura do piso pelas gramíneas, ciperáceas, ervas e arbustos, para que a fauna endêmica do ambiente savânico possa reconhecer o seu hábitat característico. Aqui o primeiro entrave é tecnológico, pois nossos viveiros são florestais, produzindo apenas mudas de espécies arbóreas. Depois, há um obstáculo talvez ainda mais difícil de ser transposto, que são as gramíneas invasoras. Se na restauração florestal elas são um obstáculo temporário, já que desaparecem quando sombreadas, no Cerrado são um obstáculo permanente, pois é de se esperar que o Cerrado restaurado tenha pelo menos parte do terreno permanentemente ocupado por gramíneas nativas. Acontece que as gramíneas exóticas persistem e impedem o estabelecimento das plantas nativas (Hoffmann e Haridasan, 2008).

Outra diferença relevante está no ritmo de crescimento das mudas plantadas entre Cerrado e Floresta. Em parte, a diferença se deve aos solos arenosos e de baixa fertilidade, mas, por outro lado, é da natureza das espécies de Cerrado o crescimento muito lento (Pinto *et al.*, 2007). Na restauração por meio de plantio, este problema, associado às gramíneas invasoras, dificulta e encarece consideravelmente a restauração, já que o tempo de manutenção precisará ser muito mais longo e, também, as mudas pequenas podem morrer devido ao sombreamento pelo capim, exigindo replantio.

3. A sucessão ecológica no Cerrado e suas implicações para a restauração

A sucessão no Cerrado, como bem descrita por Eiten (1972), é uma sucessão de fisionomias. Assim, uma área desmatada tem inicialmente o aspecto de um campo limpo. Se preservadas as estruturas subterrâneas, a fisionomia pode evoluir naturalmente para campo sujo, campo cerrado, cerrado típico e até culminar em cerradão, em um gradiente controlado por fatores naturais e perturbações antrópicas (Durigan, 2003). Até a fase de cerrado típico,

as espécies endêmicas vegetais são todas heliófitas. Quando a vegetação se adensa e atinge a estrutura de cerrado, as espécies endêmicas deixam de se regenerar, desaparece o estrato herbáceo e a comunidade passa a ser dominada por espécies generalistas, tolerantes à sombra, que ocorrem também em florestas.

Pode-se considerar, então, que as espécies endêmicas do Cerrado funcionariam como pioneiras rumo a um clímax de Cerradão? E aí se colocam outras questões: 1) Seria possível plantar diretamente as espécies de Cerradão a céu aberto? A experiência tem demonstrado que o plantio de algumas espécies abundantes no Cerradão (*e.g. Siparuna guianensis, Ocotea corymbosa*) a céu aberto tem poucas chances de sucesso. 2) Vale a pena plantar espécies endêmicas, de difícil cultivo, se elas tendem a desaparecer? Neste caso, deveríamos incorporar queimadas prescritas como prática de manejo para assegurar a persistência das espécies endêmicas e a estrutura savânica nas áreas restauradas? A resposta é sim, mas vem a inevitável pergunta: a braquiária pode, tecnicamente, ser substituída por gramíneas nativas?

Considerando que é muito mais fácil cultivar espécies arbóreas generalistas do que espécies endêmicas e assumindo que recuperar serviços ecossistêmicos seria prioritário, Felfili *et al.* (2005) propuseram um modelo de restauração para o Cerrado que denominaram “nativas do bioma”. Trata-se do plantio de espécies arbóreas de crescimento relativamente rápido, que ocorrem em formações florestais dentro do bioma Cerrado, cujo cultivo é relativamente mais fácil do que o de espécies endêmicas. O modelo foi bem sucedido do ponto de vista de recuperar biomassa e possibilitar exploração sustentável, em condições onde o solo e o clima admitem uma fisionomia florestal. Mas seria recomendável quando o que se deseja é restaurar a vegetação típica do Cerrado? Todas essas questões nos reportam ao primeiro item deste texto: o que se deve aceitar como meta da restauração no caso do Cerrado?

4. Aprendizado com as experiências de restauração do Cerrado

As tentativas de restaurar o Cerrado foram poucas e encontram-se pouco documentadas, mas as evidências permitem algumas generalizações e recomendações (Durigan *et al.*, 2011). A primeira generalização é de que se a área a restaurar preserva as estruturas subterrâneas das plantas lenhosas pré-existentes, a restauração pelo simples abandono (restauração passiva) é possível, sendo desnecessário o plantio de mudas (Durigan, 2003; 2005). Esta situação é comum em áreas que foram utilizadas para silvicultura ou pastagens após o desmatamento, sem que tenha havido revolvimento do solo capaz de destruir o potencial de rebrota.

A segunda generalização é de que, em áreas que foram desmatadas e o solo alterado, o plantio de um número pequeno de espécies suficientemente rústicas para sobreviver à braquiária e sombreá-la é a técnica mais viável de restauração. Desde que selecionadas espécies com os atributos desejáveis, as árvores plantadas podem desencadear um lento processo de sucessão, que levará a um clímax florestal no futuro, cuja diversidade aumentará em função da proximidade de fontes de propágulos. Este processo é mais rápido em zonas ripárias.

A transposição de espessa camada de solo, contendo sementes e estruturas subterrâneas de espécies endêmicas de cerrado, parece ser a técnica mais bem sucedida de restauração do Cerrado, do ponto de vista de qualidade do ecossistema, reproduzindo a composição florística, a estrutura e as proporções entre formas de vida mesmo em áreas degradadas (Vieira *et al.*, 2012). Ainda que seja uma técnica de alto custo, justifica-se especialmente em áreas de expansão urbana, em que a vegetação natural será inevitavelmente destruída.

5. Restaurar aqui ou compensar acolá?

As peculiaridades do cerrado, sintetizadas na alta resistência às perturbações e na enorme dificuldade de restauração por plantio, obrigam à reflexão sobre as alternativas que a lei apresenta para legalização da reserva legal de propriedades rurais: ou se restaura localmente, ou se compensa em outras regiões, onde ainda existe Cerrado em pé além do que a lei exige. A restauração local será sempre vantajosa, quando houver áreas com alto potencial de restauração passiva, ou pelo menos de regeneração natural assistida.

Porém, se a restauração depender do plantio, a decisão deve passar, inevitavelmente, pela definição da meta. Se o que se busca é restaurar serviços ecossistêmicos (*e.g.* proteção aos recursos hídricos, seqüestro de carbono), ou melhorar localmente a qualidade da paisagem (*e.g.* aumentar a conectividade), a restauração local, ainda que resulte em ecossistema distinto do Cerrado pré-existente em sua estrutura, composição e funcionamento, pode ser preferível. Todavia, se o que se busca é a conservação da biodiversidade e dos processos ecológicos do Cerrado, a compensação pela preservação de áreas naturais que poderiam ser desmatadas, mesmo que em outras regiões é, de longe, a melhor opção.

6. Agradecimentos

A Geissianny Bessão de Assis, pelos comentários sobre a primeira versão deste texto, e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pela bolsa de produtividade em pesquisa (Processo 303402/2012-1).

Referências bibliográficas

- Brando, P.M.; Durigan, G. 2001. Época de maturação dos frutos, beneficiamento e germinação de sementes de espécies lenhosas do Cerrado. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer* 8:78-90.
- Choi, Y. D. 2004. Theories for ecological restoration in changing environment: toward “futuristic” restoration. *Ecological Research*, 19:75–81.
- Durigan, G. 2003. Bases e Diretrizes para a restauração da vegetação de Cerrado. In: Kageyama, P.Y.; Oliveira, R.E.; Moraes, L.F.D.; Engel, V.L.; Gandara, F.B. (Orgs.). *Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*. Botucatu, SP: Fepaf, p. 187-201.
- Durigan, G. 2005. Restauração da Cobertura Vegetal em Região de Domínio do Cerrado. In: Galvão, A. P. M.; Porfírio-Da-Silva, V. (Orgs.). *Restauração Florestal: Fundamentos e Estudos de Caso*. Colombo: Embrapa Florestas, p. 103-118.
- Durigan, G.; Melo, A.C.G.; Max, J.C. M., Vilas Boas, O.; Contieri, W. A., Ramos, V.S.. *Manual para recuperação da vegetação de cerrado*. 3.ed. São Paulo: SMA, 2011, 19 p.
- Ehrenfeld, J. G. 2000. Defining the limits of restoration: the need for realistic goals. *Restoration Ecology* 8(1):2-9.
- Eiten, G. The cerrado vegetation of Brazil. *Botanical Review*, 38(2):201-341, 1972.
- Felfili J.M.; Fagg, C.W.; Pinto, J.R.R. Modelo nativas do bioma: stepping stones na formação de corredores ecológicos pela recuperação de áreas degradadas no Cerrado. In: Arruda, M.B. (Org.) *Gestão integrada de ecossistemas aplicada a corredores ecológicos*. Brasília, IBAMA, 2005.p. 187-209.
- Grime J.P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist* 111:1169-1194.

- Hobbs, R. J. 2007. Setting effective and realistic restoration goals: Key directions for research. *Restoration Ecology* 15:354-357.
- Hoffman, W.A., Haridasan, M. 2008. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical Savanna. *Austral Ecology* 33:29–36.
- Maron, M., Hobbs, R.J.; Moilanen, A.; Mattheuws, J.W.; Christie, K.; Gardner, T.A.; Keith, D.A.; Lindenmayer, D.B.; Mcalpine, C.A. 2012. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biological Conservation* 155:141-148.
- Pinto, J.R.R.; Correia, C.R.; Fagg, C.W.; Felfili, J.M. 2007. Sobrevivência e crescimento de espécies vegetais nativas do Cerrado implantadas segundo modelo MDR – Cerrado para recuperação de áreas degradadas. *In: Anais Do VII Congresso de Ecologia do Brasil, 2007, Caxambu, MG.*
- Rey-Benayas, J.M.; Newton, A.C.; Diaz, A.; Bullock, J.M. 2009; Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. *Science* 325:1121-1124.
- SER - Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group. The SER primer in ecological restoration (Version 2). 2004.
- Sudding, K.N. 2011. Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 2011. 42:465–87.
- Vieira, D.L.M.; Silva, R.R.P.; Rocha, G.P.E.; Fernandes, M.H.; Walter, B.M.T. 2012. Utilização de material de supressão de cerrado (stricto sensu) para resgatar e restaurar populações de plantas nativas. *In: II Congresso Brasileiro de Recursos Genéticos, 2012, Belém, PA. Anais. Belém, PA: Sociedade Brasileira de Recursos Genéticos, v. 1. p. 1-5.*

EXPERIÊNCIAS COM REFLORESTAMENTOS ANTIGOS: OBSTÁCULOS INESPERADOS E FORMAS DE MANEJO EM FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL

Pedro Henrique Santin Brancalion¹

Desde o início das atividades de restauração florestal no Brasil, com a implantação dos reflorestamentos na atual Floresta da Tijuca pelo major Manoel Archer a partir de 1862, a forma de entender a restauração tem se modificado gradativamente com o passar dos anos. Tendo-se iniciado como uma atividade empírica, sem vinculação científica, a restauração passou a incorporar aspectos de sucessão ecológica a partir da década de 1980, como forma de aumentar a efetividade na formação de uma fisionomia florestal em áreas degradadas. Posteriormente, iniciaram-se fases em que se buscou orientar o planejamento e implantação de projetos de restauração com base em levantamentos fitossociológicos e, logo após o surgimento de novos paradigmas para se entender a sucessão, a restauração passou a focar os processos ecológicos responsáveis pela sustentabilidade da floresta.

Por mais que as formas de se planejar a restauração tenham se modificado, houve sempre dúvida sobre os reais potenciais dessa atividade em reverter a degradação e reconduzir o ecossistema degradado a uma condição ecológica similar às pré-distúrbio. O crescente número de trabalhos de monitoramento de áreas em restauração com diferentes idades tem trazido luz a essa questão. No geral, tem-se observado que a estrutura da floresta é mais facilmente recuperada, atingindo-se valores de altura, área basal, densidade de adultos e regenerantes, e biomassa muito similares aos ecossistemas de referência depois de apenas algumas décadas após o plantio. Juntamente com a recuperação da estrutura, tem-se recuperado vários serviços ecossistêmicos associados às florestas, como a proteção do solo e da água. No entanto, tem-se observado também que o restabelecimento dos processos ecológicos, como a ciclagem de nutrientes e as interações ecológicas, ocorre de forma muito mais lenta, mas pode potencialmente atingir níveis satisfatórios depois de algumas dezenas de anos.

A principal limitação apontada tem sido em relação à composição de espécies. Embora alguns projetos tenham mostrado que plantios de restauração podem alcançar níveis de riqueza de espécies arbóreas similar aos de florestas de referência, a composição de espécies tende a ser muito diferente. Isso indica que, apesar de numericamente parecida, a composição tende a ser distinta entre florestas nativas e em restauração, levantando a preocupação de que algumas espécies nativas podem não encontrar habitat favorável em áreas em restauração. No entanto, é para o grupo das espécies vegetais não arbóreas que o problema é mais grave. Os poucos trabalhos que avaliaram a composição de lianas, ervas e epífitas em plantios de restauração foram unânimes em afirmar que esses plantios não estão

alcançando níveis minimamente similares de densidade e riqueza dessas formas de vida, em relação à referência nativa, mesmo em plantios com mais de 50 anos. Tais resultados reforçam a necessidade de entender melhor o papel da paisagem, na trajetória de restauração, e dos efeitos de borda, na restrição do estabelecimento de grupos biológicos mais exigentes em habitat, bem como do desenvolvimento de técnicas que visem a reintroduzir essas formas de vida nos plantios de restauração. Resta saber até que ponto é viável intervir para tentar suprir essas deficiências dos projetos, ou aceitar que essas limitações ecológicas, resultantes da degradação intensa de nossas paisagens, já restringiram definitivamente o potencial de se restabelecer, em sua totalidade, ecossistemas similares aos que havia no passado.

CRITÉRIOS PARA APERFEIÇOAR A INCLUSÃO DA DIVERSIDADE GENÉTICA NA RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM APPS E RESERVAS LEGAIS

Paulo Y. Kageyama¹

Com a longa experiência de implantação de áreas de restauração no estado de São Paulo, com acertos e erros nesses mais de 25 anos, vem se buscando atualmente não só colocar as mudas no campo, mas também emerge a preocupação com a riqueza de espécies e, mais atualmente, com a diversidade genética nas populações das espécies implantadas. Essas questões não são meras retóricas já que estamos almejando restaurar novas florestas que visam substituir no mínimo parte da diversidade existente nas populações originais, sendo que os estudos sendo desenvolvidos com espécies representativas têm mostrado, com o auxílio das técnicas moleculares, como a evolução moldou a estrutura genética das populações dessas nossas espécies arbóreas nativas.

Assim, os que vêm acompanhando mais de perto esse processo de aperfeiçoamento tanto da ciência e tecnologia na restauração, como das ações de implantação dos projetos no campo e da regulamentação das políticas públicas, percebem que ocorre um descompasso entre o conhecimento gerado nas universidades e instituições de pesquisa e os resultados concretos obtidos como um todo. Isso é razoável nesse estágio em que nos encontramos, pois todos passam a querer cada vez mais o avanço técnico-científico nas ações de restauração, associado ao fato de que com a aprovação do código florestal, mesmo sendo não o totalmente desejável, haverá que se promover a restauração de imensas áreas para atender a nova legislação, que desejamos ver realmente cumprida. Mas os tempos de cada segmento são diferentes, como se constata quando se compara o que se sabe e o que realmente se aplica na prática.

Porém, deve-se ter plena consciência de que avançamos técnico-cientificamente, e que temos conhecimento sobre essa alta e complexa biodiversidade das nossas florestas tropicais, tanto para apontar os erros realizados, assim como de não se proceder, porém que estamos muito distantes ainda de apontar que sabemos perfeitamente o que vamos conseguir depois de 50 anos após o trabalho de restauração. Mas é assim a natureza tropical, às vezes parecendo que a compreendemos, mas ao mesmo tempo nos parecendo caótica e inexplicável. Nesse sentido, buscar metodologias práticas, que atendam às exigências de quem está necessitando prover às necessidades da restauração, é o objetivo de quem quer favorecer a biodiversidade e o meio ambiente.

Portanto, não é pelo grande avanço das tecnologias moleculares, nem pelo grande conhecimento adquirido com as metodologias de análise e interpretação dos resultados estatísticos que vamos apontar direções para aperfeiçoar nossa melhoria de representação ge-

nética nas nossas populações restauradas. Temos dificuldades anteriores, muito essenciais e de difícil atendimento na prática, ou: primeiro, de como obter fragmentos minimamente preservados que possam servir como populações-base para programas de coleta de sementes bem representadas geneticamente; e segundo, como ter populações de tamanho efetivo genético para atender a representatividade dessas espécies, principalmente para as espécies consideradas raras (muito baixa densidade por área). Pela desigualdade de existência de fragmentos razoáveis nas diferentes regiões, mesmo dentro de um bioma, aponta um problema que deve ser seriamente discutida que é a definição do raio de distância de validade de um lote de sementes. Pelos resultados de variação genética entre populações para espécies representativas poderia se ter algumas regras práticas, mas dificilmente se chegará a um consenso nesse momento, já que esse conhecimento infelizmente ainda não tem respaldo da maioria interessada nessa questão.

Como já existem algumas dezenas ou poucas centenas de milhares de hectares de áreas já restauradas no país, com maior ou menor efetividade, o monitoramento dessas áreas com critérios bem balizados e parâmetros bem construídos poderia de fato apontar algumas direções e regras para aperfeiçoar as regras para a inclusão de diversidade genética nos trabalhos de restauração no país. Mas antes disso, temos ainda que resolver muitas questões mais básicas, que aparentemente foram solucionadas, mas que poucos se empossaram dessas metodologias com garantia de a desenvolverem. Isso sem contar com a formação adequada do corpo de pessoal técnico, tanto para a coleta de sementes, como para implantar essas demandas, para atender aos gigantescos programas de restauração que estão por vir, caso essas previsões concretizem-se de fato.

Dessa forma, o caminhar é preciso, mesmo que sabendo que não se pode aplicar todo o conhecimento adquirido para resolver problemas de muito grandes dimensões, ou de aplicação de políticas públicas para aplicação também em muito grande escala, com situações diferentes em termos geográficos, de paisagens, sociais e ambientais. Até onde podemos avançar vai ser em função de que todo esse conhecimento bioecológico e genético se torne de domínio público, e podendo ser transformado em políticas públicas para toda a sociedade. Não se devendo esquecer que junto com esses problemas de áreas degradadas necessitando da restauração, temos populações humanas, muitas vezes pobres e com pequenos tamanhos de propriedades, o que exige mais cuidado tanto devido ao aspecto social envolvido, como também devido à sua menor capacidade de receber esses avanços tecnológicos para suas pequenas propriedades familiares.

POMARES DE SEMENTES: CONSERVAÇÃO GENÉTICA DE ESPÉCIES ARBÓREAS NATIVAS NO INSTITUTO FLORESTAL DE SÃO PAULO

Miguel L.M. Freitas¹
Alexandre M. Sebbenn
Antônio Silva
Flaviana M. Souza
Geraldo A. D. C. Franco
Israel L. LIMA
Isabele Sarzi
Léo Zimback
Lígia C. Etori
Márcia B. Figliolia
Maria T. Z. Toniato
Natália M. Ivanauskas
Sérgio R. G. Santos
Renato F. Lorza
Aida S. Sato
Rochelle L. R. Santos

1. Introdução

A situação crítica que se encontra a produção de sementes e a elevada demanda de mudas de espécies arbóreas nativas no Brasil, em parte refletida pelas obrigаторiedades advindas do mau gerenciamento ambiental, e uma pequena fatia referindo-se à conscientização do bem natural, demonstra que grande parte desse comércio é realizada sem os devidos cuidados. A marcação de árvores matrizes e a instalação de testes de progênies são fatores primordiais para a conservação de espécies, e a instalação de testes na forma de conservação *ex situ* tem o intuito de manter parte da diversidade genética de espécies arbóreas tropicais.

Nos últimos 15 anos tem aumentado a demanda por sementes de espécies florestais nativas para a recuperação ambiental, mas pouco se conhece acerca dos diversos fatores a serem considerados para definição de formas de implantação de pomares de sementes. O Projeto de Recuperação de Matas Ciliares, da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, prevê a necessidade de produção, manutenção e plantio de dois bilhões de mudas de arbóreas nativas para recuperação e reflorestamento de um milhão de hectares de áreas ciliares (SMA, PROJETO MATA CILIAR, 2005), o que demandará cerca de duas mil toneladas de sementes. Higa e Silva (2006) reuniram em livro, capítulos sobre conservação genética, amostragem de populações naturais, sistemas de reprodução, planejamento de pomares de

sementes, delineamentos de implantação e muitas outras informações, com o intuito de estabelecer, com a participação de vários pesquisadores, as regras fundamentais para formação de pomares de sementes de espécies florestais nativas.

Segundo Lorza *et al.* (2006), foi a partir de 2001 que a produção de mudas de espécies nativas tomou impulso, pela obrigatoriedade da recomposição de reserva legal de propriedades rurais e pelo aperfeiçoamento, através de regras definidas em resoluções da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, das atividades de restauração florestal, fundamentadas principalmente no aumento da riqueza e da diversidade de espécies a serem plantadas e na qualidade genética das mudas. Os autores consideram ainda que a definição de estratégias de conservação genética de espécies florestais nativas tem um papel essencial na preparação do setor para um aumento da demanda por sementes florestais. Para Sebbenn (2006), a ocorrência de sistema misto de reprodução, ou a mistura de cruzamentos multiparentais e biparentais em muitas espécies florestais, deve influenciar as decisões sobre conservação genética, melhoramento florestal e colheita de sementes para reflorestamentos ambientais. Esforços estão sendo feitos no sentido de marcar árvores matrizes em fragmentos florestais remanescentes do estado de São Paulo, para a colheita de sementes (Projeto “Diversificação e regionalização de coleta de sementes de espécies arbóreas nativas no Estado de São Paulo” – Rodrigues, 2006). Contudo, não se conhecem as consequências genéticas da colheita de sementes em árvores matrizes localizadas nesses fragmentos florestais ou em árvores isoladas, sobre os níveis de diversidade genética, endogamia e coancestria nas gerações descendentes (sementes). Tais informações são fundamentais para o delineamento de estratégias ótimas para a marcação de matrizes e colheita de sementes.

Estudos realizados em testes de progênies de espécies florestais nativas têm demonstrado a viabilidade de se manter, em campo, ensaios de conservação genética *ex situ*. Neste sentido, é possível verificar alguns dos resultados apresentados para as diversas espécies em estudo no Instituto Florestal, publicados por Ettori *et al.* (1995, 2006), Sebbenn *et al.* (1998, 1999a,b, 2000a,b, 2007, 2008), Sebbenn & Ettori (2001), Siqueira *et al.* (1999, 2000), Freitas *et al.* (2007, 2008a, b, Moraes *et al.* (2012a, b).

Hamrick (1983) considera que tamanho efetivo da população, distribuição geográfica da espécie, modo de reprodução, sistema de cruzamento, mecanismo de dispersão de sementes e tipo de comunidade onde a espécie ocorre são fatores que devem influenciar na distribuição da variação genética, entre e dentro de populações. No caso de espécies florestais que tiveram suas comunidades muito destruídas, Kageyama (1987) observa que a conservação *ex situ* seria a forma mais adequada, senão a única possível, de conservá-las. Higa *et al.* (1992) referem-se à importância do conhecimento da variação genética dentro da população, quando o objetivo é a conservação, e argumentam que a variabilidade genética pode ser ampliada por recombinação, através de cruzamentos entre populações distintas, quando conservadas em plantios *ex situ*.

2. Objetivos

O objetivo desse projeto é ampliar e qualificar a produção de sementes de espécies arbóreas nativas de ocorrência regional, com ampla variabilidade genética e tamanho efetivo populacional, para a utilização em projetos de recuperação de áreas degradadas, contemplando as principais formações florestais do estado de São Paulo.

Os objetivos específicos são:

1. Promover a conservação *ex situ* da diversidade genética de espécies arbóreas de ocorrência no estado de São Paulo;
2. Marcar matrizes *in situ*;
3. Investigar a herança de caracteres quantitativos silviculturais para fins de monitoramento da diversidade genética nos pomares e melhoramento florestal.

3. Material e métodos

3.1. Locais para implantação dos Pomares

Os ensaios serão instalados em unidades gerenciadas pelo Sistema Estadual de Florestas (SIEFLOR) e que apresentam tamanho e condições climáticas e edáficas adequadas para a instalação dos pomares das formações florestais presentes no estado de São Paulo (Tabela 1).

Nas estações experimentais não há impedimento legal para a implantação do pomar, com posterior colheita e comercialização de sementes para o público interessado. No Parque Estadual o projeto de pesquisa deve ser locado na Zona de Uso Intensivo, para a implantação de experimentos de conservação genética. A produção de sementes e mudas oriunda desse pomar será prioritariamente destinada aos projetos de restauração florestal a serem implantados na Zona de Recuperação. Ambas as zonas estão mapeadas e normatizadas no Plano de Manejo da Unidade (Mattoso, 2006).

Tabela 1 - Locais potenciais para a colheita de sementes e implantação de pomares de espécies florestais nativas.

Pomar	Local de implantação	Bacia hidrográfica	Formação Florestal	Locais possíveis para a coleta de sementes
1	Estação Experimental de Mogi-Guaçu	Rio Mogi-Guaçu	Savana Florestada (Cerradão)	Estação Ecológica de Mogi-Guaçu Parque Estadual de Porto Ferreira Parque Estadual de Vassununga
2	Estação Experimental de São José do Rio Preto	Turvo/Grande	Floresta Estacional Semidecidual (Floresta de Planalto)	Estação Ecológica Paulo de Faria
3	Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Cunha-Indaiá	Rio Paraíba do Sul e Serra da Mantiqueira; Litoral Norte	Floresta Ombrófila Densa Altomontana e Montana (Floresta sempre-verde do planalto, da crista da Serra do Mar e da parte superior da Serra do Mar - acima de 300 m de altitude)	Parque Estadual da Serra do Mar (Núcleo Cunha-Indaiá)
4	Estação Experimental do Instituto Agrônomo de Campinas	Litoral Norte	Floresta Ombrófila Densa Submontana e de Terras Baixas (espécies da parte inferior da Serra do Mar e floresta alta do litoral).	Parque Estadual da Serra do Mar (Núcleo Picinguaba)

3.2. Formações florestais alvo do projeto

No espaço geográfico do estado de São Paulo, de acordo com o sistema de classificação de Veloso *et al.* (1991), ocorrem pelo menos três grandes formações florestais brasileiras: a Savana Florestada (Cerradão), a Floresta Estacional Semidecidual (Floresta de Planalto) e a Floresta Ombrófila Densa (Floresta Atlântica). Cada uma destas unidades ocorre num espaço físico com flora e fauna próprias e particularidades no processo de degradação e fragmentação. Nesse contexto, espécies características das três principais formações florestais paulistas foram selecionadas para a marcação de matrizes, coleta de sementes e implantação de pomares de espécies florestais (Tabela 1).

O pomar da Estação Experimental de Mogi-Guaçu (pomar 1) será destinado às espécies características de Savana Florestada (Cerradão). Essa formação está presente em climas com marcada diferenciação entre os períodos chuvosos (6-7 meses) e secos (6-5 meses), sendo que os meses mais secos (junho a agosto) coincidem também com os mais frios. A maior profundidade, a porosidade e a baixa capacidade de retenção de água no solo favorecem a ocorrência das espécies xeromórficas do Cerradão, em detrimento daquelas típicas da Floresta Estacional (Ruggiero, 2000).

O pomar Estação Experimental de São José do Rio Preto (pomar 2) será composto por espécies da Floresta Estacional Semidecidual (Floresta de Planalto). Esta formação ocorre no interior do estado, em áreas de clima sazonal e sujeitas a invernos secos e frios, o que causa a queda foliar entre 20 e 50% das árvores do dossel nessa época desfavorável. Expande-se para a região de domínio do Cerrado, onde se restringe às linhas de drenagem, e são popularmente conhecidas como Florestas de Galeria.

Os pomares a serem instalados no Parque Estadual da Serra do Mar (Pomar 3) e na Estação Experimental do Instituto Agrônomo de Campinas (Pomar 4) receberão as espécies da Floresta Ombrófila Densa (Floresta Atlântica). No estado de São Paulo, essa formação ocorre sobre o complexo das Serras do Mar/Paranapiacaba, onde a água é abundante o ano todo e mantém as folhas perenes, características desta formação (Camargo *et al.*, 1972). No entanto, a estrutura e a composição da Floresta Ombrófila Densa varia de acordo com as alterações climáticas, decorrentes da variação de altitude, e com as modificações edáficas e de luminosidade, de acordo com a posição no relevo. Assim, adotou-se a classificação de Eiten (1970), o qual subdivide a floresta atlântica paulista em floresta sempre-verde do planalto, floresta da crista da Serra do Mar, floresta da encosta da Serra do Mar e floresta alta do litoral.

Nesse contexto, e a fim de considerar as diferenças florísticas na instalação dos dois pomares de floresta atlântica (pomares 3 e 4), adotou-se uma cota altitudinal arbitrária para a divisão das espécies, reservando uma das classes resultantes para a parte superior da encosta e a outra para a inferior. Para Ivanauskas *et al.* (2000), a cota em torno de 300 m de altitude seria a mais indicada para essa divisão. Dessa maneira, o pomar a ser instalado no Parque Estadual da Serra do Mar (Pomar 3) receberá espécies da floresta sempre-verde do planalto e da floresta da crista da Serra do Mar, ou seja, espécies presentes nas elevadas altitudes da Serra do Mar/Paranapiacaba. Já no pomar da Estação Experimental do Instituto Agrônomo de Campinas (Pomar 4), serão plantadas as espécies da floresta da encosta da Serra do Mar e floresta alta do litoral, frequentemente encontradas abaixo da cota de 300m.

3.3. Seleção de espécies de cada formação florestal

Como cada pomar está associado a uma ou mais formações florestais paulistas, cujas espécies estão adaptadas ao ambiente de ocorrência, iniciou-se a seleção das espécies típicas de cada formação com a consulta das listas florísticas regionais existentes, tendo como principal fonte de informação a base de dados do projeto “Diversificação e regionalização de coleta de sementes de espécies arbóreas nativas no Estado de São Paulo” (Rodrigues, 2006), que indi-

ca as espécies prioritárias para a restauração de áreas degradadas em seis diferentes regiões ecológicas do estado de São Paulo.

Com base nos dados disponíveis, na experiência de campo dos pesquisadores do Instituto Florestal e na oferta/demanda do mercado consumidor registrada na Seção de Silvicultura do Instituto Florestal, elaborou-se então uma listagem com espécies típicas de cada formação florestal, apresentadas na Tabela 2. As espécies presentes em cada lista são exclusivas para produção de cada pomar, portanto não há sobreposição de espécies.

O projeto piloto é composto por cinco espécies em cada pomar, pertencentes aos grupos ecológicos formados pelas secundárias e climáticas, descritos por Kageyama & Gandara (2000), e assim distribuídas: duas espécies secundárias iniciais de dossel (I), duas espécies secundárias tardias de dossel (T) e uma espécie clímax de subosque (C). O critério de grupo ecológico foi utilizado apenas para espécies da Floresta Estacional e Ombrófila, pois as espécies de Cerradão não apresentam a mesma dinâmica sucessional.

O pomar será preenchido por espécies pioneiras efêmeras, que terão função apenas de proporcionar sombreamento adequado para o desenvolvimento das espécies dos demais grupos sucessionais. Assim, foram escolhidas espécies pioneiras típicas das diferentes formações florestais associadas, pertencentes aos gêneros *Alchornea* spp., *Solanum* spp. e *Cecropia* spp.

A fim de definir quais seriam as espécies secundárias e clímax, a lista produzida para cada pomar foi incorporada a uma matriz de valoração, na qual as espécies foram arranjadas em linhas e os descritores organizados em colunas. A cada indicador foi atribuído um valor, que variou de 1 a 4, segundo sua importância relativa para a avaliação da espécie, obtida com base na experiência dos especialistas do grupo e em dados consultados na literatura. Os indicadores e respectivos valores foram:

a. Categoria de ameaça: espécies presentes na lista oficial de espécies da flora ameaçadas de extinção no estado de São Paulo (Resolução SMA 48), valor 4.

b. Padrão de distribuição: espécies de distribuição ampla no estado e com alta densidade local, valor 4; espécies de distribuição ampla mas com baixa densidade, valor 3; espécies de distribuição restrita e alta densidade, valor 2; espécies de baixa densidade e distribuição restrita, valor 1.

c. Valor econômico: espécies de valor econômico comprovado (já usadas na arborização, melíferas, medicinais, oleíferas e/ou frutíferas), valor 2; espécie com potencial para uso econômico, valor 1.

Também foram acrescidas a cada matriz informações importantes para a classificação das espécies, mas não passíveis de valoração. São estas:

- Grupo ecológico: classificação de cada espécie em pioneira (P), secundária inicial (I), secundária tardia (T) ou clímax (C).

- Produção de mudas: disponibilidade de informações sobre técnicas de germinação de sementes e produção de mudas.

- Alvo de testes de progênes: se a espécie já foi contemplada em algum outro projeto de pesquisa que envolva teste de progênes, ela não será priorizada na implantação no pomar.

Cada espécie foi avaliada segundo os indicadores que, somados, produziram a nota final da espécie, resultando num ranking com as espécies prioritárias a serem implantadas em cada pomar, ordenadas por grupo ecológico e nota final. As informações sobre facilidade de produção de mudas ou uso anterior em teste de progênes auxiliaram a tomada de decisão entre espécies do mesmo grupo sucessional e com a mesma nota final.

Como medida de precaução, caso haja algum problema na localização e/ou produção de mudas daquelas definidas como prioritárias, foram selecionadas algumas espécies a mais em cada grupo sucessional, como possíveis substitutas (espécies reserva).

Tabela 2 - Espécies típicas de cada formação florestal paulista selecionadas para o plantio em cada pomar.

PM	FF	Espécies	GE
1	Savana Florestada (Cerradão)	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	-
		<i>Hymenaea martiana</i> Hayne	-
		<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau	-
		<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	-
		<i>Anadenanthera falcata</i> (Benth.) Speg.	-
		<i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk.	-
		<i>Magonia pubescens</i> A. St.-Hil.	-
		<i>Sclerolobium aureum</i> (Tul.) Baill.	-
2	Floresta Estacional Semidecidual (Floresta de Planalto)	<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal	P
		<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	P
		<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	P*
		<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.	T
		<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	T*
		<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.	I
		<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg	I*
		<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	C*
3	Floresta sempre verde do planalto e Floresta da crista da Serra do Mar (Floresta Atlântica de elevada altitude)	<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	C
		<i>Solanum excelsum</i> A.St.Hil.	P
		<i>Alchornea sidifolia</i> Müll.Arg.	P
		<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	P*
		<i>Ocotea odorifera</i> (Vellozo) Rohwer	T
		<i>Brosimum glaziovii</i> Taub.	T*
		<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb.	I
		<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	I*
4	Floresta da encosta da Serra do Mar e floresta alta do litoral (Floresta Atlântica de baixa altitude)	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	C
		<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	C*
		<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.Hil.	P
		<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	P
		<i>Cecropia glazioui</i> Snethl.	P*
		<i>Ocotea catharinensis</i> Mez.	T
		<i>Pouteria bullata</i> (S. Moore) Baehni	T*
		<i>Ocotea curucutuensis</i> Baitello	I
		<i>Drimys winteri</i> J.R. Forst. & G. Forst.	I*
		<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	C
		<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	C*

PM – Código do Pomar, conforme indicado na Tabela 1. FF – Formação florestal. GE - Grupo ecológico: P – pioneira. I - secundária inicial, T - secundária tardia ou C - clímax. * Espécie reserva em cada categoria.

3.4 Seleção e Marcação de matrizes

As árvores matrizes das quais serão coletadas as sementes serão previamente localizadas e selecionadas em campo, preferencialmente nas unidades de conservação cuja formação florestal seja a mesma na qual será implantado cada pomar e que estejam situadas dentro da mesma bacia hidrográfica, conforme Tabela 1. Esse procedimento tem por objetivo aumentar

as chances de um bom desempenho (crescimento e produção de frutos) dos indivíduos na formação do pomar, tendo em vista que as espécies podem apresentar adaptações às características ambientais sob as quais se desenvolvem (Joshi *et al.*, 2001; Sackville Hamilton, 2001).

Os critérios para a seleção e marcação das matrizes serão os descritos por Sebbenn (2006), para minimizar as chances de se encontrar indivíduos com alto grau de parentesco e, assim, garantir a variabilidade genética dos pomares. Considerando que este autor recomenda a coleta de sementes de 45 árvores e que existe uma variação específica, individual e sazonal na produção de frutos, a marcação de matrizes deverá contemplar um número superior a esse (cerca de 60 indivíduos), de forma a aumentar as chances de obtenção simultânea de sementes de 45 indivíduos dentre as matrizes selecionadas. As árvores matrizes deverão estar distantes 100 m entre si, ou pelo menos em uma distância igual a duas vezes a altura da árvore (Sebbenn, 2006). Seguindo o método proposto, serão marcados cerca de 60 indivíduos de sete espécies em cada uma das áreas, num total de 1680 matrizes.

A localização e o registro das matrizes seguirão os critérios estabelecidos pelo Sistema Nacional de Sementes e Mudanças Florestais (Lei nº 10.711/2003) e regulamentados pelo Decreto nº 5.153/2004. Para cada indivíduo selecionado, será feito o registro das coordenadas com o auxílio de GPS ou de pontos próximos onde seja possível a obtenção do sinal. As árvores serão marcadas com plaquetas de alumínio de 5,0 x 5,0 cm numeradas sequencialmente e fixadas à árvore com pregos de aço inoxidável. Para cada árvore marcada, serão anotadas características morfológicas (diâmetro à altura do peito e altura total estimada), fenológicas (presença de flores, frutos e decíduidade das folhas) e ecológicas (tipo de hábitat e posição no dossel), além de observações para possibilitar sua futura localização. Sempre que necessário, será feita a coleta de material botânico para a correta identificação das espécies. Quando os indivíduos estiverem em estágio reprodutivo (flor e/ou fruto), será feita a coleta de material botânico para a confecção de exsiccatas e depósito no herbário D. Bento Pickel, do Instituto Florestal de São Paulo (SPSF).

3.5. Coleta de Sementes e Produção de Mudanças

A colheita de diásporos será realizada em árvores de polinização aberta, em populações de ocorrência natural no estado de São Paulo, em quantidades suficientes para o controle de qualidade e para a produção das mudas, mantendo a individualidade das progênies. As sementes poderão ser extraídas por um dos três procedimentos: manual, pré-secagem à sombra seguida de secagem ao sol, ou lavagem em água corrente seguida de secagem à sombra (Silva *et al.*, 1993; Carvalho e & Nakagawa, 2000).

De acordo com as necessidades específicas das espécies, as sementes serão armazenadas em câmara seca ($T=21^{\circ}\text{C}$; U.R.=45%) ou câmara fria ($T=5^{\circ}\text{C}$; U.R.=90%).

Os testes para avaliar a capacidade germinativa das sementes serão feitos de acordo com as prescrições das Regras para Análise de Sementes (Brasil, 1992).

As mudas serão produzidas nos respectivos locais de implantação dos pomares, exceto em locais onde não haja possibilidade, sendo utilizados viveiros próximos, existentes. Serão formadas em tubetes de 280 cm³, preenchidos com substrato comercial à base de casca de *Pinus* compostada. Com base nos ensaios de germinação, será calculado o número de sementes por tubetes, a fim de garantir pelo menos uma plântula vigorosa por recipiente.

3.6. Amostragem e Delineamento Experimental

Cada pomar será formado pela combinação de cinco espécies, sendo utilizadas apenas espécies secundárias e climácicas. Contudo, para tutorar o crescimento destas espécies, serão utilizadas linhas internas de espécies arbóreas pioneiras (Figura 1).

De cada espécie serão utilizadas 45 matrizes e 20 progênies por matriz, totalizando 900 plantas. Assumindo ausência de endogamia e parentesco na população parental e que

as progênies de polinização aberta são parentes entre o grau de meios-irmãos e irmãos completos, esse desenho amostral vai permitir reter no pomar de sementes um tamanho efetivo populacional variando de 86 a 156, o qual é perfeitamente adequado para perpetuar a diversidade genética das populações no curto prazo (entre 5 a 10 gerações) (Sebbenn, 2006).

O delineamento utilizado será o de blocos ao acaso com 45 tratamentos (matrizes), 20 repetições (plantas dentro de progênies) e parcelas de apenas uma planta (Figura 2), para evitar futuros cruzamentos entre parentes. O espaçamento utilizado entre plantas será de 5 x 5 m. No total, serão plantadas 4500 plantas por pomar, totalizando 11,25 ha. Considerando que a maioria das espécies arbóreas é polinizada por insetos e pássaros, sendo sua presença fundamental para ocorrer a recombinação e que o objetivo é produzir grande quantidade de sementes, com ampla variabilidade genética e adequado tamanho efetivo populacional, não será adotado isolamento do pomar, permitindo a entrada de pólen externo, e os pomares serão implantados preferencialmente próximos a fragmentos ou florestas contínuas, sem isolamento.

P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	
P	I	P	T	P	C	P	I	P	T	P	C	P	I	P	T	P	C	P	I	P	T	P	C	P
P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
P	C	P	I	P	T	P	C	P	I	P	T	P	C	P	I	P	T	P	C	P	I	P	T	P
P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P

Figura 1- Distribuição de espécies pioneiras em relação às espécies tardias e clímax.

P: pioneiras; I: secundárias iniciais; T: secundárias tardias; C: clímax

I1	T1	C1	I2	T2	C2	I3	T3	C3	I4	T4	C4	I5	T5	C5
C6	I6	T6	C7	I7	T7	C8	I8	T8	C9	I9	T9	C10	I10	T10
I11	T11	C11	I12	T12	C12	I13	T13	C13	I14	T14	C14	I15	T15	C15
C16	I16	T16	C17	I17	T17	C18	I18	T18	C19	I19	T19	C20	I20	T20
I21	T21	C21	I22	T22	C22	I23	T23	C23	I24	T24	C24	I25	T25	C25
C26	I26	T26	C27	I27	T27	C28	I28	T28	C29	I29	T29	C30	I30	T30
I31	T31	C31	I32	T32	C32	I33	T33	C33	I34	T34	C34	I35	T35	C35
C36	I36	T36	C37	I37	T37	C38	I38	T38	C39	I39	T39	C40	I40	T40
I41	T41	C41	I42	T42	C42	I43	T43	C43	I44	T44	C44	I45	T45	C45

Figura 2 - Esquema de posicionamento das espécies em um bloco.

Os ensaios serão avaliados pelos caracteres quantitativos diâmetro à altura do colo (DAC) e altura total (h). As medidas serão feitas a partir do 3º mês de plantio, a cada 3 meses. Será avaliada a sobrevivência mensalmente, e até o final do 1º ano, serão repostas as mudas mortas, sem, no entanto, entrarem na análise de variância.

3.7 Estimativa de componentes de variância

As análises de variância para o teste *F* e estimativas de componentes de variância serão calculadas utilizando o programa estatístico SAS (SAS, 1999), através dos procedimentos GLM e VARCOMP. Os valores perdidos serão estimados e os componentes da variância serão ajustados para estes. O modelo estatístico a ser adotado será:

$$Y_{ijk} = m + t_i + b_j + e_{ij}$$

em que: Y_{ijk} : performance média do *k*-ésimo indivíduo (?), do *j*-ésimo bloco, da *i*-ésima progênie; *m* = média geral da variável em análise; t_i = efeito da *i*-ésima progênie (*i* = 1, 2, ..., *I*); b_j = efeito do *j*-ésimo bloco (*j* = 1; 2; ...; *J*) e e_{ij} = efeito da interação entre a *i*-ésima progênie do *j*-ésimo bloco, ou efeito ambiental da *ij*-ésima parcela. Todos os efeitos do modelo serão assumidos como aleatórios, sendo que *J* é o número de blocos e *I* é o número de progênies.

Das análises de variância serão estimados os componentes: $\hat{\sigma}_p^2$: variância genética entre progênies; $\hat{\sigma}_e^2$: variância devido à interação entre progênies e repetições; $\hat{\sigma}_F^2$: variância fenotípica total; $\hat{\sigma}_A^2$: variância genética aditiva entre progênies. A variância fenotípica será estimada por $\hat{\sigma}_F^2 = \hat{\sigma}_p^2 + \hat{\sigma}_e^2$; a variância genética aditiva será calculada com base na expressão: $\hat{\sigma}_A^2 = \hat{\sigma}_p^2 / \hat{r}_{xy}$, sendo a estimativa do coeficiente de parentesco ou co-variância genética aditiva entre plantas dentro de progênies.

3.8 Estimativas de herdabilidades e coeficiente de variação genética

As definições e cálculos dos coeficientes de herdabilidade, coeficientes de variação e medidas de correlações entre caracteres e idades, seguirão Namkoong (1979).

Referências

- Borges, E. E. L. & Rena, A. B. Germinação de sementes. In: Aguiar, I. B., Piña-Rodrigues, F. C. M. & Figliolia, M. B. (Coordenadores). Sementes florestais tropicais. Brasília, 1993, 350p.
- Brasil. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. Regras para análise de sementes. Brasília: SNDA/DNDV/CLAV, 1992. 365p.
- Carvalho, N. M. & Nakagawa, J. Sementes: ciência, tecnologia e produção. 4ª ed., Jaboticabal: Funep, 2000. 588p.
- Eiten, G. A vegetação do Estado de São Paulo. Boletim do Instituto de Botânica, v. 7, p.1-10, 1970.
- EPR soluções ambientais. Espécies Nativas e Exóticas para Reflorestamento. Disponível na Internet via WWW. URL: www.ambientais.com.br/especies_do_viveiro.php Dez.2006.
- Ettori, L. de C.; Siqueira, A. C. M. F.; Nogueira, J. C. B.; Ferreira, A. B.; Zanatto, A. C. S. Conservação *ex situ* dos recursos genéticos de ipê-amarelo (*Tabebuia vellosi* Tol.) através de teste de procedências e progênies. Rev. Inst. Flor., São Paulo, v. 7, n. 2, p. 157-168, 1995.
- Ettori, L. de C.; Figliolia, M. B.; Sato, A. S. Conservação *ex situ* dos recursos genéticos de espécies florestais nativas: situação atual no Instituto Florestal. In: Higa, A. R.; Silva, L. D. (Coord.). Pomar de sementes de espécies florestais nativas. Curitiba: FUPEF do Paraná, 2006. cap. 8, p. 203-225.
- Freitas, M.L.M.; Sebbenn, A.M; Zanatto, A.C.S.; Moraes, E.; Hayashi, P.H.; Moraes, M.L.T. Variação e parâmetros genéticos em dois bancos de germoplasma de *Tabebuia heptaphylla* (Velloso) Toledo. Revista do Instituto Florestal, v. 20, p. 13-22, 2008a.
- Freitas, M.L.M.; Sebbenn, A.M; Zanatto, A.C.S.; Moraes, E.; Moraes, M.A. Variação genética para caracteres quantitativos em população de *Gallesia integrifolia* (Spreng.) Harms.. Revista do Instituto Florestal, v. 20, p. 165-173, 2008b.
- Freitas, M.L.M.; Sebbenn, A.M; Zanatto, A.C.S.; Moraes, E. Pomar de sementes por mudas a partida da seleção dentro da seleção dentro em teste de progênies de *Myracrodruon urundeuva* Fr. All.. Revista do Instituto Florestal, v. 19, p. 65-72, 2007.
- Gurgel Garrido, L. M. do. A.; Siqueira, A. C. M. De F.; Cruz, S. F.; Romanelli, R. C.; Ettori, L. de C.; Crestana, C. de S. M.; Silva, A. A. da; Moraes, E.; Zanatto, A. C. S.; Sato, A. S. Programa de Melhoramento Genético Florestal do Instituto Florestal (Acervo). IF Série Registros, São Paulo, n.18, 53p., 1997.

- Hamrick, J. L. The distribution of genetic variation within and among natural plant populations. In: Schonewald-Cox, C. M. *et al.* (eds.) Genetics and conservation: a reference for managing wild animal and plant populations. California: The Benjamin/Cummings Publishing Company, 1983. cap. 20, p. 335-348.
- Higa, A. R.; Resende, M. D. V.; Carvalho, P. E. R. Pomar de sementes por mudas: um método para conservação genética “ex situ” de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. In: Congressi Nacional Sobre Essecências Nativas, 2, 1992, São Paulo. Anais... São Paulo: UNIPRESS, 1992. p. 1217-1224. (Rev. Inst. Flor., São Paulo, v. 4, n. único, pt. 4, Edição Especial).
- Higa, A. R.; Silva, L. D. Pomar de sementes de espécies florestais nativas. Curitiba: FUPEF, 2006. 266p.
- IBAMA. Portaria Nº 37-N, de 3 abril de 1992. Lista Oficial de Espécies Ameaçadas de Extinção no Brasil. Disponível na Internet via WWW. URL: www.biodiversitas.org.br/florsbr/lista_ibama.asp
- IPEF. Instituto de pesquisas e estudos Florestais. Identificação de Espécies Nativas do Brasil: espécies nativas cadastradas. Disponível na Internet via WWW. URL: www.ipef.br/identificacao/nativas. 2006.
- IUCN. União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais. Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas de Extinção. Disponível na Internet via WWW. URL: www.iucnredlist.org. 2006.
- Ivanauskas, N. M.; Monteiro, R.; Rodrigues, R. R. Similaridade florística entre áreas de Floresta Atlântica no Estado de São Paulo. Brazilian Journal of Ecology, v. 1-2, p. 71-81, 2000.
- Joshi J.; Schmid B.; Caldeira M. C.; Dimitrakopoulos, P. G. ; Good, J.; Harris, R.; Hector, A.; Huss-Danell, K.; Jumpponen, A.; Minns, A.; Mulder, C. P. H.; Pereira, J. S.; Prinz, A.; Scherer-Lorenzen, M.; Siamantziouras, A.-S. D.; Terry, A. C.; Troumbis, A. Y.; Lawton, J. H. Local adaptation enhances performance of common plant species. Ecology Letters, v. 4, p. 536-544, 2001.
- Kageyama, P. Y. Conservação “in situ” de recursos genéticos de plantas. IPEF, Piracicaba, n. 35, p. 7-37, 1987.
- Kageyama, P. Y. ; Gandara, F. B. Recuperação de Áreas Ciliares. In: Rodrigues, R. R.; Leitão Filho, H. (Org.). Matas Ciliares: Conservação e Recuperação. São Paulo, 2000, p. 249-269.
- Klein, R. M. Mapa fitogeográfico do Estado de Santa Catarina - resenha descritiva da cobertura vegetal. In Reitz, R. (Ed.) Flora Ilustrada Catarinense. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues. 1978.
- Lorza, R. F.; Souza, F. M.; Nakashima, R. Pomares de sementes de espécies nativas: situação atual e propostas. In: Higa, A. R.; Silva, L. D. (Coord.). Pomar de sementes de espécies florestais nativas. Curitiba: FUPEF do Paraná, 2006. cap. 2, p. 41-64.
- Mattoso, A. (Coord.) Parque Estadual da Serra do Mar: Plano de Manejo. São Paulo: Instituto Florestal do Estado de São Paulo. 465p. Disponível na Internet via WWW. URL: www.iflorestal.sp.gov.br/Plano_de_manejo/PE_SERRA_MAR/index.asp. 2006.
- Moraes, M.A.; Gaiño, A.P.S.C.; Moraes, M.L.T.; Moraes, M.L.T.; Freitas, M.L.M.; Sebbenn, A.M. Estimating coancestry within open-pollinated progenies of a dioecious species: the case study of *Myracrodruon urundeuva*. Silvae Genetica, v. 61, p. 256-264, 2012a.

- Moraes, M.A.; Valério Filho, W.V.; Resende, M.D.; Silva, A.M.; Manoel, R.O.; Freitas, M.L.M.; Moraes, M.L.T.; Sebbenn, A.M. Produtividade, estabilidade e adaptabilidade em progênies de *Myracrodruon urundeuva* F.F. & M.F. Allemão - Anacardiaceae. *Scientia Forestalis* (IPEF), v. 40, p. 69-76, 2012.
- Namkoong, G. Introduction to quantitative genetics in forestry. Washington, D.C.: United States Department of Agriculture, Forest Service, 1979. 342p. (Technical Bulletin, 1588).
- Rede de sementes do Pantanal. Disponível na Internet via WWW. URL: sementes.ead.ufms.br/entrada.html 2006.
- Rede de Sementes Florestais Rio-São Paulo. Disponível na Internet via WWW. URL: www.sementesriosaopaulo.sp.gov.br. 2006.
- Rede sementes Sul – Lista de Espécies florestais. Disponível na Internet via WWW. URL: www.sementesul.ufsc.br. 2006
- Resolução SMA 48, de 21 de setembro de 2004. Lista Oficial de Espécies Ameaçadas de Extinção no Estado de São Paulo. Disponível na internet via WWW. URL: www.ibot.sp.gov.br/resolucao_sma48/resolucao48.htm
- Resolução SMA N° 21, de 21 de novembro de 2001. Fixa orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. Disponível na Internet via WWW. URL: www.ibot.sp.gov.br/legislacao/resolucao21.htm
- Rodrigues, R. R. (Coord.). Diversificação e regionalização de coleta de sementes de espécies arbóreas nativas no Estado de São Paulo. Disponível na Internet via WWW. URL: www.lerf.esalq.usp.br/matapre.php. 2006.
- Ruggiero, P. G. C. Levantamento pedológico relacionado às fitofisionomias encontradas na Gleba Cerrado Pé-de-Gigante, Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro, SP. 2000. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Sackville Hamilton, N.R. Is local provenance important in habitat creation? A reply. *Journal of Applied Ecology*, v. 38, p.1374–1376, 2001.
- S.A.S. Institute Inc. SAS Procedures Guide. Version 8 (TSMO). Cary, N.C., 1999. 454p.
- SMA –Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo – Projeto Mata Ciliar, 2005. <http://sigam.ambiente.sp.gov.br/Sigam2/Default.aspx?idPagina=2393>
- Sebbenn, A. M. Sistemas de reprodução em espécies tropicais e suas implicações para a seleção de árvores matrizes para reflorestamentos ambientais. In: Higa, A. R.; Silva, A, L. D. (Coord.). Pomar de sementes de espécies florestais nativas. Curitiba: FUPEF do Paraná, 2006. cap. 5, p. 93-138.
- Sebbenn, A. M.; Siqueira, A. C. M. F.; Kageyama, P. Y.; Machado, J. A. R. Parâmetros genéticos na conservação da cabreúva – *Myroxylon peruiferum* L. F. Allemão. *Scientia forestalis*, Piracicaba, n. 53, p. 31-38, 1998.
- Sebben, A. M.; Siqueira, A. C. M. F.; Kageyama, P. Y.; Di Dio Junior, O. J. Variação genética entre e dentro de populações de amendoim - *Pterogyne nitens*. *Scientia forestalis*, Piracicaba, n. 56, p. 29-40, 1999a.
- Sebbenn, A. M.; Siqueira, A. C. M. F.; Vencovski, R.; Machado, J. A. R. Interação genótipo x ambiente na conservação *ex situ* de *Peltophorum dubium*, em duas regiões do Estado de São Paulo. *Rev. Inst. Flor., São Paulo*, v. 11, n. 1, p. 75-89, 1999b.

- Sebben, A. M.; Siqueira, A. C. M. F.; Gurgel Garrido, L. M. A.; Angerami, E. M. R. A. Variabilidade genética e interação genótipo x locais em jequitibá-rosa – *Cariniana legalis* (Mart) O Ktze. Rev. Inst. Flor., São Paulo, v. 12, n. 1, p. 13-23, 2000a.
- Sebbenn, A. M.; Kageyama, P. Y.; Siqueira, A. C. M. F.; Zanatto, A. C. S. Sistema de cruzamento em populações de *Cariniana legalis* (Mart.) O. Ktze.: implicações para a conservação e o melhoramento genético. Scientia forestalis, Piracicaba, n. 58, p. 25-40, 2000b.
- Sebbenn, A. M.; Freitas, M.L.M.; Zanatto, A.C.S.; Moraes, E.; Moraes, M.A. Conservação *ex situ* e pomar de sementes em banco de germoplasma de *Balfourodendron riedelianum*. Revista do Instituto Florestal, v. 19, p. 101-112, 2007.
- Sebben, A. M.; Freitas, M.L.M.; Zanatto, A.C.S.; Moraes, E.; Moraes, M.A. Comportamento da variação genética entre e dentro de procedências e progênies de *Gallsia integrifolia* Vell. Moq. para caracteres quantitativos. Revista do Instituto Florestal, v. 21, p. 151-163, 2009.
- Sebbenn, A. M.; Etori, L. de C. Conservação genética *ex situ* de *Esenbeckia leiocarpa*, *Myracrodruon urundeuva* e *Peltophorum dubium* em teste de progênies misto. Rev. Inst. Flor., São Paulo, v. 13, n. 2, p. 201-211, 2001.
- Silva, A. da; Figliolia, M. B. & Aguiar, I. B de Secagem, extração e beneficiamento de sementes. In: Aguiar, I.B. de, Piña-Rodrigues, F.C.M., & Figliolia, M.B. (Coordenadores). Sementes florestais tropicais. Brasília, Abrates, 1993. 350p.
- Siqueira, A. C. M. F.; Sebbenn, A. M.; Gurgel Garrido, L. M. A.; Castollen, M. S.; Zanatto, A. C. S. Comportamento silvicultural e genético de duas espécies arbóreas tropicais secundárias. Rev. Inst. Flor., São Paulo, v. 11, n. 1, p. 53-64, 1999.
- Siqueira, A. C. M. F.; Sebbenn, A. M.; Etori, L. de C.; Nogueira, J. C. B. Variação genética entre e dentro de populações de *Balfourodendron riedelianum* (Engler) Engler para conservação *ex situ*. Rev. Inst. Flor., São Paulo, v. 12, n. 2, p. 89-103, 2000.
- Veloso, H.P.; Rangel Filho, A.L.R.; Lima, J.C.A. 1991. Classificação da Vegetação Brasileira adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: Fundação IBGE. 123p.

CONSERVAÇÃO GENÉTICA DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM DIFERENTES SISTEMAS DE PLANTIO

Mario Luiz Teixeira de Moraes¹
Alexandre Marques da Silva
Camila Regina Silva Baleroni Recco
José Cambuim
Marcela Aparecida de Moraes
Silvelise Pupin
Miguel Luiz Menezes Freitas

A recuperação das formações florestais nativas nas regiões tropicais sempre foi um desafio em função da grande biodiversidade existente. A região que abrange as cidades de Ilha Solteira-SP e Selvíria-MS está localizada na transição entre a Floresta Estacional Semidecidual (SP) e o Cerrado (MS), separados apenas pelo rio Paraná. Assim, com o objetivo de conservação genética “*ex situ*”, vários testes de progênies, em diferentes sistemas de plantio, foram instalados a partir de 1986, na Fazenda de Ensino Pesquisa e Extensão da UNESP, em Selvíria-MS. Nesses sistemas procurou-se explorar a diversidade de espécies arbóreas e a variabilidade genética para os caracteres quantitativos, presentes nessas espécies. Desse modo, foram instalados vários sistemas diferentes de plantio, tendo a aroeira (*Myracrodruon urundeuva*) como espécie comum a todos.

1. Plantio heterogêneo com distribuição aleatória

Este plantio foi instalado às margens do reservatório da Hidrelétrica de Ilha Solteira, em março de 1986, e é composto por 14 espécies em 13 módulos. Em cada um dos módulos as espécies foram plantadas na forma de uma planta, por parcela, com distribuição aleatória em 11 repetições. O espaçamento utilizado no plantio foi de 3 x 2 m. Além da *Myracrodruon urundeuva*, foram utilizadas as espécies: *Anadenanthera peregrina* var. *falcata*, *Cordia ecalyculata*, *Mabea fistulifera*, *Terminalia argentea*, *Genipa americana*, *Inga* sp, *Tabebuia* sp, *Tabebuia heptaphylla*, *Michelia champaca*, *Eriobotrya japonica*, *Adenanthera pavonina*, *Leucena leucocephala* e *Melia azedarach*. Aos 20 anos após o plantio, Silva (2007) fez um levantamento completo em relação à sobrevivência e ao desenvolvimento em altura e diâmetro à altura do peito (dap), em todas as espécies e indivíduos, e verificou que a *Myracrodruon urundeuva* apresentou uma média para a sobrevivência de 54,70%, 9,48 cm (dap) e 9,77 m (altura). O desempenho da *Myracrodruon urundeuva* em relação às demais espécies foi satisfatório. Este sistema tem a vantagem de proporcionar uma maior diversidade de espécies e de ser de fácil execução, mas não havia uma preocupação em relação à base

genética das espécies na coleta de sementes e quanto à forma de disposição das espécies, considerando a sua categoria na escala de sucessão.

2. Plantio homogêneo

O interesse por determinada espécie arbórea nativa levou muitos silvicultores a praticarem plantios homogêneos com estas espécies, à semelhança do que é feito com *Pinus* e *Eucalyptus*. Com base neste sistema, sementes de polinização aberta de duas populações de *Myracrodruon urundeuva* foram utilizadas para a instalação de dois testes de progênies (um referente à população de Selvíria-MS e o outro, à de Bauru-SP), na forma de plantio homogêneo. Estes testes foram instalados em dezembro de 1987, sendo cada população composta por 28 progênies, 3 repetições e 10 plantas por parcela na forma linear, no espaçamento de 3 x 3 m. Aos 13,5 anos, Baleroni (2003) encontrou, para a população de Selvíria-MS, sobrevivência média de 83,21%, 9,35 m (altura) e 7,83 cm (dap). Em relação à população de Bauru-SP, as médias para a sobrevivência, altura e dap foram de 82,26%, 9,00 m e 9,05 cm, respectivamente. O sistema de plantio homogêneo para a *Myracrodruon urundeuva* proporcionou sobrevivência e desenvolvimento satisfatório, com produção de sementes a partir do 3,5 anos. Porém, não foi efetivo no controle do capim braquiária e a forma do tronco das árvores não foi satisfatória. Também observou-se morte de plantas em reboleira, causada por algum tipo de fungo ainda não identificado. Levantamentos realizados por Cambuim (2013), nestas duas populações de *Myracrodruon urundeuva*, fornecem evidências da necessidade de manejo florestal, com o desbaste do talhão dessa espécie, quando em plantio puro, por volta dos 25 anos após o plantio.

3. Consórcio com pioneiras na entrelinha

Após o uso da instalação das espécies arbóreas nativas de forma aleatória e homogênea, outro sistema que passou a ser muito utilizado foi o de usar espécies pioneiras na entrelinha, para fornecer um sombreamento inicial que proporcionaria uma melhor forma para a espécie secundária ou clímax e auxiliaria o controle do capim braquiária em áreas com forte perturbação antrópica. Assim, em fevereiro de 1992, foram instalados em Selvíria-MS dois testes de progênies, com populações de *Myracrodruon urundeuva* provenientes de Selvíria-MS e de Aramina-SP. Cada uma destas populações composta por 25 progênies, 6 repetições e 8 plantas por parcela na forma linear, no espaçamento de 3 x 3 m. Na entrelinha e de forma alternada foi instalada a *Trema micrantha*, considerada como espécie pioneira, também no espaçamento de 3 x 3 m. Aos 15,5 anos após o plantio, Guerra (2008) avaliou estas duas populações e constatou médias para a sobrevivência de 95,67% (Aramina-SP) e 93,75% (Selvíria-MS). Em relação ao desenvolvimento em altura e dap, as populações de *Myracrodruon urundeuva* apresentaram desenvolvimento de 6,19 m e 6,87 cm (Aramina-SP) e de 6,02 m e 6,59 cm (Selvíria-MS), respectivamente. Em relação a este sistema, verificou-se que a *Trema micrantha* praticamente desaparece após o quarto ano de plantio; que a forma do tronco da *Myracrodruon urundeuva* foi satisfatória; e que a presença de outras espécies arbóreas nativas foi considerável na regeneração natural, sendo identificados 1718 indivíduos por hectare, pertencentes a 36 famílias botânicas distintas. Também após o desaparecimento da *Trema micrantha*, além das outras espécies arbóreas, observou-se o retorno do capim braquiária, porém com menor intensidade que em um plantio homogêneo de *Myracrodruon urundeuva*.

Outra situação interessante do uso de pioneiras foi observada por Rodrigues (2010), aos 9,3 anos, em um Banco Ativo de Germoplasma (BAG) da CESP, instalado em 2000, em Rosana-SP, com 32 espécies da Floresta Estacional Semidecidual, em que a população de *Myracrodruon urundeuva* com 30 progênies, três repetições e oito plantas por parcela na

forma linear, no espaçamento de 3,0 x 1,5 m, tendo a *Guazuma ulmifolia* (mutambo) como pioneira, apresentou médias de 85,83% (sobrevivência), 7,41 cm (DAP) e 7,92 m (altura). Estas estimativas ficaram acima da média geral das espécies arbóreas utilizadas no BAG.

4. Consórcio com pioneiras na linha

A utilização de pioneiras nas entrelinhas é interessante, mas dificulta os tratos culturais, quando necessários. Assim, uma nova proposta para o uso de pioneiras e de uma espécie como alternativa econômica, para atenuar os gastos com a implantação de uma espécie arbórea nativa, foi a instalação de um teste de progênies a partir de uma população de *Myracrodruon urundeuva* procedente de Paulo de Faria-SP. Este teste foi instalado na região de Selvíria-MS, em março de 1997, a partir de 30 progênies, com três repetições e dez plantas por parcela na forma linear, no espaçamento de 3 x 3 m entre os indivíduos de *Myracrodruon urundeuva*, dispostos em linha de forma alternada. Entre as plantas de *Myracrodruon urundeuva* foi introduzida, à sua direita, uma de *Anandenanthera falcata* (angico) e, à sua esquerda, uma de *Guazuma ulmifolia* (mutambo). Dessa forma, os indivíduos de cada uma das espécies ficavam em uma diagonal, o que permitia o seu corte sem prejudicar as outras duas espécies em consórcio. Oliveira (1999) verificou, aos dois anos após o plantio, que a altura média da *Myracrodruon urundeuva* foi de 3,74 m e o D30 (diâmetro do coleto a 30 cm do solo) foi de 3,86 cm. Neste sistema observou-se que, a partir do quarto ano após o plantio, a *Guazuma ulmifolia* praticamente desaparece e a *Anandenanthera falcata* passa a ter um maior desenvolvimento. Aos 12 anos após o plantio, foi possível fazer o corte da *Anandenanthera falcata* em nível comercial, sem prejudicar os indivíduos de *Myracrodruon urundeuva*.

5. Consórcio com culturas agrícolas

Um dos grandes problemas que os silvicultores que trabalham com espécies arbóreas nativas longevas enfrentam é a falta de retorno financeiro, nos primeiros anos de implantação do investimento. Uma das alternativas para se contornar este problema seria a utilização de espécies agrícolas cultivadas do tipo anuais ou semi-perenes. Em busca de uma alternativa para este problema foram instalados, em abril de 1997, na região de Selvíria-MS (Área de transição entre os Biomas: Cerrado e Mata Atlântica), dois testes de progênies de *Myracrodruon urundeuva* com populações procedentes de Serra Negra do Norte-RN (12 progênies, 6 repetições e 10 plantas por parcela) e Paulo de Faria-SP (30 progênies, 3 repetições e 10 plantas por parcela na forma linear). Nos dois testes foi utilizado o espaçamento de 3,0 x 1,6 m. Após a instalação do teste, procedeu-se à implantação das culturas agrícolas: mamona entre as plantas de *Myracrodruon urundeuva*, na linha, e no centro das entrelinhas das plantas de *Myracrodruon urundeuva*, foi semeada uma linha de milho. Após a colheita do milho, foi feita a semeadura de guandu. A mamona permaneceu produzindo durante os três primeiros anos e depois foi substituída pelo café Icatu. Aos dois anos após o plantio, Fonseca (2000) avaliou as populações de *Myracrodruon urundeuva* e constatou que a população de Paulo de Faria-SP (Floresta Estacional Semidecidual do Bioma Mata Atlântica) apresentou uma média de altura e D30 de 3,13 m e 4,14 cm, respectivamente. Em relação à população de Serra Negra do Norte-RN (Bioma Caatinga), o desenvolvimento em altura de 2,06 m e D30 de 2,68 cm. Dessa forma, verificou-se que a escolha de populações de uma espécie arbórea a ser implantada deve ser do mesmo Bioma ou o mais próximo deste; que a utilização de espécies agrícolas pode contribuir, tanto na diminuição dos custos de implantação da espécie arbórea nativa, como na qualidade da forma do tronco das árvores, como ocorre com a introdução de espécies tidas como pioneiras.

6. Consórcio com exóticas

A preocupação com a longevidade das espécies arbóreas nativas que oferecem uma madeira de qualidade, para a sua utilização nos mais variados fins, levou à utilização de sistemas de plantio que incluíam uma espécie exótica de rápido crescimento, como a *Corymbia citriodora*. Assim, a partir de sementes colhidas em 10 árvores de polinização livre de *Myracrodruon urundeuva*, na região de Petrolina-PE, foi instalado, em dezembro de 1992, em Selvíria-MS, teste de progênies com esta espécie em diferentes sistemas de plantio, utilizando-se como espécies pioneiras a *Trema micrantha*, *Peltophorum dubium* e *Corymbia citriodora* com e sem a presença da palmeira *Syagrus romanzoffiana*. O espaçamento utilizado foi de 3 x 3 m para a *Myracrodruon urundeuva*, intercalando-se no mesmo espaçamento as pioneiras. Freitas (1999) observou, aos 4,5 anos após o plantio, que o desempenho da *Myracrodruon urundeuva* em consórcio com *Corymbia citriodora* foi de 4,15 cm para D30 e 3,00 m para altura, sendo superior ao consórcio com a *Trema micrantha*, que foi de 2,25 cm para D30 e de 2,26 m para altura. Com base nestas informações, foi instalado, em maio de 1997, outro teste de progênies a partir de sementes de polinização livre, utilizando-se uma população de *Myracrodruon urundeuva* procedente da Estação Ecológica de Paulo de Faria, do Instituto Florestal, contendo 30 progênies, 3 repetições e 10 plantas por parcela na forma linear, no espaçamento de 6 x 3 m, intercalado com *Corymbia citriodora* no espaçamento de 6 x 1,5 m. Freitas (2003) observou, aos quatro anos após o plantio, que o desenvolvimento médio das progênies de *Myracrodruon urundeuva* foi de 5,06 m para a altura e de 5,30 cm para D30. Este desempenho é comparável a *Myracrodruon urundeuva* em plantio homogêneo. Moraes (2009), analisando em conjunto os experimentos desta população de *Myracrodruon urundeuva*, em plantio homogêneo e em consórcio com a *Corymbia citriodora*, com aplicação das estatísticas MHVG (estabilidade), PRVG (adaptabilidade) e MHPRVG (produtividade, estabilidade e adaptabilidade), evidenciou que as progênies que obtiveram a melhor performance no plantio homogêneo também foram aquelas com maior desempenho em consórcio com a *Corymbia citriodora*. A partir destas informações, verifica-se a viabilidade do plantio de *Myracrodruon urundeuva* com *Corymbia citriodora*, que pode proporcionar folha para extração de óleo essencial e um corte a cada seis anos, proporcionando renda a curto prazo para o silvicultor, até que a espécie arbórea nativa possa oferecer condições para a sua exploração madeireira.

7. Consórcio com secundárias na linha e entrelinha

A utilização de pioneiras nas entrelinhas e a sua morte prematura a partir dos quatro anos, proporcionando o retorno do capim braquiária em plantio de espécies arbóreas nativas, fizeram com que outros sistemas de plantio fossem experimentados. Assim, em 1994, foi instalado um teste de progênies na região de Selvíria-MS, com três espécies tidas como secundárias: *Astronium fraxinifolium* (Gonçalo-alves), *Terminalia argentea* (capitão-do-campo) e *Myracrodruon urundeuva*. Todas estas espécies foram instaladas com 28 progênies, quatro repetições e dez plantas por parcela na forma linear, no espaçamento de 3,0 x 1,5 m. As espécies alternavam-se na linha e na coluna, de tal forma que uma espécie sempre ficaria entre as outras duas, tanto na linha como na coluna. Otsubo (2011) avaliou esse teste aos 14 anos após o plantio e observou que *Myracrodruon urundeuva* apresentava média de 91,96% para sobrevivência, 9,08 m para altura e 9,42 cm para dap, enquanto que para a *Astronium fraxinifolium* foi observado 90,18%, 8,60 m e 9,40 cm e para *Terminalia argentea* foi de 72,68%, 9,72 m e 12,83 cm, respectivamente para sobrevivência, altura e dap. Este desenvolvimento semelhante para as progênies das três espécies em altura e dap levou a uma situação interessante em relação ao capim braquiária: nos primeiros quatro anos após

o plantio, foi necessário fazer os tratos culturais como a passagem de roçadeira ou aplicação de herbicida para o controle do capim. A partir do quarto ano até o décimo ano, foi possível utilizar o plantio como um sistema silvipastoril, ou seja, o gado controlou a braquiária. Do décimo ano em diante, a presença do capim foi insignificante, não se justificando a utilização de roçadeira, aplicação de herbicida ou a liberação do gado na área. Isto é relevante quando se compara ao plantio puro destas três espécies em que, na mesma idade, ainda se encontrava em abundância o capim braquiária. Além do controle do capim braquiária, este sistema também proporcionou a produção de sementes em grande escala para as três espécies. Outra observação importante foi fornecida por Lins (2004), que avaliou o teste aos 10 anos em relação ao índice de competição, indicando que o mesmo foi significativo para todas as espécies e para os caracteres altura e dap, que obtiveram a maior redução com o aumento da competição intergenotípica.

8. Multi-espécies

Para se evitar o plantio homogêneo de uma espécie arbórea nativa, uma alternativa é a utilização de várias espécies arbóreas. Uma destas tentativas foi o sistema de multi-espécies, instalado em junho de 2006 na região de Selvíria-MS, em que se utilizaram quatro espécies: *Cordia trichotoma* (louro-pardo), *Jacaranda cuspidifolia* (jacarandá caroba), *Mabea fistulifera* (canudo-de-pito) e *Myracrodruon urundeuva*, sendo cada uma das espécies composta por 30 progênies, 14 repetições e uma planta por parcela, no espaçamento de 3 x 2 m, plantadas de forma alternada na linha. Pupin (2011) encontrou, aos 4,7 anos, para este sistema, em relação à *Myracrodruon urundeuva*, sobrevivência de 89,28%, altura média de 5,30 m e dap médio de 4,79 cm. Para *Myracrodruon urundeuva*, o sistema foi interessante, mas em relação à *Cordia trichotoma* não, pois os indivíduos desta espécie praticamente desapareceram aos sete anos após o plantio. Porém, isto não inviabiliza este sistema para o uso com outras espécies, pois a utilização de uma planta por parcela é uma condição muito interessante para se obter uma maior acurácia na estimativa dos parâmetros genéticos.

Referências Bibliográficas

- Baleroni, C.R.S.. 2003. Comportamento de populações de *Myracrodruon urundeuva* Fr. All. procedentes de áreas com perturbação antrópica. Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, 123p.
- Cambuim, J.. 2013. Sistema silvipastoril com *Myracrodruon urundeuva* Fr. All. Como alternativa de sustentabilidade. Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, 70p.
- Fonseca, A.J.. 2000. Variação genética em populações naturais de aroeira (*Myracrodruon urundeuva* Fr. All.) – Anacardiaceae – em sistema agroflorestal. Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, 65p.
- Freitas, M.L.M.. 2003. Caracterização genética por marcador fAFLP e caracteres quantitativos em uma população de *Myracrodruon urundeuva* F.F. & M.F. Allemão. Tese (doutorado) – Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 88p.
- Freitas, M.L.M.. 1999. Variação genética em progênies de aroeira (*Myracrodruon urundeuva* Fr. All.) – Anacardiaceae em diferentes sistemas de plantio. Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, 95p.

- Guerra, C.R.S.B.. 2008. Conservação genética *ex situ* de populações naturais de *Myracrodruon urundeuva* Fr. All. em sistema silvipastoril. Tese (doutorado) – Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, 108p.
- Lins, V.S.. 2004. Variação genética e competição intergenotípica em teste de progênes de *Myracrodruon urundeuva* Fr. All., *Terminalia argentea* Mart. et Succ. e *Astronium fraxinifolium* Schott em consórcio. Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, 73p.
- Moraes, M.A.. 2009. Produtividade, estabilidade e adaptabilidade em progênes de *Myracrodruon urundeuva* F.F. & M.F. Allemão – Anacardiaceae. Monografia (trabalho de conclusão de curso) – Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, 37p.
- Oliveira, S.A.. 1999. Variação genética em progênes de aroeira (*Myracrodruon urundeuva* Fr. All.) sob diferentes condições de cultivo.
- Otsubo, H.C.B.. 2011. Espécies arbóreas que ocorrem na região do bolsão sul-mato-grossense e variação genética para caracteres silviculturais em um teste de progênes com três espécies em consórcio. Tese (doutorado) – Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, 137p.
- Pupin, S.. 2011. Variação genética para caracteres silviculturais em progênes de aroeira (*Myracrodruon urundeuva* Fr. All.) – Anacardiaceae – em sistema de multi-espécie. Monografia (trabalho de conclusão de curso) – Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, 36p.
- Rodrigues, C.J.. 2010. Variação genética para caracteres silviculturais em banco ativo de germoplasma de espécies arbóreas do Cerrado e da Floresta Estacional Semidecidual. Tese (doutorado) – Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, 187p.
- Silva, A.M.. 2007. Reflorestamento ciliar à margem do reservatório da hidrelétrica de Ilha Solteira em diferentes modelos de plantio. Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, 137p.

AGENTES DE REDUÇÃO DA PRESSÃO SOBRE A BIODIVERSIDADE PAULISTA

Luiz Ricardo Viegas de Carvalho¹

A Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, diante de sua atribuição e tendo em vista o atendimento das Metas de Aichi, possui inúmeras ações que visam à redução da pressão sobre a biodiversidade. O objetivo do trabalho é apresentar iniciativas referentes à temática, desenvolvidas pela Comissão Paulista de Biodiversidade e coordenada pela SMA, no âmbito de suas instituições, e os resultados obtidos nos últimos três anos, marco este determinado pela décima Conferência das Partes (COP-10). Quanto ao produto Desmatamento Zero, observamos que as obras hidráulicas e viárias foram as atividades potencialmente poluidoras que mais solicitaram a emissão de autorizações para supressão de vegetação, nos anos de 2011 e 2012, respectivamente. Em contrapartida, um total de 44.606 ha e 83.767 ha de áreas foram compromissadas com o órgão licenciador no mesmo período, visando à recuperação florestal. A fiscalização ambiental realizou uma média aproximada a 120.000 atendimentos por ano, destes, 13.000 resultaram na lavratura de autos de infração ambiental, ou seja, os atendimentos apontam a conformidade ambiental de muitas propriedades. O número de focos de incêndios florestais foi reduzido pela metade nos últimos anos, quando comparado ao ano de 2005. A instituição do GT Estratégias sobre Espécies Exóticas Invasoras e deliberações CONSEMA, que recomendam estudos e reconhecem a lista de espécies exóticas com potencial de bioinvasão, foram alguns dos avanços apontados. O aprimoramento das ferramentas técnicas e a integração das diferentes instituições foram apontados como estratégias para o fortalecimento e execução das políticas públicas.

1. Introdução

Com a histórica ocupação humana e o vertiginoso crescimento econômico da sociedade, dentre outros fatores, a acelerada degradação ao meio ambiente vem resultando na perda constante dos recursos naturais e de sua complexa dinâmica.

Com a instituição da Política Nacional do Meio Ambiente atribuiu-se ao estado, órgão seccional do Sistema Nacional do Meio Ambiente - SISNAMA, a responsabilidade de estabelecer e executar programas e projetos governamentais para a proteção dos ecossistemas, controle e fiscalização das atividades capazes de alterar o equilíbrio ecológico.

Atendendo a esta premissa, o governo do estado, alinhado à Convenção Mundial sobre a Diversidade Biológica e às Metas de Aichi, criou a Comissão Paulista de Biodiversidade sob a atual coordenação da Secretaria do Meio Ambiente – SMA.

¹ SMA/CFA. E-mail: ricardoviegas@sp.gov.br

Desta forma, visando à elaboração e à efetiva implementação de diretrizes capazes de combater e controlar os crescentes impactos negativos ao meio ambiente, a SMA, em seu projeto intitulado “Vetores de pressão sobre a biodiversidade paulista”, possui a atribuição de proteger os remanescentes florestais por meio da redução da supressão florestal não autorizada e a diminuição do uso do fogo; conservar as espécies nativas a partir da criação de mecanismos contra espécies exóticas invasoras; e normatizar e fazer cumprir a legislação ambiental por meio da fiscalização.

O presente trabalho objetiva apresentar os produtos desenvolvidos a partir da integração das ações dos órgãos que compõem a estrutura da SMA e os resultados obtidos ao longo dos últimos três anos.

Ressalta-se que o período iniciado no ano de 2010 é referente a décima Conferência das Partes (COP – 10) da Convenção sobre a Diversidade Biológica, realizada em Nagoia, Japão.

São colaboradores do projeto a Companhia Ambiental de São Paulo – CETESB, a Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais - CBRN, a Polícia Militar Ambiental – PAmb e a Coordenadoria de Fiscalização Ambiental - CFA, a qual coordena o presente projeto.

2. Desmatamento zero

Contribuindo para a maior ameaça à biodiversidade, a supressão de vegetação altera a estabilização do clima, retira a cobertura do solo, contribui para o isolamento das espécies, além de reduzir as comunidades vegetais e faunísticas. Os remanescentes florestais presentes em território paulista já se encontram em número reduzido, entretanto, ainda sofrem com as pressões das atividades rurais e com a expansão urbana.

Desta forma, com o objetivo de erradicar os desmatamentos ilegais, reduzir a supressão de vegetação autorizada e aumentar as áreas de cobertura vegetal no estado de São Paulo, a CETESB, órgão licenciador, visa a aumentar o rigor para a concessão de autorizações de desmatamento, tornar mais efetivas as medidas mitigadoras e compensatórias exigidas no licenciamento ambiental e aprimorar as ações de fiscalização, para garantir a conservação da biodiversidade.

Prevista na legislação pertinente, as autorizações para supressão de vegetação são obrigatoriamente vinculadas às averbações de reserva legal e compensações ambientais, que podem formalizar a conservação da área e recuperação florestal equivalente ou superior ao objeto da autorização.

Com relação à emissão das autorizações, pode-se afirmar que a maior demanda foi para atender obras hidráulicas, no ano de 2011, seguido de silvicultura e atividade agropecuária. No ano seguinte, a maior demanda foi para suprir as obras viárias, GRAPROHAB e atividade agropecuária.

Como resultado, pode-se observar que o total de área compromissada em Termos de Compromisso de Recuperação Ambiental – TCRA, no ano de 2011, foi de 44.606 ha e, em 2012, 83.767 ha; reserva legal e área verde averbadas totalizaram 12.957 ha e 9.037 ha, respectivamente para o ano de 2011 e 2012 (dados CETESB, 2013) (Figura 1).

Atualmente, está sendo realizado monitoramento das autorizações expedidas e das áreas dos TCRA firmados.

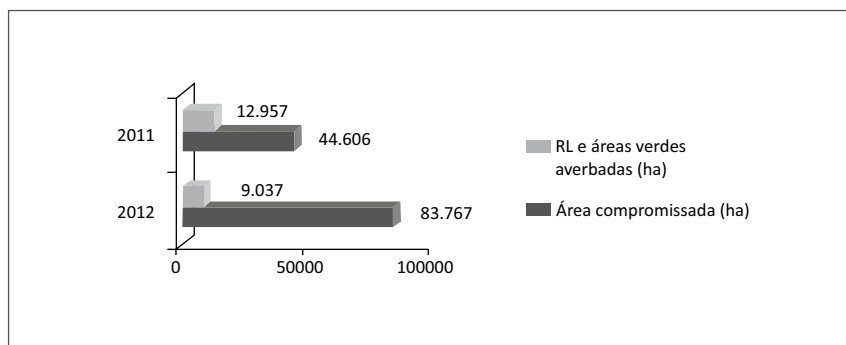


Figura 1 - Total de áreas averbadas em reserva legal- RL e áreas verdes e total de áreas comprometidas em Termo de Compromisso de Recuperação Ambiental – TCRA, em 2011e 2012. Elaborado pela CFA/SMA, 2013. (Fonte: CETESB, 2013)

Tendo em vista o atendimento da Meta Cinco de Aichi, a qual trata da redução de cinquenta por cento e, se possível, próximo de zero, na taxa de perda de todos os habitats nativos, o produto Desmatamento Zero prevê a criação de um banco de dados unificado com as informações acerca da cobertura vegetal até o ano de 2020, além das atividades de monitoramento e fiscalização das áreas autorizadas, comprometidas e averbadas, já desempenhadas.

Contribuem no produto Desmatamento Zero a CBRN, a CFA, PAmb, Instituto de Botânica – IBt, Fundação Florestal – FF e Instituto Florestal – IF.

3. Fiscalização

Sob a responsabilidade da Polícia Militar Ambiental, vinculada à Secretaria de Segurança Pública, o produto Fiscalização objetiva executar ações de combate e prevenção contra atos ilícitos ao meio ambiente, utilizando-se da aplicação de sanções administrativas previstas em legislação pertinente. Ressalta-se também a integração da PAmb com a CFA, a fim de elaborar e rever normas, bem como estabelecer e aperfeiçoar procedimentos para a proteção dos recursos naturais.

Atuando em diferentes temáticas as quais tratam desde a exploração ilegal da flora e da fauna à poluição das águas, solo e ar, a fiscalização ambiental realizou, entre os anos de 2010 e 2012, uma média aproximada a 120.000 (cento e vinte mil) atendimentos por ano, os quais resultam na lavratura de aproximadamente 13.000 (treze mil) autos de infração ambiental, ou seja, quase 11% (onze por cento) dos atendimentos efetuados pela PAmb (Figura 2). Desta forma, os atendimentos apontam a conformidade ambiental de muitas propriedades.

A implementação e o aprimoramento de instrumentos técnicos que auxiliam na fiscalização ambiental, especialmente na detecção de desmatamentos não autorizados em todo território paulista a partir do sensoriamento remoto, otimizam os esforços e elevam a eficiência das ações ostensivas.

Como resultado das autuações ambientais, foram apreendidos 78.575 animais, 10.786 st de lenha, 7.582 unidades de mourões e mais de 15.000 ha de áreas embargadas no território paulista, objetos de supressão ilegal, entre os anos de 2010-2012 (dados PAmb, 2013).

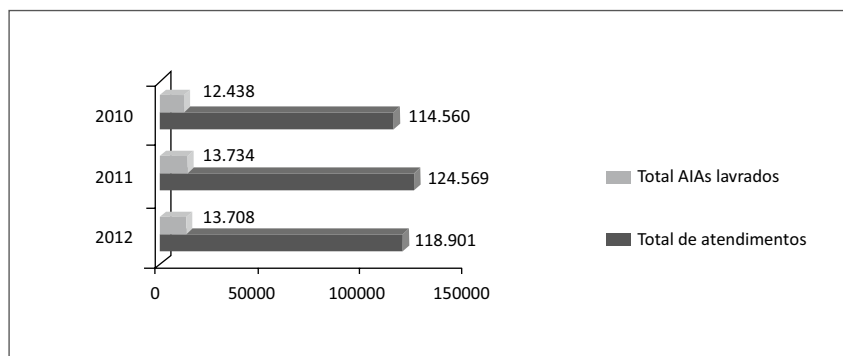


Figura 2 - Total de atendimentos da Polícia Militar Ambiental, realizados em boletim de ocorrência e total de autos de infração ambiental lavrados, entre 2010 a 2012. Elaborado pela CFA/SMA, 2013. (Fonte: PAmb e SIGAM, 2013)

Visando ao atendimento das Metas de Aichi, até o ano de 2020, a Fiscalização tem como novas ações a implantação da informatização da SMA e SSP, a execução de planos de fiscalização que envolvam unidades de conservação, áreas de mananciais, fauna, pesca ilegal e exploração de recursos florestais, bem como a continuidade das atividades já desenvolvidas.

Colaboram na fiscalização ambiental a CFA, CETESB, CBRN, IF, Fundação Parque Zoológico de São Paulo – FPZSP e FF.

4. Combate a queimadas e incêndios florestais

As queimadas e incêndios florestais contribuem intensamente para a degradação do meio ambiente, podendo causar a perda de remanescentes florestais, danos às comunidades faunísticas e acelerar a fragmentação dos habitats. Contribui para a emissão de inúmeras substâncias tóxicas à atmosfera, aumentando a poluição do ar.

Desta forma, o governo de estado instituiu o Sistema Estadual de Prevenção e Combate a Incêndios Florestais no Estado de São Paulo, visando à minimização dos impactos negativos. Para a efetivação do sistema, foi criada a Operação Corta Fogo com o objetivo de diminuir os focos de queimadas e incêndio florestal, a partir de ação integrada de combate com a SSP (PAmb, Corpo de Bombeiros), CETESB, CBRN, FF, IF, CEA, Casa Militar / Defesa Civil, Coordenadoria de Parques Urbanos - CPU e INPE, sob atual coordenação da CFA.

Foram implantados os programas de prevenção, combate, controle e monitoramento, onde são desenvolvidas ações que visam à formação de agentes multiplicadores, produção e distribuição de material educativo, priorização de áreas de risco, assim como ao estímulo à formação de planos de auxílio mútuo, criação e fortalecimento das brigadas nas unidades de conservação no estado.

Entre o período de 2010 a 2012, o número de focos de incêndios florestais foi reduzido em mais de 50% (cinquenta por cento), quando comparado a 2005, ano base instituído pela Política Estadual de Mudanças Climática (Figura 3).

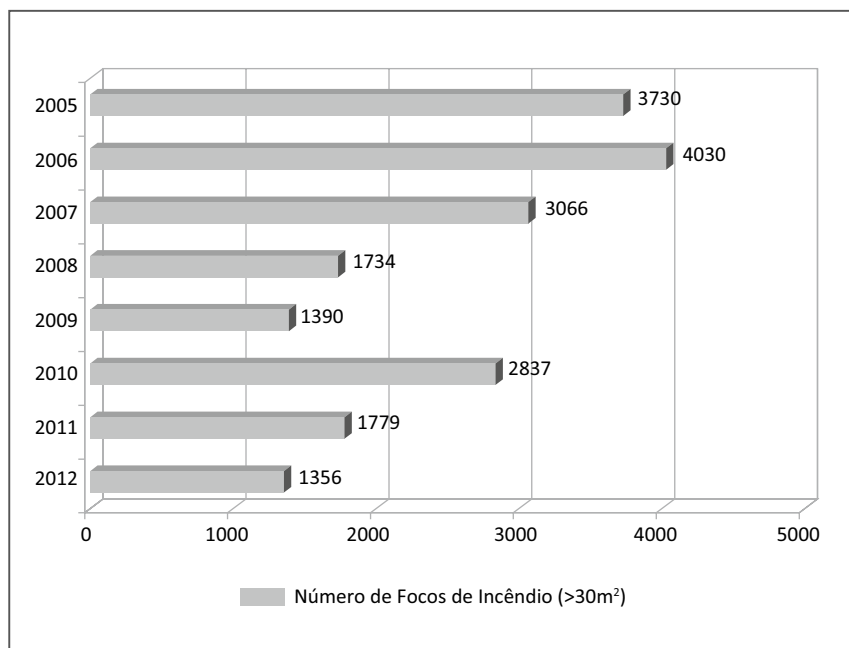


Figura 3 - Focos de queimadas e incêndios florestais detectados pelas imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, com linha de frente do fogo mensurado acima de 30m de comprimento e 1m de largura, no período compreendido entre 2005-2012.
Elaborado pela CFA/SMA, 2013. (Fonte: INPE, 2013)

Novas ações visam à implantação do Sistema de Monitoramento de Alertas, identificando em tempo real as condições climáticas que influenciam a ocorrência de queimadas e incêndios, com combate aéreo e campanhas educativas e preventivas nas praças de pedágio das rodovias. Com o desenvolvimento de técnicas alternativas ao uso do fogo para o manejo agrossilvipastoril, pretende-se erradicar a prática do uso do fogo, até o ano de 2020.

5. Espécies exóticas invasoras

As barreiras físicas e climáticas proporcionaram limitações na dispersão geográfica das espécies faunísticas e florísticas. Estando estas populações evoluindo de forma isolada, a introdução de espécies exóticas e invasoras é considerada uma das maiores ameaças à biodiversidade mundial.

Objetivando estabelecer uma estratégia estadual que identifique as espécies problemáticas, desenvolver e implementar métodos de controle erradicação destas, o produto Espécies Exóticas Invasoras é coordenado pela CBRN conjuntamente com FF, IBt, IF, CETESB, FPZSP, CFA, PAmb, Secretaria de Abastecimento e Agricultura - SAA, Secretaria de Saúde - SS e Instituto Oceanográfico-USP.

Pretende-se atingir a Meta Nove de Aichi, por meio de inúmeras ações, como: a identificação quanti e qualitativa das espécies, vetores e os focos de ocorrência geográfica das espécies exóticas com potencial de invasão nas unidades de conservação estado de São Paulo, desenvolvimento de ações/projetos da SMA referentes aos diagnósticos, monitoramento e manejo para o controle e erradicação destas espécies, bem como fomentar campanhas educativas sobre o tema.

A instituição do grupo de trabalho, formado pelas instituições da SMA, SAA e SS, para elaborar proposta de estratégia estadual para espécies exóticas invasoras e deliberações

CONSEMA, que recomendam estudos sobre o tema e reconhecem lista de espécies exóticas com potencial de bioinvasão, foram alguns dos avanços nos últimos três anos.

A fim de subsidiar discussões e tomada de decisão no GT, o corpo técnico da SMA e representantes das SAA e SS foram capacitados, bem como foi realizada a análise de risco de 30 (trinta) espécies, entre plantas, peixes e vertebrados terrestres exóticos. No momento, acontece a validação das espécies apontadas no estudo da análise de risco.

Até o ano de 2020, o GT pretende submeter à aprovação do CONSEMA as propostas de normativas que tratam sobre a lista de espécies exóticas com potencial de invasão e as diretrizes para o manejo (controle e erradicação) destas.

6. Considerações finais

Foram apresentadas no presente trabalho as estratégias para a redução dos impactos sobre a biodiversidade que a SMA está desenvolvendo em seus programas e projetos. Desta forma, tendo em vista a melhor eficácia das ações, busca-se o aprimoramento das ferramentas técnicas e a integração de diferentes instituições para o fortalecimento e execução das políticas públicas.

Para o atendimento das Metas de Aichi, foram apontados como passos futuros:

- a consolidação de um banco de dados unificado com as informações acerca da cobertura vegetal;
- a implantação da informatização integrada da SMA e SSP;
- a execução de planos de fiscalização que envolvam unidades de conservação, áreas de mananciais, fauna, pesca ilegal e exploração de recursos florestais;
- a implantação do Sistema de Monitoramento de Alertas, com identificação em tempo real das condições climáticas, bem como o combate aéreo;
- o desenvolvimento de técnicas alternativas à supressão de vegetação, queimadas para manejo agrossilvipastoril e introdução de espécies exóticas invasoras;
- campanhas educativas e preventivas visando à sensibilização da comunidade para a redução da biodiversidade e suas consequências.

7. Agradecimentos

Agradecemos a Adriana Goulart, Renata Mendonça, Major PM Paulo Henrique, Romeu Luizatto Filho, Thaís Guimarães, Cláudia Sato, colaboradores dos produtos aqui descritos, bem como Sérgio Murilo Santana, Gustavo Queiroz de Vita e Clarissa Lie Takeichi, os quais contribuíram essencialmente para a realização do presente trabalho.

Referências Bibliográficas

- Brasil. 1998. Lei de Crimes Ambientais nº 9.605, de 12 de Fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 13 fev.1998. Seção 1, p.29.
- Brasil. 2008a. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 23 dez. 2008. Seção 1, p.01.
- Brasil. 2008b. Decreto nº 6.514, de 22 de julho de 2008. Dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, estabelece o processo administrativo federal para apuração destas infrações, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 23 de jul. 2008. Seção 1, p.01.

- Brasil. 2008c. Decreto nº 6.660, de 21 de novembro de 2008. Regulamenta dispositivos da Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 22 nov. 2008. Seção 1, p.01.
- Brasil. 2012. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 28 mai. 2012. Seção 1, p.01.
- Brasil. Lei nº 12.727, de 17 de outubro de 2012. Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; e revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, o item 22 do inciso II do art. 167 da Lei nº 6.015, de 31 de dezembro de 1973, e o § 2º do art. 4º da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 out. 2012. Seção 1, p. 01.
- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis- IBAMA. 1994. Instrução Normativa IBAMA nº 01, de 17 de fevereiro de 1994. Dispõe sobre a definição de vegetação primária e secundária nos estágios pioneiro, inicial, médio e avançado de regeneração de Mata Atlântica. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 fev. 1994.
- São Paulo (Estado). 2010. Decreto nº 56.571, de 22 de dezembro de 2010. Regulamenta dispositivos da Lei nº 10.547, de 2 de maio de 2000, alusivos ao emprego do fogo em práticas agrícolas, pastoris e florestais, bem como ao Sistema Estadual de Prevenção e Combate a Incêndios Florestais, revoga o Decreto nº 36.551, de 15 de março de 1993, e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, SP, 23 dez. 2010.
- São Paulo (Estado). 2012. Decreto nº 57.933, de 02 de abril de 2012. Reorganiza a Secretaria do Meio Ambiente e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, SP, 03 abr. 2012.
- Secretaria do Meio Ambiente. 2009a. Gabinete do Secretário. Resolução SMA nº 31, de 20 de maio de 2009. Dispõe sobre os procedimentos para análise dos pedidos de supressão de vegetação nativa para parcelamento do solo ou qualquer edificação em área urbana. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, SP, 21 mai. 2009.
- Secretaria do Meio Ambiente. 2009b. Gabinete do Secretário. Resolução SMA nº 33, de 23 de maio de 2009. Dispõe sobre a criação de Gurpo de Trabalho para o desenvolvimento de proposta “Estratégias estadual sobre espécies exóticas invasoras”. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, SP, 24 mai. 2009.
- Secretaria do Meio Ambiente. 2009c. Gabinete do Secretário. Resolução SMA nº 64, de 11 de setembro de 2009. Dispõe sobre o detalhamento das fisionomias da Vegetação de Cerrado e de seus estágios de regeneração, conforme Lei Estadual nº 13.550, de 2 de junho de 2009, e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, SP, 12 set. 2009.
- Secretaria do Meio Ambiente. 2009d. Gabinete do Secretário. Resolução SMA nº 86, de 27 de novembro de 2009. Dispõe sobre os critérios e parâmetros para compensação

ambiental de áreas objeto de pedido de autorização para supressão de vegetação nativa no Estado de São Paulo. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, SP, 28 nov. 2009.

Secretaria do Meio Ambiente. 2010. Gabinete do Secretário. Resolução SMA nº 32, de 13 de maio de 2010. Dispõe sobre infrações e sanções administrativas ambientais e procedimentos administrativos para imposição de penalidades, no âmbito do Sistema Estadual de Administração da Qualidade Ambiental, Proteção, Controle e Desenvolvimento do Meio Ambiente e Uso Adequado dos Recursos Naturais – SEAQUA. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, SP, 14 mai. 2010.

Secretaria do Meio Ambiente. 2012. Gabinete do Secretário. Resolução SMA nº 23, 16 de abril de 2012. Acrescenta e altera dispositivos da Resolução SMA nº 032, de 11 de maio de 2010, que dispôs sobre infrações e sanções administrativas ambientais e procedimentos administrativos para imposição de penalidades, no âmbito do Sistema Estadual de Administração da Qualidade Ambiental, Proteção, Controle e Desenvolvimento do Meio Ambiente e Uso Adequado dos Recursos Naturais – SEAQUA. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, SP, 17 abr. 2012.

DIRETIVAS NORTEADORAS DO PROGRAMA MUNICÍPIO VERDE AZUL DA SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO

*Zuleica Maria Lisboa Perez*¹

*Luiz Mauro Barbosa*²

1. Introdução

O Instituto de Botânica (IBt) foi um dos pioneiros na ciência de restauração no Brasil, promovendo encontros científicos e discussões desde os anos 80. O Simpósio sobre Mata Ciliar, realizado pelo Instituto de Botânica de São Paulo, de 11 a 15 de abril de 1989, possibilitou ampla discussão sobre o tema entre profissionais da área, sendo considerado um marco histórico de restauração de áreas degradadas (RAD), Barbosa (2011).

Os participantes do evento recomendaram o esclarecimento sobre a importância das matas ciliares; a utilização da microbacia como unidade de análise; o uso de espécies nativas regionais; o estímulo à produção de sementes e mudas de espécies nativas; o estabelecimento de um fórum permanente sobre matas ciliares; e a promoção de eventos científicos bianuais.

Desde então, ao longo dos últimos 23 anos, foram realizados, apenas pelo Instituto de Botânica, mais de 20 eventos entre simpósio, seminários, workshops, cursos, encontros e um congresso nacional, em vários municípios do estado de São Paulo. Os workshops temáticos, sobre reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas, muito contribuíram para o avanço das políticas públicas no setor, embasando cientificamente a primeira resolução da Secretaria de Estado do Meio Ambiente sobre o assunto, SMA 21/2001, e suas atualizações posteriores: SMA 47/2003, SMA 58/2006 E SMA 08/2008, Barbosa (2011).

Em continuidade a essas ações de promoção do intercâmbio de conhecimentos, está sendo realizado o V Simpósio de Restauração Ecológica, excelente oportunidade para integração dos diversos setores, envolvidos nesta área de conhecimento, e também para a discussão de políticas públicas. Por esta razão, apresenta-se aqui o Programa Município Verde Azul - PMVA, da SMA, que tem como base a proposição de parâmetros ambientais, comuns a todos os 645 municípios do estado, mesmo considerando-se as particularidades de cada um deles. O estudo de caso, referente à implementação do PMVA no município de Espírito Santo do Pinhal (SP), com sua prefeitura representada neste evento, possibilitará a verificação de assertivas na condução do processo.

1 Coordenadora da Coordenadoria de Planejamento Ambiental, email: zuleicaperez@sp.gov.br

2 Diretor Geral do Instituto de Botânica

2. Objetivos

Os objetivos fundamentais do PMVA são o incentivo à presença da variável ambiental, na agenda municipal, e o estímulo, ao poder público local, para fortalecer o planejamento ambiental no seu entorno. Visa também ao desenvolvimento e aplicação de planos ambientais municipais de curto, médio e longo prazos, objetivando a melhoria das condições de vida de suas populações, com o foco na busca continuada por um desenvolvimento sustentável.

A concepção do programa prevê garantias de ações passíveis de execução pelos 645 municípios e tem, como princípio, a perpetuação do conhecimento gerado e incorporado à gestão ambiental, considerando diferenças regionais e orçamentárias que demandam planos ambientais diferenciados, porém sempre vinculados a uma agenda mínima, estrategicamente estabelecida.

3. Metodologia

A participação do PMVA é voluntária e inicia-se com a formalização por meio de um termo de adesão, com a nomeação de dois funcionários da administração pública local, que atuarão como interlocutor e suplente junto à equipe técnica do PMVA para o programa. Estes representantes recebem senha de acesso aos sistemas do PMVA, disponibilizada no site da SMA, para desenvolver o Plano de Ação Municipal, com periodicidade anual.

São duas equipes envolvidas, sendo uma do estado, formada pelo corpo técnico da Coordenadoria de Planejamento Ambiental (CPLA), responsável por atividades sobre o PMVA e pela viabilização de articulações com outros órgãos que compõem o Sistema Estadual de Meio Ambiente, e outra do município, que deve ser constituída pelo interlocutor e seu suplente, indicados pelo prefeito municipal, responsável pelo gerenciamento da implantação e pelo desenvolvimento dos planos municipais, face às diretivas propostas pelo PMVA.

A interação entre interlocutores e a equipe técnica do PMVA inicia-se com a capacitação de agentes públicos, oferecida anualmente e divulgada junto aos interlocutores municipais. Também é disponibilizado um sistema eletrônico do PMVA, via internet, ao qual o interlocutor e o suplente têm acesso, utilizando senhas individuais. O atendimento direto ao interlocutor pode ser ainda através de um núcleo da CPLA, que tem a responsabilidade de acompanhar a elaboração do Plano de Ação Municipal. Para este atendimento, pode ser usado correio eletrônico, contatos telefônicos e o atendimento presencial na SMA, ou no próprio órgão municipal.

A estratégia de estímulo a uma gestão ambiental local baseia-se na proposição de 10 diretivas, definidas anualmente e publicadas em resolução normativa que, além de permitirem a integração da agenda ambiental municipal com a estadual, possibilitam a busca continuada por um desenvolvimento sustentável. A composição dessas diretivas estabelece dois conjuntos de ações, o primeiro, formado por ações prioritárias para o alcance do objetivo nela indicado e o segundo, por pró-atividades que valorizam as aptidões culturais dos municípios e auxiliam no atendimento às ações prioritárias, que compõem o primeiro conjunto. Ano a ano, os tópicos evoluem em qualidade e complexidade.

4. Diretivas definidas para o ano de 2013

1. Esgoto Tratado - Ampliar os índices de coleta, transporte, tratamento e disposição, de forma adequada, dos esgotos urbanos.

2. Resíduos Sólidos - Fortalecer a gestão dos resíduos sólidos domiciliares e da construção civil, de programas ou ações de coleta seletiva e da responsabilidade pós-consumo.

3. Biodiversidade - Proteger e/ou recuperar áreas estratégicas para a manutenção da biota.

4. Arborização Urbana - Incrementar a gestão do meio ambiente urbano por meio do planejamento e definição de prioridades para a arborização urbana.

5. Educação Ambiental - Implementar a educação ambiental no âmbito formal e informal em três eixos: formação, capacitação e mobilização da comunidade.

6. Cidade Sustentável - Estimular o uso racional dos recursos naturais.

7. Gestão das Águas - Fortalecer a gestão municipal sobre a qualidade da água para abastecimento público.

8. Qualidade do Ar - Implementar atividades e participar de iniciativas que contribuam para a manutenção, ou melhoria da qualidade do ar e do controle da emissão excedente de gases de efeito estufa.

9. Estrutura Ambiental - Estimular o fortalecimento das secretarias / departamentos / diretorias de meio ambiente

10. Conselho Ambiental - Estimular o funcionamento regular dos Conselhos Municipais de Meio Ambiente.

É importante saber que, ao final de cada ciclo, os representantes municipais devem elaborar um relatório comentando os resultados obtidos, bem como estratégias e/ou metodologias utilizadas para alcançá-los, destacando os casos de sucesso e eventuais insucessos, o que cria condições para uma avaliação do desempenho dos municípios, na área ambiental, permitindo também um acompanhamento, ano a ano, de sua evolução.

O Índice de Avaliação Ambiental (IAA) é o indicador que afere as ações referentes às diretivas, sendo também o parâmetro para a emissão do Certificado Município Verde Azul, emitido pela SMA, que atesta a excelência do município na área de controle, preservação e melhoria das condições do meio ambiente. Os municípios são então classificados de acordo com o IAA obtido, tendo os melhores colocados maiores chances de acesso à obtenção de recursos, para a contínua melhoria da gestão ambiental.

5. Avaliação das diretivas

1. Esgoto Tratado - Avaliação da situação de todo o sistema de esgotamento sanitário, ou seja, a efetiva remoção da carga orgânica, em relação à carga potencial gerada pela população urbana, englobando também a coleta, o afastamento e o tratamento dos esgotos, até a destinação dada aos lodos gerados nas estações de tratamento, além dos impactos causados aos corpos hídricos, receptores dos efluentes.

2. Resíduos Sólidos - Avaliação das condições ambientais dos locais de tratamento e disposição final de resíduos, de programas de coleta seletiva, de planos de resíduos da construção civil, entre outros.

3. Biodiversidade - Avaliação de percentual de área ciliar preservada ou recuperada, de ações de proteção e/ou recuperação de áreas ciliares, de revitalização de córregos urbanos e existência de legislação de proteção de mananciais.

4. Arborização Urbana - Avaliação de plano de arborização urbana, existência de legislação contendo obrigatoriedade de arborização urbana em novos parcelamentos de solo, às expensas do empreendedor, viveiros próprios ou consorciados, e banco de sementes de árvores nativas da região.

5. Educação Ambiental - Avaliação de existência de lei municipal que institui a educação ambiental transversal, inserção da educação ambiental nas diretrizes pedagógicas da

Secretaria Municipal de Educação, criação ou existência de espaço dedicado à educação ambiental, ações de educação ambiental para a população como um todo, capacitação de dirigentes e professores municipais e ações de educação ambiental intermunicipais ou regionais.

6. Cidade Sustentável - Avaliação de ações visando à redução do uso de recursos naturais, de iniciativas que promovam o consumo sustentável, programas e ações relacionadas à fauna silvestre e à fauna doméstica, e ações relativas à utilização de madeira de origem legal.

7. Gestão das Águas - Avaliação de ações de sinalização dos mananciais, superficiais ou subterrâneos, ações de proteção sanitária dos poços de abastecimento, ações que promovam o uso racional da água, levantamento de perdas no sistema de abastecimento, drenagem urbana e monitoramento da água para abastecimento.

8. Qualidade do Ar - Avaliação da existência de legislação referente à fumaça preta e à fumaça urbana, ações voltadas à redução de emissão de gases do efeito estufa, participação em treinamento oferecido pelo Corpo de Bombeiros para brigadas antifogo, ou planos de desastres naturais.

9. Estrutura Ambiental - Avaliação de existência de estrutura ambiental, com nomeação de responsável, ações de articulações intermunicipais, fiscalizações ambientais, capacitação de agentes públicos em cursos voltados às questões do meio ambiente, participação em ações do Programa de Apoio aos Catadores e ações da prefeitura relacionadas aos planos de bacias.

10. Conselho Ambiental - Avaliação da existência de legislação que cria o Conselho Ambiental, de seu regimento interno e de documentos comprobatórios de seu funcionamento.

Para implementação do PMVA, a Secretaria Estadual de Meio Ambiente elaborou um manual de orientação a ser adotado como um instrumento de referência, tanto para os técnicos municipais, como para a equipe do PMVA, pois apresenta as ações previstas a serem realizadas pelos municípios, os indicadores para avaliação da consecução das ações, os critérios para pontuação, a forma como devem ser apresentadas e comprovadas as informações e, em alguns casos, as possíveis fontes de financiamento disponíveis.

A condução do programa se dá pela articulação entre a Secretaria de Estado do Meio Ambiente e os municípios, segundo os princípios estabelecidos pelo Sistema Estadual de Qualidade Ambiental- SEAQUA. Neste sexto ano de atividades, uma novidade do programa será a sua fusão ao Programa Pacto das Águas.

6. Conclusões

A ideia de se estabelecer uma interlocução mais ágil e efetiva com os órgãos que compõem o Sistema Estadual do Meio Ambiente, capaz inclusive de promover vantagens aos participantes do programa, já que estarão articulados com outros municípios, favorece o estabelecimento de ações conjuntas entre os participantes.

Nestes cinco anos, além do programa ter promovido inúmeros ganhos ambientais, proporcionou também o aprimoramento da aferição dos itens julgados.

O Certificado Município Verde Azul, emitido para todo o município com IAA igual ou superior a 80 pontos, foi concedido a 44 municípios em 2008, a 168, em 2009, a 144, em 2010, a 159, em 2011, e a 141, em 2012.

Dos 645 municípios paulistas, 256 já atingiram o IAA igual ou superior a 80 pontos, em pelo menos um ano, no período.

Entre 2009 e 2012, foram observados avanços significativos para a gestão ambiental no estado, a partir do aumento do número de municípios que passaram a formalizar a estru-

tura ambiental nas prefeituras. O número de municípios com secretarias, departamentos ou divisões de meio ambiente passou de 181, em 2008, para 539, em 2012.

Em consequência dessa participação, os planos de ação municipais apresentados ao PMVA, no período, mostraram o envolvimento de 144 municípios na execução de ações conjuntas de recuperação de mata ciliar, 361 municípios que criaram viveiros municipais, para viabilizar ações de reflorestamento e de arborização urbana, e 410 municípios com ações de coleta seletiva de resíduos.

Referências bibliográficas

Barbosa, L.M.; Barbosa, T.C.; Barbosa, K.C. Ferramentas disponíveis visando à restauração ecológica de áreas degradadas: contribuição do Instituto de Botânica de São Paulo da Secretaria de Estado do Meio Ambiente. *In*: BARBOSA, L. M., coord. Anais do IV Simpósio de Restauração Ecológica: Desafios Atuais e Futuros / Luiz Mauro Barbosa – São Paulo, Instituto de Botânica – SMA, 2011. p. 111-118.

Barbosa, L.M. 2011. Histórico de políticas públicas para a restauração de áreas degradadas do estado no São Paulo. *In*: T.H.K. Uehara & F.B. Gandara (orgs.). Cadernos da Mata Ciliar, IV, São Paulo, pp. 6-10.

Resolução SMA 47/03, SMA 58/2006 e SMA 08/2008. Orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas. 2003. Disponível em <www.ibot.sp.gov.br>.

São Paulo - SMA. Programa Município Verde Azul - Manual de Orientações, 2013, 47 p.

O PROGRAMA CENTROS MUNICIPAIS DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL DA SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO

Yara Cunha Costa¹

Os processos de preservação, recuperação e gestão ambiental, para serem efetivos, precisam do envolvimento da sociedade como um todo. A educação ambiental, nesse contexto, tem por princípio o meio ambiente concebido em sua totalidade, considerando a interdependência entre os meios natural, socioeconômico, político e cultural, sob o enfoque da sustentabilidade.

Por meio da educação ambiental, busca-se o desenvolvimento da compreensão integrada do meio ambiente em suas múltiplas e complexas relações, envolvendo aspectos ecológicos, históricos, psicológicos, legais, políticos, sociais, econômicos, científicos, culturais, tecnológicos e éticos, bem como a participação da sociedade na proteção, preservação e conservação do equilíbrio ambiental.

Buscando o desenvolvimento de uma política pública de educação ambiental com os municípios paulistas, a Coordenadoria de Educação Ambiental orienta a criação de espaços que propiciem a sensibilização da sociedade para participação ativa, permanente e responsável no zelo e na defesa da qualidade ambiental. Essa atuação junto aos municípios também objetiva contribuir com o cumprimento das Metas de Aichi (Plano Estratégico da Convenção sobre Diversidade Biológica), de modo a promover a capitalização de informações sobre biodiversidade até os municípios, para que as pessoas estejam cientes dos valores da biodiversidade e o que podem fazer para a conservação e uso sustentável dos recursos naturais.

O Programa **Centros Municipais de Educação Ambiental** estimula a criação de ambientes favoráveis ao envolvimento da população, para a promoção de atividades de sensibilização e mobilização, bem como o desenvolvimento de processos educativos contínuos.

Para a implantação dos centros municipais são considerados alguns elementos básicos: espaço físico para instalação do centro, sugestão de um rol básico de equipamentos e materiais de apoio para subsidiar as ações de educação ambiental, dimensionamento e composição da equipe responsável pela operação do centro e, especialmente, apoio à elaboração do projeto político-pedagógico de educação ambiental do município.

O projeto político-pedagógico deve contemplar diretrizes de organização, funcionamento, metodologias pedagógicas e programáticas para desenvolvimento de atividades de formação, sensibilização e mobilização dos munícipes para participação nas ações da agenda ambiental dos municípios.

Os centros municipais de educação ambiental, a serem instalados e geridos pela administração municipal, são implantados por meio da celebração de simples protocolos de

intenções para formalização da parceria Estado-Município e apoio técnico-pedagógico pela Coordenadoria de Educação Ambiental da Secretaria do Meio Ambiente.

No contexto da restauração ecológica e conservação da biodiversidade paulista, pode-se destacar a importância do envolvimento dos municípios, na concepção e implantação de espaços que propiciarão o acesso ao conhecimento e informações produzidas pelos institutos de pesquisa e demais órgãos vinculados à Secretaria do Meio Ambiente, com atuação nas diversas etapas da restauração ecológica.

AÇÕES AMBIENTAIS PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NO MUNICÍPIO DE ESPÍRITO SANTO DO PINHAL – SP

Tiago Cavalheiro Barbosa¹

O município de Espírito Santo do Pinhal, através do Departamento de Agricultura, Abastecimento e Meio Ambiente, visando a atender as diretrizes do Programa Município VerdeAzul – PMVA, bem como do Programa Centros Municipais de Educação Ambiental - PCMEA, da Secretaria de Estado do Meio Ambiente de São Paulo – SMA/SP, e integrando-se com os demais setores envolvidos, principalmente no que diz respeito à restauração ecológica de áreas degradadas, vem participar desta importante discussão de políticas públicas em torno desta temática.

Assim, será apresentada parte das ações que o município vem desenvolvendo a fim de aprimorar a gestão ambiental municipal, seguindo as políticas estabelecidas pelo PMVA e suas diretrizes, bem como as do PCMEA, dentro das ações de restauração e outras correlatas.

Neste contexto, desde o início do ano de 2013, a administração municipal, através de sua pasta competente, procurou aproximar-se da SMA, quando então pleiteou sediar o evento de capacitação dos interlocutores do PMVA, que se concretizou em 11 de abril de 2013, ocasião em que estiveram presentes diversas autoridades, dentre elas o Secretário de Estado do Meio Ambiente, Bruno Covas.



Figura 1 - Mesa de abertura do evento de capacitação dos interlocutores do PMVA, sediado no município de Espírito Santo do Pinhal – SP.

¹ Diretor de Agricultura, Abastecimento e Meio Ambiente do Município de Espírito Santo do Pinhal – SP - Email: tiago@pinhal.sp.gov.br

Na gestão ambiental municipal, diagnosticar os problemas, elencar prioridades, buscar ações técnicas, jurídicas e administrativas são parte das ações necessárias a serem desenvolvidas para traçar um planejamento adequado.

Em 2013, já foram iniciadas diversas atividades que farão parte de um calendário permanente para a educação ambiental, envolvendo parcerias do Departamento de Meio Ambiente com o Departamento de Educação e instituições de ensino do município, como escolas municipais e estaduais, a UniPinhal e a Etec Dr. Carolino da Motta e Silva.

Dentre as atividades decorrentes deste engajamento, as crianças da rede municipal de ensino participam de atividades educacionais sobre separação de materiais recicláveis e a importância de se preservar o meio ambiente. Encenações teatrais realizadas por funcionários do Departamento de Meio Ambiente, em parceria com empresas privadas da cidade, foram apresentadas às crianças, com o intuito de passar a elas os princípios da preservação ambiental. Além da teoria, as crianças têm a oportunidade de colocar em prática seu aprendizado, participando de gincanas ecológicas que contemplam coleta de óleo de cozinha, coleta de material reciclável e plantio de mudas nativas, integrando a consciência ecológica ao dia a dia das crianças.



Figura 2 - Prefeito municipal José Benedito de Oliveira (Zeca Bene), realizando plantio de árvores nativas em praça pública do município, no bairro Jardim Universitário.

Outro aspecto abordado, para se estabelecer o vínculo das crianças e estudantes com a natureza, diz respeito à realização de plantios de mudas de árvores nativas, em áreas ciliares e áreas verdes sem arborização, de domínio público. Neste ano, duas campanhas de plantio já foram realizadas, uma em área com solo descoberto, com início de processos erosivos, no bairro Jardim das Rosas, e outra por ocasião do Dia Mundial da Água, no córrego Maria Amélia, quando foram realizadas atividades não só de plantio, mas também de limpeza de rios, por meio de catação manual do lixo por estudantes da UniPinhal e da Etec, contemplando atividades de um projeto financiado pelo CNPq.

Para atender a demanda e garantir que o verde esteja sempre vistoso na cidade, no horto são produzidas mudas de mais de uma centena de espécies de árvores nativas, que contribuem para a restauração florestal nas áreas degradadas de município. Estas mudas também são doadas aos munícipes, sendo que na ocasião da doação estes recebem todas as orientações necessárias, como indicação de local adequado para plantio, modo de plantar e cuidados como adubação e irrigação, dentre outros.

Ainda referente à arborização urbana, um grande projeto teve início. Trata-se da preparação de um local que servirá de viveiro para acompanhar o desenvolvimento das mudas até um porte mais adequado ao plantio isolado em área urbana, otimizando assim os custos com a aquisição de mudas de médio a grande porte.

Além do verde, a preocupação com a água e o ar também são constantes. O prefeito municipal, o diretor da área de meio ambiente e a direção da SABESP entraram em acordo para antecipar a limpeza e desassoreamento da lagoa da estação de tratamento de esgoto (ETE), localizada na SP-342, limpeza esta que já começou no mês de junho/ 2013 e deverá estar concluída até dezembro de 2014.



Figura 3 - Campanha de plantio realizada em área verde do município, no bairro Jardim das Rosas.



Figura 4 - Estudantes envolvidos com o projeto, colocando a “mão na massa” e executando os plantios.

A cidade também está bem representada no Comitê de Bacias Hidrográficas do rio Mogi Guaçu, contando com representante em importantes comissões constituídas dentro do comitê.

Buscando desenvolver ações ambientais dentro das sub-bacias em que o território municipal está inserido, foi realizado o mapeamento de todas as nascentes (mais de 800) e das áreas ciliares do município, com o intuito de planejar e promover a restauração ecológica nas áreas degradadas.

Diante do exposto, observa-se que a gestão ambiental municipal, atuando em sintonia com as políticas públicas do Estado, vem se desenvolvendo e tendo importante papel na ação local, respeitando à máxima: “Pensar globalmente (Estado) e agir localmente (município)”.

RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM CONDIÇÕES SOB DIFERENTES AGENTES DE DEGRADAÇÃO E A IMPORTÂNCIA DA FAUNA NA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Antonio Claudio Davide¹

Neste painel serão abordados os temas: a) restauração ecológica de paisagens agrícolas; b) quantificação da degradação e risco em áreas mineradas no litoral norte de São Paulo; e c) importância da fauna na restauração ecológica.

Áreas mineradas são caracterizadas por sofrerem degradação intensa, muitas vezes irreversíveis, sob o ponto de vista da restauração do ecossistema original. São áreas relativamente pequenas onde frequentemente ocorrem a supressão da vegetação, dos horizontes superficiais do solo, alterações hidrológicas e grandes alterações na paisagem original.

A quantificação da degradação e riscos nessas áreas é uma importante ferramenta no planejamento das técnicas de recuperação, que até agora, para uma grande parte das situações, têm se limitado à mitigação da degradação. O lado positivo é que quase sempre não faltam recursos para os trabalhos de recuperação. Por outro lado, a degradação em áreas agrícolas ocorre em grandes extensões do território brasileiro, principalmente pela supressão da vegetação das áreas de preservação permanentes e reservas legais e pela perda da capacidade de produção dos solos agrícolas, causada por compactação de solos e processos erosivos.

Embora ainda persistam dificuldades técnicas para restauração dessas áreas, a maior dificuldade é encontrar mecanismos de abordagem que possam motivar os agricultores, notadamente os pequenos e médios, a aderirem à restauração de seus ecossistemas degradados. Existem grandes conflitos de interesses entre continuar produzindo ou imobilizar essas áreas para serem restauradas, o processo é extremamente oneroso para a grande maioria dos agricultores, que não dispõem desses recursos. Diante disso, a adoção da estratégia da regeneração natural poderia contribuir significativamente para a redução desses custos, sempre que houver condições para que a regeneração ocorra, como fontes de propágulos, presença de dispersores e condições de sítio para a germinação das sementes e estabelecimento das plantas. O papel da fauna, notadamente da avifauna, assume papel decisivo nos processos de regeneração natural. A dispersão de sementes por animais pode ocorrer em 50 a 90% das espécies arbóreas nas florestas tropicais e constituem-se em um importante serviço ambiental. No processo de dispersão de sementes, a interação entre plantas e aves possui uma relação assimétrica, ou seja, muitas plantas são atrativas a poucas aves, enquanto que poucas plantas são atrativas a muitas aves. “Espécies-chave” são mais procuradas pelos animais, por representarem as principais fontes de alimentos dentro das comunidades, e devem ser privilegiadas no início do processo de restauração.

1 Professor titular do Departamento de Ciências Florestais da Universidade Federal de Lavras

RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM MEIO A PAISAGENS AGRÍCOLAS

José Marcelo Domingues Torezan¹

1. Introdução

A restauração ecológica é tradicionalmente descrita como uma atividade intencional voltada para o restabelecimento de um ecossistema o mais próximo possível do original (SER, 2004). Este objetivo, no entanto, é problematizado a partir de diversos pontos de vista, ressaltando-se a fragilidade das referências históricas e a dinâmica inerente aos ecossistemas (Hobbs & Harris 2001) e até mesmo o impacto das mudanças globais (Harris *et al.*, 2006). Numa ponta do debate, estabelecido a respeito da pertinência das metas clássicas da restauração ecológica, está a proposição de que, sob determinadas condições, novos ecossistemas emergirão, apresentando forma e funcionamento diferentes dos originais (Hobbs *et al.*, 2006). Os questionamentos mais comuns a esta abordagem partem da questão epistemológica do papel que a referência histórica de ecossistema pode ter na definição das metas de restauração (Throop, 2004), em geral operando uma relativização similar ao tratamento que as utopias receberam, em alguns momentos, nas ciências sociais. No entanto, esta problemática está longe de ser apenas teórica e tem profundas implicações para a formulação de políticas públicas.

Visando a contribuir com este debate por meio da abordagem de questões práticas em um contexto específico, discutimos aqui a restauração ecológica nas paisagens outrora florestais, atualmente dominadas pela agricultura intensiva (ou agricultura empresarial, agribusiness, ou agricultura de commodities), presente em parte do país, em especial nas regiões produtoras de grãos.

2. Transformações na paisagem

Uma das características mais marcantes do agribusiness é a especialização, que, entre outras consequências, implicou na simplificação das paisagens, algo que pode ser observado, por exemplo, com o avanço da cultura canavieira no interior de São Paulo ou no “sistema soja” predominante, entre outras regiões, no interior do Paraná. Não é ocioso ressaltar que não raro trata-se de paisagens em que o habitat natural (a Mata Atlântica) já se encontra fortemente reduzido e fragmentado. Duas questões básicas da ecologia de paisagens podem ser arroladas aqui para prever impactos desta simplificação: os **efeitos de borda** e a **permeabilidade da matriz**.

Os chamados efeitos de borda, que consistem na tendência desigual à formação de um ecótono entre manchas de habitat e áreas utilizadas pelo homem, têm intensidade pro-

¹ Universidade Estadual de Londrina - Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas – CCB – BAV, Campus Universitário, Caixa Postal 10.011, 86057-970 Londrina - PR - torezan@uel.br

porcional ao contraste estrutural entre os ambientes (Ries *et al.*, 2004, Alignier & Deconchat 2011). Assim, florestas vizinhas de culturas agrícolas experimentam um contraste elevado e, consequentemente, efeitos de borda mais intensos do que os esperados para, por exemplo, florestas vizinhas de silvicultura. No que tange às transformações na paisagem mencionadas acima, a eliminação dos usos diversificados da terra, inerentes à agricultura tradicional e familiar, como plantações de árvores exóticas, cafezais, pastagens, fruticultura e aglomerados de árvores, substituídas por uma matriz uniformemente recoberta de agricultura, leva a um aumento da pressão ambiental na forma da elevação e da generalização dos efeitos de borda para áreas de habitat florestal, existentes ou em recuperação.

Esta uniformização da matriz da paisagem com um tipo de uso (a agricultura intensiva), cuja discrepância estrutural em relação às florestas é máxima, leva a outro tipo de consequência, a saber, alterações nos fluxos biológicos entre as manchas de habitat. Assim, matrizes homogêneas e estruturalmente dessemelhantes do habitat florestal oferecem forte resistência ao movimento da biota nativa, tornando-se menos permeáveis e levando a um isolamento genético e demográfico para a maioria das espécies florestais (Eycott *et al.*, 2012). Este isolamento provoca, nos fragmentos de habitat remanescente, a intensificação das extinções locais e a alteração estrutural das assembléias presentes nos mesmos. Nas áreas em recuperação, parte da biota, caso não seja objeto de reintrodução espontânea, deixa de tomar parte nos ecossistemas em formação, de modo que as trajetórias sucessionais são inexoravelmente afetadas. Uma das questões centrais, neste caso, é a capacidade limitada para manipular e reintroduzir espécies (à exceção das árvores), limitação tecnológica esta que certamente jamais será contornada.

3. Fertilizantes e pesticidas

Outra característica inerente às paisagens com predomínio de agricultura intensiva pode ser descrita como causa de mudanças permanentes nos contextos para a restauração ecológica: a escala da utilização de pesticidas e fertilizantes. Estes dois tipos de insumos, cujos resíduos atingem as manchas de habitat vizinhas aos campos agrícolas, podem ser associados a alterações na estrutura dos ecossistemas florestais.

As florestas tropicais são, regra geral, limitadas pela disponibilidade de nitrogênio nas fases iniciais da sucessão, e nas fases mais tardias pela disponibilidade de fósforo (Menge *et al.*, 2012), de forma que os processos de captura, alocação, ciclagem e competição por este nutriente moldam as assembléias florestais (Rastetter *et al.*, 2013). As culturas agrícolas modernas são baseadas em cultivares altamente exigentes em fertilização, e assim as práticas agrícolas incluem a introdução de quantidades enormes de nutrientes, mantendo a fertilidade acima dos níveis normalmente encontrados na maioria dos solos. A fração não utilizada destes nutrientes é carregada ou para camadas mais profundas do solo ou, pela superfície, para terrenos vizinhos. Não por acaso, um dos principais serviços ambientais prestados pelos ecossistemas de “mata ciliar” refere-se à retenção destes nutrientes e de sedimento, evitando que os mesmos atinjam diretamente as águas superficiais (Sparovek 2002, Uriarte & Yackulic 2011).

No entanto, uma questão que não tem sido problematizada é o efeito que esta entrada adicional de nutrientes, especialmente fósforo, teria sobre os próprios ecossistemas florestais, consistindo algo que poderia ser chamado de eutrofização terrestre. Espécies florestais capazes de beneficiar-se de quantidades excedentes de nutrientes minerais deslocariam espécies adaptadas a situações de escassez e super-competição, provocando ou intensificando um viés na composição das assembléias e, possivelmente, empobrecimento biológico. Uma manifestação extrema deste tipo de efeito seria a permanência de espécies ruderais, inclusive gramíneas, cujo deslocamento no curso normal da sucessão está associado ao progressivo sombreamento e ao aprisionamento dos nutrientes na biomassa (Mantoani *et al.*, 2012).

Numa outra perspectiva, é notável que o manejo nas três principais culturas de grãos (soja, trigo e milho) é realizado de forma independente da fauna nativa (polinização pelo vento ou autofecundação, controle de pragas químico e/ou por transgenia). Embora a independência deste tipo de agricultura em relação aos serviços prestados aos ecossistemas seja discutível (basta atentar, por exemplo, para a regulação climática regional), e que mesmo a sustentabilidade deste modelo de agricultura possa ser questionada por outros princípios, os possíveis efeitos sobre os ecossistemas naturais não são adequadamente conhecidos. No entanto, funções como a polinização e o controle populacional de plantas (Kearns *et al.* 1998, Martinez & Mgocheki, 2012) podem ser profundamente afetados, culminando com efeitos sobre a organização dos ecossistemas florestais e, portanto, com implicações profundas para a restauração ecológica. Em outras palavras, não se sabe que proporção da biota que as atividades de restauração visam a restabelecer poderá conviver com resíduos de pesticidas. No que tange ao restabelecimento da vegetação nativa, a recuperação da fauna de invertebrados, especialmente insetos polinizadores, é crucial.

4. Considerações finais

É forçoso reconhecer, diante deste contexto, que tanto a conservação dos fragmentos remanescentes, quanto a restauração de ecossistemas, almejando florestas similares às originais, tornaram-se objetivos caracterizados por um elevado grau de dificuldade, quando em meio a paisagens dominadas pela agricultura intensiva moderna. É preciso ressaltar que este reconhecimento não sugere o abandono de critérios rígidos para a restauração ecológica, uma vez que as motivações para esta atividade, tanto no campo utilitarista dos serviços ambientais, quanto da conservação da biodiversidade como um valor em si mesma, é que devem efetivamente governar as adaptações a serem feitas nos métodos utilizados, que podem eventualmente tornarem-se mais caros e/ou socialmente menos aceitos, dentro dos limites impostos pela técnica, cujo desenvolvimento evidentemente é finito. Por outro lado, mudanças no manejo dos agroecossistemas também devem ser seriamente consideradas.

Referências Bibliográficas

- Alignier, A. & M. Deconchat 2011. Variability of forest edge effect on vegetation implies reconsideration of its assumed hypothetical pattern. *App Veg Sci* 14: 67–74
- Eycott, A. E., G. B. Stewart, L. M. Buyung-Ali, D. E. Bowler, K. Watts & A. S. Pullin 2012. A meta-analysis on the impact of different matrix structures on species movement rates *Landscape Ecol* DOI 10.1007/s10980-012-9781-9
- Harris, J. A., R. J. Hobbs, E. Higgs and J. Aronson 2006. Ecological Restoration and Global Climate Change. *Restoration Ecology* 14(2): 170–176
- Hobbs R. J. & J. A. Harris 2001. Restoration Ecology: Repairing the Earth's Ecosystems in the New Millennium. *Restoration Ecology* 9 (2): 239–246
- Hobbs, R.J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J.S., Bridgewater, P., Cramer, V.A., Epstein, P.R., Ewel, J.J., Klink, C.A., Lugo, A.E., Norton, D., Ojima, D., Richardson, D.M., Sanderson, E.W., Valladares, F., Vila, M., Zamora, R. and Zobel, M. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* 15: 1–7.
- Kearns, C. A., D. W. Inouye & N. M. Waser 1998. Endangered mutualisms: The Conservation of Plant-Pollinator Interactions. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 29: 83-112

- Mantoani, M. C., Andrade, G. R., Cavaleiro, A. L. e Torezan, J. M. D. 2012. Efeitos da invasão por *Panicum maximum* Jacq. e do seu controle manual sobre a regeneração de plantas lenhosas no sub-bosque de um reflorestamento. *Semina: Ciências Biológicas e da Saúde, Londrina*. 33 (1): 97-110.
- Martinez, J.J.I. & Mgocheki, N. 2012. Impact of a long-term mating-disruption management in crops on non-target insects in the surrounding area. *J. Insect Cons.* 16(5): 757-762
- Menge, D. N. L., Lars O. Hedin¹ & S. W. Pacala 2012. Nitrogen and Phosphorus Limitation over Long-Term Ecosystem Development in Terrestrial Ecosystems. *PloS One* 7(8): e42045
- Rastetter, E. B., R. D. Yanai, R. Q. Thomas, M. A. Vadeboncoeur, T. J. Fahey, M. C. Fisk, B. L. Kwiatkowski & S. P. Hamburg 2013. Recovery from disturbance requires synchronization of ecosystem nutrient cycles. *Ecol. App.* 23(3): 621–642.
- Ries, L., Fletcher Jr, R.J., Battin, J. and T.D. Sisk 2004. Ecological Responses To Habitat Edges: Mechanisms, Models and Variability Explained. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, **35**:491–522.
- SER - Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International. 15p.
- Sparovek, G.; Ranieri, S.B.L.; Gasser, A.; Maria, I.C.; Schnug, E.; Santos, R.F. & Joubert, A. 2002. A conceptual framework for the definition of the optimal width of riparian forests. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 90: 169-175.
- Throop, William. 2004. Restoration Ecology: The Challenge of Social Values and Expectations. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2 (1): 47–48.
- Uriarte, M. & Yackulic, C.B. 2011. Influence of land use on water quality in a tropical landscape: a multi-scale analysis. *Landscape Ecology* 26: 1151-1164.

QUANTIFICAÇÃO DA DEGRADAÇÃO E RISCO EM ÁREAS MINERADAS DO LITORAL NORTE, SP

Cláudio José Ferreira¹

1. Introdução

A extração mineral no Litoral Norte serviu de base para a instalação da infraestrutura viária e da ocupação urbana dessa região desde a década de 1950. Os bens minerais mais explorados incluem saibro para aterro, areia para construção civil, cascalho, rocha ornamental, rocha para brita e rocha para cantaria (Figura 1). Ainda que sejam bens minerais abundantes e não requeiram tecnologias sofisticadas para sua produção, seu aproveitamento desordenado ocasionou grave degradação ambiental. As áreas degradadas pela mineração depreciam o patrimônio paisagístico da região com vocação turística, oferecem perigos à população, a equipamentos e ao meio ambiente relacionados a movimentos de massa e veiculação hídrica, consistindo num fator impeditivo à atividade econômica de mineração (Chiodi *et al.*, 1982, Chierigati & Macedo 1982, Bitar *et al.*, 1985, Bitar 1990, Braga *et al.*, 1991, Silva 1995, Saraiva 2001, Ferreira *et al.*, 2005, 2008a,b, Ferreira 2006, Santoro *et al.*, 2007, Ferreira & Cripps 2009, Ferreira & Fernandes da Silva 2010).

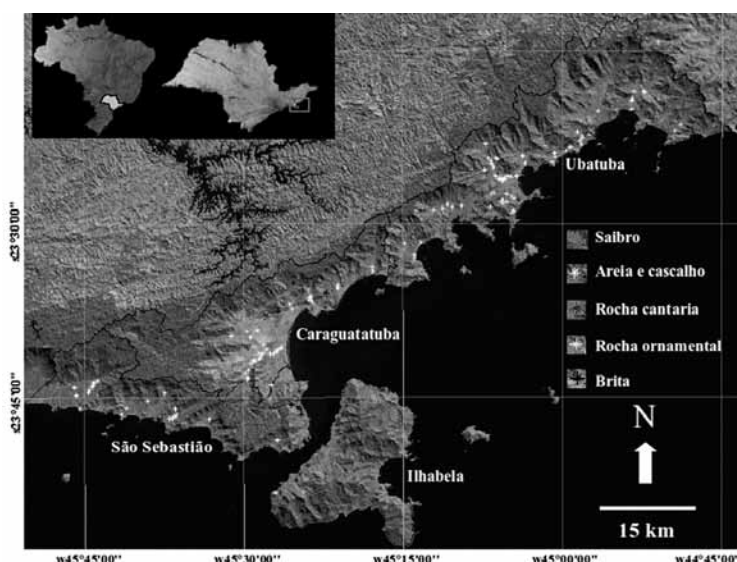


Figura 1 - Localização da área de estudo e distribuição das extrações e tipos de bens minerais.

O trabalho tem como objetivo mostrar a evolução do conhecimento e das formas de caracterização da degradação e do risco associado às extrações de bens minerais, nas en-

costas da Serra do Mar no Litoral Norte (saibro e rochas ornamental, cantaria e brita), e sua aplicação em políticas públicas.

Os conceitos utilizados consideram:

- **Área degradada:** área que foi utilizada por operações industriais, extração mineral ou demais usos e ocupações que negligenciaram cuidados básicos, resultando na sua incapacidade de um uso futuro, sem alguma forma de recuperação ou remediação (Bell & Genske 2000);

- **Risco:** combinação da probabilidade de ocorrência de um evento e suas consequências negativas (ONU 2009), sendo a análise de risco, método para determinar a natureza e extensão do risco, pela análise dos perigos potenciais e avaliação das condições de vulnerabilidade que juntos podem potencialmente provocar danos a pessoas, propriedades, meios de subsistência e meio ambiente dos quais a sociedade depende (ONU 2009);

- **Perigo (P):** probabilidade de ocorrência de fenômeno, substância, atividade humana ou condição que pode causar perda de vidas, ferimentos ou outros impactos na saúde, danos a propriedades, perda de bens e serviços, distúrbios sociais e econômicos e danos ao meio ambiente (ONU 2009);

- **Vulnerabilidade (V):** características e circunstâncias de uma comunidade, sistema ou bem que a fazem suscetível aos efeitos de um perigo (ONU 2009);

- **Exposição ou Dano (D):** Pessoas, propriedades, sistemas ou outros elementos presentes em zonas perigosas que estão portanto sujeitas a danos potenciais. Medidas da exposição podem incluir o número de pessoas ou tipos de valores presentes em uma área. Essa quantidade pode ser combinada com a vulnerabilidade do elemento exposto a qualquer perigo em particular para estimar o risco (ONU 2009).

2. Caracterização qualitativa da degradação e risco

Os estudos mais abrangentes sobre os recursos minerais do Litoral Norte iniciaram-se na década de 1970 e 1980 e enfocavam a atividade de mineração com o viés do aproveitamento econômico (Chiodi *et al.*, 1982; Macedo & Chieregati, 1982). A visão da atividade de mineração como causadora de impactos ambientais e geradora de perigos geológicos surge a partir do final da década de 80, relacionada à elaboração do relatório sobre a instabilidade da Serra do Mar e situações de risco. Na adoção de suas diretrizes, principalmente na execução de cartas geotécnicas municipais e na implantação do Plano Preventivo de Defesa Civil específico para Escorregamentos nas Encostas da Serra do Mar – PPDC, as áreas de lavras são descritas detalhadamente quanto aos seus impactos ambientais e perigos associados, com vistas à avaliação dos riscos, conforme podemos encontrar em Bitar (1990), Silva (1995) e Saraiva (2001).

Ferreira (2006) uniformiza os dados prévios e atualiza-os com base em novas informações obtidas da análise de processos de licenciamento ambiental, trabalhos de campo e interpretação de imagens de satélite Landsat de resolução 15m. Adota-se a visão de que o aproveitamento dos bens minerais no Litoral Norte devem, prioritariamente, promover a recuperação ambiental das áreas paralisadas e diminuir seus perigos geológicos-hidrológicos. A abordagem alia o potencial mineral com uma avaliação dos perigos de processos de movimentos de massa e inundação, da vulnerabilidade e do valor dos elementos do entorno, pessoas e bens, às praças de lavra (Figura 2).

Os critérios utilizados foram:

- **Classificação quanto à dimensão em quatro classes:** Muito Grande – quando a produção for $\geq 5000 \text{ m}^3/\text{mês}$ ou a área total for $\geq 100\text{ha}$; Grande – quando a produção for $< 5000 \text{ m}^3/\text{mês}$ e $\geq 3000 \text{ m}^3/\text{mês}$ ou a área total for $< 100\text{ha}$ e $\geq 50\text{ha}$; Média – quando a produção for $< 3000 \text{ m}^3/\text{mês}$ e $\geq 1000 \text{ m}^3/\text{mês}$ ou a área total for $< 50\text{ha}$ e $\geq 10 \text{ ha}$; Pequena - quando a produção for $< 1000 \text{ m}^3/\text{mês}$ e a área total for $< 10 \text{ ha}$.

- **Classificação quanto às características geológicas-geotécnicas para o aproveitamento econômico em três classes:** Favorável, Média e Desfavorável. Por meio de avaliação das descrições do cadastro procurou-se inferir a quantidade de material existente aproveitável, relações de contato solo/rocha, litologia e processo de alteração, assim como parâmetros como necessidade e/ou possibilidade de retaludamento, existência de cobertura vegetal de crista e necessidades de obras de drenagem superficiais ou sub-superficiais.

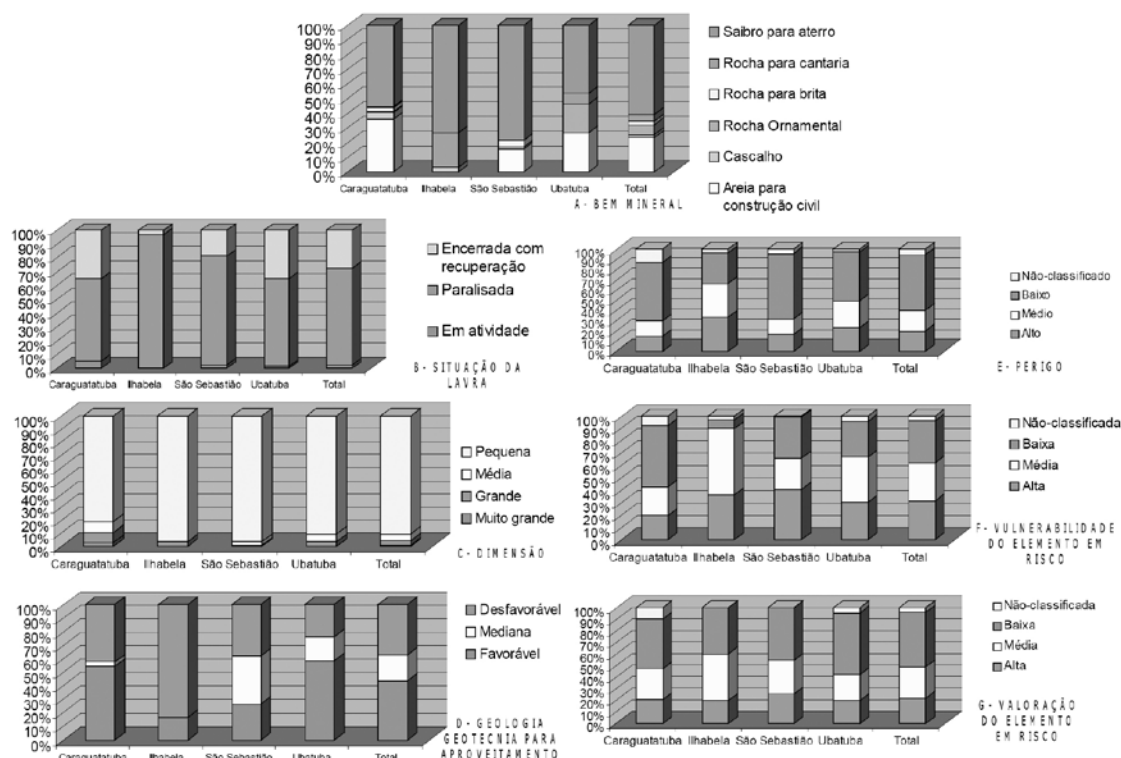


Figura 2 - Distribuição estatística dos parâmetros utilizados por Ferreira (2006) para caracterização do risco e potencial mineral das áreas degradadas pela extração mineral do Litoral Norte.

- **Classificação quanto ao perigo local em três classes:** Alta, Média e Baixa. Por meio de avaliação das descrições do cadastro, classificou-se relativamente uma associação de parâmetros, tais como dimensões, necessidade de revegetação, potencial de complicações geotécnicas, ocorrência de erosão, escorregamentos, inundação e aumento dos impactos ambientais.

- **Classificação quanto à vulnerabilidade dos elementos sujeitos a processos relacionados a atividade de lava (elementos em risco) em três classes:** Alta, Média e Baixa. As classes de vulnerabilidade expressam uma gradação dos tipos de uso, densidade populacional e aspectos construtivos das residências e obras de infraestrutura nas proximidades da área de lava.

- **Classificação quanto às consequências (valoração do elemento em risco – população, residências, estradas, oleoduto, torres de alta tensão, estação de tratamento de água) em três classes:** Alta, Média e Baixa. Foram adotadas as seguintes convenções: valoração baixa- poucas residências (1-4 casas), zona rural, mata, pastagens; valoração média- número maior de casas (5-25), estrada municipal importante; valoração alta- rodovia estadual, linhas de alta tensão, ocupação urbana de média a alta densidade.

Os resultados obtidos por Ferreira (2006) indicam que o principal bem mineral da região é o saibro para aterro (62%), seguido de areia para construção civil (23%) e cascalho, rocha ornamental, rocha para cantaria e rocha para brita (15%). No entanto, os municípios apresen-

tam variações importantes, como por exemplo, a ocorrência de rocha para cantaria em Ilhabela e de rocha ornamental em Ubatuba. Apenas 2,5% das lavras estão em atividade, sendo que apenas uma não está regularizada com as licenças ambientais. Grande parte, cerca de 70%, está paralisada sem recuperação ambiental; destas, 26 (9%) apresentam processo de licenciamento ambiental em andamento ou já estão licenciadas, enquanto em 249 (91%), nunca foi iniciado o processo de licenciamento. Cerca de 27% das lavras foram classificadas como recuperadas, ainda que apenas uma, em São Sebastião, seja fruto da implantação de plano de recuperação. Quanto à dimensão, a grande maioria (90%) das áreas mineradas foi classificada como de pequeno porte, sem grande variação por município. Quanto ao potencial local de aproveitamento econômico, há um predomínio de condições favoráveis (44%), exceto para Ilhabela e São Sebastião, onde há predomínio das condições desfavoráveis. Cerca de 20% das áreas foram classificadas como expostas a perigos relacionados a movimentos de massa e inundação em nível alto, sendo que em Ilhabela esse percentual chega a 36%. A vulnerabilidade divide-se igualmente entre as classes alta, medianas e baixa. Cerca de 20% das áreas apresentam entorno com ocupação classificada como de alto valor, enquanto 27% foram enquadradas como de médio valor e 47% foram classificadas como de baixa valoração.

3. Caracterização numérica da degradação e risco

O desenvolvimento dos estudos a partir do uso de imagens de alta resolução e de procedimentos em sistemas de informações geográficas (Ferreira *et al.*, 2008a,b; Ferreira & Fernandes da Silva 2008, Ferreira & Cripps 2009, 2010; Ferreira 2012) caracterizou-se pela adoção de uma abordagem quantitativa numérica do problema de cálculo do risco e da degradação das áreas mineradas.

Cálculo do Risco

A análise de risco foi feita com base na equação: $R = P \times V \times D$, equação [1], onde, R = risco; P = perigo a evento de deslizamento de massa; V = vulnerabilidade do elemento em risco; D = exposição (dano) do elemento em risco.

- **Cálculo do perigo** - foram utilizadas as variáveis: a) inclinação média da encosta; b) amplitude altimétrica (obtidas de curvas de nível na escalas 1:10.000 e 1:50.000); c) traços erosivos; d) linhas de quebra do talude (obtidas a partir da interpretação de fotografias aéreas digitais de resolução 1m, de 2001, na escala nominal de 1:3.000); e e) potencial de indução da cobertura (solo exposto e vegetação arbustiva e herbácea), obtido pela classificação supervisionada de imagem de 2001. A equação utilizada para o cálculo do perigo foi: $P = 0,4 \cdot De + 0,15 \cdot A + 0,15 \cdot E + 0,15 \cdot Q + 0,15 \cdot PI$ equação [2], onde, P = perigo; De = inclinação média da encosta (graus); A = amplitude da encosta (m); E = soma dos traços erosivos (m); Q = soma das linhas de quebra do talude (m); PI = área de solo exposto e vegetação arbustiva e herbácea.

- **Cálculo da vulnerabilidade** - foi adotada uma ponderação de classes para moradias e estradas e foi calculado um índice composto segundo a fórmula: $V = 0,7 \cdot V_{res} + 0,3 \cdot V_{estr}$ equação [3], onde, V = vulnerabilidade; V_{res} = vulnerabilidade residências; V_{estr} = vulnerabilidade estradas.

- **Cálculo do índice de dano** - foi contado o número de residências e extensão de rodovias e estradas existentes no interior dos polígonos das áreas degradadas e numa faixa de distância de até 50m dos limites da área, combinado com a vulnerabilidade do elemento exposto e perigo. Calculou-se um índice de Dano conforme fórmula abaixo: $D = P \cdot V \cdot (0,7 \cdot D_{res} + 0,2 \cdot D_{rod} + 0,1 \cdot D_{estr})$ equação [4], onde, D = dano; P = perigo; V = vulnerabilidade; D_{res} = dano residências; D_{rod} = rodovias; D_{estr} = dano estradas.

Cálculo da degradação

A análise da degradação foi feita com base na equação: $D = 0.399xQ + 0.353xE + 0.184xSe + 0.064xVh$, equação [5], onde, D = degradação; Q = soma das linhas de quebra do talude; E = soma dos traços erosivos; Se = área de solo exposto; V = área de vegetação herbácea-arbustiva. Detalhes da seleção das variáveis estão descritos em Ferreira *et al.* (2008a). Todos os índices obtidos foram normalizados para o intervalo de 0-1 pelos valores máximos e mínimos de 324 áreas degradadas do Litoral Norte. Os trabalhos de campo permitiram aferir os resultados obtidos na etapa de geoprocessamento e sensoriamento remoto, obter dados de detalhe e documentar fotograficamente a área. A figura 3 mostra os principais elementos analisados nos procedimentos de SIG e Sensoriamento Remoto realizados no SIG Spring (Câmara *et al.*, 1996).



Figura 3 - Principais elementos analisados para cálculo dos índices de risco e degradação.

Convenções: polígono da área de interesse (linha preta) com a cobertura da terra classificada em solo exposto, vegetação arbustiva e vegetação herbácea (inserção canto inferior direito); linha de distância de 50m (linha vermelha) utilizada para contagem de residências; linhas de quebra do talude (em azul); linha de processos erosivos (linhas em laranja); curvas de nível (linhas finas em amarelo).

Segundo Ferreira (2012).

4. Aplicação dos resultados em apoio às políticas públicas, em especial ao licenciamento ambiental

O estudo tem grande potencial para subsidiar políticas públicas, tais como proteção e defesa civil, planejamento territorial, ordenamento mineiro, entre outras, porém um exemplo concreto de aplicação do método e dos resultados foi feito em auxílio ao licenciamento ambiental.

O Zoneamento Ecológico-Econômico do Litoral Norte (Decreto Estadual 49.215, de 7 de dezembro de 2004) orienta o processo de ordenamento territorial e apoia as ações de monitoramento, licenciamento, fiscalização e gestão da zona costeira. Em relação ao zonea-

mento terrestre, o decreto adotou cinco classes, desde a mais preservada (zona 1 - Z1) até a dominada por componentes urbanos e atividades industriais (zona 5 - Z5). Entre os usos e atividades permitidas, a mineração é permitida a partir da zona 2 (Z2), com base em planos diretores regional e municipais. No entanto, muitas áreas mineradas ocorrem parcialmente ou totalmente enquadradas em Z1, o que impediria qualquer tipo de intervenção, mesmo aquelas voltadas para a recuperação da área ou redução do risco. Os resultados permitiram avaliar se o grau de degradação e de risco de uma área específica é compatível com a proposta de instalação de um empreendimento de mineração, cuja solicitação sustenta-se na redução da degradação e do risco, o que justificaria a cessão de autorização especial para continuidade do licenciamento ambiental. Para isso elaborou-se um gráfico Risco vs Degradação, onde os resultados foram divididos em quatro classes pelo método do quartil, no qual definem-se os valores do quartil inferior, centro e quartil superior do conjunto de dados, no sentido de que uma igual proporção de dados enquadra-se em cada um dos quartis. Cada setor corresponde a: 1) risco baixo/ degradação baixa; 2) risco alto/ degradação baixa; 3) risco baixo/ degradação alta; 4) risco alto/ degradação alta. (Figura 4).

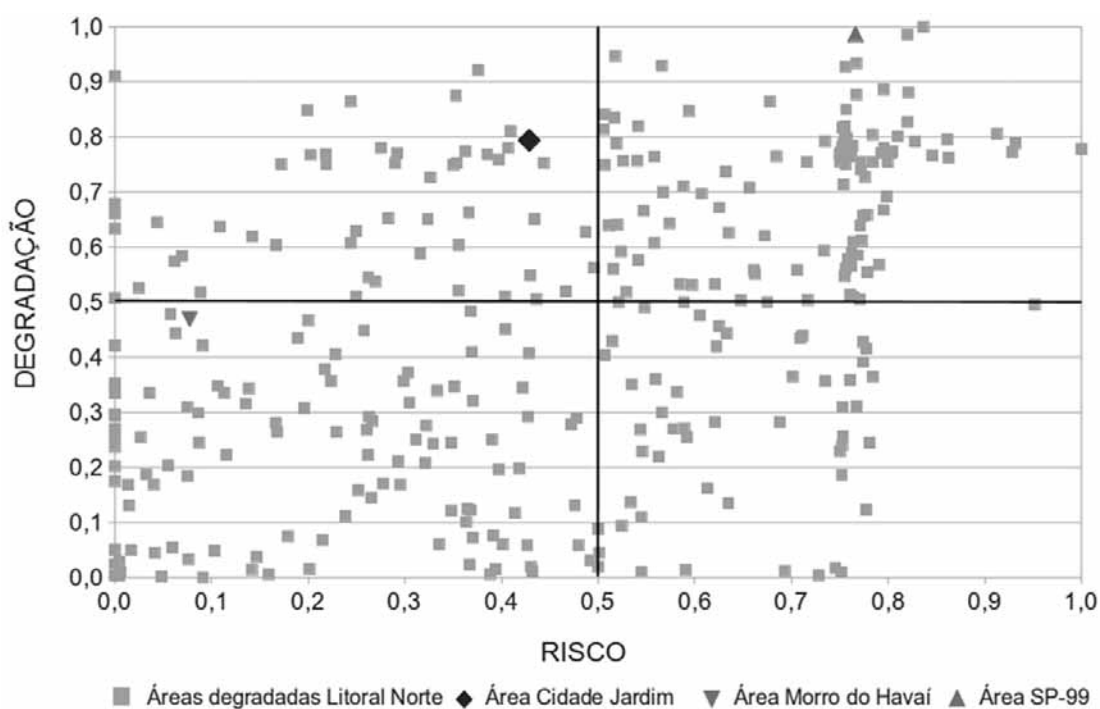


Figura 4 - Gráfico risco vs degradação das áreas mineradas em encostas do Litoral Norte, com destaque para três áreas situadas em Z1 onde a análise subsidiou o processo de tomada de decisão do órgão licenciador estadual.

O método foi aplicado em três processos distintos de licenciamento ambiental de empreendimentos de mineração situados em Z1, adotando-se como linha de corte para a emissão de autorização especial o quadrante superior direito (valores de degradação e risco maiores que 0,5). A degradação ambiental, refletida pelo índice de degradação, é alta para as áreas SP-99 e Cidade Jardim, o que indicaria a necessidade de medidas de recuperação prementes, entre elas a eventual extração de saibro, no entanto apenas a área SP-99 apresenta situação de risco acima de 0,5. Em relação à área Morro do Havaí, tanto o baixo índice de degradação como o de risco mostram que medidas recuperativas mais simples seriam suficientes e que a implantação de atividades de extração de saibro não seriam coerentes com a recuperação ambiental.

5. Conclusões

A análise de risco a escorregamento e a quantificação da degradação ambiental das áreas de extração mineral das encostas da Serra do Mar, no Litoral Norte de São Paulo, foram temas presentes nos estudos realizados desde a década de 1980. Evidencia-se uma passagem de abordagens mais qualitativas para abordagens numéricas, que podem ser utilizadas mais objetivamente como referência para gestores ambientais da área de licenciamento ambiental.

Referências Bibliográficas

- Bell, F.G.; Genske, D.D. 2000. Restoration of derelict mining sites and mineral workings. *Bull Eng Geol Env* 59:173–185.
- Bitar, O.Y. 1990. Mineração e usos do solo no litoral paulista: estudo sobre conflitos, alterações ambientais e riscos. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1990. 162 p.
- Bitar, O.Y.; Campos, H.C.N.S.; Lemos, A.C.P.N. 1985. Planejamento e manejo mineral municipal – a experiência no município de Ubatuba. In: SIMP. REG. GEOL., 5, São Paulo, 1985. Atas... SBG-SP, São Paulo. v. 1, p. 99-114.
- Braga, T. de O.; Fornasari Filho, N.; Soares, P.V. 1991. Abordagem ambiental sobre a atividade de mineração na Carta Geotécnica do município de Ubatuba-SP. In: SIMP. GEOL. SU-DESTE, 6, São Paulo, SP, 1991. Atas... SBG-SP, São Paulo, p. 353-359.
- Câmara, G.; Souza, R.C.M.; Garrido, J. 1996. Spring: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. *Computers & Graphics*, 20: (3) 395-403.
- Chieregati, L.A.; Macedo, A.B. 1982. Economia mineral das rochas ornamentais. In: CONGR. BRAS. GEOL., 32, Salvador, 1982. Anais..., SBG, São Paulo, v.3, p. 1191-1198.
- Chiodi, D.K.; Theodorovicz, A.M. de Godoy; Theodorovic, A. & Silva, L.M. 1982. Projeto planejamento mineral na ocupação do solo em área de atuação da SUDELPA. Relatório Técnico. São Paulo, Governo do Estado de São Paulo, Secretaria de Economia e Planejamento, Superintendência do Desenvolvimento do Litoral Paulista – SUDELPA. 2v.
- Ferreira, C.J. 2006. Hazards related to small mining of minerals for use in construction (sand, stone and residual soil) in the North Coast of State of Sao Paulo, Brazil. In: International Disaster Reduction Conference, 2006, Davos. Proceedings of the International Disaster Reduction Conference. Birmensdorf and Davos : Swiss Federal Research Institute WSL, 2006. v. 1. p. 250-250.
- Ferreira, C.J. 2012. Análise de risco a escorregamento e da degradação em apoio ao licenciamento ambiental da mineração, Litoral Norte, SP. In: Congresso Brasileiro sobre Desastres Naturais, 1, 2012, Rio Claro, SP. Anais... UNESP:Rio Claro. CD-ROM.
- Ferreira, C.J.; Cripps, J.C. 2009. Avaliação quantitativa da degradação relacionada à exploração mineral no litoral norte do estado de São Paulo. In: Simpósio de Geologia do Sudeste, XI, Águas de São Pedro, SP, 14 a 17/10/2009, Sociedade Brasileira de Geologia. Anais..., p. 123.
- Ferreira C.J.; Cripps, J.C. 2010. Evolution of land degradation among the watersheds of the North Coastal Zone, State of Sao Paulo, Brazil. In: Willians, A.L.; Pinches, G.M.; Chin, C.Y.; McMorran, T.J.; Massey, C.I. (eds.). *Geologically Active*. CRC Press/Balkema/Taylor & Francis Group, London, UK. ISBN 978-0-203-83825-9 (eBook): p. 1857-1862.

- Ferreira, C.J.; FERNANDES-DA-SILVA, P.C. 2008. O uso de sistema de informações geográficas na priorização de áreas para aproveitamento mineral de saibro em áreas degradadas, Ubatuba, SP. *Revista do Instituto Geológico*, v. 29, p. 19-31, 2008.
- Ferreira, C.J.; Brollo, M.J.; Ummus, M.E.; Nery, T.D. 2008a. Indicadores e quantificação da degradação ambiental em áreas mineradas, Ubatuba (SP). *Revista Brasileira de Geociências*, v. 38, p. 143-154, 2008.
- Ferreira, C.J.; Vedovello, R.; Sciotta, L.C.; Fernandes-da-Silva, P.C. 2008b. Definição e análise dos indicadores de degradação ambiental associada às áreas mineradas no município de Caraguatatuba, SP. In: Congresso Brasileiro de Geologia de Engenharia e Ambiental, 12, 2008, Porto de Galinhas. *Anais do 12º Congresso Brasileiro de Geologia de Engenharia e Ambiental*. São Paulo : Associação Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental, 2008.
- Ferreira, C.J.; Fernandes-da-Silva, P.C.; Furlan S.; Brollo, M.J.; Tominaga, L.K.; Vedovello, R.; Guedes, A.C.M.; Ferreira, D.F.; Eduardo, A.S.; Azevedo Sobrinho, J.M.; Lopes, E.; Cripps J.C.; Peres, F.; Rocha, G. 2005. Devising strategies for reclamation of derelict sites due to mining of residual soil (Saibro) at Ubatuba, North coast of Sao Paulo State, Brazil: the views and roles of stakeholders. *Sociedade & Natureza*, Special Issue (ISSN 0103-1570): 643 - 660.
- Santoro, J.; Marchiori-Faria, D.G.; Rossini-Penteado, D.; Ferreira, C.J.; Armani, G. 2007. Mapeamento de áreas de risco a escorregamentos, escala 1:3.000, em áreas de mineração de saibro, Ubatuba-SP. Santos, SP. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE DESASTRES NATURAIS E TECNOLÓGICOS, 2, Santos, Anais, CD-ROM.
- Saraiva, F.A. 2001. Áreas de Empréstimo no Município de Caraguatatuba – SP: Avaliação da Situação Atual, Perspectivas e Propostas. Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, Dissertação de Mestrado, 105p.
- Silva, F.L. de M. 1995. O risco geológico associado à ocupação de áreas de mineração no município de Ubatuba (SP). Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Geociências, 80pp.
- Onu. 2009. UN-ISDR Terminology – Disaster Risk Reduction. Publicado pela Estratégia Internacional para Redução de Desastres das Nações Unidas. Suíça: 2009. Disponível em <http://www.unisdr.org/>. Consultado em 11/02/2011.



ARTIGOS REFERENTES AOS MINICURSOS



CERAD
Coordenação Especial de
Restauração de Áreas Degradadas

O SOLO: BASE PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

*Marcio Roberto Soares¹
José Carlos Casagrande¹*

1. O Solo

Ecossistema natural é um sistema estável, equilibrado e auto-suficiente, com aparente ausência de variabilidade de características topográficas, climáticas, pedológicas, botânicas, zoológicas, hidrológicas e geoquímicas. A partir desse conceito, fica evidente que o solo é a base, o substrato imprescindível dos ecossistemas terrestres. A saúde do ecossistema é indissociável das condições do solo. Tanto o restabelecimento quanto a manutenção do equilíbrio ecológico dos ecossistemas dependem da preservação ou da recuperação do solo.

O intuito deste capítulo é fornecer informações básicas sobre aspectos de gênese, classificação, física, mineralogia, química, fertilidade e microbiologia do solo, de modo a subsidiar minimamente o leitor, permitindo o desenvolvimento de adequada percepção da complexidade e da importância dos fatores edáficos, assim como da necessidade de considerá-los nos programas de restauração ecológica.

A complexidade do solo decorre, primeiramente, do seu caráter multifuncional. Dentre as principais e simultâneas funções do solo, citam-se (Huang 1998): controlar e manter os ciclos geoquímicos de vários elementos, da água e da energia nos ecossistemas; atuar como base para a produção de fibras, alimentos e outras biomassas; confinar e proteger aquíferos subterrâneos; funcionar como receptor final de material de origem antropogênica, desde que respeitada sua capacidade de filtrar, tamponar e transformar resíduos.

Milhares de anos são necessários para a formação do solo. A litosfera é a camada sólida mais externa do planeta, constituída pela crosta terrestre e por parte do manto superior. Sua interação com a hidrosfera, atmosfera e biosfera expõe as rochas ao intemperismo, isto é, um conjunto de modificações físicas, químicas e mineralógicas que ocorrem para que a litosfera alcance novo equilíbrio. O material resultante é o solo, produto inconsolidado e com características diferentes do material que o originou. Sua diversidade e complexidade decorrem da ação combinada dos processos pedogenéticos gerais de adição, remoção, translocação e transformação de energia e de matéria, que por sua vez dependem da intensidade dos fatores de formação do solo, ou seja, clima, relevo e organismos, atuando sobre o material de origem (rocha), durante determinado período de tempo.

As inúmeras combinações de intensidades de manifestação desses fatores condicionam a formação de muitos tipos de solos, que apresentam natureza, composição e comportamento distintos (Ker *et al.*, 2012). A pedogênese dos solos leva à constituição de horizontes

¹ Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, Centro de Ciências Agrárias – CCA Campus de Araras-SP, Departamento de Recursos Naturais e Proteção Ambiental - DRNPA; bighouse@power.ufscar.br; mrsoares@cca.ufscar.br

e/ou camadas correspondentes a condições ambientais específicas, originando solos com características bem definidas e passíveis de identificação. Esta sequência de horizontes define o perfil do solo, visto como a menor porção tridimensional da superfície da terra, que perfaz um volume mínimo que possibilite o exame da variabilidade da morfologia, da funcionalidade e dos atributos do solo. É a unidade básica de estudo do Sistema Brasileiro de Classificação do Solo (SiBCS) (Embrapa, 2006) que, atualmente, considera 13 Ordens de solos: Argissolo, Cambissolo, Chernossolo, Espodossolo, Gleissolo, Latossolo, Luvissolo, Neossolo, Nitossolo, Organossolo, Planossolo, Plintossolo e Vertissolo. A complexidade e a diversidade de solos, associada ao atual nível de aperfeiçoamento do SiBCS, requer e permite o refinamento dos tipos de solos em seis níveis categóricos: Ordem, Subordem, Grande Grupo, Subgrupo, Família e Série.

O solo é considerado um sistema trifásico, composto pelas fases sólida, líquida e gasosa. Conceitualmente, o solo ideal é composto por 50% de fase sólida, 25% de fase líquida e 25% de fase gasosa. Do total da fase sólida, 90% são representados pelos constituintes inorgânicos e 10% pela matéria orgânica. A desagregação da rocha origina partículas inorgânicas de tamanhos diversos. Para análise de seus atributos e funções, solo é considerado a porção formada por partículas menores do que 2 mm, ou seja, a terra fina. As partículas primárias consideradas na terra fina do solo são a areia, o silte e a argila, cujas dimensões são 2,00-0,05 mm, 0,05-0,002 mm e <0,002 mm, respectivamente, conforme a escala americana de *Atterberg*. As diferentes frações ocorrem juntas, em várias combinações e proporções, resultando em diferenças apontadas pela textura, um dos atributos físicos mais importantes do solo (Lier 2010). Os teores de argila (g kg^{-1}) são tradicionalmente usados para classificar o solo quanto à textura: 0-150 – arenosa; 150-350 – média; 350-600 – argilosa; >600 – muito argilosa. Maiores teores de argila resultam em maior retenção de água e de nutrientes, maiores estoques de matéria orgânica e maior resistência às mudanças de pH (poder tampão). Solos com menores teores de argila têm maior suscetibilidade a erosões hídrica e eólica, alto potencial de lixiviação de nutrientes e de poluentes, baixos teores de matéria orgânica e estoque nutricional, assim como menor capacidade de armazenamento de água. O tamanho da partícula determina ainda a superfície específica (SE), ou seja, área, por unidade de peso, expressa em metros quadrados por grama ($\text{m}^2 \text{g}^{-1}$). Quanto menor a partícula, sobretudo as de dimensões coloidais como a argila, maior é a SE. A SE desempenha importantes funções na relação entre solos, plantas e micro-organismos, na medida em que significa a área de exposição às diversas reações do solo. Maior SE do solo indica maior capacidade de retenção de água e de nutrientes, menor lixiviação, maior formação e estabilidade dos agregados, implicando em melhor estrutura e estabilidade, e maior superfície de colonização e de atividade microbiana.

O espaço do solo não ocupado por sólidos e ocupado pela água e ar compõe o espaço poroso. É de grande importância direta para o crescimento de raízes e movimento de ar, de água e de solutos no solo (Lier, 2010). Em termos funcionais, microporos são os responsáveis pela retenção e pelo armazenamento da água, enquanto macroporos são os responsáveis pela aeração e pela maior contribuição na infiltração de água no solo. O volume de espaço poroso é considerado na determinação da densidade aparente do solo (D_a). Trata-se da relação existente entre a massa de uma amostra de solo seca (g) e a soma dos volumes (cm^3) ocupados pelas partículas e pelos poros, cujos valores típicos estão entre $1,00\text{-}1,25 \text{ g cm}^{-3}$, para solos argilosos, e $1,25\text{-}1,40 \text{ g cm}^{-3}$, para solos arenosos. A D_a é um atributo físico sensível ao manejo e à degradação do solo. Os efeitos da compressão do solo, a partir de forças mecânicas (trânsito de máquinas e de implementos e superpastejo), causam decréscimo no volume do solo ocupado pelos poros, com consequente aumento da D_a . Disso decorre a compactação, um importante aspecto de degradação do solo que impede o crescimento radicular, diminui a aeração e aumenta a suscetibilidade à erosão. Estreitamente relacionada ao espaço de poros está a estrutura do solo, ou seja, o arranjo das partículas primárias do solo e do espaço poroso de forma

a originar agregados estáveis de maior tamanho. É o atributo físico de natureza dinâmica, que indica a estabilidade e funcionalidade do solo. Alterações na estrutura e a diminuição dos teores de matéria orgânica tendem a aumentar a Da natural do solo.

Além do aspecto quantitativo das frações areia, silte e argila no solo, o tipo de mineral que as compõem é determinante para seu comportamento. O material de origem do solo inclui diversos tipos de rochas, tais como basaltos, arenitos, granitos, siltitos, argilitos, diabásios, carbonatos, entre outras. As rochas, por sua vez, são formadas por minerais primários, o que inclui quartzo, feldspato, mica, olivina, anfibólio, apatita, etc. Os elementos químicos majoritários que formam os diferentes minerais do solo são: O, Si, Al, Fe, Ca, Mg, K e Na. Com o avanço do tempo, o intemperismo acentua-se e muitos minerais são colapsados, enquanto outros, mais simples, são formados. Neste processo, elementos móveis como Ca, Mg, K, Na e, em menor escala, o Si, são lixiviados e eliminados do sistema. Os elementos remanescentes, Si, Al e Fe, contribuem para a formação de minerais mais simplificados, denominados secundários. Minerais primários ocorrem, predominantemente, nas frações mais grosseiras do solo ($>0,05$ mm) e informam sobre o grau de evolução do solo e sua reserva mineral. Minerais secundários prevalecem na fração argila do solo ($<0,002$ mm).

Pela abundância, os minerais secundários mais importantes em solos são os aluminossilicatos e os óxidos. Os aluminossilicatos são formados pela sobreposição de lâminas tetraedrais de Si e octaedrais de Al. A classificação desses argilominerais resulta da forma de empilhamento dessas lâminas. Da união de uma lâmina tetraedral com uma octaedral resultam argilominerais 1:1, cujo principal representante é a caulinita. No caso de uma lâmina octaedral estar entre duas lâminas tetraedrais, o mineral de argila resultante é do tipo 2:1, como a montmorilonita, a ilita, a vermiculita e a esmectita. O grupo dos óxidos compreende óxidos, hidróxidos e oxihidróxidos, principalmente de Fe e de Al. Importantes componentes da fração argila imprimem a coloração amarelada, alaranjada e avermelhada aos solos, sobretudo aos mais intemperizados. Os principais óxidos de Fe são a hematita e a goethita, enquanto a gibbsita é o principal óxido de Al. A intemperização tende a simplificar a mineralogia do solo pela remoção de elementos químicos da estrutura cristalina dos minerais. Sendo assim, minerais primários podem originar argilominerais 2:1, que com o tempo se transformarão em argilominerais 1:1 e, finalmente, em óxidos. Logo, em solos intemperizados da zona tropical úmida, há predomínio de minerais de argila 1:1 e de óxidos (Alleoni *et al.*, 2009).

As propriedades dos minerais presentes na fração argila governam importantes processos e reações no solo, não somente pela sua dimensão e superfície específica, mas também pela manifestação de cargas elétricas na sua superfície (Soares & Casagrande, 2009). A existência de cargas negativas constitui a principal propriedade dos argilominerais, pois confere ao solo a capacidade de reter (adsorver) e de trocar cátions com a fase líquida do solo. Esta propriedade é denominada capacidade de troca de cátions (CTC), que pode ser entendida como o “reservatório de nutrientes do solo”. Argilominerais 2:1 normalmente possuem alta CTC ($200-1500$ mmolc kg^{-1}), devido à manifestação de cargas negativas de caráter permanente, ou seja, que não são afetadas por mudanças do meio, principalmente pelo pH do solo. Os demais minerais da fração argila, especialmente os óxidos, podem apresentar cargas positivas ou negativas, que variam conforme mudanças de pH do solo. Solos ácidos e intemperizados, típicos da zona tropical úmida, normalmente apresentam baixa CTC. Com o avanço do intemperismo, o solo perde suas reservas minerais e tem sua CTC diminuída, o que explica as sérias limitações em termos de fertilidade apresentadas pela maioria dos solos brasileiros.

A fertilidade do solo está associada, entre outros vários aspectos, à capacidade de o solo conter nutrientes essenciais (Novais *et al.*, 2007). As leis fundamentais da Nutrição Mineral de Plantas são igualmente válidas para plantas cultivadas ou de ecossistemas naturais, ou seja, a deficiência de elementos essenciais impede que a planta complete a fase

vegetativa ou reprodutiva de seu ciclo de vida (Fernandes, 2006). Atualmente, 17 elementos químicos são considerados essenciais às plantas: carbono (C), hidrogênio (H) e oxigênio (O), obtidos do ar e da água, nitrogênio (NO_3^- ou NH_4^+), fósforo (H_2PO_4^-), potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), enxofre (SO_4^{2-}), boro (H_3BO_3), cloro (Cl^-), cobre (Cu^{2+}), ferro (Fe^{2+}), manganês (Mn^{2+}), molibdênio (HMoO_4^-), níquel (Ni^{2+}) e zinco (Zn^{2+}), supridos pelo solo. Macronutrientes, como o N, P, K, Ca, Mg e S, desempenham funções estruturais nas plantas e precisam ser absorvidos em maiores quantidades (vários kg ha^{-1}). Por outro lado, B, Cl, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni e Zn são considerados micronutrientes, não por serem menos importantes, já que são, por excelência, ativadores enzimáticos de várias rotas metabólicas, mas sim por serem absorvidos em pequenas quantidades (alguns g ha^{-1}). No solo, invariavelmente, estes elementos estão na forma iônica. Isso influencia seu comportamento, em virtude das interações entre as superfícies carregadas da fase sólida e as espécies iônicas presentes na fase líquida. A alta acidez típica de solos tropicais incide negativamente na disponibilidade da maioria dos nutrientes às plantas. Além disso, acentua a séria indisponibilização do P, por favorecer sua fixação pelos óxidos de Fe e de Al, e a toxidez por Al, que limita intensamente o desenvolvimento e o aprofundamento radicular.

A fertilidade dos solos da zona tropical úmida depende muito da matéria orgânica do solo (MOS). A MOS é composta por todo carbono orgânico presente na forma de resíduos frescos ou em diversos estágios de decomposição, compostos humificados e não-humificados, pluviolixiviados e materiais carbonizados, associados ou não à fração mineral. Inclui ainda a porção viva, como raízes, exsudatos e micro, meso e macrofauna. O conteúdo de MOS varia de 3 a 5 % em ecossistemas naturais, sempre diminuindo com a profundidade do solo. Normalmente, a exploração agrícola convencional reduz o conteúdo de MOS à 1 %, em curto período de tempo. Solos degradados frequentemente são desprovidos do horizonte superficial rico em MOS, removido por processos erosivos. A MOS influencia atributos químicos, físicos e biológicos do solo, na medida em que aumenta a CTC, a disponibilização de nutrientes, o armazenamento de água, a agregação das partículas e formação de agregados e a atividade microbiana (Santos *et al.*, 2008). Além de ser fonte de nutrientes, a MOS possui alta SE ($700\text{--}1200 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$) e alta CTC ($2000\text{--}3000 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1}$), sendo determinante para a fertilidade de solos tropicais intemperizados, nos quais responde por 50-90% da CTC (Soares & Alleoni, 2009). Durante o contínuo processo de decomposição da MOS, são produzidos ácidos orgânicos de baixo peso molecular, como o lático, o acético, o cítrico, o oxálico e o succínico. Estas substâncias podem complexar o Al e reduzir sua toxidez às plantas. Assim como a estrutura, os teores de MOS são extremamente sensíveis à atividade antropogênica. O desmatamento, a queima da biomassa e o revolvimento excessivo do solo são exemplos de práticas que conduzem à erosão, à rápida mineralização da MOS e à interrupção da ciclagem de nutrientes, eventos que resultam em sérios quadros de degradação.

Há intensa relação entre fatores abióticos e bióticos do solo. Em ecossistemas equilibrados, a diversidade microbiana é maior do que em qualquer outro habitat (Moreira & Siqueira, 2002). Dentre as funções que os micro-organismos do solo podem desempenhar, destacam-se: formação do solo, decomposição da MOS, ciclagem de nutrientes e energia, produção de compostos complexos que causam a agregação das partículas primárias do solo, controle biológico de pragas e de doenças (bioprotetores) e a aquisição de nutrientes pelas plantas (biofertilizantes). A diversidade microbiológica do solo implica em redundância e diversidade metabólica, fatores que concorrem para a maior resiliência do solo perturbado. Grupos importantes de micro-organismos do solo são os fixadores biológicos de nitrogênio (FBN ou diazotróficos), as endomicorrizas vesículo-arbusculares (MVA) e as rizobactérias promotoras de crescimento de plantas (RPCP).

Destaca-se que as relações solo-plantas de ecossistemas naturais foram estabelecidas ao longo de milhares de anos de coevolução. Logo, as características edáficas de determina-

do ecossistema também são decorrentes da vegetação, e vice-versa. Eventos de degradação como a erosão, a compactação, o desmatamento, a mineração, a salinização, a desertificação e a contaminação, provocam modificações no equilíbrio físico, químico e (micro)biológico do solo. Estes distúrbios determinarão novo comportamento das relações solo-água-plantas que, dependendo da resiliência do ecossistema, torna ainda mais difícil o intrincado processo de restauração ecológica.

2. Índice de Qualidade do Solo

Assim como o ar e a água, a qualidade do solo está diretamente relacionada com a “saúde” e produtividade dos ecossistemas terrestres. Segundo Doran & Parkin (1994), “qualidade do solo é a capacidade de um solo funcionar dentro dos limites de um ecossistema natural ou manejado, para sustentar a produtividade das plantas e animais, manter ou aumentar a qualidade do ar e da água e promover a saúde das plantas, dos animais e dos homens”.

Dentre as múltiplas funções apresentadas pelo solo, três exigências básicas devem ser atendidas no processo de avaliação e monitoramento da sua qualidade (Doran & Parkin, 1994): definir de forma adequada a função ou finalidade a que se destina a avaliação; estabelecer, dentre a multiplicidade de atributos físicos, químicos e biológicos do solo, aqueles que são pontos chaves para cada função do solo, e definir a forma como integrá-los; e definir critérios específicos para a interpretação dos dados dos atributos selecionados, de forma a permitir estimativas confiáveis da qualidade do solo para cada função. Dentre os indicadores químicos, a matéria orgânica é considerada o parâmetro chave de qualidade de solo, pelas evidências que se têm de seu papel estrutural e funcional na capacidade produtiva do solo e na relação crítica entre manejo de solos florestais e produtividade (Nambiar, 1997). Solos sem cobertura vegetal tendem a possuir menores teores de matéria orgânica e, conseqüentemente, uma comunidade biológica menor e menos diversificada (Moreira & Siqueira, 2002).

Diversos indicadores de solo podem ser utilizados para avaliar sua qualidade (Doran e Parkin, 1994; Chaer, 2001):

- (a). Físicos: compactação e/ou adensamento subsuperficial; densidade do solo (D_s); encrustamento superficial; estabilidade de agregados; estrutura do solo; limites de consistência; nível de agregação; profundidade de enraizamento; porosidade (macro, micro e total); resistência à penetração; temperatura do solo; textura; velocidade de infiltração e capacidade de retenção de água no solo;
- (b). Químicos: capacidade de troca catiônica (CTC); matéria orgânica (MOS); condutividade elétrica (CE); disponibilidade de nutrientes; fósforo (P); pH; potássio (K); presença de metais pesados; presença de elementos radioativos; nitrogênio mineral (NH_4^+ e NO_3^-); saturação por bases (V%) e saturação por alumínio (m%);
- (c). Biológicos: carbono da massa microbiana; nitrogênio potencialmente mineralizável; população microbiana e fungos micorrízicos; relação respiração/biomassa; relação entre carbono da biomassa total/carbono total orgânico; respiração dos organismos do solo; e taxa de decomposição de resíduos biológicos.

O modelo aditivo ponderado (Wymore, 1993) parte do princípio de que a inter-relação entre os componentes físicos, químicos e biológicos de um solo define sua qualidade. Calcula um índice de qualidade do solo tendo por referência a utilização de limites críticos para os seus indicadores (Tabela 1). Os valores dos limites críticos são obtidos com base na literatura disponível e os pesos atribuídos devem ser padronizados.

Tabela 1 - Estrutura ponderada das relações entre funções e indicadores do solo e seus limites críticos.

Função do Solo	A	Indicadores	B	Limite Crítico	Unidades
Promover o desenvolvimento radicular	0,40	Ca	0,40	4	mmol _c dm ⁻³
		m%	0,40	40	%
		P	0,20	6	mg dm ⁻³
			1,00		
Disponibilizar nutrientes	0,60	MO	0,40	25	g dm ⁻³
		SB	0,25	30	mmol _c dm ⁻³
		V%	0,25	40	%
	1,00		1,00		

A = Peso das funções; B = Peso dos indicadores; Ca = teores de cálcio; m% = saturação por alumínio, calculada pela relação $m\% = [(Al/CTC_c) \times 100]$; P = teores de fósforo; MO = teor de matéria orgânica; SB = soma de bases (Ca+Mg+K); V% = saturação por bases, calculada pela relação $V\% = [(SB/CTC_c) \times 100]$.

A Tabela 2 contém resultados de índices de qualidade do solo (IQS) para diferentes fitofisionomias de ecossistemas de Restinga do litoral paulista. Os valores de IQS para restinga alta, restinga baixa e restinga sem vegetação dão explicação quantitativa para a afirmação de Casagrande *et al.* (2011) de que a restinga é edáfica.

Condições de baixa fertilidade natural do solo sob restinga indicam que ele exerce o controle sobre o desenvolvimento vegetal, por propiciar as condições limitantes de disponibilidade de nutrientes para as plantas (Bonilha *et al.*, 2012). Além disso, a elevada precipitação e a inexistência de déficit hídrico, mesmo em um solo tão arenoso, fazem com que a vegetação seja mais dependente da natureza do solo do que do clima.

Ao longo do tempo, o papel decisivo para o crescimento da vegetação e para a evolução da restinga baixa para a restinga alta será exercido pela ciclagem de nutrientes contidos na serrapilheira e na camada 0-10 cm do solo. Aparentemente, trata-se de um mecanismo que evita o ingresso dos nutrientes fora da zona de maior influência radicular. Isso também evita a perda dos nutrientes por lixiviação, que tende a ser intensa em solos arenosos com apenas 2% de argila, submetidos a precipitação anual superior a 2.000 mm.

Tabela 2 - Valores de índice de qualidade do solo (IQS) sob três fitofisionomias de restinga, em duas localidades do litoral paulista.

		PDR	DN	IQS ³	IQS ⁴
Ilha Anchieta	RA	0,11	0,24	0,36	0,37
	RB	0,12	0,25	0,37	
	RSV	0,25	0,14	0,39	
Ilha Comprida	RA	0,14	0,19	0,32	0,30
	RB	0,11	0,15	0,27	
	RSV	0,16	0,16	0,32	

RA = floresta de restinga alta; RB = floresta de restinga baixa; RSV = restinga sem vegetação; PDR = promover desenvolvimento radicular; DN = disponibilizar nutrientes; IQS⁽³⁾ = valor de índice de qualidade do solo para cada localidade; IQS⁽⁴⁾ = valor médio de índice de qualidade do solo para cada localidade.

A explicação do gradiente de vegetação está no tempo de recuperação das fitofisionomias, conforme fica evidenciado na classificação do CONAMA (2009): vegetação arbórea de restinga em estágio médio de regeneração e vegetação arbórea de restinga em estágio avançado de recuperação.

Referências Bibliográficas

- Alleoni, L.R.F., Camargo, O.A., Casagrande, J.C., Soares, M.R. Química dos solos altamente intemperizados. *In: MELO, V.F. & ALLEONI, L.R.F., Ed(s). Química e mineralogia do solo. Parte II – Aplicações. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 381-447.*
- Bonilha, R.M., , Casagrande, J.C., Soares, M.R., Reis-Duarte, R.M.. 2012. Characterization of the soil fertility and root system of restinga forests. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 36: 1804 1813.
- Casagrande, J.C., Soares, M.R., Bonilha, R.M., Reis-Duarte, R.M., Cunha, J. A.. 2011. Interação solo-plantas-clima para restauração de ecossistemas naturais - A restinga é edáfica: consequências para sua recuperação. *In: IV Simpósio de Restauração Ecológica: Desafios atuais e futuros (Barbosa, L.M. org.). Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, 133-146.*
- Chaer, G.M. Modelo para determinação de índice de qualidade do solo baseado em indicadores físicos, químicos e microbiológicos. 2001. 90f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agrícola) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2001.
- Conama. Resolução n.417, de 26 de Junho de 2009. Disponível em: <http://www.areaseg.com/conama/2009/413-2009.pdf>. Acesso em: 12 de abr. 2013.
- Doran, J.W., Parkin, T.B.. Defining and assessing soil quality. *In: DORAN, J.W., COLEMAN, D.C., BZEDICEK, D.C., STEWART, B.A., Ed(s). Defining soil quality for a sustainable environment. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p.3-21.*
- Embrapa. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2006. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Brasília, EMBRAPA Solos, 306 p.
- Fernandes, M.S.. 2006. Nutrição mineral de plantas. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 432 p.
- Huang, P.M.. 1998. Soil chemistry and ecosystem health. Madison, Soil Science Society of America, 386 p.
- Ker, J.C., Curi, N., Schaefer, C.E., Torrado, P.V.. 2012. Pedologia: fundamentos. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 343 p.
- Lier, Q.J. van. 2010. Física do solo. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 298 p.
- Moreira, F.M.S., Siqueira, J.O.. 2002. Microbiologia e bioquímica do solo. Lavras: Editora UFLA, 626 p.
- Nambiar, E.K.S. 1997. Sustained productivity of forests as a continuing challenge to soil science. *Soil Science Society of America Journal*, 60: 1629-1642.
- Novais, R.F., Alvarez V., V.H., Barros, N.F., Fontes, R.L.F., Cantarutti, R.B., Neves, J.C.L.. 2007. Fertilidade do solo. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 1017 p.
- Santos, G.A., Silva, L.S., Canellas, L.P., Camargo, F.A.O.. 2008. Fundamentos da matéria orgânica do solo. Porto Alegre, Genesis, 636 p.
- Soares, M.R., Alleoni, L.R.F.. 2009. Contribution of soil organic carbon to the ion exchange capacity of tropical soils. *Journal of Sustainable Agriculture*, 32: 439-462.
- Soares, M.R., , Casagrande, J.C.. Adsorção e modelos. *In: Ribeiro, M.R., Nascimento, C.W.A., Cantalice, J.R.B., Ribeiro-Filho M.R., Ed(s). Tópicos em Ciência do Solo VI, Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 71-201.*
- Wymore, A.W.. 1993. Model-based systems engineering: na introduction to the mathematical theory of discrete systems and to the tricotyledon theory of system design. Boca Raton: CRC Press, 710 p.

RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE FLORESTAS ESTACIONAIS: DESAFIOS CONCEITUAIS, METODOLÓGICOS E POLÍTICAS PÚBLICAS

Prof. Sergius Gandolfi¹
Prof. Ricardo Ribeiro Rodrigues¹
PqC. Luiz Mauro Barbosa²
Prof. Ricardo Viani³

O objetivo do minicurso é dar aos participantes uma visão sobre como processos ecológicos fundamentais, ligados à construção, evolução temporal e manutenção de comunidades florestais, e à ecologia de paisagens, permitem entender a construção dos conceitos de restauração ecológica de florestas tropicais e subtropicais e, em especial, a restauração de florestas estacionais. Através do desenvolvimento desses conceitos, é possível também estruturar programas de adequação de propriedades rurais, programas ambientais envolvendo o gerenciamento de plantios compensatórios, como o realizado para as obras do Rodoanel Mário Covas/ SP, ou ainda termos de compromisso de recuperação ambiental (TCRAs), entre outros que utilizem conceitos e métodos de restauração ecológica, para restaurar parte das florestas nativas e da biodiversidade florestal perdidas. Complementarmente aborda alguns exemplos de políticas públicas voltadas à promoção da restauração ecológica, incluindo ferramentas, disponibilizadas aos interessados, pelo poder público.

Entre os conceitos centrais que serão discutidos, estão as ideias que apresentam as diferenças das áreas degradadas nas suas características atuais e antes da degradação, bem como as diferenças das paisagens nas quais elas se inserem, com consequente divergência nas soluções que podem ser encontradas para, em cada caso específico, produzir a restauração da formação florestal localmente degradada, com grande previsibilidade de sucesso ecológico, viabilidade de implantação e custos razoáveis.

Isso leva a que não se defina uma única técnica de restauração que deva ser indiscriminadamente prescrita a toda e qualquer situação de degradação, mas que se produza, via pesquisa científica, um *menu* de métodos de restauração que possam ser usados e combinados, para gerar a solução adequada a cada problema específico.

Por exemplo, por sua grande previsibilidade de sucesso ecológico, quando corretamente formulado e implementado, o método de plantio de mudas é um dos que mais se tem empregado e será amplamente discutido no minicurso. Assim, pode-se citar, por exemplo, a significativa evolução conquistada na produção de mudas no estado de São Paulo na última década, refletido em um aumento não somente quantitativo, de aproximadamente 12 para 42 milhões de mudas/ano, mas também qualitativo, ou seja, de cerca de 150 espécies produzidas, com uti-

1 ESALQ/Universidade de São Paulo

2 Instituto de Botânica/Secretaria do Meio Ambiente

3 Universidade Federal de São Carlos - UFSCar

lização de apenas 30 espécies arbóreas na maioria dos plantios, para mais de 700 espécies produzidas, com uma média de mais de 80 espécies usadas, por hectare, inclusive com abordagem da diversidade genética. Destaca-se aqui o importante papel das políticas públicas adotadas pelo estado de São Paulo, sempre com base científica e tecnológica, amplamente discutidas em eventos que envolvem os diferentes segmentos da sociedade (BARBOSA *et al.*, 2011).

Agora que milhares de hectares deixarão de ser restaurados e que as áreas de preservação permanente (APPs) tiveram suas faixas de restauração reduzidas, em função das alterações introduzidas pelo Código Florestal de 2012 (Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012, e alterações nela promovidas pela Lei nº 12.727 de 17 de outubro de 2012), o plantio de mudas tende a ter maior importância.

Nesse novo contexto, o plantio de mudas, ao permitir uma maior previsibilidade de sucesso ecológico, torna-se um importante aliado na busca de uma compensação, ainda que tímida, das perdas decorrentes do novo Código Florestal.

Por exemplo, visando a compensar parte do número de indivíduos perdidos de espécies arbóreas nativas, em função da redução do número de hectares que seriam plantados, pode-se vir a prescrever na restauração de Florestas Estacionais Semidecíduais em APPs, agora reduzidas, o uso de plantios mais adensados (p.ex.: de 1.667 mudas/ha para 2.500 mudas/ha) e/ou que sejam mais ricos (de 80 para 100 ou mais espécies arbóreas/ha), em especial em paisagens com poucos fragmentos, pequenos, distantes e muito degradados, para tentar garantir que as poucas florestas que virão a ser implantadas realmente venham a se efetivar.

Essas, bem como outras implicações das mudanças feitas no Código, serão discutidas.

Por outro lado, é grande o *menu* de métodos de restauração já disponíveis e suas características e prescrição de uso serão igualmente apresentadas e discutidas.

Novos métodos que estão sendo pesquisados e/ou formulados serão também abordados, de maneira que os participantes percebam os caminhos da pesquisa da restauração florestal no Brasil e possam antever possíveis avanços.

Da mesma forma, a restauração de áreas de reserva legal, com ou sem a finalidade de uso da biodiversidade, será apresentada, detalhada e discutida, apontando-se, em especial, o uso adequado dessas reservas como um dos possíveis caminhos para o efetivo aproveitamento econômico da vasta biodiversidade florestal brasileira.

Espera-se que não apenas se possa mostrar o estado da arte da restauração de florestas estacionais, mas também reforçar a importância de que ações de restauração sejam feitas sempre com base em princípios ecológicos bem fundamentados, a fim de que projetos e programas de restauração ecológica não fiquem apenas como propostas bem intencionadas, mas que levem à real recuperação de parte das florestas nativas e da biodiversidade perdida.

Alguns projetos de políticas públicas, desenvolvidos pelo Instituto de Botânica de São Paulo (IBt), com apoio da FAPESP, desde 1999, demonstraram insucessos na maioria das iniciativas de restauração florestal, nas formações florestais biodiversas como a Mata Atlântica. A partir daí, surgiu um movimento intenso de discussão sobre a ciência e a prática de restauração ecológica em São Paulo, culminando com a construção participativa de resoluções de caráter técnico e orientativo para os reflorestamentos heterogêneos, cujo principal objetivo era promover a restauração com florestas biologicamente viáveis e com riqueza de espécies, condizentes com a dos ecossistemas de referência (BRANCALION *et al.*, 2010; BARBOSA *et al.*, 2011). Reflexos positivos destas políticas podem ser destacados pelos diversos casos de sucesso, verificados em áreas já restauradas, com importantes avanços sobre a modelagem e técnicas de restauração adotadas.

Estabelecer parâmetros facilitadores de planejamento, avaliação e licenciamento ambiental, identificando obstáculos, dificuldades socioambientais e soluções, através de políticas públicas baseadas em resultados de pesquisa, são algumas das atividades que o IBt passou a desenvolver com maior ênfase, após vinculação à Secretaria Estadual do Meio Ambiente de São Paulo. Muitos resultados importantes foram obtidos durante os processos investigativos,

tendo inclusive estabelecido, em áreas da International Paper do Brasil, o uso de técnicas mais modernas na restauração ecológica, com publicação de diversos artigos e produção de dissertações e teses, com diferentes abordagens, durante os últimos 10 anos (AQUINO, 2006; AQUINO & BARBOSA, 2009; MANDETTA, 2007; COLMANETTI, 2013). Vários estudos realizados pela equipe do IBt procuraram conhecer e resgatar diversas espécies da flora, sempre associados aos projetos de reflorestamento compensatório, na busca da restauração ecológica em áreas direta e indiretamente afetadas pelas obras do Rodoanel Mário Covas (BARBOSA *et al.*, 2012).

De acordo com BARBOSA *et al.* (2011), diversos instrumentos legais, práticas e ferramentas úteis foram desenvolvidos para auxiliar a restauração ecológica e, em que pese algumas críticas sobre os mesmos, os ganhos propiciados atingiram resultados que não podem mais ser contestados. O Livro Vermelho de Espécies Ameaçadas de Extinção do Estado de São Paulo (MAMEDE *et al.*, 2007) exemplifica bem como um produto encomendado pode auxiliar na proposição de políticas públicas, envolvendo a conservação da biodiversidade. Sendo assim, o IBt mantém disponibilizadas em seu site (www.ibot.sp.gov.br), com atualizações periódicas, diversas “ferramentas” e informações envolvendo legislação, seus serviços e eventos técnico-científicos, visando à restauração ecológica, como a seguir relacionados:

- (a). Resolução SMA nº 48/04 – lista de espécies ameaçadas de extinção no estado de São Paulo, muito utilizada como ferramenta em processos de licenciamento ambiental;
- (b). Resolução SMA nº 08/08- orienta sobre a restauração florestal em áreas degradadas, visando à conservação da biodiversidade e apresentando dicas importantes que precisam ser consideradas em projetos de restauração;
- (c). Resolução SMA nº 68/08 que estabelece regras para a coleta e utilização de sementes oriundas de unidades de conservação no estado de São Paulo;
- (d). Resolução SMA nº 64/09 – dispõe sobre o detalhamento das fisionomias da vegetação do cerrado e de seus estágios de regeneração, conforme lei estadual nº 13.550, de 2 de junho de 2009;
- (e). Lista exemplificativa com 701 espécies arbóreas nativas e as informações: família botânica, nome científico e popular da espécie, classe sucessional, grau de ameaça de extinção, bioma/ecossistema e região ecológica de ocorrência, síndrome de dispersão, etc.;
- (f). Chave de Tomada de Decisão – apresenta uma chave dicotômica com possíveis ações a serem realizadas em diferentes situações de degradação;
- (g). Lista indicativa de 207 viveiros produtores de mudas de espécies florestais nativas, georreferenciados em mapa interativo, com informações cadastrais; e
- (h). Lista de espécies nativas fotografadas no estágio de mudas, de forma a auxiliar a identificação das espécies (além das informações no site, estão publicadas em forma de cartaz e manual, com as mesmas informações).

Conclusivamente, é preciso destacar que os ganhos ambientais advindos destes fatores, invariavelmente, contaram com a participação efetiva da comunidade científica, o que sempre é desejável na definição de políticas públicas.

Referências Bibliográficas

Aquino, C. & Barbosa, L.M. 2009. Classes sucessionais e síndromes de dispersão de espécies arbóreas e arbustivas existentes em vegetação ciliar remanescente (Conchal, SP), como subsídio para avaliar o potencial do fragmento como fonte de propágulos para enriquecimento de áreas revegetadas no rio Mogi-Guaçu, SP. *Revista Árvore* n.33, p.349-358.

- junto ao rio Mogi-Guaçu, SP. 2006. 154f. Dissertação (Mestrado) - Biologia Vegetal, UNESP, Rio Claro, SP.
- Barbosa, L.M.. 2011a. Histórico das políticas públicas para a restauração de áreas degradadas no Estado de São Paulo. In: Thiago Hector Kanashiro Uehara, Flávio Bertin Gandara (orgs). Cadernos da Mata Ciliar Secretaria do Meio Ambiente, Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais, Unidade de Coordenação do Projeto de Recuperação das Matas Ciliares. São Paulo, 4:6-10.
- Barbosa, L. M.. 2011b. Orientações para o reflorestamento restaurador em São Paulo: o exemplo reflorestamento no rodovial Mário Covas trecho sul. Viçosa, Ação ambiental, 45: 42-48.
- Barbosa, L.M, Barbosa, T.C., Barbosa, K.C. & Parajara, F.C. 2012. Práticas e políticas públicas para a restauração ecológica a partir de reflorestamentos com alta diversidade de espécies regionais. In: S.V. Martins (ed.). Restauração ecológica de ecossistemas degradados. Editora UFV, Viçosa, pp.240-261.
- Barbosa, L.M. Barbosa, T.C. & Barbosa, K.C.. 2011. Ferramentas visando à restauração ecológica de áreas degradadas: contribuições do Instituto de Botânica de São Paulo da Secretaria Estadual de Meio Ambiente. In: LM Barbosa (Coord.) Anais do IV Simpósio de restauração ecológica, São Paulo, p. 111-118.
- Brancalion, P.H.S.; Rodrigues, R.R.; Gandolfi, S.; Kageyama, P.Y.; Nave, A.G.; Gandara, F.B.; Barbosa, L.M.; Tabarelle, M.. 2010. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. Viçosa, Revista Árvore, 34(3): 455-470.
- Colmanetti, M.A.A. .2013. Estrutura de vegetação e características edáficas de um reflorestamento com espécies nativas. Dissertação de mestrado, Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente.
- Mamede, M.C.H., Souza, V.C., Prado, J., Wanderley, M.G.L., Barros, F. & Rando, J.G.. 2007. Lista Oficial das Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção no Estado de São Paulo. In: M.C.H. Mamede, V.C. Souza, J. Prado, F. Barros, M.G.L. Wanderley & J.G. Rando (orgs.). Livro Vermelho das espécies ameaçadas de extinção no Estado de São Paulo. São Paulo, Instituto de Botânica, 1: 1-14.
- Mandetta, E.C.N. 2007. Avaliação florística e de aspectos da estrutura da comunidade de um reflorestamento com dois anos e meio de implantação no município de Mogi-Guaçu-sp. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- São Paulo – Resolução SMA 08 de Janeiro de 2008. Altera e amplia as Resoluções SMA 21 de 21 de novembro de 2001, SMA 47 de 26 de novembro de 2003 e SMA 08 de março de 2007. Fixa orientações para os reflorestamentos heterogêneos de áreas degradadas e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo. www.ibot.sp.gov.br
- São Paulo – Resolução SMA 48 de Setembro de 2004. Lista oficial das espécies da flora ameaçadas de extinção no Estado de São Paulo. Diário Oficial do Estado de São Paulo. www.ibot.sp.gov.br
- São Paulo – Resolução SMA 64 de 10 de Setembro de 2009. Dispõe sobre o detalhamento das fisionomias da Vegetação de Cerrado e de seus estágios de regeneração, conforme Lei Estadual nº13.550, de 2 de junho de 2009. Diário Oficial do Estado de São Paulo. www.ambiente.sp.gov.br
- São Paulo – Resolução SMA 68 de 19 De Setembro de 2008. Estabelece regras para a coleta e utilização de sementes oriundas de Unidades de Conservação no Estado de São Paulo e dá outras providências. Diário oficial do Estado de São Paulo. www.ambiente.sp.gov.br

RESGATE DE PLANTAS EM PROCESSOS DE SUPRESSÃO DE VEGETAÇÃO

Nelson Augusto dos Santos Junior¹

Vívian Tamaki²

Rogério Mamoru Suzuki³

Marina Crestana Guardia¹

Vanessa Rebouças dos Santos²

Claudio José Barbedo^{1,4}

Karina Cavalheiro Barbosa⁵

1. Introdução

Nas últimas décadas, temos verificado que as ações ambientais têm recebido considerável espaço nas grandes obras. Com os avanços no conhecimento e na legislação vigente, muitos procedimentos de conservação da fauna e da flora, antes inimagináveis, têm sido frequentes em processos de licenciamento ambiental.

No estado de São Paulo, em particular, diversas obras exigem tais medidas. Um exemplo recente diz respeito à obra do trecho sul do Rodoanel Mario Covas, onde o Instituto de Botânica, em parceria com a Dersa, desenvolveu um projeto baseado em três ações principais: conhecer a flora local, priorizando as espécies que se enquadravam em alguma categoria de ameaça; *encontrar, resgatar e realocar as espécies sinalizadas pelos levantamentos florísticos*; e definir parâmetros e sugerir áreas para os plantios compensatórios da obra.

Este projeto pioneiro, que se tornou referência para demais licenciamentos de obras no estado, foi tão relevante que a parceria foi mantida para o trecho norte do Rodoanel, devido aos bons resultados obtidos, dentre eles o resgate eficiente daquelas espécies vegetais que teriam suas populações naturais reduzidas. Para se ter uma idéia do perfil das obras e do desafio em cada uma, no trecho sul, houve a supressão de 212 ha e, no trecho norte, serão suprimidos, no total, 169 ha. Em ambos, a delicada questão ambiental ocorreu pela proximidade das represas Billings e Guarapiranga (no caso do trecho sul) e do Parque Estadual da Cantareira (no caso do trecho norte).

As ações de resgate da flora em processos de supressão da vegetação como este, coordenadas no projeto pela equipe composta pelos autores, requerem uma série de cuidados,

1 Núcleo de Pesquisa em Sementes, Instituto de Botânica. Av. Miguel Stéfano, 3687 – Água Funda – São Paulo (SP). CEP: 04301-012.

2 Núcleo de Pesquisa em Plantas Ornamentais, Instituto de Botânica. Av. Miguel Stéfano, 3687 – Água Funda – São Paulo (SP). CEP: 04301-012.

3 Núcleo de Pesquisa – Orquidário do Estado, Instituto de Botânica. Av. Miguel Stéfano, 3687 – Água Funda – São Paulo (SP). CEP: 04301-012.

4 Bolsista de Produtividade em Pesquisa do CNPq.

5 Dersa – Desenvolvimento Rodoviário S.A.. Rua Iaiá, 126 – Itaim – São Paulo (SP). CEP: 04542-906.

no sentido de garantir a sobrevivência do material resgatado. Porém, em ações desta natureza, quando não há tempo hábil para a realização do que seria ideal, por conta do ritmo intenso da obra, são necessárias atividades aplicadas e que otimizem muitos dos processos.

Muitas das experiências acumuladas nos últimos anos, bem como aspectos técnicos e científicos do processo de resgate da flora, em ações de supressão da vegetação, serão a seguir descritos.

2. Resgate de Plantas Terrícolas

O que são terrícolas

Plantas terrícolas são aquelas que crescem exclusivamente no solo. Estas plantas podem ser classificadas de acordo com Martins-Ramos *et al.* (2010), modificado de Font Quer (1993), como arbórea - planta lenhosa, com tronco principal e geralmente com altura superior a 5 m; arbustiva - planta lenhosa, sem tronco principal, geralmente ramificada desde a base e com altura inferior a 5 m; subarbustiva - planta provida de base lenhosa, perene e ramos anualmente renovados; herbácea – planta não lenhosa e trepadeira – planta herbácea ou lenhosa, escandente, volúvel ou apoiante.

Porque resgatar terrícolas

Com essa prática, é possível salvar espécies raras, produzir mudas, formar coleções e realizar a translocação de plantas para que se estabeleçam novas comunidades de espécies vegetais em áreas de restauração da flora (Martins, 2010). Essa é uma medida proposta em diversas regiões do mundo que possui como objetivo mitigar a perda de espécies com a destruição de habitats, contribuindo-se, assim, para reduzir sua extinção (Maunder, 1992).

Além das espécies raras ou ameaçadas, o resgate de outras espécies também é importante, pois estas geralmente formam ambientes favoráveis à sobrevivência de plantas resgatadas, passando a ser denominadas como “espécies de interesse”, em função do seu papel estruturador de condições para o estabelecimento da cobertura vegetal desejada (Morse, 1992; Santos, 2010).

As plantas terrícolas herbáceas são consideradas como bioindicadoras por causa de seu pequeno porte e do sistema radicular superficial, que as tornam sensíveis às alterações climáticas e do solo (Ximim *et al.*, 2009).

Como resgatar terrícolas

Antes da supressão vegetal, é realizado um levantamento das espécies predominantes na área que será suprimida, sendo priorizadas algumas famílias botânicas de grande importância ecológica que são raras, ou que estão sofrendo algum grau de ameaça. As plantas devem ser marcadas com fitas zebradas e/ou spray de tinta, para facilitar a visualização no momento do resgate.

Os métodos utilizados para coleta de indivíduos adultos e plântulas diferenciam-se com relação à forma de vida e ao hábito dos indivíduos. Portanto, devem ser utilizadas técnicas adequadas ao resgate de diferentes formas de vida como herbáceas, touceiras, epífitas, tubérculos, lianas, arbustivas e plântulas de arbóreas cujo porte não exceda 30 cm.

As plantas de touceiras, por exemplo, serão retiradas com auxílio de pás retas, enxadões ou facas, de forma a manter íntegro o sistema radicular dos indivíduos. Os tubérculos serão retirados com auxílio de pequenas ferramentas, ou manualmente, e terão todas as suas folhas maduras removidas.

Ao redor da base das plântulas de indivíduos arbóreos e arbustivos, serão cavadas trincheiras circulares, de forma a desagregar o solo da rizosfera das mesmas (Figura 1).

Posteriormente, elas serão extraídas cuidadosamente para que se retire o maior volume de raízes nuas. As plantas que tiverem sido arrancadas com torrões, terão os mesmos envoltos em sacos de aniagem ou em jornal e depois serão acondicionadas em engradados de madeira ou de plástico.

De forma geral, é recomendável que a copa dos indivíduos seja reduzida a 1/3 de seu volume. Com isso, recupera-se o equilíbrio entre o volume de copa, por onde ocorre perda de água pela transpiração, e o volume de raízes, por onde ocorre a absorção de água e que é reduzido durante o resgate.

Todas as plantas retiradas da mata devem ser transportadas, prioritariamente, no mesmo dia para o viveiro (Figura 2) e transplantadas imediatamente ou acondicionadas adequadamente para garantir maior porcentagem de sobrevivência. Deve-se evitar fazer o transporte durante as horas mais quentes do dia e proteger as plantas contra a ação dos ventos.



Figura 1 - Coleta de planta com porte arbustivo por meio de trincheiras abertas ao redor da sua base.



Figura 2 - Transporte de arbusto coletado com o torrão envolto em saco.

Como manter em viveiros de espera

Após o resgate, as plantas são identificadas, quantificadas e encaminhadas ao viveiro para posterior destinação, como realocação em áreas adjacentes, parques, coleções científicas, dentre outros fins.

Uma das garantias de sucesso do resgate da flora está no cultivo das plantas no viveiro de espera (Figura 3). Santos (2010) verificou que plantas cultivadas em viveiro, antes de serem realocadas, apresentaram 10% de perda, quando comparadas com aquelas de plantio direto, onde houve perda da metade da população.



Figura 3 - Visão geral de viveiro com plantas resgatadas em área suprimida.

As mudas poderão ser plantadas em canteiros, sacos ou vasos plásticos. Em canteiros, o plantio pode ser feito enfileirando-as lado a lado nos sulcos e inclinadas rente ao substrato. Os sulcos podem ser distanciados 30 cm ou mais, conforme o porte das mudas.

Plantas arbóreas, arbustivas e as palmeiras em geral deverão ser mantidas o mínimo possível no viveiro de resgate, ou mantidas com torrão envolto em sacos de estopa. As bromélias e orquídeas podem ser mantidas no viveiro durante muito tempo, se o resgate foi efetuado de modo adequado e seguindo as orientações de cultivo abaixo descritas.

Deverá ser realizado, após 15 dias, o tratamento das mudas com solução de fungicida e inseticida. Observar local de origem quanto à luminosidade e temperatura.

Pode-se utilizar substrato comercial ou terra de boa qualidade (preferencialmente a terra superficial retirada da área desmatada).

A irrigação deverá ser realizada diariamente por microaspersão, ou manualmente em épocas mais secas (duas vezes ao dia), e acompanhada cuidadosamente em épocas mais chuvosas, diminuindo a frequência de regas, porém, manter o teor de água no substrato mais próximo à capacidade de campo.

Como realocar

Os transplantes de espécimes de famílias de hábito terrícola devem ser efetuados em locais com as mesmas características do ambiente de origem e averiguar se as necessidades de cada espécie estão sendo respeitadas. Dessa forma, ao efetuar o resgate é preciso descrever o ambiente, dando ênfase para a quantidade de matéria orgânica existente e verificar se as raízes são profundas ou não; assim, ao efetuar a realocação basta manter as características observadas.

Os locais escolhidos são marcados, visando à possibilidade de realizar o acompanhamento da adaptação dos espécimes ao novo ambiente.

A realocação deverá ser realizada em época chuvosa, para diminuir o risco de morte por estresse hídrico.

As espécies serão transplantadas em covas de diâmetro e profundidade compatível com os torrões dos espécimes.

Como avaliar o sucesso da realocação

O sucesso da realocação está relacionado à sobrevivência da espécie realocada. Deve ser realizado o monitoramento que consiste na coleta de dados de sobrevivência, fenologia e desenvolvimento vegetativo de cada espécie. Esses dados possibilitam que sejam calculados as porcentagens de sobrevivência e o sucesso reprodutivo, avaliando a eficiência dos transplantes.

3. Resgate de Plantas Epífitas

O que são epífitas

Plantas epífitas são aquelas que vivem sobre outras, sem parasitá-las, ocasionalmente, podem viver sobre outros tipos de suporte (Ferri *et al.*, 1988). São plantas de vida livre que, durante toda a sua vida, crescem apoiadas sobre outras plantas, denominadas por forófitos (Duarte, 2013).

As epífitas poiquiloídricas (como líquens, musgos e algumas pteridófitas) sofrem dessecação total ou saturam-se com a neblina e com a chuva rapidamente, em períodos sem precipitações (Larcher, 2004). Outras epífitas, homeoídricas, desenvolveram mecanismos para absorver e armazenar a água da chuva ou a água que escorre sobre os forófitos, como os ninhos de algumas pteridófitas, os tanques nas bromeliáceas e o velame em aráceas e orquidáceas (Larcher, 2004).

Porque resgatar epífitas

As epífitas coletam e armazenam água e nutrientes do ar e da chuva. As epífitas proporcionam alimento (frutos, néctar, pólen, água) e microambientes especializados para a fauna do dossel (Waechter, 1992). Os tanques (folhas dispostas em roseta formando um reservatório de água) das bromélias podem conter até 45 litros de água e formam ambientes para diversos microrganismos, insetos e predadores (Raven *et al.*, 2007), possuindo, assim, grande importância ecológica.

Segundo Duarte (2013), estudos mostram que as florestas resultantes de restauração, mesmo as com mais de 50 anos, recuperam apenas metade da riqueza de espécies não arbóreas, devido aos projetos de restauração efetuar apenas o plantio de espécies arbóreas e muitas vezes os fragmentos restaurados ficam distantes das matas nativas remanescentes. Essa mesma autora ressalta que a diversidade dos vegetais, além da arbórea, é de grande importância para a dinâmica de uma floresta, sendo que as formas de vida não lenhosas podem constituir mais da metade das espécies vegetais e só as epífitas podem representar um terço delas.

As epífitas podem servir como indicadores do estágio sucessional da floresta, uma vez que comunidades secundárias apresentam diversidade epífita menor do que comunidades primárias (Budowski, 1963). Assim, o resgate de epífitas, em áreas de supressão vegetal para posterior realocação em matas nativas, é relevante.

Como resgatar

As epífitas devem ser retiradas de seus forófitos com cuidado para não danificar seu sistema radicular, assim, sempre que possível, deve-se retirar parte do forófito junto, visto

que as raízes das epífitas servem, também, para dar fixação ao substrato, além de serem fundamentais na absorção de água e nutrientes.

Como manter em viveiros de espera

As epífitas devem ser fixadas em suportes verticais e suspensas, dependendo do porte do exemplar, pois algumas crescem pendentes, atingindo mais de 5 metros de comprimento (ex. *Vanilla* sp. (Orchidaceae), *Rhipsalis* sp. (Cactaceae)). As plantas devem ser amarradas de modo a respeitar a orientação natural de crescimento do vegetal, ficando dispostas em locais com iluminação semelhante ao local de retirada das plantas. Tal controle pode ser feito com o uso de diferentes malhas de sombrite (porcentagens diferentes) no viveiro.

A irrigação é de extrema importância, mas deve-se molhar não apenas as raízes como também a parte aérea (folhas e caules), pois muitas epífitas absorvem água e sais minerais pelas folhas (no caso de algumas Bromeliaceae e Orchidaceae) e/ou pelos caules (no caso de algumas Cactaceae e também Orchidaceae). Nestes casos, a adubação deve ser foliar. Em alguns casos, as raízes não apresentam função de absorção de nutrientes, como em algumas bromélias atmosféricas, como em *Tillandsia pohliana* Mez, cujas raízes apresentam apenas função de fixação (Benzing *et al.*, 1976) e no caso da bromélia *Tillandsia usneoides* (L.) L., que, praticamente, não possui raízes na fase adulta presentes apenas na fase juvenil, servindo para fixação no substrato (Peres *et al.*, 1997). No caso destas espécies, a nutrição se faz por meio foliar. Já a orquídea *Campylocentrum grisebachii* Cogn. não apresenta folhas e o caule é extremamente reduzido, portanto as raízes realizam fotossíntese e absorção de água e nutrientes, além de servirem para se fixar ao suporte (Peres *et al.*, 1997).

Deve ser efetuado também o controle de pragas e doenças manualmente, caso a infestação não seja muito grande, ou utilizando defensivos.

Como realocar

A realocação das epífitas deve ser realizada na época do ano em que há ocorrência frequente de chuvas e envolve, principalmente, a seleção do local ideal, conforme a necessidade de cada uma em luminosidade, aeração e umidade. Inicialmente, deve-se observar se há exemplares semelhantes na área escolhida, para em seguida selecionar o melhor forófito (tamanho, diâmetro do caule, rugosidade do tronco, presença de forquilhas, sombreamento) e fixar em uma altura mais próxima possível daquela de ocorrência natural, pois se observou em trabalhos com realocações de epífitas, durante as obras do trecho sul do Rodoanel Mário Covas, que bromélias de grande porte morrem ao serem realocadas próximas ao solo (Vívian Tamaki, comunicação pessoal).

A posição de fixação das plantas irá depender de cada espécie, mas, de forma geral, deve-se prender a porção radicular dos exemplares nos forófitos, de preferência com fios/fitas biodegradáveis, como o sisal. No caso de algumas bromélias, obtém-se um melhor resultado prendendo a porção caulinar, tomando cuidado para não amarrar as folhas, para não prejudicar a nutrição do vegetal. No caso das orquídeas, fixá-las preferencialmente utilizando o rizoma como ponto de fixação do sisal.

Recomendam-se visitas periódicas a cada três meses para verificação da condição do sisal, da fixação, da orientação de crescimento das plantas e o acompanhamento do sucesso da realocação.

Como avaliar sucessos na realocação

O sucesso na realocação de epífitas pode ser avaliado pela fixação completa do indivíduo no forófito sem a presença de qualquer forma de fixação artificial (p. ex. sisal) (Figura 4), adicionados das formações de frutos e de sementes viáveis.



Figura 4 - Bromélia realocada com sucesso em 2010, durante a execução das obras do trecho sul do Rodoanel Mário Covas.

Tem-se observado, em trabalhos desenvolvidos com realocações de bromélias em florestas, que muitas não desenvolvem novas raízes após atingirem a fase adulta (Vívian Tamaki, comunicação pessoal), assim são necessárias visitas frequentes para a substituição da fixação (sisal) das plantas, até o surgimento de raízes que permitirão a sustentação autônoma e a produção de brotos, processo que pode levar anos, dependendo da espécie.

4. Resgate de Diásporos

O que são diásporos

Diásporos representam a unidade de dispersão de plantas. No caso das chamadas espermatófitas (plantas que produzem sementes), estes são representados pela semente ou pelo fruto. Sementes são estruturas vegetais excepcionais que a Natureza “lapidou” durante milênios. Além de terem contribuído decisivamente para a transformação do estilo de vida do ser humano, mudando hábitos nômades para sedentários e, assim, possibilitando o início da vida em sociedade, as sementes até hoje não encontram no Reino Vegetal estrutura similar em importância e interesse. Sementes são essenciais tanto para a preservação da própria espécie quanto para diversas cadeias alimentares, das quais o ser humano faz parte. A capacidade de tolerar a remoção quase completa da água e retomar toda sua atividade após reidratação, além de ser de grande interesse para se conhecer a vida e seus processos biológicos, permite às sementes de muitas espécies conservarem-se por períodos tão prolongados que podem passar de mil anos. Isso permite, por exemplo, que se preservem espécies em risco de extinção apenas pelo armazenamento de suas sementes.

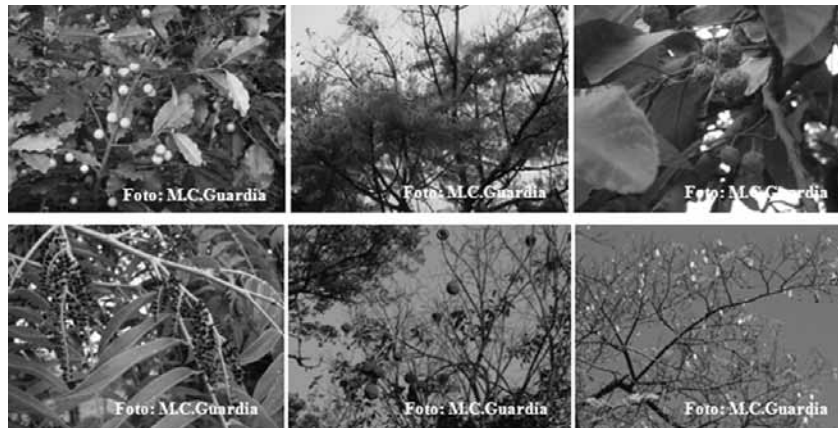


Figura 5 - Diversidade de formas, tamanhos e tipos de diásporos de diferentes espécies arbóreas.

Como manter os diásporos

O desenvolvimento de tecnologia apropriada para cada espécie é tão complexa quanto a compreensão dos processos envolvidos nessa capacidade de conservação. Muito já se conhece desses processos, mas a gigantesca diversidade de espécies e comportamentos alia-se à frequente falta de condições apropriadas para aplicação do conhecimento já existente, tornando muitas vezes quase impossível a exploração das sementes como banco de germoplasma de longo prazo.

Para que as sementes possam manifestar todo seu potencial de armazenamento, há necessidade de se tomar cuidados essenciais desde a sua formação até seu armazenamento, passando pelo correto momento de colheita e por adequados processos de transporte, manipulação, beneficiamento e secagem. Sementes imaturas, por exemplo, não desenvolvem sequer a capacidade de tolerar a secagem e, portanto, qualquer procedimento realizado após sua obtenção jamais recuperará as características da semente que terminou o amadurecimento na planta-mãe como, por exemplo, a capacidade de suportar armazenamentos prolongados. Da mesma forma, mesmo colhendo-se sementes maduras, no máximo de sua qualidade fisiológica, caso não se tomem os devidos cuidados na secagem, igualmente o lote não servirá para armazenamento em bancos. Quando se trabalha com espécies anuais cultivadas, praticamente todo o processo de produção de sementes pode ser controlado de forma a se produzirem lotes de sementes de elevada qualidade fisiológica e sanitária: a colheita pode ser realizada no momento correto, todo o processo pós-colheita é dirigido e controlado e o armazenamento certamente é bem sucedido. Até o local para a produção pode ser criteriosa e rigorosamente selecionado para que se controle todo o processo de formação e maturação das sementes. Mas o que fazer quando as condições não permitem tal controle?

Quais as dificuldades encontradas no resgate e na conservação dos diásporos

A experiência de resgate de diásporos da vegetação a ser suprimida, para construção de mais um trecho do Rodoanel nos arredores da cidade de São Paulo, pode ser um interessante exemplo de situações nas quais não há condições de aplicação de todo o conhecimento e tecnologia existente. As espécies arbóreas, principalmente as tropicais nativas do Brasil, já se apresentam com características que dificultam a adoção dos procedimentos ideais de obtenção de sementes. O local de coleta, por exemplo, dificilmente apresenta condições para acompanhamento do processo de maturação das sementes, bem como para a colheita no momento mais apropriado e sob condições adequadas. A maturação das sementes nas diferentes posições da árvore e, ainda, entre árvores, frequentemente não é uniforme, resultando na obtenção de lotes de sementes completamente heterogêneas quanto ao grau de

maturação. A posição dos frutos nas árvores, muitas vezes entre ramos de difícil acesso ou muito altos, também dificulta a visualização das sementes a serem colhidas. A própria falta de informações sobre a maturação das sementes das diferentes espécies, dificultando a decisão sobre as características visuais que correspondem às sementes maduras, também pode se tornar mais um agravante para a obtenção de sementes de elevada qualidade. Até mesmo a correta identificação do que é a semente pode ser um problema, pois no caso das espécies arbóreas tropicais, frequentemente as sementes não estão isoladas e têm estruturas do fruto agregadas a elas ou, em alguns casos, o fruto inteiro é facilmente confundido com a semente, caracterizando, na verdade, um diásporo. Como o tempo de vida no armazenamento das sementes depende dessa qualidade inicial, todos esses fatores podem implicar em dificuldade na preservação de uma espécie em bancos de germoplasma por sementes.

Além de todos esses elementos que dificultam a obtenção de lotes de sementes homogêneos e de elevada qualidade em espécies arbóreas, particularmente no caso do resgate de diásporos das áreas a serem desmatadas para a construção do Rodoanel, não há tempo suficiente para uma pré-avaliação da maturação das sementes das espécies ou, ainda que já se tenha esse conhecimento, muitas vezes não há tempo para que as sementes completem a maturação na planta-mãe. Há uma programação de construção da rodovia que, caso dependesse da maturação das sementes de todas as espécies presentes na área, poderia resultar em substancial atraso, trazendo prejuízos para todos os demais setores dependentes de tal construção. Portanto, há tempo apenas para se coletarem todos os materiais presentes na área antes da supressão completa da vegetação, ou seja, no caso das sementes, todas as que forem possíveis, maduras ou não. Não há tempo suficiente, também, para o correto treinamento dos coletores que, muitas vezes, não têm formação específica para tal função, mas sim para a obra em si. Além disso, mesmo as sementes colhidas no ponto de máxima qualidade fisiológica ainda dependem da correta manipulação que, neste caso, frequentemente não encontra condições adequadas de transporte, secagem, beneficiamento e armazenamento até o momento em que chegam ao destino final (e somente aí encontraria tais condições). As áreas do entorno da obra frequentemente não têm recursos humanos e estruturais disponíveis para atividades de produção de sementes, pois estão preparadas para a construção da rodovia, muitas vezes sendo necessário improvisar e adaptar as estruturas existentes para que se tenha um mínimo de condições de manipular os lotes de sementes obtidos. Portanto, nesses casos, mesmo sendo evidente que muitos materiais não poderão ser reaproveitados futuramente, trabalha-se com a possibilidade de que muitos o serão e, talvez, até de espécies que podem sofrer grande impacto com a construção da obra e que, dessa forma, tem alguma oportunidade de ter reservada uma pequena amostra para necessidades futuras, seja pelo seu armazenamento em bancos de sementes, seja pela imediata transformação em plantas nos viveiros de mudas.

Como resgatar

Embora a capacitação teórica para os colhedores de diásporos seja criteriosa e detalhada, é nas idas ao campo para o efetivo resgate que a capacitação se completa. As dificuldades encontradas são muitas, desde a impossibilidade de visualização de frutos e sementes, pela grande altura das copas das árvores, até o reconhecimento dos diásporos e o não conhecimento da importância das espécies nativas que algumas vezes encontram-se ameaçadas de extinção. Para a instrução das equipes que farão o trabalho de resgate de diásporos nas áreas com vegetação a ser suprimida, um dos primeiros cuidados é evidenciar a necessidade de uso dos equipamentos de proteção individual, pois esta atividade apresenta riscos. A relação dos equipamentos próprios para coleta e a descrição detalhada de cada etapa do trabalho é o próximo cuidado. A lista de materiais engloba: tesoura de poda alta e tesoura de poda manual (para cortar ramos e frutos), sacos plásticos e sacos de ráfia (para transportar

frutos e sementes adequadamente e sem perda de material), fita crepe e caneta (para marcar os ramos coletados de cada árvore para posterior identificação das espécies), folhas de jornal, papelão, prensa de madeira e cordão (para prensar os ramos) e tela de sombrite e peneiras (para secagem dos frutos e sementes). Para minimizar algumas dessas dificuldades, as equipes técnicas têm acompanhado constantemente e marcado os exemplares com material a ser resgatado. A capacitação recomenda, ainda, que após a supressão sejam feitas vistorias das copas das árvores que já se encontram derrubadas e que permitem acesso aos galhos com diásporos. Os frutos e sementes são levados aos viveiros dos lotes, para secagem e posterior envio ao Laboratório de Sementes do Instituto de Botânica. Todo material é pesado antes e depois do beneficiamento, é avaliado quanto ao tipo de secagem a que deve ser submetido, se for o caso de secá-lo, e posteriormente armazenado como tentativa de conservação da diversidade de espécies arbóreas nativas com ocorrência nas áreas do Rodoanel.



Figura 6 - Coleta de frutos de cambuci (*Campomanesia phaea* (O.Berg) Landrum) utilizando-se tesoura de poda alta.



Figura 7 - Secagem de frutos e sementes sobre peneiras e telas de sombrite antes do beneficiamento.

Referências Bibliográficas

- Barbedo, C.J., Bilia, D.A.C. 1998. Evolution of research on recalcitrant seeds. *Scientia Agricola* 55 (especial): 121-125.
- Benzing, D.H., Henderson, K., Kessel, B e Sulak, J.. 1976. The absorptive capacities of bromeliad trichomes. *American Journal of Botany* 63: 1009-1014.
- Budowski, G. 1963. Forest succession in tropical lowland. *Turrialba* 13: 43-4

- Carvalho, N.M. ; Nakagawa, J. 2012. Sementes: Ciência, Tecnologia e Produção. 5.ed. Jaboticabal, FUNEP, 590p.
- Duarte, M.M.. 2013. Transplante de epífitas entre Florestas Estacionais Semidecíduais para enriquecimento de florestas em processo de restauração. Dissertação (mestrado)- Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 108 p.
- Ferri, M. G., Menezes, N.L.de e Monteiro, W.R.. 1988. Glossário ilustrado de botânica. 1ª ed., São Paulo, Nobel, 197 p.
- Font Quer, P. 1993. Diccionario de botánica. Barcelona: Editorial Labor. 1244 p.
- Higa, A.R., Silva, L.D. 2006. Pomar de Sementes de Espécies Florestais Nativas. Curitiba, Fupef, 264p.
- Larcher, V.. 2004. Ecofisiologia vegetal. São Carlos, Rima, 531p.
- Martins, S.V. 2010. Restauração florestal em áreas de preservação permanente e reserva legal. Viçosa: CPT, 316p.
- Martins-Ramos, D., Chaves, C.L., Bortoluzzi, R.L., Mantovani, A. 2010. Florística de floresta ombrófila mista Altomontana e de Campos em Urupema, Santa Catarina, Brasil. Revista Brasileira de Biociências 9: 156-166.
- Maunder, M. 1992. Plant reintroduction: an overview. Biodiversity and Conservation, v.1. p.51-61.
- Morse, L. E. Plant rarity and endangerment in North America. In: Falk, D.A.; Millar, C. I.; Olwell, M. (Ed.). 1996. Restoring diversity: strategies for reintroduction of endangered plants. Washington: Island Press, p.7-22.
- Peres, L.E.P., Mercier, H., Kerbauy, G.B., Zaffari, G.R.. 1997. Níveis endógenos de AIA, citocininas e ABA em uma orquídea acaule e uma bromélia ser raiz, determinados por HPLC e ELISA. Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal 9: 169-176.
- Pina-Rodrigues, F.C.M., Freire, J.M., Leles, P.S.S., Brier, T.B. 2007. Parâmetros Técnicos para Produção de Sementes Florestais. Seropédica, Editora da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 188p.
- Raven, P.H., Evert, R.F. e Eichhorn, S.E.. 2007. Biologia vegetal. 7ª ed., Rio de Janeiro, Guanabara Koogan, 830p.
- Santos, L.M. 2010. Restauração de campos ferruginosos mediante resgate de flora e uso de topsoil no Quadrilátero Ferrífero. Tese de Doutorado – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 182p.
- Waechter, J.L. 1992. O epifitismo vascular na Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- Ximin, J.G., De Faveri, Citadini-Zanette, V. 2009. Vegetação herbácea terrícola de um remanescente de floresta Atlântica no município de Criciúma, Santa Catarina. Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil.

A IMPORTÂNCIA DA FAUNA NA CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE: NA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA E NA ECOLOGIA DE ESTRADAS

Karina Cavalheiro Barbosa¹
Guilherme Augusto Domenichelli¹
Plínio Bruno Aiub²
Fernanda Delborgo Abra³
Nelson Antonio Leite Maciel⁴
Rodrigo Pinho Gomez Lopez⁵
Carlos Alberto Moreira⁶

1. A fauna e a restauração ecológica

A degradação ambiental, ocasionada principalmente por intervenções antrópicas em florestas, tem promovido uma intensa redução, fragmentação e isolamento de paisagens, comprometendo suas principais características e levando à perda da biodiversidade e das funções a ela atribuídas (Barbosa, 1989; Decamps & Naiman, 1990; Joly, 1994; Barbosa *et al.*, 1997; Rodrigues & Leitão Filho, 2000). No estado de São Paulo, por exemplo, são poucas as áreas naturais inalteradas pelo homem e grande parte constituída por áreas alteradas com diferentes graus de perturbação. Assim, a restauração ecológica apresenta-se como uma importante estratégia de conservação para a manutenção da biodiversidade.

Embora a restauração ambiental no Brasil tenha seu primeiro registro histórico datado do período imperial (Kageyama & Gandara, 2000), apenas nos últimos vinte anos é que se tem observado significativo acúmulo de conhecimentos envolvendo a dinâmica de formações florestais naturais, levando a “restauração ecológica” a adquirir caráter de área de conhecimento.

Resultados recentes de projetos de reflorestamento no estado de São Paulo têm apontado vários problemas, como o estabelecimento de florestas implantadas com baixa diversidade de espécies arbóreas nativas (Barbosa *et al.*, 2003), além de outros aspectos relacionados à qualidade de mudas, forma de plantio, período e práticas de manutenção. Assim, a restauração de áreas degradadas, a partir de plantios induzidos com espécies nativas e com alta diversidade, é fundamental para restauração, pois favorece focos de recrutamento para novas espécies cujos propágulos são trazidos por diversos animais frugívoros (Melo *et al.*,

1 DERSA – Desenvolvimento Rodoviário S.A
2 Vet-Sistem
3 PRIME Engenharia
4 Instituto de Botânica, SMA
5 Fundação Parque Zoológico de São Paulo, SMA
6 Fundação Florestal, SMA

2002). De acordo com Barbosa *et al.* (2011), diversos aspectos e abordagens que podem levar ao sucesso de restauração ecológica estão associados à situação de degradação, ou grau de resiliência de uma determinada área, e estes, como outros aspectos, foram exaustivamente discutidos para formatar orientações seguras sobre a restauração ecológica em São Paulo, periodicamente atualizada com novos conhecimentos e experiências, através de resoluções como a SMA 08/08.

Neste artigo, a principal abordagem refere-se à importância da fauna associada aos processos de restauração e conservação da biodiversidade, como o constante aporte de sementes determinado pela chuva de sementes, sementes estas produzidas por espécies encontradas no local (autóctones), ou provenientes de outros locais (alóctones) que, neste caso, alcançam a área por intermédio de algum agente de dispersão (Martinez-Ramos & Soto-Castro, 1993). É preciso, portanto, estudar melhor os fatores determinantes da dispersão de sementes e a sua relação com a estrutura da vegetação nas áreas em processo de restauração, sempre procurando otimizar o aporte de sementes.

Uma das maiores dificuldades para a restauração está relacionada com a resiliência, ou seja, a capacidade de um ecossistema suportar perturbações ambientais, mantendo estrutura e padrão geral de comportamento, enquanto sua condição de equilíbrio dinâmico é modificada (Watanabe, 1997). Em áreas com baixa resiliência, a regeneração natural, que seria uma forma de recuperação, torna-se impossibilitada pelo alto dano ambiental ocasionado por diversos fatores, tais como a invasão de espécies exóticas ou daninhas, a compactação, empobrecimento, contaminação e erosão dos solos, a ausência ou limitação do banco de sementes, a distância de fontes de propágulos, a ausência de animais dispersores de sementes e condições inadequadas à germinação das sementes (Cubina & Aide, 2001).

Assim, muitos aspectos da restauração de áreas estão sendo exaustivamente discutidos e testados, porém um dos maiores consensos refere-se à importância do restabelecimento da biodiversidade dessas áreas, envolvendo as diversas formas de vida vegetal, animal e suas interações (Rodrigues & Gandolfi, 2003). Desta maneira, tendências atuais para estratégias de restauração ecológica são fundamentadas em conservação e manutenção da biodiversidade. Neste aspecto, a dispersão de sementes desempenha papel importante no estabelecimento e perpetuação de uma floresta heterogênea, com possibilidade real de estabilidade e de manutenção de boa diversidade. A sobrevivência e a dinâmica das florestas dependem então, em grande parte, do aporte de sementes determinado pela chuva de sementes, consequência da composição florística da área e de suas vizinhanças, da variação espacial e temporal de propágulos e do comportamento dos dispersores de sementes (Whitmore, 1983; Harper, 1997).

Portanto, em processos de restauração ecológica, é preciso reconstituir a estrutura e composição da vegetação natural, respeitando a diversidade de espécies, a sucessão ecológica e a representatividade específica e genética das populações. Em termos econômicos, a importância ecológica da conservação da fauna poderia diminuir custos de regeneração e manutenção destes procedimentos. Através da definição dos padrões de diversidade de espécies e abundância para cada habitat amostrado, relacionando a ocorrência das espécies com o papel ecológico de cada uma, será possível aferir recomendações relacionadas à fauna, para a gestão de paisagens que favoreçam o manejo e recuperação de áreas degradadas.

Reforça-se, então, a necessidade de se associar interações fauna-flora, que devem ser aperfeiçoadas quanto à inclusão de novos conhecimentos com indicativos de qualificação e perpetuação dos reflorestamentos, sempre na tentativa de “imitar” o que acontece em ambientes naturais.

A polinização, processo de transporte de pólen para o estigma de uma flor, é citada por Faegri & Van der Pijl (1979) como a interação fauna-flora que mais gerou co-evolução específica, havendo, porém, um grande número de espécies de plantas generalistas, ou seja,

que são polinizadas por vários animais. Um dos muitos cuidados a serem tomados na seleção das plantas refere-se à escolha das espécies que promovam síndromes de polinização capazes de contemplar sempre a floração, mantendo-se os agentes polinizadores na área em processo de restauração (Reis & Kageyama, 2003).

São muito diversos os conhecimentos acumulados sobre o processo de polinização, já que: envolve diferentes grupos zoológicos (de insetos, além de aves e morcegos principalmente); tem limites definidos no tempo e no espaço (da retirada do grão de pólen das anteras e seu transporte e deposição no estigma); e traz o benefício do resultado da polinização (produção de sementes e grãos comestíveis) para o ser humano.

Uma quantificação dos fatores responsáveis pela polinização de 143 espécies arbóreas de uma floresta tropical no México, efetuada por Bawa *et al.* (1985), aponta que os animais, em sua maioria os insetos, são responsáveis por 97,5% deste processo. Assim, é fácil entender que a existência de um equilíbrio dinâmico entre os animais polinizadores e as plantas polinizadas é fundamental, já que a falta de um deles pode acarretar na degeneração ou mesmo na extinção do outro (Reis & Kageyama, 2003).

Algumas pesquisas demonstram que espécies de estágios sucessionais iniciais possuem polinizadores mais comuns e generalistas, enquanto que as de estágios sucessionais mais avançados apresentam polinizadores especialistas e raros, indicando assim que o estabelecimento dos estágios sucessionais na recuperação de áreas degradadas é importante para manutenção da biodiversidade na comunidade (Teixeira & Machado, 2000; Barros, 2001; Bezerra & Machado, 2003).

Em recuperação de áreas degradadas, um dos cuidados a ser tomado é com a seleção das plantas utilizadas. Estas devem promover a maior diversidade possível de síndromes de polinização na comunidade e, ao mesmo tempo, contemplar todos os meses com floração, para manter os agentes polinizadores na área em processo de restauração (Reis & Kageyama, 2003).

A existência de uma forte relação entre plantas e animais no processo de polinização faz com que, em recuperação de áreas degradadas, os polinizadores desempenhem um papel insubstituível na garantia do fluxo gênico e na formação de sementes de qualidade, com consequente manutenção e perpetuação da floresta implantada. Estudos de biologia e fenologia reprodutiva das espécies poderão fornecer subsídios importantes aos processos de reflorestamento com espécies arbóreas nativas, o que pode levar ao aprimoramento da Resolução SMA 08/08 que fixa orientação para reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas.

O processo de dispersão de sementes nada mais é que o transporte das mesmas a diferentes distâncias de sua planta-mãe (Howe, 1986), podendo esta distância variar de centímetros a quilômetros, dependendo da síndrome de dispersão associada. Este processo representa a ligação da última fase reprodutiva da planta com a primeira fase no recrutamento da população.

A dispersão de sementes é, portanto, um fator considerado essencial para a colonização de habitats e na constituição da estrutura espacial e temporal de populações de plantas, considerado chave para a recobertura florestal de áreas degradadas (Nepstad *et al.*, 1990).

De maneira geral, o processo sucessional ocorre com maior facilidade, quando existe disponibilidade de propágulos e condições ambientais adequadas para suportar as plantas estabelecidas a partir da chuva de sementes, ou pelo banco de sementes no solo (Rodrigues & Gandolfi, 1996), e ainda sofre a influência da proximidade de fragmentos florestais e de outros tipos de vegetação, da origem da degradação, das características da vegetação eliminada, dos fatores edáficos, e, em grande parte, das interações bióticas.

Com base nas características morfológicas das unidades de dispersão das plantas é que podemos classificar (de maneira geral) as espécies em: anemocóricas, que apresentam estruturas que favorecem o transporte pelo vento; autocóricas, as que apresentam mecanis-

mos de dispersão por queda livre das sementes ou outros dispositivos semelhantes; zoocóricas, as que apresentam elementos comestíveis ou outros atrativos por meio de estímulos visuais (cores chamativas e contrastes) ou olfativos (odores fortes) e, desta forma, são procuradas e dispersas por animais; e hidrocóricas, as que são dispersas via meio aquático.

A dispersão de sementes é, portanto, um fator considerado essencial para a colonização de habitats e na constituição da estrutura espacial e temporal de populações de plantas. É um processo considerado chave na recobertura florestal de áreas degradadas, porque o banco de sementes e outras fontes de regeneração (ex. brotos de caule ou raiz) têm sistematicamente sido eliminados por cultivos prolongados, corte ou fogo (Nespsstad *et al.*, 1990).

Além disso, a dispersão de sementes não apenas determina a área potencial de recrutamento, possibilitando a chegada de propágulos a locais mais favoráveis ao seu estabelecimento, como também influencia os processos subsequentes, tais como a predação, a competição por recursos (luz, água e nutrientes) e a reprodução (polinização). Quanto mais distante estiverem os indivíduos de uma mesma espécie, maior a probabilidade destes não serem relacionados geneticamente e, portanto, de produzirem descendentes com maiores chances de sucesso do que uma progênie derivada de indivíduos aparentados. A distância de dispersão, portanto, afeta a taxa de fluxo gênico, e, conseqüentemente, a estrutura genética dentro e entre populações (Nathan & Muller-Landau, 2000).

Grande número de sementes é depositado nas clareiras, em função dos novos espaços criados para o deslocamento de dispersores. Aves e morcegos são frequentadores habituais de clareiras e outros espaços abertos no interior de florestas, além de frequentarem outros ambientes alterados, deslocando-se por amplos espaços abertos entre fragmentos florestais. Estes animais transportam diariamente centenas de sementes que são incorporadas ao banco de sementes do solo, ou germinam. Muitas destas sementes provêm de espécies pioneiras e de ambientes semelhantes ao de clareiras e bordas de mata em processo de sucessão secundária (Silva, 2003). Diversos estudos apontam o papel chave de aves e morcegos, como agentes promotores de regeneração nas florestas tropicais (Charles-Dominique, 1986; Gorchov *et al.*, 1993; Galindo-Gonzales *et al.*, 2000; White *et al.*, 2004), e o potencial das aves como facilitadores da regeneração natural das florestas (Mc Donnell & Stiles, 1983; Mc Donnell, 1986; Mc Clanahan & Wolfe, 1993).

Segundo Morellato & Leitão Filho (1992), cerca de 60 a 90% das espécies vegetais de florestas tropicais são zoocóricas, ou seja, têm suas sementes dispersas por animais, assim o estabelecimento da relação entre planta-frugívoro, em áreas degradadas, certamente é essencial para a conservação de uma floresta existente ou na aceleração do processo de reflorestamento.

A presença de espécies animais dispersoras, além de agregar valor ecológico à comunidade com o aumento da complexidade de interações, é fundamental para a manutenção do equilíbrio dinâmico das áreas a serem recuperadas, ou em processo de recuperação. Disponibilizar sementes o ano todo, mais uma vez, é de extrema importância para que os animais dispersores permaneçam na área desejada.

Experimentos com a introdução de espécies nativas com capacidade de atrair animais dispersores, principalmente aves e morcegos, têm demonstrado que esta prática é eficiente para o sucesso de muitos programas de recuperação de áreas degradadas (Robinson & Handel, 1993). Muitos aspectos da recuperação de áreas estão sendo exaustivamente discutidos e testados, porém um dos maiores consensos refere-se à importância do restabelecimento da biodiversidade dessas áreas, envolvendo as diversas formas de vida vegetal, animal e suas interações (Rodrigues & Gandolfi, 2003). A utilização, em projetos de restauração florestal, de plantas zoocóricas, de poleiros artificiais e de transposição de galharia para atrair animais frugívoros, acelerando assim o processo de restauração através da regeneração natural, tem se tornado bastante comum (Mc Donnell & Stiles, 1983; Reis *et al.*, 2003). Os poleiros artificiais

e as plantas zoocóricas atuam como focos de recrutamento de sementes, pois funcionam como pontos de pouso para aves e morcegos frugívoros, que depositam sementes, autóctones e alóctones, na área em restauração, aumentando assim a diversidade local (Guevara & Laborde, 1993; Slocum & Horvitz, 2000; Silva, 2003; Barbosa & Pizo, 2006). Desta maneira, tendências atuais para estratégias de recuperação de áreas degradadas são fundamentadas em conservação e manutenção da biodiversidade.

Constata-se assim que, para promoção da restauração, aspectos relacionados com a sucessão ecológica e as interações entre plantas e animais, além de outros fatores inerentes, facilitam o estabelecimento de florestas e são importantes. Segundo estes conceitos, é notório o sucesso desta atividade em áreas com maior resiliência e cuidados, conforme observado nos exemplos de plantios compensatórios estabelecidos para o trecho sul do Rodoanel, especialmente nas áreas que são mais protegidas por fragmentos florestais, ou estão inseridas em unidades de conservação (Barbosa Coord, 2011).

A restauração ecológica, apesar de apontar avanços recentes e importantes em termos de estudos e pesquisas, ainda depende de políticas públicas consolidadas e divulgadas, não apenas em resoluções como a prevista para São Paulo, mas também do estabelecimento de ferramentas adequadas, orientando a atividade da melhor forma possível.

2. Programas ambientais para a conservação da fauna: um estudo de caso no rodoanel trecho sul e trecho norte

Quando se desenham planos de trabalhos relacionados à fauna, em empreendimentos que terão considerável supressão vegetal, quase sempre se imagina que muitos animais serão encontrados, especialmente os mamíferos. Estima-se que, com a perda da massa verde e descaracterização dos habitats, a fauna silvestre extingue-se do local para nunca mais voltar. De fato, os impactos de obras, principalmente as obras lineares, causam uma mudança brusca na dinâmica da fauna. Por outro lado, a fauna tem alto poder de adaptabilidade, modelando-se aos impactos e muitas vezes tomando proveito de situações antes não presentes em novos nichos ecológicos.

O nicho ecológico é uma expressão bastante ampla, que inclui espaço físico ocupado por um organismo, a sua função dentro de uma comunidade, a sua posição nos diversos gradientes ambientais e outras condições de existência, assim como as atividades que ele realiza (Odum, 2001). Pode ser entendido também como a soma das adaptações de um indivíduo, de uma população ou de uma espécie de determinado ambiente, com variedade de condições e qualidades de recursos; dentro do conceito de nicho básico estão a dieta, as atividades realizadas e os espaços ocupados pelos indivíduos (Pianka, 1982; Odum, 2001; Townsend *et al.*, 2006).

As zonas de amortecimentos de margens de fragmentos que sofreram supressão, o efeito borda com seus estágios de “desenvolvimento” e as alterações no relevo da superfície provocam, em primeira instância, um afloramento do material biológico de superfície onde colônias de muitos seres vivos, que são a base da cadeia alimentar, na sua maioria artrópode, tornam-se vulneráveis aos primeiros predadores de plantão. Ao se estabilizar o efeito borda, alguns insetos, sapos, mamíferos e aves insetívoras do subdossel da floresta evitam as bordas e, portanto, são especialmente sensíveis a fragmentação (Bierregaard *et al.*, 1992, Didham, 1997). Com a oferta de alimento aumentada, a cadeia alimentar e seu ciclo natural têm uma aceleração que não é natural e que, portanto, gera uma dinâmica iatrogênica, onde os animais que têm poder de fuga fácil, como os rapinantes e os generalistas como *Didelphis sp.*, aproveitam-se desta nova situação.

A fragmentação do habitat também ameaça a existência de espécies de modos sutis. Primeiro, a fragmentação pode limitar o potencial de uma espécie para dispersão e colonização. Muitas espécies de pássaros, mamíferos e insetos do interior da floresta não ataves-

sarão nem mesmo faixas estreitas de ambiente aberto, por causa do perigo de predação. Como resultado, muitas espécies não recolonizam os fragmentos após a população original ter desaparecido (Lovejoy *et al.*, 1986; Bierregaard *et al.*, 1992). Com a modernidade da construção civil e a cobrança dos órgãos ambientais, as obras lineares têm ganhado componentes importantes para manutenção da dinâmica da fauna e para adaptação de suas novas vias de trânsito.

A construção de grandes empreendimentos causa danos ao meio ambiente e, no passado, as atividades de mitigação e compensação ambiental eram tratadas como utópicas. Atualmente, no estado de São Paulo, os empreendimentos passam por análises criteriosas, sendo aprovados diante da apresentação e avaliação de programas ambientais relacionados à fauna e à flora, que proponham medidas de mitigação e compensação.

Os programas de levantamento, monitoramento e resgate de fauna, para implantação de empreendimentos com impacto ambiental, têm colocado para dentro das florestas profissionais que vivenciam a dinâmica da fauna, fazendo com que sejam descobertos locais importantes para habitats da fauna e seus nichos ecológicos. Isto proporciona um entendimento da dinâmica comportamental desta fauna, subsidiando a tomada de decisões para pontos de confluência em corredores ecológicos e, posteriormente, para pontos de travessia de fauna (Lovejoy *et al.*, 1986; Bierregaard *et al.*, 1992). O melhor entendimento dos hábitos alimentares, atividades e espaço ocupado por tais espécies, isto é, suas exigências de habitat, pode fornecer informações relevantes na elaboração de planos de manejo e conservação (Zimmernan & Bierregaard, 1986; Forero-Montaña *et al.*, 2003; Pedó *et al.*, 2006)

O estudo da fauna nos locais do empreendimento, por meio do monitoramento de grupos específicos de fauna, iniciado com o fim da construção e início da operação, é uma maneira excelente de se conhecer os animais da região e avaliar os impactos existentes durante a obra, demonstrando as espécies existentes antes, durante e após implantação da mesma. Por exemplo, a implantação do trecho sul do Rodoanel Mario Covas possibilitou o estudo dos grupos faunísticos de entomofauna, herpetofauna, avifauna e mastofauna, demonstrando resultados importantes e surpreendentes das espécies habitantes do local.

Entomofauna

Durante os meses de monitoramento das borboletas encontradas nas áreas do trecho sul do Rodoanel, registraram-se 55 espécies divididas em 6 famílias e 13 subfamílias. A curva do coletor apresentou uma estabilidade durante as últimas amostragens realizadas. Espécies consideradas bioindicadoras foram registradas, apesar da operação do trecho sul do Rodoanel, e a ocorrência das espécies *Myscelia orsis* (Drury, 1782) e *Hamadryas epinome* (c. Felder & R. Felder, 1867) corroboram a hipótese de que as áreas em estudo estão em um estágio de regeneração avançado e se mantiveram.

Herpetofauna

Durante o monitoramento da herpetofauna, foram registradas e monitoradas 36 espécies de anfíbios, distribuídas em 9 famílias. Com referência aos répteis, foram registradas espécies importantes e podem ser consideradas como grandes bioindicadoras, como é o caso da *Micrurus corallinus*.

A espécie exótica rã-touro (*Lithobates catesbeianus*) foi registrada em diversos locais monitorados, mostrando-se cada vez mais adaptada e resistente às variações climáticas, algo preocupante, já que a referida espécie compete com as nativas ocorrentes na região.

Avifauna

Foram registradas 200 espécies diferentes de aves no trecho sul do Rodoanel. O

Parque Jaceguava apresentou maior riqueza, com 161 táxons, seguido pelo Parque Varginha, com 125, e Parque Embu, com 121, dados relacionados respectivamente com as áreas de parque de maior conservação neste trecho.

Mastofauna

Durante o monitoramento realizado, foram registradas 42 espécies de mamíferos, sendo 4 espécies consideradas como registros importantes para a região, incluindo a anta (*Tapirus terrestris*), a irara (*Eira Barbara*), a onça parda (*Puma concolor*) e o gato do mato (*Leopardus tigrinus*).

O estudo, aplicado nos locais que sofreram impacto e nas áreas de plantio compensatório realizado pelo empreendimento, proporciona uma avaliação da estrutura faunística, possibilitando seguir caminhos mais específicos como a preservação de determinada espécie, a continuidade no monitoramento de espécies exóticas e inclusive a reintrodução de espécies nativas. É o caso do projeto que está sendo aplicado com a reintrodução de macucos no Parque Jaceguava.

As introduções são ações deliberadas, com finalidades específicas e controladas, que devem necessariamente ser submetidas e autorizadas pelos órgãos competentes. Trata-se de um trabalho que exige método e monitoramento, além de atender previamente a critérios específicos (Lima, 2005; IUCN, 1998; Wanjal e Silveira, 2000).

No Brasil, são realizadas solturas de aves pelo poder público, criadouros e algumas vezes ocorrem fugas de zoológicos. Não há muitos casos de reintroduções bem documentados e a maioria dos trabalhos concentrou-se na região sudeste, no Bioma Mata Atlântica. O município de São Paulo, contido na Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, vem passando por um processo acelerado de ocupação do solo, restando apenas 20% da sua cobertura original (Almeida & Vasconcelos, 2007). Há atualmente 171 espécies na lista das aves ameaçadas no estado, das quais 69 estão criticamente ameaçadas (Silveira *et al.*, 2009).

Parte desta avifauna pode ser encontrada apenas em algumas unidades de conservação do município e outras espécies de distribuição restrita, como a perdiz (*Rhynchotus rufescens*) e a codorna-amarela (*Nothura maculosa*), que já podem estar extintas (Schunck, 2008). Outro membro da mesma família corre risco semelhante, a saber, o macuco *Tinamus solitarius*, objeto do Projeto de Reintrodução de Macucos. O macuco (*T. solitarius*) é uma ave endêmica da Mata Atlântica, de cores pardo-acinzentado, que mede cerca de 42- 48cm e chega a pesar até 1,800g. Possui baixa capacidade de voo e é adaptada ao hábito cursorial, caminhando longas distâncias no chão da mata e empoleirando-se ao fim da tarde, para dormir (Magalhães, 1972; Bokermann, 1991; Sick, 1997).

Ocorria originalmente em regiões florestadas do Brasil oriental, desde Pernambuco ao Rio Grande do Sul, principalmente em terrenos acidentados e grotas de difícil acesso. Apresenta sensibilidade média às modificações ambientais (Stotz *et al.*, 1996) e, assim como outros tinamídeos, possui grande valor cinegético. Hoje *T. solitarius* resiste em poucos fragmentos florestais e sua existência, em qualquer mata do país, é considerada como um bom indicativo de que a área em questão sofre pouca ou nenhuma atividade de caça (Bokermann, 1991; Sick, 1997; Bernardo, 2004). Atualmente, consta na Lista de Espécies Ameaçadas do Estado de São Paulo e CITES (2007).

O projeto de reintrodução de macuco é parte integrante das ações de manejo de um dos programas básicos ambientais do empreendimento do trecho sul do Rodoanel e pretende reintroduzir a espécie *T. solitarius* no Parque Natural Municipal Jaceguava, objetivando monitorar doze indivíduos reintroduzidos com auxílio de radiotelemetria, anilhas coloridas metálicas e observações diretas (avistamentos, vocalizações) e indiretas (vestígios como penas, marcas típicas no solo, informações pessoais), e diagnosticar se os indivíduos se repro-

duziram (através do encontro de ninhos com ovos, jovens sem anilhas, entre outros) na área e assim prosseguem no estabelecimento de uma nova população.

3. A fauna e a ecologia de estradas

O desenvolvimento urbano e a construção de ferrovias, rodovias e estradas - chamados empreendimentos lineares de infraestrutura de transporte - estão entre as alterações ambientais que causaram os maiores impactos nas paisagens naturais no século XX, em todo o mundo, incluindo grandes mudanças nas populações animais (Lodé, 2000; Bergallo *et al.*, 2001; Bond & Jones, 2008). Em geral, os projetos viários são considerados obras que representam benefícios sociais e econômicos para as regiões e melhoram a qualidade de vida dos habitantes, constituindo assim um elemento importante de desenvolvimento (Cain *et al.*, 2003; Arroyave & Gómez, 2006).

A maior conscientização sobre os danos das ações humanas ao meio ambiente e a busca de formas mais racionais de uso dos recursos fortaleceram-se a partir dos anos de 1970-80, nos países desenvolvidos, seguidos pelo restante do mundo em desenvolvimento. As exigências de estudos sobre os impactos causados por grandes obras, dentre elas as rodovias, abriram um novo campo de estudo, a Ecologia de Estradas. Essa nova área de conhecimento da Ecologia, que apresenta como propósito explorar a ampla relação entre o ambiente natural e o sistema rodoviário, firmou-se como uma disciplina a partir de 2003, quando foi publicado o livro *“Road Ecology: Science and Solutions”*, de Richard Forman (Beckmann *et al.*, 2010).

O nome “Ecologia de Estradas” é a tradução exata do inglês *Road Ecology*. Entretanto, o Código Brasileiro de Trânsito (CTB, 2006) diferencia “estrada” de “rodovia”. Estrada é classificada como uma via rural, sem pavimentação, enquanto que a rodovia é necessariamente uma via rural pavimentada. Dessa forma, o termo “rodovia” seria mais bem empregado para tratar das vias principais e secundárias, nos âmbitos municipal, estadual e federal, e é com base nessas rodovias que os estudos sobre atropelamento de fauna silvestre e implantação e monitoramento de passagens de fauna são realizados.

A Ecologia de Estradas, portanto, possui duas faces relevantes e dependentes para estudos e aplicações: a segurança dos usuários nas rodovias e a conservação da biodiversidade, que diz respeito à mortalidade de animais silvestres por atropelamento (Beckmann *et al.*, 2010). Esse tipo de enfoque foi dado em muitos trabalhos realizados na América do Norte e compilados no livro *Safe Passages – highways, wildlife and habitat connectivity*, publicado em 2010 por Jon P. Beckman e colaboradores. Em 2007, por exemplo, quase dois milhões de acidentes envolvendo veículos automotores e mamíferos de grande porte foram contabilizados nos Estados Unidos, causando um prejuízo da ordem de US\$ 8,3 bilhões (Huijser *et al.*, 2007). Estima-se que, diariamente, um milhão de vertebrados são mortos por atropelamento nas rodovias dos Estados Unidos (Forman & Alexander, 1998; Beckmann *et al.*, 2010). Além do atropelamento de fauna, existem outros impactos negativos causados por rodovias, que incidem diretamente sobre a integridade biótica e causam danos ecológicos significativos. Alguns deles são: i) facilitação da dispersão de espécies exóticas por meio dos corredores lineares formados pelas rodovias; ii) alterações de ciclos hidrológicos devido a interrupções na drenagem, causadas pela construção de rodovias; iii) mudanças microclimáticas devido à pavimentação – a qual tende a aumentar as temperaturas locais e diminuir a umidade do ar; iv) poluição atmosférica devida à produção de gases tóxicos e material particulado liberados pelos veículos; v) produção de ruído pelos veículos; vi) contaminação das águas e do solo por substâncias liberadas pelos veículos; vii) perda e degradação de habitats; e viii) fragmentação de ambientes naturais (Forman & Alexander, 1998; Trombulak & Frissell, 2000; Forman *et al.*, 2003; Luell *et al.*, 2003; Arroyave & Gómez, 2006; Goosem, 2007).

Da mesma forma, as rodovias causam impactos ambientais indiretos nos padrões e

processos ecológicos, como efeitos de barreira para a fauna silvestre e a perda de conectividade entre ambientes naturais (Bissonete & Adair, 2008), sendo que conectividade é a capacidade da paisagem em facilitar fluxos biológicos. A conectividade depende da proximidade dos elementos do habitat, da densidade dos corredores e da permeabilidade da matriz (Metzger, 2001). Para as espécies nativas, a quebra de conectividade entre os remanescentes naturais é uma grande ameaça, acarretando problemas no fluxo gênico e declínio populacional regional (Luell, 2003; Taylor & Goldingay, 2004; MMA, 2005). Em casos onde a conectividade deve ser restabelecida, é necessário que sejam implantados corredores, como as passagens de fauna, que podem exercer funções de reestabelecer a conectividade estrutural entre paisagens e conectividade funcional. A conectividade estrutural relaciona-se ao arranjo espacial dos fragmentos, densidade ou complexidade dos corredores e permeabilidade da matriz, sendo definida como o não habitat (Metzger, 2001.). Por outro lado, a conectividade funcional é avaliada pelos fluxos de disseminação, ou pela intensidade de movimento inter-habitat dos organismos (Metzger, 1999). Uma vez que a conectividade é considerada um elemento vital na estrutura da paisagem, para a sobrevivência de populações animais e vegetais, porque promove o fluxo das espécies na paisagem (Godwin & Fahrig, 2002), a Ecologia de Estradas busca formas de manter ou restaurar a conectividade, especificamente para a fauna afetada pela construção de rodovias. Uma das maneiras mais simples e efetivas para restabelecer essa conectividade é a construção de passagens de fauna. A grande dificuldade é projetar passagens adequadas para que elas não sejam simplesmente estruturas que conectem os ambientes estruturalmente, mas também funcionalmente, o que pode ser mensurado pelo número de travessias. Também é desejável que sejam favorecidos, com essas passagens, diferentes grupos faunísticos e um maior número de espécies. Assim, não apenas o tipo de passagem, mas a escala de conectividade abrangida deve ser considerada. Alguns organismos, como o carcaju (*Gulo gulo*), necessitam de conectividade em escalas continentais, enquanto que outras espécies, como o alce (*Alces alces*), necessitam de corredores em locais específicos (Beckmann *et al.*, 2010). No Brasil, estes estudos são recentes e devido à alta diversidade de espécies, são muitos os animais que se beneficiariam das diferentes formas de passagem de fauna.

O conceito de conectar populações fragmentadas originou-se a partir de duas teorias ecológicas principais: a da Biogeografia de Ilhas e a de Metapopulações, que enfatizam a importância da conectividade na paisagem. A teoria da Biogeografia de Ilhas foi elaborada para procurar explicar a dinâmica da riqueza e composição de espécies, em ilhas de diferentes tamanhos e diferentes distâncias do continente (MacArthur & Wilson, 1968). Mais tarde, essa teoria passou a ser aplicada também em paisagens terrestres, fazendo-se analogia entre as ilhas e manchas de habitats terrestres, sendo o oceano representado pelos habitats desfavoráveis. Fragmentos altamente isolados ou muito pequenos, de acordo com essa teoria, conteriam menos espécies do que manchas maiores ou altamente conectadas.

A teoria de Biogeografia de Ilhas em sistemas terrestres foi posteriormente aprimorada, incorporando-se noções sobre a qualidade das manchas de habitat e considerando-se a possibilidade da existência de fluxos de indivíduos entre todos os fragmentos da paisagem. Surgiu, então, a teoria de Metapopulações, que visava a explicar como diferentes níveis de conectividade, numa população de uma determinada espécie, num determinado local, afetariam a persistência da população inteira em longo prazo (Gilpin & Hanski, 1991).

A teoria de Metapopulações sugere que, aumentando-se a conectividade estrutural e funcional na paisagem, aumentam as chances de acesso aos recursos necessários às espécies, com a recolonização de manchas onde populações foram localmente extintas e a manutenção da diversidade genética (Beckmann *et al.*, 2010). Essa teoria nos sugere, portanto, que a conectividade é um componente chave para a conservação da biodiversidade. Populações conectadas geralmente apresentam maior probabilidade de sobrevivência e uma

maior flexibilidade em responder às mudanças das condições ambientais e distúrbios naturais (Beckmann *et al.*, 2010).

A construção de estruturas que aumentem a permeabilidade da paisagem, ou seja, estruturas que possibilitem a movimentação da fauna silvestre entre fragmentos de habitat, mesmo que isolados, pode aumentar ou manter os níveis de dispersão, além de possibilitar fluxo genético e promover a viabilidade da população de espécies-alvo (Corlatti, *et al.*, 2009). Do ponto de vista genético, a eficácia de estruturas de mitigação, como as passagens de fauna para evitar atropelamentos, é definida por sua habilidade em restabelecer o fluxo entre populações selvagens e, assim, garantir a viabilidade populacional das espécies prejudicadas pela fragmentação (Corlatti *et al.*, 2009).

Diversos estudos relativos ao atropelamento de animais em rodovias, efetuados na Europa e América do Norte, permitiram a implantação de passagens de fauna para diferentes espécies de vertebrados (Lodé, 2000; Clevenger & Waltho, 2003; Taylor & Goldingay, 2004; Clevenger & Waltho, 2005; Bond & Jones, 2008; Corlatti *et al.*, 2009), diminuindo, assim, as mortes por atropelamento.

Atualmente, biólogos, engenheiros e arquitetos têm trabalhado em conjunto na implantação de medidas mitigadoras em rodovias. A escolha do tipo de passagem de fauna mais apropriada deve contemplar a paisagem, o tipo de habitat afetado e as espécies-alvo. As propostas de mitigação de atropelamentos de fauna baseiam-se na implementação de mecanismos como: refletores que, com a luz dos veículos, iluminam-se e ficam em destaque para a percepção da fauna próxima à rodovia, placas de sinalização para os usuários, a fim de que atentem às possíveis travessias de fauna, diminuição da velocidade e outras informações (Clevenger & Waltho, 2003), e estruturas construídas especificamente para a travessia de fauna, que se apresentem subterrâneas ou aéreas, sempre acompanhadas de cercas-guia.

As passagens de fauna devem ser empregadas juntamente com as cercas condutoras, pois as duas estruturas são parte de um conceito único para manter a conectividade entre populações de animais. Na tentativa dos animais atravessarem as rodovias, eles são primeiramente barrados pelas cercas, que funcionam como guias para conduzi-los até as passagens de fauna. Sem as cercas, o sucesso das passagens é baixíssimo (Iuell *et al.*, 2003; Trocmé, 2006).

De modo geral, o modelo e o tamanho dessas passagens podem variar e isso reflete no sucesso de travessia para diferentes grupos faunísticos (Trocmé, 2006). Dentre as passagens subterrâneas, destacam-se:

- galerias: são classificadas entre as passagens de uso misto, visando a facilitar ou possibilitar a travessia a grupos faunísticos aquáticos, semi-aquáticos ou espécies que se deslocam acompanhando cursos d'água (Beckmann *et al.*, 2010). No passado, essas estruturas não eram planejadas para contemplar a travessia de fauna (Peris & Morales, 2004), sendo o uso principal para drenagem de águas pluviais ou fluviais, mas vários estudos apontaram grande sucesso no seu uso por animais silvestres de pequeno e médio portes, em rodovias do Alentejo (Portugal), Madri, Orense (Espanha), São Paulo (Brasil), Califórnia, Flórida, Texas, Montana (Estados Unidos) e Alberta (Canadá) (Cain *et al.*, 2003; Dodd Jr *et al.*, 2004; Ng, *et al.*, 2004; Trocmé, 2006; Huijser *et al.*, 2013). Atualmente, as galerias têm sido modificadas em suas estruturas para permitir seu uso por diferentes espécies. Assim, muitas galerias apresentam muretas laterais, ou pranchas secas suspensas em seu interior, para que espécies da fauna que não se locomovem na água, ou pequenos mamíferos também possam utilizá-las.

- caixas secas: constituem um tipo de estrutura a ser instalado em ambientes secos e visam à travessia de animais que não se deslocam por água, ou em ambientes úmidos. Essas passagens apresentam-se de forma quadrada e de concreto, mas podem ser planejadas e construídas em diversos tamanhos, conforme características das espécies-alvo, ou visando a certos grupos faunísticos. As caixas secas têm sido empregadas em vários lugares do mundo, como Boxtel e Eindhoven (Holanda), Zamora e Orense (Espanha), Alentejo (Portugal), Alberta

(Canadá), estado de São Paulo (Brasil), Montana (Estados Unidos) e Hungria. Alguns autores notaram grande eficiência no seu uso por animais, quando estão associadas às galerias mistas (McDonald & Clair, 2004; Ng *et al.*, 2004; Clevenger & Waltho, 2005; Mata *et al.*, 2005; Van Vuurde & Van Der Grift, 2005; Beckmann *et al.*, 2010; Huijser *et al.*, 2013).

Dentre as passagens aéreas, destacam-se:

- passagem aérea para vertebrados arborícolas: esse tipo de passagem é destinado a conectar habitats florestais separados por rodovias. Essas passagens contemplam grupos faunísticos arbóreos e semi-arbóreos, como primatas e marsupiais. Poucas estruturas desse tipo foram construídas até hoje, majoritariamente sendo encontradas na Austrália (Queensland), e algumas iniciativas foram tomadas em Madagascar (Moramanga) e Brasil (São Paulo, Rio Grande do Sul e Espírito Santo) (Goosem, 2004; Lokschin *et al.*, 2007; Mass *et al.*, 2011). Na Avenida Miguel Stefano (São Paulo, SP), ao lado da Fundação Parque Zoológico Municipal de São Paulo e inserida no Parque Estadual Fontes do Ipiranga, foi instalada, há cerca de três anos, uma passagem aérea para primatas, mas não é sabido o sucesso do uso dessa estrutura pelos animais. Esse tipo de passagem consiste em unir as copas das árvores separadas pela rodovia por meio de cordas, bambus e canos, sendo amarrados, ou afixados nas árvores, ou postes de iluminação (Goosem, 2004; Beckmann *et al.*, 2010).

- viaduto de fauna: são estruturas cujo objetivo é reconectar a paisagem e promover o fluxo da fauna silvestre entre fragmentos cortados por rodovias de múltiplas faixas. A largura desse tipo de estrutura, implantada em vários países da Europa e América do Norte, variam de 40 a 100 metros (Beckmann *et al.*, 2010). Estudos apontam que os viadutos de fauna privilegiam a travessia de mamíferos de grande porte, como veados (*Odocoileus virginianus*, *Odocoileus hemionu*), alces (*Alces alces*) e ursos (*Ursus arctus*, *Ursus americanus*), porém, animais de pequeno e médio porte também podem utilizá-los, caso apresentem terreno e vegetação adequados (Beckmann *et al.*, 2010).

A França foi o primeiro país a adotar os viadutos de fauna, na década de 1960. Nesta mesma década, outros viadutos de fauna foram construídos em Luxemburgo e Holanda, a pedido de caçadores, que perceberam que as rodovias impediam o fluxo de cervos entre as áreas de caça. Assim, a implantação de viadutos de fauna é bem difundida na Europa, havendo registros na Itália, Espanha, Croácia, Alemanha, Suíça, Holanda, Austrália, Hungria, República Tcheca, Suécia e Noruega (McDonald & Clair, 2004; Luell *et al.*, 2003; Mata *et al.*, 2005), mas também têm sido implantados nos Estados Unidos, Canadá e Austrália (Beckman *et al.*, 2010). O primeiro viaduto de fauna construído nos Estados Unidos foi em 2000, na Flórida, e outros têm sido construídos no Havaí, Nova Jersey, Utah, Montana e Connecticut. No Canadá, existem dois viadutos de fauna no *Banff National Park*, em Alberta (Evink, 2002; Bond & Jones, 2008).

No Brasil, a primeira passagem superior de fauna deverá ser construída na Rodovia dos Tamoios, no município de Paraibuna (SP), e será uma inovação dentre os tipos de medidas mitigatórias brasileiras, até então implementadas.

Além das passagens de fauna, inferiores e superiores, as cercas e elevados também são considerados estruturas de mitigação:

- elevados: esse tipo de estrutura é a maior estrutura de mitigação para rodovias de múltiplas faixas. São construídas acima do dossel da mata nativa por onde a rodovia será traçada, com a finalidade de não danificar ou fragmentar a vegetação natural, e podem funcionar como uma passagem de uso misto, quando há corpos d'água embaixo da rodovia. Por apresentarem grande extensão, largura e altura, constituem uma medida mitigadora para travessia de fauna por baixo da estrutura, que contempla vários grupos, como mamíferos, anfíbios, répteis, aves e até invertebrados (Forman *et al.*, 2003). Esse tipo de estrutura geralmente é implantado em áreas protegidas e com alta diversidade biológica, mas por apresentar um custo alto para implantação, os elevados são pouco utilizados, sendo citados em alguns trabalhos em Cantão de Bern (Suíça), Zamora, Palencia e Montes de Toledo (Espanha),

Flórida e Arizona (Estados Unidos) (Dood *et al.*, 2004; Ng, *et al.*, 2004; Peres & Morales, 2004; Mata *et al.*, 2005; Trocmé, 2006).

- cercas ou alambrados de condução: as cercas foram os primeiros tipos de estruturas de mitigação para fauna, implantadas em vários países da Europa, como na Suíça (Trocmé, 2006) e na América do Norte, no Canadá e Estados Unidos (Beckman *et al.*, 2010), a fim de conter a entrada de animais nas rodovias, visando, primeiramente, à segurança do usuário. Os tamanhos das cercas variam em diferentes países, de acordo com a fauna local cuja entrada na rodovia objetiva-se barrar e conduzir até uma passagem de fauna (Beckmann *et al.*, 2010).

Hoje, o consenso entre especialistas do mundo todo é que cercas só podem ser implantadas em rodovias quando associadas às passagens de fauna, caso contrário, causam um efeito de barreira, impedindo o fluxo de indivíduos e, portanto, o fluxo gênico entre a fauna silvestre, podendo ocasionar extinções locais (Beckmann *et al.*, 2010). As autoridades necessitam urgentemente de métodos para prever, avaliar e mitigar efeitos adversos das estradas e rodovias, e utilizar esse conhecimento no planejamento e manutenção da infraestrutura de transportes (Seiler, 2003).

Apesar de passagens de fauna serem instaladas em todo o mundo, alguns autores têm levantado questionamentos sobre suas reais eficácias e algumas curiosidades. Corlatti *et al.* (2009) indaga sobre o número de passagens de fauna, necessário para promover o fluxo gênico entre metapopulações, numa determinada área com fragmentos isolados pelas rodovias. Além disso, também questiona sobre a efetividade das passagens de fauna para diversos grupos faunísticos, uma vez que cada tipo de passagem não atende a todos os grupos locais.

Outras questões podem ser levantadas em relação às passagens de fauna, como: no caso de poucos recursos para implantar medidas de mitigação em rodovias, qual tipo de passagem de fauna deve ser priorizado, no intuito de contemplar diferentes grupos faunísticos? Qual a eficiência das passagens de fauna em permitir o fluxo gênico e garantir a permanência das populações na paisagem, em longo prazo? Quais deveriam ser os tamanhos em altura e a extensão das cercas de condução? Também questiona-se se o efeito da cerca condutora poderia ser negativo em algumas situações (Corlatti *et al.*, 2009).

Little *et al.* (2002) abordam algumas questões relacionadas aos predadores, que podem utilizar as passagens de fauna como armadilhas, e ainda fazem outros questionamentos, como: Os predadores marcam as passagens de fauna como território? As presas evitam passagens de fauna ou as utilizam em horários diferentes daqueles utilizados pelos predadores?

Sendo a Ecologia de Estradas uma nova disciplina, alguns métodos ainda não foram testados, como a eficiência de diferentes passagens de fauna para diferentes grupos faunísticos, no tocante à sua estrutura (tamanho, comprimento, altura, material utilizado), desenho (formato das passagens de fauna) e a estrutura da paisagem do entorno (tipo de habitat, matrizes, tamanho do fragmento florestal ou corpo d'água mais próximos das passagens). Os trabalhos realizados, e principalmente aqueles que tratam sobre a eficiência das passagens de fauna, são focados geralmente no grupo dos mamíferos de médio e grande porte, os quais são os mais ameaçados em todo o mundo e que também apresentam maiores riscos aos usuários, causando acidentes mais graves (Beckmann *et al.*, 2010).

Em todo o mundo, os estudos relacionados à ecologia de estradas têm sido aplicados para mitigar os efeitos das rodovias nos ambientes naturais. Os países da Europa e da América do Norte destacam-se nos estudos em Ecologia de Estradas, por apresentarem maior número de estudos sobre atropelamento de animais selvagens, aplicações das medidas de mitigação e monitoramento dessas medidas, em longo prazo, em rodovias. No Brasil, a malha rodoviária, principalmente das regiões norte, nordeste e centro-oeste, tem crescido por conta dos programas do PAC, mas o país ainda não apresenta um plano nacional, para mitigação dos impactos da expansão da infraestrutura rodoviária.

4. Considerações gerais sobre a importância da fauna na conservação da biodiversidade

A fauna é parte integrante de um ecossistema, sendo fundamental na manutenção deste e na sua restauração. Aspectos relacionados à conservação da biodiversidade estão associados à tentativa de reconstituir a estrutura e composição da vegetação natural, respeitando a diversidade de espécies, a sucessão ecológica, a representatividade específica e genética das populações, no caso da restauração ecológica, e de permitir a conectividade de fragmentos, mitigando impactos ambientais por meio das passagens de fauna, em empreendimentos lineares.

Assim, a mitigação de impactos sobre a fauna regional em grande empreendimentos, seja com a diminuição da supressão vegetal, ou manutenção da conectividade entre fragmentos, bem como a diminuição de custos relacionados à regeneração e manutenção de procedimentos com recuperação de áreas, pela promoção da interação fauna-flora e definição dos padrões de diversidade de espécies e abundância para cada habitat amostrado, são fundamentais para a conservação da biodiversidade.

Referências Bibliográficas

- ARROYAVE, M. P; GÓMEZ, C., 2006. Impacto de las Carreteras sobre la Fauna Silvestre y sus Principales Medidas de Manejo. Revista EIA, 5: 45-57.
- BARBOSA, C. B. & PIZO, M. A. 2006. Seed rain and seed limitation in a planted gallery forest in Brazil. Restoration Ecology, 14: 504–515.
- BARBOSA, L.M. Inovação na geração e aplicação do conhecimento sobre a biodiversidade para o desenvolvimento sustentado no Estado de São Paulo. In: Anais do Seminário Temático sobre Recuperação de Áreas Degradadas, 2003, São Paulo. Anais... São Paulo: Instituto de Botânica, 2003. p. 13-20.
- BARBOSA, L.M. Estudos interdisciplinares do Instituto de Botânica em Moji-Guaçu, SP. In: SIMPOSIO SOBRE MATA CILIAR, 1989, Campinas. Anais...Campinas: Fundacao Cargill, 1989. p.171-191.
- BARBOSA, L.M.; BARBOSA, J.M.; BARBOSA, K.C.; POTOMATI, A.; MARTINS, S.E.; ASPERTI, L.M.; MELO, A.C.G.; CARRASCO, P.G.; CASTANHEIRA, S.A.; PILIACKAS, J.M.; CONTIERI, W.A.; MATTIOLO, D.S.; GUEDES, D.C.; SANTOS JUNIOR, N.A.; SILVA, P.M.S. & PLAZA, A.P. Recuperação florestal com espécies nativas no Estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. FLORESTAR ESTATÍSTICO, São Paulo, v. 3, n 14. p. 28-34. 2003.
- BARBOSA, L.M.; ASPERTI, L.M.; SANTOS, M.R.O. Estudo comparativo do comportamento de comunidades florestais implantadas com espécies nativas em três modelos de plantio. In: SIMPOSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1997, Viçosa. Anais... Viçosa, 1997. p. 377-401.
- BARROS, M.G. 2001. Ecologia da polinização de *Tabebuia aurea* (Manso) Benth. & Hook. E *T. ochracea* (Cham.) Standl. (Bignoniaceae) em cerrado do Brasil Central. Revta. Brasil. Bot. 24(3) pp. 255-262.
- BAWA, K.S., PERRY, D.R., BEACH, J.H. 1985. Reproductive biology of tropical lowland rain forest trees. I. Sexual systems and compatibility mechanisms. American Journal of Botany, v.72, pp.331-45.
- BECKMANN, J.P.; CLEVENGER, A.P.; HUIJSER, M.P.; HILTY, J.A., 2010. Safe Passages: highways, wildlife, and habitat connectivity. Island Press, Washington, USA.

- BERGALLO, H. G.; VERA y CONDE, C. F., 2001. O Parque Nacional do Iguaçu e a Estrada do Colono. *Ciência Hoje*, 29: 37-39.
- BEZERRA, E.L.S. & MACHADO, I.C. 2003. Biologia floral e sistema de polinização de *Solanum stramamifolium* Jacq. (Solanaceae) em remanescente de Mata Atlântica, Pernambuco. *Acta Bot. Bras.* 17(2) pp. 247-257.
- BISSONETTE, J.A.; ADAIR, W., 2008. Restoring habitat permeability to roaded landscapes with isometrically-scaled wildlife crossings. *Biological Conservation*, 141: 482-488.
- BOND, A.R.; JONES, D.N., 2008. Temporal trends in use of fauna-friendly underpasses and overpasses. *Wildlife Research*, 35: 103-112.
- CAIN, A.T.; TUOVILA, V.R.; HEWITT, D.G.; TEWES, M.E., 2003. Effects of a highway and mitigation projects on bobcats in Southern Texas. *Biological Conservation*, 114: 189-197.
- CHARLES-DOMINIQUE, P. 1986. Inter-relations between frugivorous vertebrates and pioneer plants: *Cecropia*, birds and bats in French Guyana, p. 119-135. In: ESTRADA, A. & FLEMING, T. H. (EDS.). *Frugivores and seed dispersal*, Dordrecht, Dr W. Junk Publishers.
- CLEVENGER, A.P.; WALTHO, N., 2003. Long-term, year-round monitoring of wildlife crossing structures and the importance of temporal and spatial variability in performance studies. IN: *Proceedings of the 2003 International Conference on Ecology and Transportation*, Eds. Irwin, C.L; Garret, P.; McDermott, K.P. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC:293-302.
- CLEVENGER, A.P.; WALTHO, N., 2005. Performance indices to identify attributes of highway crossing structure facilitating movement of large mammals. *Biological Conservation*, 121: 453-464. CBT – Código Brasileiro de Trânsito, 2006. Anexo I e II. Curitiba, Brasil, 56p.
- CORLATTI, L.; HACKLANDER, K.; FREY-ROOS, F., 2009. Ability of wildlife overpasses to provide connectivity and prevent genetic isolation. *Conservation Biology*, s/n: 1-9.
- CUBINA, A.; AIDE, T.M. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. *Biotropica* 33 (2): 260-267. 2001.
- DECAMPS, H.; NAIMAN, R.J. Towards an ecotone perspective. In: NAIMAN, R.J.; DECAMPS, H. (eds.) *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*. UNESCO & Parthenon Publishing Group, 1990. v. 4, p.1-6. (MAB series).
- DODD JR, C.K.; BARICHIVICH, W.J.; SMITH, L.L., 2004. Effectiveness of a barrier wall and culverts in reducing wildlife mortality on a heavily traveled highway in Florida. *Biological Conservation*, 118: 619-631.
- ECOVIAS, Grupo Ecovias, 2011. Disponível em: <http://www.ecovias.com.br/>. Acessado em: 20 de junho de 2011.
- EVINK, G.L., 2002. Interactions between roadways and wildlife ecology. National cooperative highway research program, Transportation Research Board, National Research Council, Washington, DC.
- FAEGRI, K. & van der PIJL, L. 1979. *Principles of pollination ecology*. Pergamon Press, Oxford, Inglaterra.
- FORMAN, R.T.T.; SPERLING, D.; BISSONETTE, J.; CLEVENGER, A.; CUTSHALL, C.; DALE, V.; FAHRIG, L.; FRANCE, R.; GOLDMAN, C.; HEANUE, K.; JONES, J.; SWANSON, F.; TURRENTINE, T.; WINTER, T., 2003. *Road ecology: science and solutions*. Island Press, Washington.

- FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER, L. E., 1998. Roads and Their Major Ecological Effects. *Annual Review in Ecology and Systematics*, 29: 207-231.
- FOSTER, M.L.; HUMPHREY, S.R., 1995. Use of highway underpasses by florida panthers and other wildlife. *Wildlife Society Bulletin*, 23:95-100.
- GALINDO-GONZALES, J.; GUEVARA, S. & SOSA, J. V. 2000. Bat- and bird-generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology*, 14: 1693-1703.
- GILPIN, M.; HANSKI, I. 1991. *Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigations*. Academic Press, London, 313 p.
- GODWIN, B.J.; FAHRIG, L., 2002. How does landscape structure influence landscape connectivity? *Oikos*, 99: 552- 570.
- GOOSEM, M., 2004. Linear infrastructure in the tropical rainforests of far North Queensland: Mitigating impactson fauna of roads and powerline clearings. *Conservation of Australia's forest fauna*, p. 418-434.
- GOOSEM, M., 2007. Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. *Current Science*, 93: 1587-1593
- GORCHOV, D. L.; CORNEJO, F.; ASCORRA, C. & JARAMILLO, M. 1993. The role of seed dispersal in the natural regeneration of rain forest after strip-cutting in the Peruvian Amazon, p. 339-349. In: FLEMING, T.H. & ESTRADA, A. (Eds.). *Frugivory and seed dispersal: ecological and evolutionary aspects*, Dordrecht, Kluwer Academic Pub.
- GUEVARA, S., & LABORDE J. 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. *Vegetatio*, 107/108: 319-338.
- HARPER, J. L. *Population biology of plants*. London: Academic Press, 1997. 892 p.
- HOWE, S. 1986. Seed dispersal by fruit-eating birds and mammals. *Seed Dispersal*. New York: Academic Press. pp.123-183.
- HUIJSER, M.P.; MCGOWEN, P.T.; FULLER, J.; HARDY, A.; KOCIOLEK, A.; CLEVENGER, A.P.; SMITH, D.; AMENT, R., 2007. *Wildlife vehicle collision reduction study*. Report to U.S Congress. U.S Department of Transportation, Federal Highway Administration, Washington DC.
- HUIJSER, P.M., ABRA, F.A.; DUFFIELD, J.W., 2013. Mammal cost mortality and cost-benefit analyses of mitigation measures aimed at reduce collisions with *Capybara* (*Hydrochoerus hydrochaeris*) in São Paulo state, Brazil. *Oecologia Australis* 17: 129-146.
- IUELL, B; BEKKER, G.J.; CUPERUS, R.; DUFEK, J.; FRY, G.; HICKS, C.; HLAVÁČ, V.; KELLER, V.; ROSELL, B.; SANGWINE, T.; TØRSLØV, N.; WANDALL, B.I.M, 2003. *Wildlife and Traffic: a European handbook for identifying conflicts and designing solutions*. KNNV Publishers, Brussels, Belgium.
- JOLY, C.A. Ecotones at the river basin scale global land/water interactions. In: JENSEN, A. (ed.) *Proceedings of Ecotones Regional Workshop*. Australia: UNESCO Ecotones Research Project, 1994. p. 40-66.
- KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITAO FILHO, H.F. *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Fapesp, 2000. p. 249-269.
- LITTLE, S.J.; HARCOURT, R.G.; CLEVENGER, A.P., 2002. Do wildlife passages act as prey traps? *Biological Conservation*, 107: 135-145.

- LODÉ, T., 2000. Effect of a motorway on mortality and isolation of wildlife populations. *Ambio*, 29: 163-166.
- LOKSCHIN, L.X.; PRINTES, R.C.; CABRAL, J.N.H.; BUSS, G., 2007. Power Lines and Howler Monkey conservation in Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *Neotropical Primates* 14: 76-80.
- MACARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton Univ. Press. Ed., Princeton.
- MARTINEZ-RAMOS, M. & SOTO-CASTRO, A. Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain Forest. *Vegetatio* 107/108: 299-318. 1993.
- MASS, V.; RATOKOMANGA, B.; RAKOTONDRATSIMBA, G.; RAZAFINDRAMISA, S.; ANDRIANAI-VOMAHEFA, P.; DICKINSON, S.; BERNER, P.O.; COOKE, A., 2011. Lemur bridges provide crossing structures over roads within a forested mining concession near Moramanga, Toamasina Province, Madagascar. *Conservation Evidence*, 8: 11-18.
- MATA, C.; HERVÁS, I.; HERRANZ, J.; SUARÉZ, F.; MALO, J.E., 2005. Complementary use by vertebrates of crossing structures along a fenced Spanish motorway. *Biological Conservation*, 124: 397-405
- Mc CLANAHAN, T. R. & WOLFE, R. W. 1993. Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. *Conservation Biology*, 7: 279-288.
- Mc DONALD, W.; CLAIR, C.C., 2004. Elements that promote highway crossing structure use by small mammals in Banf National Park. *Journal of Applied Ecology*, 41: 82-93.
- Mc DONNELL, M. J. 1986. Old field vegetation height and the dispersal pattern of bird-disseminated woody plants. *Bulletin Torrey Botanical Club*, 113: 6-11.
- Mc DONNELL, M. J. & STILES, E. W. 1983. The structural complexity of old field vegetation and the recruitment of bird-dispersed plant species. *Oecologia*, 56: 109-116.
- MELO, A.C.G.; CONTIERI, W.; MARTINS, S.E.; ZACCONI, L.T.; BARBOSA, L.M.; POTOMATI, A.; SILVA, P.M.S. Diagnostico da recuperação de áreas degradadas no Estado de São Paulo: Diretrizes e recomendações. In: V SIMPOSIO NACIONAL SOBRE ÁREAS DEGRADADAS: ÁGUA E BIODIVERSIDADE, 2002, Belo Horizonte. Anais... Belo Horizonte: SOBRADE, 2002. p. 469.
- METZGER, J.P. 2001. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotrop.* 1(1/2): <http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?tematicreview+BN00701122001> (Acessado em 20/01/2012).
- METZGER, J.P. 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. In: Anais da Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro. Anais. Rio de Janeiro: v.71, n.3-1, p. 445-463.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente, 2005 – Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Fragmentação de Ecossistemas: Causas, Efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas. 2. ed. Brasília: MMA/SBF.
- MORELLATO, L.P., LEITÃO FILHO, H.F. 1992. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: Morellato, L.P. (Coord) História Natural da Serra do Japi: Ecologia e preservação de uma floresta no Sudeste do Brasil. São Paulo: Editora da UNICAMP/FAPESP. pp.112-141.
- NATHAN, R.; MULLER-LANDAU, H. C. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 15, p. 278-285, 2000.

- NEPSTAD, D. UHL, C. & SERRÃO, E.A.S. 1990. Surmounting barriers to forest regeneration in abandoned, highly degraded pastures: a case study from Paragominas, Para, Brazil. In: ANDERSON, A.B. Alternatives to deforestation: steps toward sustainable use of the amazon rain forest. New York: Columbia Univ. Pr. P. 215-229.
- Ng, S.J.; DOLE, J.W.; SAUVAJOT, R.M.; RILEY, S.P.D.; VALONE, T.J., 2004. Use of highway undercrossings by wildlife in southern California. *Biological Conservation*, 115: 499-507.
- OLSSON, M.P.O.; WIDÉN, P.; LARKIN, J.L., 2007. Effectiveness of a Highway Overpass to Promote Landscape Connectivity and Movement of Moose and Roe Deer in Sweden. *Landscape Urban Plann.*
- PAC – PROGRAMA DE ACELERAÇÃO AO CRESCIMENTO. 2011. Disponível em: <http://www.brasil.gov.br/pac/>. Acessado em: 20 de junho de 2011
- PALMER, M.A.; AMBROSE, R.F.; POFF, N.L. . Ecological theory and community restoration. *Restoration Ecology* 5 (4): 291-300. 1997.
- PERIS, S.; MORALES, J., 2004. Use of passages across a canal by wild mammals and related mortality. *European Journal of Wildlife Research*, 50: 67-72.
- REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPÍNDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K. & SOUZA, L. L. 2003. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessoriais. *Natureza & Conservação*, 1:28-36.
- REIS, A. & KAGEYAMA, P.Y. 2003 Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: KAGEYAMA, P.Y., OLIVEIRA, R.E., MORAES, L.F.D., ENGEL, V.L. &
- ROBINSON, G.R. & HANDEL, S.N. Forest Restoration on a Closed Landfill: Rapid Addition of New Species by Bird Dispersal. *Conservation Biology* 7(2): 271 – 278, 1993.
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, Tendências e Ações para a Recuperação de Florestas Ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITAO FILHO, H. F. Matas Ciliares: conservação e recuperação. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Fapesp, 2000. p. 235-247.
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Recomposição de Florestas Nativas: princípios gerais e subsídios para uma definição metodológica. *Rev. Bras. Hort. Orn.*, Campinas, v. 2, n. 1, p. 4-15. 1996.
- RODRIGUES, R. R.; LEITAO FILHO, H.F. Matas Ciliares: conservação e recuperação. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Fapesp, 2000. 320 p.
- SEILER, A. 2003. The toll of the automobile: Wildlife and roads in Sweden. Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.
- SILVA, W.R. 2003. A importância das interações animal-planta nos processos de restauração. In: KAGEYAMA, P.Y., OLIVEIRA, R.E., MORAES, L.F.D., ENGEL, V.L. & GANDARA, F.B. Restauração ecológica de ecossistemas naturais. Botucatu: FEPAF. P. 77-90.
- SLOCUM, M. G. & HORVITZ C. C. 2000. Seed arrival under different genera of trees in a neotropical pasture. *Plant Ecology*, 149: 51-62.
- TAYLOR, B.D.; GOLDINGAY, R.L., 2004. Wildlife Road-Kills on Three Major Roads in North-Eastern New South Wales. *Wildlife Research*, 31: 83-91.
- TEIXEIRA, L.A.G. & MACHADO, I.C. 2000. Sistema de polinização e reprodução de *Byrsonima sericea* DC (Malphigiaceae). *Acta bot. Bras.* 14(3) pp. 347-357.
- TROCMÉ, M., 2006. Habitat Fragmentation Due to Linear Transportation Infrastructure: An

Overview of Mitigation Measures in Switzerland. Swiss Transport Research Conference. March 15 – 17.

TROMBULAK, S.C.; FRISSELL, C.A., 2000. Review of ecological effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. *Conservation Biology*, 14: 18-30.

WATANABE, S. (coord.). Glossário de Ecologia. 2a ed. São Paulo: Academia de Ciências do Estado de São Paulo, 1997. 351 p.

WHITE, E.; TUCKER, N.; MEYERS, N. & WILSON, J. 2004. Seed dispersal to revegetated isolated rainforest patches in North Queensland. *Forest Ecology and Management*, 192: 409-426.

WHITMORE, T.C. Secondary succession from seed in tropical rain forests. *Forestry Abstracts*, v. 44, p. 767-779. 1983.

VAN VUURDE, M.R., VAN DER GRIFT, E.A., 2005. The effects of landscape attributes on the use of small wildlife underpasses by weasel (*Mustela nivalis*) and stoat (*Mustela ermine*). *Lutra* 48 : 91-108.

CARACTERIZAÇÃO DAS FISIONOMIAS FLORESTAIS DO ESTADO DE SÃO PAULO

Renata J. de Almeida-Scabbia¹

Sonia Aragaki²

Eduardo L. M. Catharino³

1. Objetivo

O objetivo deste minicurso é fornecer ferramentas que auxiliem no reconhecimento e na elaboração de uma caracterização criteriosa das fisionomias florestais que ocorrem no estado de São Paulo. Este manuscrito abordará uma discussão sobre padrões básicos de crescimento em plantas vasculares, auxiliando o entendimento da legislação ambiental sobre vegetação. No final do texto, estão inseridos o Anexo I e II, correspondendo ao glossário e à legislação ambiental. No glossário são apresentados o significado de alguns termos técnicos, que se encontram sublinhados no texto e no Anexo II há uma relação de instrumentos legais que são citados no texto. O glossário foi compilado de Ab'Saber *et al.* (1997) e Gonçalves & Lorenzi (2007).

2. Diversidade de Ambientes e Riqueza de Espécies no Estado de São Paulo

Segundo Wanderley *et al.* (2011), a vegetação do estado de São Paulo é muito diversificada e fatores como clima, relevo, solo e o histórico de ocupação, atuais e pretéritos, são determinantes na variação dessa vegetação. A Mata Atlântica (Floresta Ombrófila Densa) ocorre nas encostas acidentadas da Serra do Mar, em solos derivados de granitos e gnaisses e sem estações secas e úmidas bem definidas. As Florestas Estacionais Deciduais e Semideciduais distribuem-se a partir do limite da Floresta Ombrófila Densa para o oeste, sobre solos mais ricos, terrenos mais planos e com estação seca mais pronunciada. No contato entre essas formações tem-se uma vegetação de transição. O Cerrado ocorre em regiões quentes e secas do estado, especialmente no norte e nordeste. Em regiões mais altas, especialmente na Serra da Mantiqueira, tem-se a Floresta de Altitude, entre 1.200 e 2.000 m, e o Campo de Altitude em áreas situadas acima dos 2.500 m. Outros tipos de vegetação ocorrem em menor escala, especialmente na região costeira, incluindo florestas sobre restinga, vegetação de dunas arenosas e manguezais.

O checklist das Spermatophyta do Estado de São Paulo (Wanderley *et al.*, 2011) contém 7.305 espécies, distribuídas em 1.776 gêneros e em 195 famílias segundo o APG III

1 Pesquisadora Associada, Núcleo de Pesquisa Curadoria do Herbário SP - Instituto de Botânica
renatascabbia@hotmail.com

2 Pesquisador Científico, Núcleo de Pesquisa Curadoria do Herbário SP, Instituto de Botânica

3 Pesquisador Científico, Núcleo de Pesquisa do Orquidário, Instituto de Botânica

(2009). Isto representa 23% do total indicado para o Brasil (31.728 espécies). As famílias mais representativas são Orchidaceae (797 espécies), Asteraceae (676), Fabaceae (513), Poaceae (500), Myrtaceae (304), Rubiaceae (265) e Melastomataceae (253) que, juntas, constituem mais de 45% do total de espécies.

3. Descrição de Fisionomias Legislação Ambiental

No Artigo 1º da Resolução CONAMA nº 10, de 1º-10-1993, foram estabelecidos nove parâmetros básicos para análise dos estágios de sucessão secundária da Mata Atlântica. São eles:

- I. fisionomia;
- II. estratos predominantes;
- III. distribuição diamétrica e altura;
- IV. existência, diversidade e quantidade de epífitas;
- V. existência, diversidade e quantidade de trepadeiras;
- VI. presença, ausência e características da serrapilheira;
- VII. subosque;
- VIII. diversidade de dominância de espécies;
- IX. espécies vegetais indicadoras.

Porém, diante do número elevado de espécies que ocorrem no estado de São Paulo e da complexidade da rede de interações entre planta-solo-clima, descrever a cobertura vegetal de um local não é tarefa fácil, gerando dúvidas ou até mesmo erros de avaliação. Pela experiência dos autores, muitos laudos técnicos apontam para uma “simplificação” dessa complexa interação, demonstrando uma superficialidade no conhecimento sobre a vegetação e fatores condicionantes.

Os parâmetros mencionados na Resolução CONAMA nº 10 foram sugeridos para descrever a cobertura vegetal de um determinado local, de modo a facilitar a sua classificação em uma das categorias sucessionais e, na sequência, permitir ou não a supressão vegetal. Entretanto, uma boa descrição deverá ir mais além, é importante contextualizá-lo em termos de bioma e domínio florístico. Cada fisionomia ou fitofisionomia apresenta características particulares que deverão ser levadas em conta e não são citadas em nenhum tipo de protocolo formal, cabendo ao profissional enriquecer o seu laudo técnico.

Para isso é fundamental o entendimento de algumas definições, o que é proposto a seguir e, na sequência, a partir de um exemplo comparativo entre as principais formações florestais presentes no estado, serão feitos comentários sucintos sobre a relevância de alguns fatores que determinam tais fisionomias.

4. Fisionomia e Formas de Crescimento (Formas Biológicas)

Segundo o Glossário de Ecologia (1997), fisionomia é *“a feição característica ou aspecto de uma comunidade vegetal ou vegetação, intimamente relacionadas às formas de vida, proporções e arranjo dos indivíduos”*.

Martius (1824) foi um dos primeiros a aplicar os conceitos de fisionomia da vegetação e de forma de planta, descrevendo a vegetação do Brasil. Para ele as formas das plantas e a fisionomia da vegetação teriam um caráter funcional. As variações da fisionomia da vegetação do Brasil seriam condicionadas pelas variações do relevo e da densidade da rede hidrográfica, em que a variação da latitude seria muito mais importante que a proximidade do mar (variação da longitude). Ele descreveu cada fisionomia a partir das formas e grupos taxonômicos predominantes.

Se a fisionomia da vegetação resulta do predomínio de uma ou poucas formas de

plantas, então, para estudar a fisionomia da vegetação, ou fitofisionomia, há necessidade prévia de um sistema de classificação da forma das plantas.

Para estabelecer um sistema de classificação de formas de vida de plantas, é necessário aceitar certas premissas, das quais as principais são (Cain, 1950): a) as plantas têm diferentes amplitudes em seus limites de tolerância, isto é, elas são diferentemente limitadas em sua capacidade de resistir às restrições ambientais; b) há uma correlação entre morfologia e adaptação; e c) uma planta que tem sucesso em sobreviver representa uma integração fisiológica automática de todos os fatores de seu ambiente.

Quando se está interessado em estudar um trecho de vegetação, sem ter por objetivo estudos corológicos de grande escala (Martins, 1990), é mais conveniente considerar a abundância de plantas com diferentes formas de vida do que considerar o número de espécies. Quando se trabalha com uma listagem florística, todas as espécies presentes no trecho estudado da vegetação têm o mesmo peso na determinação do espectro biológico.

Atualmente o sistema mais utilizado é o de Raunkiaer (1934), que diferencia as plantas pela posição e proteção dos órgãos de crescimento (gemas e brotos) em relação aos períodos e fatores climáticos, do calor ao frio e do úmido ao seco (Martins & Batalha, 2001). Ele separou assim as plantas em cinco categorias de formas de vida: fanerófitos, caméfitos, hemicriptófitos, criptófitos e terófitos. A partir daí, muitos pesquisadores modificaram ou mesmo incluíram outras categorias de formas de vida à classificação de Raunkiaer, por exemplo, no caso da Classificação Fitogeográfica da Vegetação Brasileira, foram usadas as modificações propostas por Braun-Blanquet (1979), acrescidas de algumas das subformas apresentadas por Ellenberg & Mueller-Dombois (1967) e Mueller-Dombois & Ellenberg (1974).

Entretanto, quando se faz um levantamento bibliográfico sobre descrições fitofisionômicas com listagens florísticas, verifica-se que a classificação das formas de vida proposta por Raunkiaer, embora seja de uso internacional, não é muito utilizada nos artigos científicos brasileiros. Em consequência, a própria legislação ambiental sobre vegetação utiliza outros termos para expressar o tipo de desenvolvimento (crescimento) das plantas.

Os conceitos populares de árvore, arvoreta, arbusto e erva, adotados por Teofrasto (Grécia, c. 371-c. 287 a.C.), indicam que há muito se reconhece uma gama de formas de vida entre os vegetais e que as tentativas para classificá-las são bastante antigas (Cain, 1950). Essas terminologias são popularmente aceitas até os dias atuais e, por esse motivo, serão utilizadas no exemplo comparativo das formações florestais que será abordado na sequência.

5. Fisionomias Florestais de São Paulo e a Contribuição das Diferentes Formas de Crescimento

É fundamental para um profissional, que irá avaliar ou descrever uma fisionomia vegetal, ter um padrão para comparação, ou seja, conhecer o estágio mais avançado que o tipo de vegetação poderá alcançar (ou até o seu estado original, primário). Atualmente, a vegetação mais conservada e/ou avançada, de todas as formações florestais, encontra-se em unidades de conservação públicas ou privadas.

Para exemplificar as questões relacionadas às fisionomias, foram selecionadas sete áreas representativas das formações florestais do estado que foram objetos de pesquisa científica e geraram listagens de espécies de árvores, arbustos, ervas, epífitas, lianas e trepadeiras. As áreas selecionadas foram:

- Vegetação sobre restinga: Itaguapé, São Lourenço e Guaratuba, Bertoga, (Martins *et al.*, 2008)
- Floresta Ombrófila Densa: Parque Estadual Intervales, Sete Barras (Zipparro *et al.*, 2005)

- Floresta Estacional Semidecídua: Fazenda Santa Genebra, Campinas (Guaratini *et al.*, 2008)
- Floresta Estacional Decidual: área arrendada pela Usina Costa Pinto, no Bairro Godinhos, Piracicaba (Ivanauskas & Rodrigues 2000)
- Savana Florestada (Cerradão): ARIE Pé do Gigante, Santa Rita do Passa Quatro (Batalha & Mantovani 2001)
- Floresta Ombrófila Mista: Parque Estadual Campos de Jordão, Campos do Jordão (Robim *et al.*, 1990)

Para este exemplo, foram adotadas as definições dos padrões de crescimento ou formas de vida (árvore, arbusto, subarbusto, erva, liana, e epífita), seguindo as definições de Gonçalves e Lorenzi (2007). Para fins de análise, a categoria arbustos incluiu também os subarbustos; lianas e trepadeiras também foram incluídas num único grupo.

Ressalta-se que esta comparação entre fisionomias florestais é meramente um exercício para ilustrar algumas características relevantes em cada formação, não sendo possível utilizá-la como generalizações, o que demandaria um exaustivo levantamento bibliográfico.

Uma síntese sobre o número total de espécies e por formas de crescimento obtido em cada estudo está exposta na Figura 1 e também na Tabela 1. Comparando-se as fisionomias, nota-se que em todos os casos existe o predomínio de árvores, variando de 40% na Floresta Alta de Restinga a 68% na Floresta Estacional Decidual. Assim, os parâmetros relacionados ao diâmetro do tronco a 1,30cm do solo (DAP) e altura total são bons descritores desse componente. A amplitude de variação e o valor médio acompanhado dos respectivos desvios padrões são essenciais. A citação de espécies indicadoras, bem como as espécies mais comuns e raras completam a descrição do estrato arbóreo.

Entretanto, analisando-se a Figura 1 e a Tabela 1, fica evidente a grande contribuição das espécies não arbóreas. A variação foi de 32% para a Floresta Estacional Decidual a 60% na Floresta Alta de Restinga. A análise dessas espécies não arbóreas dará subsídios para a avaliação sobre a existência ou não de estratos e diversidade e quantidade de epífitas e lianas.

Deve-se atentar que, dependendo do tipo de fisionomia analisado, é necessário um detalhamento das outras formas de crescimento. Por exemplo, as epífitas contribuem com aproximadamente 20% das espécies totais nas áreas de Floresta Alta situadas em Restinga e um pouco menos na Floresta Ombrófila Densa (Tabela 1). Por outro lado, em termos absolutos, nota-se que a riqueza de epífitas é maior na Floresta Alta de Restinga Úmida (74 espécies). Ou seja, é importante a elaboração de uma descrição mais aprofundada deste componente quando se estiver avaliando uma área situada numa dessas formações. Pensando-se em restauração ecológica, é importante acrescentar, em alguma das etapas do planejamento, a introdução de espécies epífitas para o reestabelecimento das funções do ecossistema pertinente.

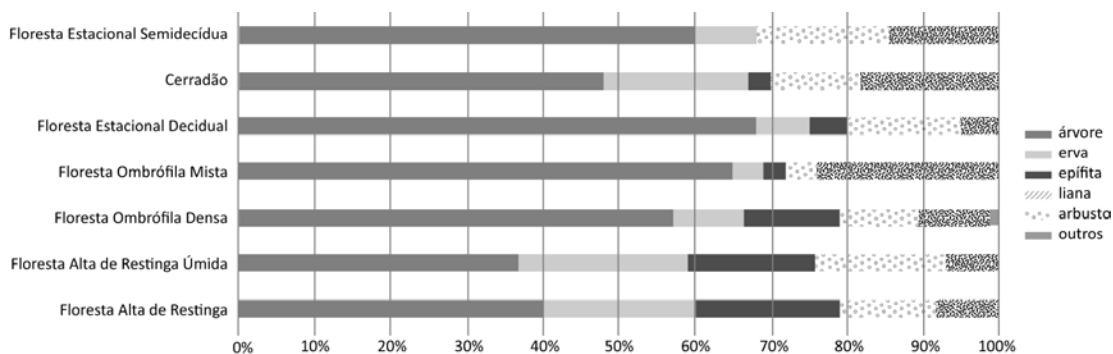


Figura 1 - Gráfico com as formas de crescimento para diferentes formações florestais no estado de São Paulo.

Os arbustos contribuem mais na Floresta Ombrófila Mista, Savana Florestada e Floresta Estacional Semidecídua, variando de 24 a 14%. A penetração de maior luminosidade nessas formações pode favorecer o crescimento de algumas espécies arbustivas. Em valores absolutos, o número de espécies encontradas para a F. Ombrófila Densa é próximo ao da F. Estacional Mista, porém a contribuição é de apenas 9%, sugerindo a importância de outros estratos, que neste caso são as epífitas (13%).

Tabela 1 - Número de espécies (NE) por padrões de crescimento e total para cada fitofisionomia.

Fitofisionomia	Árvore		Arbusto		Ervas		Epífita		Liana		Outros		Total
	%	NE	%	NE	%	NE	%	NE	%	NE	%	NE	
F. Alta de Restinga (Martins <i>et al.</i> 2008)	40	121	8	24	20	61	19	57	13	38	0	0	301
F. Alta de Restinga Úmida (Martins <i>et al.</i> 2008)	37	160	7	30	22	96	17	74	17	74	0	0	434
F. Ombrófila Densa (Zippari <i>et al.</i> 2005)	57	249	9	40	9	41	13	55	10	45	1	6	434
F. Ombrófila Mista (Robim <i>et al.</i> 1990)	65	123	24	46	4	7	3	6	4	7	0	0	189
F. Est. Decidual (Ivanauskas & Rodrigues 2000)	68	75	5	5	7	8	5	5	15	17	0	0	110
F. Estacional Semidecídua (Guaratini <i>et al.</i> 2008)	60	120	14	29	8	16	1	1	17	35	0	0	201
Savana Florestada (Cerradão) (Batalha & Mantovani 2001)	49	72	18	26	19	28	3	4	11	17	0	0	147

As ervas contribuíram mais nas Florestas Alta de Restinga (20 a 22%) e na Savana Florestada (19%), o que coincide com menor contribuição de espécies arbóreas nessas mesmas formações; possivelmente deve ocorrer maior penetração luminosa e favorecer o crescimento de gramíneas e ciperáceas, por exemplo. Poaceae e Cyperaceae possuem espécies que ocupam tanto ambientes com períodos de seca (cerrado), bem como úmidos e encharcados (formações sobre restinga).

Com exceção da F. Ombrófila Mista, as lianas contribuíram com 11 a 17% das espécies nas demais formações florestais. Interessante observar que dois ambientes, bem distintos em termos de umidade, apresentem os maiores valores percentuais. Provavelmente são espécies distintas; a F. Estacional Semidecídua é caracterizada por apresentar lianas lenhosas, tanto em espécies como em abundância. Por outro lado, a abundância de lianas numa F. Ombrófila Densa, associadas à baixa riqueza das mesmas, pode significar uma perturbação/degradação na vegetação.

6. Comentários Finais

As árvores formam o arcabouço de uma floresta. Entretanto, são as demais espécies com outras formas de crescimento que poderão indicar o grau de conservação/perturbação

da vegetação. Desta forma, estabelecer um padrão de comparação, levando-se em conta a importância relativa de cada forma de crescimento nas diferentes fisionomias florestais, pode ser uma ferramenta bastante útil, principalmente quando não se tem um bom conhecimento taxonômico sobre as espécies.

Referências Bibliográficas

- Aziz Ab'Saber, Tundisi J. G., Forneris L., Marino M.C., Rocha O., Matsumura-Tundisi T., Novelli Y.S., Vouno Y.S., Watanabe S. Glossário de Ecologia. 1997. Academia de Ciências do Estado de São Paulo. FAPESP, CNPq.
- APG III. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* 161:105-121.
- Batalha, M.A. e Mantovani, W.. 2001. Floristic composition of the cerrado in the Pé-de-Gigante Reserve (southeastern Brazil). *Acta Botanica Brasilica* 15: 147-163.
- Braun-Blanquet, J.. 1979. *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Madrid: H. Blume.
- Cain, S.A. 1950. Life forms and phytoclimate. *Botanical Review* 16:1-32.
- Cain, S.A. e Castro, G.M.de O.. 1959. *Manual of vegetation analysis*. New York, Hafner.
- Ellenberg, H. e Müller-Dombois, D.. 1967. A key to Raunkiaer life forms with revised subdivisions. In Müller-Dombois, D. e Ellenberg, H.. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: Wiley. Appendix A, p.449-65.
- Gonçalves, E.D. e Lorenzi, H. 2007. *Morfologia Vegetal: organografia e dicionário ilustrado de morfologia das plantas vasculares*. Nova Odessa, SP. Instituto Plantarum de Estudos da Flora.
- Guarattini, M.T.G.; Gomes, E.P.C.; Tamashiro, J.Y.; Rodrigues, R.R.. 2008. Composição florística da Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 31(2): 323-337.
- Ivanauskas, N.M. e Rodrigues, R.R.. 2000. Florística e fitossociologia de remanescentes de floresta estacional decidual em Piracicaba, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 23(3): 291-304.
- Martins, E.H.; Rossi, L.; Sampaio, P. de S. P.; Magenta, M.A.G.. 2008. Caracterização florística de comunidades vegetais de restinga em Bertioxa, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 22(1): 249-274.
- Martins, F.R.. 1990. Atributos de comunidades vegetais. *Quid* 9:12-17.
- Martins, F.R. e Batalha, M.A.. 2001. Formas de vida, espectro biológico de Raunkiaer e fisionomia da vegetação. Texto de apoio apresentado aos alunos da disciplina BT-682 Ecologia Vegetal do Curso de Ciências Biológicas Bacharelado Modalidade Ambiental. Campinas: UNICAMP, Instituto de Biologia, Departamento de Botânica, 47p.
- Martius, C.F.P. von.. 1824. *Die Physiognomie des Pflanzenreiches in Brasilien*. Eine Rede, gelesen in der am 14. Febr. 1824 gehaltenen Sitzung der Königlichen Bayerischen Akademie der Wissenschaften. München, Lindauer.
- Mueller-Dombois, D. e Ellenberg, H.. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York, John Wiley and Sons. p.449-465.
- Pavillard, J.. 1935. *Éléments de sociologie végétale*. Paris, Herman.

- Raunkiaer, C. 1934. The life forms of plants and statistical plant geography. Oxford, Clarendon.
- Robim, M.J.; Pastore, J.A.; Aguiar, O.T.; Baitello, J.B.. 1990. Flora arboreo-arbustiva e herbácea do Parque Estadual de Campos do Jordão - SP. Revista do Instituto Florestal 2: 27-46.
- Shimwell, D.W.. 1971. Description and classification of vegetation. London: Sidgwick e Jackson.
- Wanderley, M. G. L. *et al.* 2011. Checklist das Spermathophyta do Estado de São Paulo, Brasil. Biota Neotropica 11 (1a): 193-390.
- Zipparro, V.B.; Guilherme, F.A.G.; Almeida-Scabbia, R.J.; Morellato, L.P.C.. 2005. Levantamento florístico de Floresta Atlântica no sul do estado de São Paulo, Parque Estadual Intervales, Base Saibadela. Biota Neotropica 5(1): 1-24.

ANEXO I – Glossário - compilado de Ab’Saber *et al.* (1997) e Gonçalves e Lorenzi (2007)

Arbusto: forma de vida definida pela presença de caule lenhoso e ramificado desde a base, não formando um fuste definido.

Árvore: planta que possui um tronco não-ramificado (fuste) e depois uma copa.

Bioma: é uma área do espaço geográfico, que tem por características a uniformidade de um macroclima definido, de uma determinada fitofisionomia ou formação vegetal, de uma fauna e outros organismos vivos associados, e de outras condições ambientais, como a altitude, o solo, alagamentos, o fogo, a salinidade, entre outros. Estas características todas lhe conferem uma estrutura e uma funcionalidade peculiares, uma ecologia própria.

Caméfitos: vegetais que apresentam gemas vegetativas no sistema aéreo, acima da superfície do solo, porém abaixo de uma certa altura, que varia segundo diferentes autores; ou, se apresentam alturas maiores que aquela, seus ramos secam e caem periodicamente (na estação adversa), de modo que a planta se reduz a um sistema aéreo não mais alto que 25 cm ou 50 cm.

Corologia: ciência da distribuição geográfica dos organismos.

Criptófitos: vegetais cujas gemas se situam abaixo da superfície do solo ou da água.

Domínio: é uma área, subdivisão de uma Região, caracterizada pela presença de espécies endêmicas.

Epífita: planta que cresce sobre outra, usando-a apenas como suporte para alcançar a luz.

Erva: é uma forma de vida com caules nunca lenhosos e superfície (epiderme) usualmente verde ou esverdeada.

Fanerófitos: vegetais que apresentam gemas vegetativas acima de 25 cm ou 50 cm de altura, em sistemas aéreos bem expostos à atmosfera. Geralmente, são arbustos ou árvores.

Flora: conjunto de plantas de uma determinada região, listadas por espécies, gêneros e famílias.

Geófitos: vegetais que apresentam gemas vegetativas no sistema subterrâneo. Este representa uma estrutura de armazenamento e brotamento (além de fixação, absorção e condução), cujas gemas, enterradas no solo, ficam pouco vulneráveis à estação desfavorável. Aquelas estruturas subterrâneas podem ser bulbos ou cormos, tubérculos, rizomas.

Hemicriptófitos: vegetais que apresentam gemas vegetativas também no sistema subterrâneo, mas no nível do solo e não abaixo dele como os geófitos. Frequentemente, tais gemas são protegidas por escamas, folhas ou bainhas foliares vivas ou mortas. Apresentam grande variação de formas, podendo formar touceiras ou rosetas, ter hábito reptante ou trepador, ou apresentar um único eixo aéreo ereto.

Liana: é a forma de vida com crescimento lenhoso porém incapaz de elevar o próprio peso.

Terófitos: são vegetais que completam seu ciclo de vida, desde a germinação até a maturação de seus frutos, dentro de uma mesma estação favorável e cujas sementes sobrevivem à estação desfavorável protegidas pelo substrato. Representam o máximo grau de proteção à gema vegetativa. São predominantes em climas em que há uma severa restrição hídrica, em que a estação favorável é curta ou imprevisível.

Vegetação: conjunto de plantas que são dependentes de seu ambiente e interagem com o mesmo.

ANEXO II – Legislação Ambiental consultada

- RESOLUÇÃO CONAMA Nº 10 - DE 1º DE OUTUBRO DE 1993 (Mata Atlântica)
- RESOLUÇÃO CONAMA Nº 1, DE 31 DE JANEIRO DE 1994 (Floresta Ombrófilas e Estacionais)
- RESOLUÇÃO CONAMA nº 7, DE 23 DE JULHO DE 1996 (Vegetação sobre Restinga)
- RESOLUÇÃO CONJUNTA SMA IBAMA/SP Nº 1, DE 17 DE FEVEREIRO DE 1994 (Florestas Ombrófilas e Estacionais)
- RESOLUÇÃO SMA Nº 55, DE 13 DE OUTUBRO DE 1995 (Cerrado)
- RESOLUÇÃO Nº 303, DE 20 DE MARÇO DE 2002 (Áreas de Preservação Permanente)
- RESOLUÇÃO SMA Nº 8 DE 31 DE JANEIRO DE 2008 (Fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas)

PRODUÇÃO DE MUDAS EM VIVEIROS FLORESTAIS DESTINADAS À CONSERVAÇÃO E À RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Regina Tomoko Shirasuna¹

Luiz Mauro Barbosa¹

Carlos Nogueira Souza Junior²

Victor Branco de Araujo³

Marcelo de Rezende Barbosa⁴

Tarciso S. Filgueiras¹

Renata Ruiz Silva¹

1. Introdução

A produção de mudas destinadas à conservação e à restauração ecológica tem crescido muito nos últimos anos, a ponto de, no estado de São Paulo, já não existir mais déficit de mudas destinadas aos programas desta natureza. De acordo com Barbosa (2011), a produção de mudas no estado de São Paulo passou de aproximadamente 12 para 44 milhões de mudas/ano, com uma diversidade de cerca de 130 para mais de 600 espécies, sendo que a maioria dos viveiros diagnosticados no estado (cerca de 200) produz mais de 80 espécies arbóreas nativas.

Além desta exponencial produção de mudas florestais que será tratada neste artigo, é de se destacar o melhor conhecimento sobre a categorização das espécies quanto às questões sucessionais (pioneira e não pioneira), região de ocorrência, grau de ameaça, etc., conforme mencionado por Barbosa (2011), disponível no site do IBT.

Também nos últimos anos, com a possibilidade de exploração e estudos em áreas cuja supressão vegetal foi legalmente licenciada (ex. Rodoanel Mario Covas, SP), novas formas de conservação de espécies e uso de serrapilheira em áreas restauradas passaram a ser foco de investigação. Assim, neste artigo, dividimos as abordagens em cinco partes: 1. Legislação para mudas florestais, 2. Coleta de sementes de plantas nativas destinadas à restauração ecológica 3. Produção de mudas nativas. 4. Cultivo de espécies vegetais ameaçadas de extinção no estado de São Paulo, destinadas à reintrodução e à conservação “ex situ”. 5. Potencial de uso de gramíneas nativas na restauração ecológica.

1 Instituto de Botânica, Caixa.Postal. 68041, São Paulo, SP-e-mail: regina.shirasuna@uol.com.br

2 Camará Mudas Florestais – Ibaté, SP- e-mail: camara@mudasflorestais.com.br

3 Secretaria da Agricultura e Abastecimento, Coordenadoria de Assistência Técnica Integral- e-mail: araujo@cati.sp.gov.br

4 Florestando, Lupércio, SP- e-mail: marcelo@florestando.com.br

2. Legislação para Mudas Florestais

2.1. Tópicos Relevantes da Instrução Normativa N° 56, de 8 de Dezembro de 2011

1. Atendendo o disposto no Capítulo XII do Decreto n.º 5.153, de 23 de julho de 2004, que regulamentou a Lei n.º 10.711, de 5 de agosto de 2003, a Instrução Normativa n.º 56 regulamenta a Produção, a Comercialização e a Utilização de Sementes e Mudanças de Espécies Florestais, Nativas e Exóticas, visando a garantir sua procedência, identidade e qualidade, e aprova seus anexos.
2. Como inovação introduz, dentre outras, as definições abaixo:
 - a. fonte de semente: é a “Matriz” ou a “Área de Coleta de Sementes - ACS” ou a “Área de Produção de Sementes - APS” ou o “Pomar de Sementes - PS” destinados à produção de sementes, de material de propagação vegetativa ou de mudas de espécies florestais;
 - b. critérios de seleção: característica(s) considerada(s) na seleção genotípica ou fenotípica;
 - c. jardim clonal florestal: conjunto de plantas destinado a fornecer material de propagação vegetativa;
 - d. natureza da semente: comportamento fisiológico das sementes em relação à tolerância, à dessecação e ao armazenamento;
 - e. semente ortodoxa ou de natureza tolerante à dessecação: semente tolerante à dessecação, que mantém a capacidade de germinar após o processo de secagem; e
 - f. semente recalcitrante ou de natureza intolerante à dessecação: semente intolerante à dessecação, que não mantém a capacidade de germinar após o processo de secagem.
3. Constituem-se obrigações do produtor de sementes e mudas de espécies florestais:
 - a. obedecer às normas e aos padrões estabelecidos para cada espécie ou grupo de espécies florestais;
 - b. obedecer à legislação ambiental, no que se refere à coleta de sementes, de material de propagação vegetativa ou de mudas de espécies florestais;
 - c. encaminhar ao órgão de fiscalização, até 30 (trinta) de março do ano subsequente, o Relatório Anual de Produção e Comercialização de Sementes de Espécies Florestais ou de Mudanças de Espécies Florestais ou de Propagação Vegetativa de Espécies Florestais; e
 - d. manter à disposição do órgão de fiscalização cópias das declarações da fonte de sementes, da produção estimada de mudas ou da produção estimada da fonte de material de propagação vegetativa, e, conforme o caso, acompanhadas da declaração do responsável técnico sobre a procedência das sementes, das mudas ou de outro material de propagação vegetativa utilizado na produção;
4. O produtor de sementes de espécies florestais deverá declarar a fonte de sementes de cada espécie, que pretenda produzir, ao órgão de fiscalização da unidade da federação, onde a fonte de sementes esteja instalada, até 30 (trinta) de março do ano corrente.
 - a. A inclusão de novas espécies na declaração de fonte de sementes, ou a declaração de fonte de sementes não efetuada até 30 de março do ano corrente, deverão ser efetuadas até 30 (trinta) dias após a coleta das sementes.
 - b. A declaração de fonte de sementes terá validade de 3 (três) anos.
 - c. A declaração de fonte de sementes deverá ser efetuada nos termos do Anexo IV desta Instrução Normativa, acompanhada dos seguintes documentos:

1. croqui ou roteiro de acesso à fonte de semente; e
 2. autorização do detentor dos direitos da propriedade intelectual da cultivar protegida no Brasil, quando for o caso.
5. O coletor de sementes deverá se credenciar no RENASEM, mediante a apresentação dos seguintes documentos:
- a. requerimento de credenciamento assinado pelo interessado ou seu representante legal;
 - b. cópia do CPF ou CNPJ, conforme caso; e
 - c. declaração de adimplência junto ao Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - MAPA.
6. O coletor de sementes deverá realizar suas atividades dentro dos procedimentos técnicos estabelecidos pelo responsável técnico do produtor.
7. O produtor de mudas de espécies florestais deverá declarar anualmente a produção estimada de mudas para cada espécie que pretenda produzir, ao órgão de fiscalização da Unidade da Federação onde o viveiro estiver instalado, até 30 (trinta) de março do ano corrente.
- a. A inclusão de novas espécies na declaração de produção estimada de mudas de espécies florestais, ou a produção de muda não declarada até 30 (trinta) de março do ano corrente, deverão ser efetuadas até 30 (trinta) dias após o início da produção.
 - b. A declaração de produção estimada de mudas de espécies florestais deverá ser efetuada nos termos do Anexo VIII desta Instrução Normativa, acompanhada dos seguintes documentos:
 1. croqui ou roteiro de acesso ao viveiro; e
 2. autorização do detentor dos direitos da propriedade intelectual da cultivar protegida no Brasil, quando for o caso.
 3. o croqui ou roteiro, previsto no inciso I do § 2º deste artigo, deverá ser entregue com a primeira declaração de produção estimada de mudas de espécies florestais, ou quando houver alteração de local do viveiro.
8. Na comercialização, as sementes deverão estar identificadas diretamente na embalagem ou mediante rótulo, etiqueta ou carimbo, com, no mínimo, as seguintes informações:
- a. nome científico da espécie e do nome comum, obedecida a denominação constante no Registro Nacional de Cultivares - RNC;
 - b. nome da cultivar, quando for o caso, obedecida a denominação constante no RNC;
 - c. nome e número da inscrição do produtor no RENASEM;
 - d. categoria da semente;
 - e. identificação do lote;
 - f. data da coleta;
 - g. peso líquido ou número de sementes contido na embalagem;
 - h. percentagem de germinação ou viabilidade do lote de sementes; e
 - i. validade do teste de germinação ou viabilidade do lote de sementes.
9. Para as espécies sem padrão de qualidade estabelecido pelo MAPA, o produtor deverá informar, no campo de observação no Termo de Conformidade de Semente Florestal, a expressão: “Espécie sem padrão de qualidade estabelecido pelo MAPA”.
10. Para as espécies sem padrão de qualidade estabelecido pelo MAPA, o produtor de-

verá garantir o prazo de validade do teste de germinação, ou viabilidade do lote de sementes.

11. No caso de comercialização de mudas procedentes de um único viveiro florestal e destinadas ao usuário, a sua identificação, conforme previsto no art. 37 desta Instrução Normativa, poderá constar apenas na nota fiscal.
 - a. No caso de mais de uma espécie ou cultivar, pelo menos um exemplar de cada lote deverá estar com a identificação prevista no art. 37 desta Instrução Normativa.
12. Quando as mudas estiverem acondicionadas em bandejas ou similares, contendo mais de uma espécie ou cultivar, a identificação poderá ser expressa nas bandejas ou similares, ou nas mudas individualmente.
13. O usuário de sementes ou de mudas das espécies florestais poderá produzir sementes e mudas para seu uso próprio, as quais deverão:
 - a. ser utilizadas apenas em propriedade de sua posse, sendo proibida a comercialização do material produzido;
 - b. estar em quantidade compatível com a área a ser plantada; e
 - c. declarar ao MAPA sua produção de sementes ou de mudas para uso próprio, quando o material de propagação utilizado for de cultivar protegida no Brasil, nos termos do Anexo XIII desta Instrução Normativa, antes do início da produção.
14. As instituições governamentais ou não-governamentais que produzam, distribuam ou utilizem sementes e mudas das espécies florestais com a finalidade de recomposição ou recuperação de áreas de interesse ambiental, no âmbito de programas de educação ou conscientização ambiental assistidos pelo poder público, ficam dispensadas das exigências de inscrição no RENASEM, conforme previsto no art. 175 do Anexo do Decreto nº 5.153, de 23 de julho de 2004, hipótese em que deverão apresentar declaração, antes do início da produção, ao órgão de fiscalização da Unidade da Federação onde se realizará a produção do material de propagação, nos termos do Anexo XIV desta Instrução Normativa.
15. Parágrafo único. Os responsáveis pela declaração deverão encaminhar o Relatório de Utilização de Sementes e Muda de que trata o art. 175 do Anexo do Decreto nº 5.153, de 2004, ao órgão de fiscalização da Unidade da Federação, onde se realizou a produção do material de propagação, até 30 (trinta) de março do ano subsequente, conforme o Anexo XV desta Instrução Normativa.

3. Coleta de Sementes de Plantas Nativas Destinadas à Restauração Ecológica

A coleta de sementes de plantas nativas é uma das atividades da cadeia de restauração ecológica.

A origem das sementes, a diversidade de espécies, a variabilidade genética e a qualidade das sementes são os critérios a serem considerados no planejamento da atividade.

Planejamento da Coleta de Sementes

As áreas de coleta de sementes podem situar-se em remanescentes florestais em qualquer estágio sucessional, em acostamento de rodovias, em estradas rurais, em margem de córregos, em áreas de produção pecuária, agrícolas, áreas brejosas florestadas, em pomares rurais, em calçadas, praças e jardins.

Para cada área de coleta deve-se obter autorização por escrito, para exercer a atividade. É importante saber em que Bioma esta localizada e qual a região fitoecológica.

Deve-se elaborar uma lista das possíveis plantas a serem encontradas, baseada em levantamentos regionais da vegetação.

Através de estudos bibliográficos de cada espécie da lista, elabora-se o cronograma mensal de coleta de sementes.

Para obter a diversidade de espécies deve-se estabelecer sistema de trilhas:

- a. ao longo de gradientes de altitude do terreno;
- b. ao longo do gradiente de umidade do solo;
- c. solos profundos, solos rasos;
- d. vertentes para o sul, norte, leste ou oeste; e
- e. nas nascentes, margens e vazantes.

A infraestrutura de trilhas, necessárias para a coleta de sementes, dependerá das condições do relevo, tamanho dos fragmentos, do meio de deslocamento e transporte dos equipamentos e das sementes coletadas.

Toda a ação de coleta de semente deverá ser analisada, de forma a não impactar no meio físico e biológico. A abertura das trilhas deve ser realizada de forma a não causar erosão e assoreamento, e ainda ser segura para o coletor.

Identificação e marcação de matrizes

Para efeito de restauração ecológica, qualquer árvore com frutos é passível de coleta, desde que se conheça o nome da espécie e seja nativa do Brasil.

A comercialização da semente só poderá ser realizada com a identificação da matriz.

A identificação botânica deve ser realizada pelo responsável técnico. Havendo dúvidas, as exsicatas das plantas deverão ser encaminhadas para especialistas, para a correta identificação.

A marcação das matrizes é uma ferramenta para a gestão da coleta e para a identidade da semente.

Utilizam-se etiquetas de metal, numeradas, afixadas no tronco da planta por meio de grampos ou pregos.

Das matrizes coleta-se uma série de informações, como: nome da espécie, altura estimada, circunferência na altura do peito, se necessita de escalada, nome da área de coleta, local dentro da ACS e coordenada geográfica através de GPS.

Gestão da Coleta de Sementes

Quando o coletor de semente possui matrizes georreferenciadas, tornam-se mais produtivas as saídas para coleta.

É possível utilizar software de navegação, disponível gratuitamente na internet, para organizar as atividades de coleta.

A Florestando utiliza o software GPS Trackmaker.

A cada ícone de navegação atribui-se uma espécie. Cada espécie recebe um código de três letras e o número da matriz.

De posse do calendário de produção de frutos, prepara-se o mapa de coleta para cada mês do ano, utilizando o GPS Trackmaker. Estes dados são transmitidos para o Google Earth, através de uma tecla do software. O planejamento da saída a campo se faz com a equipe, direto na tela do computador.

O monitoramento da maturação dos frutos é realizado percorrendo as trilhas e observando os frutos quanto ao tamanho, seca, trincas, coloração, ataques de morcegos ou pássaros.

Para cada mês, montam-se rotas de coleta conforme a localização das matrizes e a maturação dos frutos.

O ponto de maturação correto para se coletar difere muitos entre as espécies. Os frutos de dispersão por vento devem ser colhidos antes de abrirem. Frutos de dispersão/predação por animais devem ser colhidos quando os animais estiverem comendo. Se a floresta não tem os animais, fica mais difícil, deve-se colher os frutos e fazer o teste de germinação.

Métodos de coleta e equipamentos

Coletam-se frutos de plantas nativas conforme a necessidade da restauração ecológica. A demanda maior é por árvores, porém já se fala da necessidade de sementes de bromélias, cipós, arbustos e ervas.

Para cada hábito de crescimento das plantas nativas, podemos desenvolver métodos de coleta e uso de equipamentos específicos.

No momento, iremos abordar métodos e equipamentos para coleta de frutos de árvores.

Os métodos e equipamentos variam conforme o aspecto da árvore e do fruto.

Para árvores altas, grossas e frutos deiscentes, precisa-se escalar a árvore e cortar os ramos com frutos, antes de iniciarem a abertura. Utiliza-se um big-bag (sacola enorme) içado junto à copa, para depositar o material coletado. O corte do ramo se faz com podão leve, ou podão pesado, ou serra de galhos.

Para árvores altas, grossas e frutos indeiscentes, avalia-se a necessidade de escalada, ou a coleta no solo. Para alguns casos é possível instalar redes de tela de sombreamento sob a copa e coletar os frutos diretamente nela. É necessário verificar semanalmente.

As escaladas em árvores altas é atividade que exige preparo físico e equipamentos de segurança. É necessário no mínimo duas pessoas, uma no chão e outra em cima da árvore, bem treinadas nas técnicas de escalada e segurança.

Árvores mais baixas, com ramos de frutos na altura de uso dos podões, são mais fáceis e produtivas. Havendo necessidade de coletar a 3 a 4 metros acima, realiza-se escalada pelo tronco e galhos grossos, utilizando sempre cadeirinha, mosquetões e fitas tubulares para fixação do corpo do coletor junto à árvore e desta forma, com as mãos livres, é possível usar podões.

Arvoretas ou árvores com copas baixas são coletadas diretamente do chão, sem o uso de equipamentos.

Em algumas situações, coletam-se frutos, ou as sementes já limpas, debaixo de poleiros de morcegos frugívoros (*Artibeus lituratus*). É o caso do *Calophyllum brasiliense* Cambess.

Para o transporte dos frutos até o local de beneficiamento, utilizam-se sacos de ráfia, sacos de papel, saquinhos plásticos. Dentro da floresta carrega-se em mochilas cargueiras.

Deve-se tomar cuidado para que frutos secos coletados não se molhem no transporte e frutos úmidos não esquentem, acondicionados em sacos plásticos sob o sol, pois podem sofrer danos nas sementes.

Durante uma saída de coleta, o coletor deverá transportar: podão longo, podão leve, cadeirinha, capacete, fitas tubulares, mosquetões, “oito”, ascensor, estribo de escalada, corda de escalada, cordalete, sacos plásticos, saco de papel, GPS, caderneta de campo, celular, equipamento de primeiros socorros, facão, mochila, cantil, estilingue, linha de nylon, chumbada, caneta, lápis, etiqueta de metal, grampeador, grampos, pasta de coleta, apito de segurança, perneira e, em alguns casos, lanterna, capa e calça de chuva, alicate, lima, enxada, foice, big-bag de coleta.

Rastreabilidade

Todos os frutos coletados precisam passar por alguma forma de beneficiamento, antes de serem armazenados.

É na etapa de recepção para beneficiamento que o lote de frutos colhidos recebe o código que identificará todo o processo – da coleta à armazenagem das sementes.

Utiliza-se formulário para anotação dos seguintes dados: nome da espécie, número da(s) matriz (es), nome do coletor, ACS, peso bruto de entrada.

Beneficiamento

O beneficiamento dos frutos varia conforme sua característica. Basicamente temos a via úmida, via seca, ou ainda as duas para a mesma espécie.

A via úmida envolve o uso de água no processo de retirada das sementes dos frutos, também utiliza-se a água como separação física de sementes chochas, que flutuam na água.

Os frutos carnosos necessariamente passam pela via úmida. Alguns precisam ser mantidos fechados em sacos plásticos, à sombra, para amolecerem a polpa. Outros frutos de polpa firme passam por triturador mecânico, regulado para não danificar as sementes.

Normalmente, na despolpa utiliza-se peneira debaixo de água corrente, e se faz esfregão para retirar a polpa das sementes.

Para a secagem das sementes provenientes de frutos carnosos, utilizam-se terreiros suspensos sombreados. Importante é manter uma camada fina de sementes e revolvê-las com frequência.

A via seca utiliza-se para frutos secos deiscentes. Colocam-se os frutos em sacolas feitas com tela de sombreamento, direto no sol. Durante o dia, vira-se a sacola algumas vezes. Após abertura do fruto, as sementes são retiradas e catadas manualmente, ou usam-se peneiras.

Utiliza-se também terreiro suspenso com estufa, para frutos deiscentes e indeiscentes. A estufa mantém o ambiente seco e aquecido, o terreiro suspenso tem o fundo vazado (tela), o que permite a circulação do ar com intensidade. São ótimos para os invernos úmidos. Tem que haver janelas, para liberar o ar quente em dias muito quentes.

Para alguns casos de fruto deiscente, com semente envolta em polpa, utilizam-se as duas vias de beneficiamento. É o caso *Pera glabrata* (Schott) Poepp. ex Baill., *Sapium glandulosum* (L.) Morong, *Magnolia ovata* (A.St.-Hil.) Spreng. Coloca-se sobre tela, na sombra. Após os frutos abrirem, utiliza-se esfregão com peneira de malha grossa, para separar a semente do resto da casca. Em seguida, retira-se a polpa em água corrente e peneira de malha fina, fazendo esfregão, e volta-se para tela sombreada para secar.

Em condições extremas de muita umidade atmosférica, pode-se utilizar estufa de luzes, as mesmas usadas para secar exsiccatas. Deve-se manter aquecida a uma temperatura máxima de 30°C, com circulação de ar.

Após as sementes serem retiradas dos frutos e secas, faz-se a limpeza de impurezas. Utilizam-se peneiras para abanar e catação manual de sementes chochas, furadas, gravetos, restos de cascas, etc.

Armazenagem

Anotações para armazenagem: nome da espécie, número do lote, data, peso, quantidade de semente por quilo.

A armazenagem não melhora a qualidade, ela diminui a deterioração da semente.

As embalagens para a armazenagem podem ser permeáveis (pano, papel, papelão), semipermeáveis (plásticos fino, papel com cera, papel multifoliado), ou impermeáveis (plástico espesso, latas, vidro, alumínio) à troca de umidade.

Locais de armazenagem:

Para sementes recalcitrantes, usar câmaras frias e úmidas, manter a temperatura variando de 5 a 14°C e umidade relativa de 50 a 70%.

Para sementes ortodoxas, usar câmaras secas resfriadas à temperatura de 10 a 15°C e umidade relativa de 40 a 50%.

4. Produção de Mudanças Nativas no Viveiro Camará

A produção de mudas nativas em grande escala requer uma sequência de atividades,

onde cada uma delas dever ser elaborada e acompanhada com alguns critérios técnicos, inclusive cadastros e informações a serem enviadas ao MAPA (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento), através do registro no RENASEM. A seguir, serão abordadas as etapas mais relevantes do processo.

Planejamento de Produção

Para manter a diversidade de espécies no momento de cada expedição, é necessário fazer um planejamento detalhado, com um cronograma de semeadura ao longo do ano.

Enchimento dos tubetes

Os recipientes devem estar limpos e livres de contaminantes, fungos e bactérias.

Os tubetes são colocados em bandeja e preenchidos com substrato orgânico através de um batedor.

Após o enchimento, as bandejas são levadas para os canteiros, onde elas serão preparadas para a semeadura.

- ***Semeadura direta***

De acordo com o programa de produção, as sementes são preparadas no laboratório e encaminhadas para o local de semeadura (casa de semeadura).

Em algumas espécies, são realizados tratamentos pré-germinativos (quebra de dormência). Após essa atividade, é realizada a cobertura das sementes, com peneiramento de uma camada fina de substrato.

- ***Semeadura em alfobre***

As espécies com baixo percentual de germinação, bem como as que possuem sementes grandes (jatobá, araribá e etc.), ou aquelas que apresentam germinação lenta (jerivá), são encaminhadas para semeadura em alfobre.

Superação de dormência e Tratamentos pré-germinativos

Os tratamentos pré-germinativos são realizados em algumas espécies, conforme informações da literatura e técnicas desenvolvidas no viveiro.

Repicagem

Esta operação consiste na transferência de plântulas excedentes da semeadura direta e do alfobre, para o tubete.

Remoção / Seleção

Quando as mudas atingem um determinado porte e estão em condições de serem levadas a pleno sol, elas passam por um processo de seleção e remoção. Essas atividades consistem em separar os tubetes vazios e classificar as mudas por tamanho.

Após a seleção, as mudas são removidas para os canteiros a pleno sol, onde são dispostas de acordo com seu porte, velocidade de crescimento e tipo de folha.

De acordo com esses parâmetros, as mudas são colocadas em um espaçamento de 50% ou 25%, dando continuidade ao processo produtivo.

Seleção e manejo de espaçamento

À medida que as mudas se desenvolvem, elas irão necessitar de maior área espacial para que se desenvolvam de forma saudável. Quando as mudas estão entrando em competição de luz, é realizada a operação de remoção e seleção, com a intenção de segregar as mudas de acordo com seu tamanho e aumentar o espaçamento de alocação das mudas, ampliando a área espacial para 17% de ocupação dos canteiros e assim permanecendo até a sua expedição.

Adubação / Controle fitossanitário

As adubações são iniciadas após o término da germinação e são realizadas semanalmente até a expedição das mudas.

O controle fitossanitário é realizado no mesmo período, mas somente é feita a intervenção, caso ocorra ataque de insetos ou de fungos.

Expedição

Quando as mudas atingem um tamanho de 15 à 30 cm, para tubetes de 290 ml, e já possuem um sistema radicular bem formado, poderão ser levadas para plantio em local definitivo.

A expedição pode ser feita em forma de *Mix* (Pioneiras e Não Pioneiras), método que facilita a operação de plantio. O *Mix* é feito conforme a solicitação de espécies contempladas no projeto.

Transporte

O transporte deve ser realizado em caminhões baú (fechados), eliminando a possibilidade de desidratação da muda pelo vento.

5. Manejo de Pragas e Doenças em Viveiros Florestais

Os viveiros florestais, em função de suas condições microclimáticas, com alta umidade e temperatura, associadas à fisiologia do hospedeiro, tornam-se ambientes propícios à instalação e desenvolvimento de pragas e doenças.

Alguns fatores predisõem as mudas aos agentes causais, como fases vegetativas mais jovens, quando os órgãos são mais tenros e, portanto, mais suscetíveis; substrato não esterilizado; sombreamento, visto que a falta de luminosidade também reduz o vigor das mudas; alta umidade relativa do ar e temperatura, bem como a formação de um filme d'água na superfície foliar, favoráveis ao desenvolvimento das enfermidades. Dessa forma, o manejo correto desses fatores é fundamental para a prevenção e controle das pragas e doenças. O manejo das mudas também está relacionado aos cuidados dispensados na sua produção, ou seja, mudas que apresentam deficiência nutricional ou viveiros mal cuidados favorecem a ocorrência de pragas.

Na instalação de um viveiro, alguns aspectos importantes devem ser considerados, a fim de evitar ou minimizar a ocorrência de pragas e doenças, como:

- escolha de locais que não sejam permanentemente sombreados ou mantenham alta umidade;
- optar por locais naturalmente bem drenados e, se necessário, fazer um sistema de drenagem, além de pisos que permitam uma boa drenagem, como brita;
- canteiros suspensos para favorecer a ventilação, evitar o contato direto das mudas com o solo e, conseqüentemente, protegê-las da transmissão de doenças e do ataque por pragas associadas ao solo;
- quebra vento para prevenir a entrada e disseminação de propágulos de patógenos de outros hospedeiros, utilizando uma espécie diferente das que estão sendo produzidas para que não seja fonte permanente de inóculo;
- pé-de-lúvio e rodo-lúvio para reduzir os riscos da entrada de patógenos, através da desinfecção de calçados e veículos; e
- eliminar colônias de formigas cortadeiras e cupins na área do viveiro e entorno, antes do preparo do solo para a instalação.

O sucesso na obtenção de uma muda sadia depende, em grande parte, da qualidade do órgão propagativo que lhe deu origem, ou seja, sementes e estacas deverão estar em sua melhor condição de vigor e sanidade para que, posteriormente, as mudas formadas tenham reservas suficientes para seu pleno desenvolvimento e manifestação de seus mecanismos de resistência a pragas e doenças (Grigoletti Junior *et al.*, 2001). Assim, a qualidade sanitária das sementes assume fundamental importância na viabilidade, longevidade e, conseqüentemente, na qualidade da muda, visto que são importantes veículos na disseminação e transmissão dos patógenos (Cherobini, 2006).

Controle Preventivo de Pragas e Doenças

O aparecimento e desenvolvimento de uma doença resultam da interação entre um hospedeiro suscetível, um agente patogênico e um ambiente favorável. Dessa forma, são importantes intervenções em pelo menos um desses fatores, para que o aparecimento da doença seja evitado.

No caso dos viveiros florestais de espécies nativas, o controle preventivo de doenças terá como base o controle climatológico que, de acordo com Krugner (1977) e Bedendo (1995), envolve a manipulação dos fatores ambientais, que podem ser responsáveis pela predisposição de plantas ao ataque por patógenos, visando ao manejo adequado das condições do solo (fertilidade, pH e textura) e fatores associados ao clima (ar, temperatura, umidade, luz), de modo a desfavorecer o patógeno ou aumentar a resistência das plantas à infecção. O conhecimento dos patógenos envolvidos, do tipo do viveiro e das práticas utilizadas é fundamental para o estabelecimento de estratégias eficazes de controle (Grigoletti Junior *et al.*, 2001).

Além dos fatores que devem ser considerados na instalação de um viveiro, a aplicação de algumas medidas preventivas para o controle desses agentes é extremamente importante, para impedir ou limitar o aparecimento de problemas fitossanitários e conseqüentes prejuízos, como:

- melhoria das condições ambientais do viveiro: irrigação, drenagem, insolação e adubação;
- catação e descarte de plantas daninhas em canteiros e recipientes, principalmente durante a fase de germinação, eliminação ou queima de material vegetal com sintomas e poda sanitária, além da catação manual de insetos para prevenir infestações;
- água de irrigação livre de patógenos e a frequência controlada, para evitar acúmulo de água nos recipientes e o conseqüente aumento da sensibilidade das mudas aos patógenos, favorecendo o aparecimento de doenças, principalmente foliares;
- esterilização de recipientes (tubetes, bandejas, vasos) e ferramentas com álcool ou solução de hipoclorito de sódio;
- desinfestação do substrato através da solarização ou água quente;
- manutenção da limpeza das estruturas e de todo o ambiente do viveiro;
- identificação dos agentes causais antes do controle (fatores bióticos ou abióticos), monitoramento e inspeções periódicas para a detecção de doenças e pragas, que pode ser realizado através da instalação de armadilhas luminosas para a captura de insetos;
- aplicação de fungicidas como controle preventivo, principalmente, para evitar o tombamento de mudas;
- minimização do tráfego de pessoas e veículos no viveiro;
- priorização de sementes de alta qualidade de germinação e vigor e utilização de substrato de boa qualidade;

- rotação e espaçamento entre as mudas para facilitar o arejamento, a insolação e até mesmo melhorar a captação de água de irrigação;
- separação de mudas e lotes recém-chegados ou com problemas fitossanitários, deixando-os em quarentena, a fim de evitar o contato com as mudas saudáveis; e
- evitar o stress das mudas pela falta ou excesso de água e de adubação, como o excesso de Nitrogênio que torna os tecidos vegetais mais tenros, deixando a muda mais suscetível ao tombamento e doenças foliares, transplante mal executado e manutenção no mesmo recipiente por muito tempo (enovelamento da raiz).

Todas as práticas relacionadas visam ao controle por meio da redução do inóculo inicial, ou seja, impedir a entrada de material contaminado, ou sua eliminação no viveiro, ou por meio da redução do progresso da doença.

A alta diversidade de espécies florestais nativas, produzidas em viveiros destinados à conservação e restauração ecológica, a fim de atender à Resolução SMA 08/08, ao mesmo tempo em que limita o foco de infestação de determinadas pragas e doenças, em função da gama de hospedeiros, favorece o aparecimento de diferentes enfermidades, quando não há um manejo e controle adequados.

Doenças

As doenças que mais comumente são encontradas em viveiros de espécies nativas, são: tombamento de mudas, podridão de raízes, ferrugens e manchas foliares.

A principal doença é o *damping-off* ou tombamento, causado, principalmente, por fungos parasitas facultativos de hábito saprofítico, daí a importância da desinfestação do substrato e de se evitar o contato direto das mudas com o solo. Um dos maiores problemas dos agentes causadores do tombamento é que não apresentam especificidade em relação ao hospedeiro, ou seja, possuem capacidade de infectar desde espécies herbáceas até lenhosas, o que dificulta o seu controle. Além desta, podem ocorrer também doenças foliares. Nesse caso, recomenda-se a redução de sombreamento e da irrigação e, se necessário, a pulverização de fungicidas, mediante orientação profissional.

Pragas

As pragas mais comumente encontradas em viveiros florestais, causando prejuízos às mudas, são: lagarta-rosca, formiga cortadeira, besouros, cochonilhas, paquinhos, pulgões, ácaros e cupins. Geralmente, o que determina a ocorrência dessas pragas é o tipo de sistema de produção de mudas (viveiros suspensos ou não) e a forma de manejo delas, visto que canteiros suspensos dificultam a ocorrência de pragas em mudas, pois a maioria está associada ao solo.

No entanto, quando é realizado o manejo correto no viveiro, normalmente não se verificam muitos danos, mas se o nível de infestação e danos for elevado, torna-se necessário o combate através do uso de inseticida, em complemento às práticas já mencionadas.

Com relação às ervas daninhas, o controle deve ser executado em todo o viveiro e não somente nos canteiros. O controle pode ser feito por arrancamento, corte mecânico ou através do uso de herbicidas, com orientação profissional. Cuidados devem ser tomados para evitar a entrada de ervas daninhas através do substrato, das caixas de embalagem e do vento. Os cuidados, anteriormente recomendados para a prevenção de doenças, costumam ser suficientes para o controle das ervas daninhas (Macedo, 1993).

O controle fitossanitário no viveiro deve estar integrado a outras atividades de produção, como: adubação, tratamentos culturais, controle de plantas daninhas, irrigação, entre outros, o que implica na necessidade de maior otimização desses processos dentro do manejo do viveiro (Santos *et al.*, 2007).

6. Cultivo de Espécies Vegetais Ameaçadas de Extinção no Estado de São Paulo Destinadas à Reintrodução e à Conservação “Ex Situ”

As perdas na biodiversidade da flora brasileira têm se agravado nos últimos anos, principalmente como resultado da destruição acelerada de habitats, pelo impulso do desenvolvimento tecnológico e aumento populacional, aliados à falta de conscientização da população (Lino, 2012). Apesar dos apelos e incentivos dos órgãos governamentais e ONGs, promovidos por programas de uso sustentável da biodiversidade, em conformidade com a CDB e outros compromissos internacionais, as reduções são mínimas frente aos massivos prejuízos e danos ambientais acarretados pela carência de projetos que revertam esse quadro.

Um dos objetivos deste trabalho é promover uma conscientização e propagar ações para a conservação “*ex situ*” de espécies vegetais com algum grau de ameaça de extinção. Considera-se estratégia essencial a busca da conservação de espécies ameaçadas além dos perímetros das áreas protegidas (Silva & Perelló 2010). A conservação “*ex-situ*” vem sendo discutida, apontando não somente o potencial das áreas rurais agrícolas (Mcneely & Scherr, 2009), mas também dos espaços urbanos. Para tanto, parcerias com projetos que inicialmente causam enormes perdas à biodiversidade como o Rodoanel Mario Covas, inevitável para uma metrópole como São Paulo, carecem de ações mitigatórias, sendo um verdadeiro laboratório às pesquisas. Dessa forma, o Viveiro Tamboril do Instituto de Botânica (SP) estrategicamente desenvolve um projeto utilizando a parceria DERSA/IBt, para mitigar o impacto causado pela obra, cultivando, propagando e reintroduzindo as principais espécies ameaçadas de extinção, que são localizadas em áreas diretamente afetadas (ADA) pela obra.

No estado de São Paulo listam-se 1.086 espécies com algum grau de ameaça de extinção, das quais 242 espécies são arbóreas (Barbosa, 2007). Os números reais devem ser maiores, devido à falta de atualização de dados frente às recentes descobertas.

Durante as obras do Rodoanel Mario Covas, trecho sul, foram identificadas 48 espécies raras ou com algum grau de ameaça. Deste número, sete espécies foram consideradas “presumivelmente extintas”, seis novas ocorrências para o estado de São Paulo, 29 espécies com algum grau de ameaça e seis espécies raras. Desse total, estão sendo conservadas no Viveiro Tamboril 11 espécies raras ou com algum grau de ameaça (*Alstroemeria isabelleana* Herb. presumivelmente extinta, *Mandevilla emarginata* (Vell.) C.Ezcurra - quase ameaçada, *Euterpe edulis* Mart.-vulnerável, *Krapovickasia macrodon* (A.DC.) Fryxel-rara, *Pavonia hastata* Cav. – presumivelmente extinta, *Microlícia myrtoidea* Cham.- presumivelmente extinta, *Pterolepis polygonoides* (DC.) Triana- nova ocorrência SP, *Skeptrostachys arechavaletanii* (Barb.Rodr.) Garay -rara, *Streptochaeta spicata* Schrad. ex Nees - vulnerável, *Leersia ligulata* Trin.- presumivelmente extinta e *Rubus rosifolius* var. *coronarius* Sims-rara), provenientes do trecho sul do Rodoanel Mario Covas. Desta listagem: *Microlícia myrtoidea* Cham., *Pavonia hastata* Cav. e *Streptochaeta spicata* Schrad. ex Nees estão sendo reproduzidas para posterior reintrodução em UCs.

O sucesso do cultivo de espécies vegetais selvagens está relacionado a diversos fatores como: tipo de substrato, recipientes para cultivo, irrigação, intensidade luminosa, temperatura e adubação.

Substrato

O substrato é definido como o meio em que se desenvolvem as raízes das plantas cultivadas fora do solo “*in situ*” (Kämpf, 2000). Sua função primordial é promover o suporte à planta (Kämpf, 2000 & Röber 2000) e regular a disponibilidade de água (Fonteno, 1996) e nutrientes (Kämpf, 2000).

Atualmente, as principais matérias primas utilizadas como substrato são: areia, terra de subsolo, matéria orgânica como serrapilheira, vermiculita (argila expandida), fibra de coco, casca de pinus, casca de arroz carbonizada e troncos de árvores.

Entre as características desejáveis nos substratos, podem-se citar o custo, disponibilidade, teor de nutrientes, capacidade de troca de cátions, esterilidade biológica, aeração, retenção de umidade e uniformidade (Gonçalves, 1995).

A mistura adequada e a porcentagem de cada produto é definida conforme a forma de vida e necessidade hídrica de cada espécie.

A vermiculita expandida promove a aeração do solo, retém umidade e estimula a absorção de nutrientes pelas raízes, além de ser um ótimo condicionador de solos ácidos e argilosos, auxiliando na correção do pH, tornando-os mais porosos e arejados, além de ser um excelente retentor de umidade (Potter, 2001, Ugarte *et al.*, 2005).

A casca de arroz carbonizada confere uma maior porosidade e alta capacidade de drenagem ao substrato, fácil manuseio, pH levemente alcalino e teor adequado de K e Ca, dois macronutrientes essenciais para o desenvolvimento vegetal (Tabajara & Colônia 1986, Klein *et al.*, 2002).

A casca de pinus proporciona boa aeração e retenção de nutrientes e umidade, porém apresenta baixo pH (3,74). Para a utilização em forma de pó, deve ser realizada correção, utilizando-se CaCO_3 e MgCO_3 na proporção de 2:1 (300g:150g) (Caldeira *et al.*, 2000). Casca de coníferas podem apresentar certos níveis de fitotoxinas, passíveis de redução através de compostagem aeróbica (Bilderback, 2000). O tratamento com algumas substâncias como sulfato de ferro também é indicado para reduzir a fitotoxicidade (Booman, 2000).

A fibra de coco é um produto que substitui o xaxim, proporcionando alta porosidade e alto potencial de retenção de umidade (Freitas Rosa, 2002).

A areia é um substrato que não contém nutrientes, nem apresenta propriedades coloidais e proporciona alta capacidade de drenagem (Alves *et al.*, 2008). Ideal para espécies que crescem em solos arenosos.

A serrapilheira é encontrada na camada superficial do solo dos campos e florestas. É composta por material orgânico de origem vegetal e animal, como restos de vegetação em diferentes estágios de decomposição, local de ciclagem de elementos químicos inorgânicos e transferência de energia (Amaral, 2010). Este rico material pode ser utilizado na mistura de outros substratos e principalmente para as espécies de orquídeas terrícolas ou saprófitas.

Troncos de árvores podem ser utilizados como substrato para as espécies epífitas.

Recipientes para cultivo

O cultivo pode ser feito em canteiros ou em vasos de plástico ou de barro.

Para as epífitas, é desejável amarrar em troncos de árvores com barbante de algodão ou cultivá-las em vasos de barro, utilizando substratos como de fibras de coco, casca de pinus e serrapilheira.

Para as espécies terrícolas utilizam-se vasos de plástico ou diretamente em canteiros.

Espécies rupícolas exigem vaso de plástico com drenagem neutra no fundo, como pedaços de isopor. Segue-se com uma camada de areia fina com terra vegetal na proporção de 5:1. A última camada é composta por brita zero, areia grossa lavada, cascalho e pedras de quartzo ou magnetita (Araujo, 2009). Estas espécies exigem alta luminosidade.

Irrigação

A necessidade hídrica de cada espécie é determinada, principalmente, pela formação vegetal de origem. A observação e análise do meio ambiente são primordiais para a sua determinação, sendo que deve ser obedecida uma constância nas regas. Os recipientes menores tendem a uma maior evaporação do que os maiores.

Intensidade luminosa

A quantidade de luminosidade também é determinada pela formação vegetal de ori-

gem da espécie. Da mesma forma, a observação e análise do meio ambiente são essenciais para a sua determinação. As espécies de sub-bosque são de locais sombreados, enquanto que as espécies de campo e margem de florestas exigem alta intensidade luminosa. Para as espécies arbóreas, o grupo das pioneiras é exigente de luz, enquanto que as secundárias e climáticas dependem de sombreamento.

Temperatura

As plantas necessitam de local arejado, porém evitando as correntes de ar. Mudanças bruscas de temperatura são nocivas.

Adubação

Podem ser utilizados os adubos de liberação lenta, orgânicos ou inorgânicos, e as adubações foliares diluídas nas irrigações. Diversas marcas estão disponíveis no mercado.

Prevenção contra pragas

A prevenção é a melhor forma de controle alternativo contra pragas. Diversas receitas e indicações existem no mercado.

Um repelente natural e orgânico é o óleo de nin que apresenta propriedades fungicidas e repelentes por conter a substância azadiractina (Martinez & Meneguín 2003). Outro método alternativo de controle de pragas com atividade inseticida é o fumo produtor de nicotina e nornicotina (Lovatto *et al.*, 2004).

A classificação da forma de vida das plantas (terricolas, epífitas, rupícolas), aliada ao bioma e à formação florestal ou campestre de sua ocorrência, é o que irá determinar em grande parte a forma de cultivo e seu êxito. Portanto, o fator fundamental para obter um resultado positivo, no cultivo “*ex situ*” de espécies selvagens, é a observação e avaliação do local de ocorrência da vegetação nativa, procurando-se reproduzir ao máximo as mesmas condições do ambiente de origem.

7. Gramíneas Nativas na Recuperação de Áreas Degradadas

A recuperação de áreas degradadas no Brasil é tarefa inadiável. Praticamente todos os biomas estão sob constante intervenção antrópica e as consequências dessas intervenções refletem-se em diversos tipos de erosão, na perda da biodiversidade e na queda drástica da integridade e qualidade dos habitats.

As gramíneas (família Poaceae) apresentam uma série de características morfológicas, fisiológicas e ecológicas que as qualificam como componentes importantes em um programa de recuperação de áreas degradadas. Seu sistema radicular amplo, em forma de cabeleira, seu crescimento rápido, sua enorme amplitude ecológica, sua capacidade de colonizar ambientes inóspitos e de baixa fertilidade são qualidades desejáveis em plantas a serem usadas nestes programas. O Brasil, país megadiverso, é detentor de uma rica e diversificada flora de gramíneas. A recente Lista das Espécies da Flora do Brasil (Filgueiras *et al.*, 2012) disponibilizou os nomes de 1368 espécies de gramíneas, distribuídas em 197 gêneros. Este respeitável conjunto de espécies distribui-se em todos os biomas brasileiros. Isto significa que o Brasil detém um grande número de espécies nativas com uso potencial na recuperação de todos os seus ambientes degradados, sejam eles na Amazônia, na Mata Atlântica, no Cerrado, na Caatinga, no Pantanal ou nos Pampas. Em cada um desses biomas, há um conjunto de espécies florestais, savânicas, de ambientes rupestres, de altitude, tipicamente campestres, pioneiras e não pioneiras que podem ser utilizadas. As possibilidades são inúmeras.

Nas práticas de recuperação, preconiza-se aqui a adoção do modelo “Nativas no Bio-

ma". O modelo foi desenvolvido por Felfili e colaboradores (2005) e já tem sido utilizado, especialmente no Cerrado. Este modelo utiliza dados científicos com bases taxonômicas, fitogeográficas e ecológicas e prevê a utilização de um conjunto de plantas nativas do bioma no qual se insere a área a ser recuperada, observando-se, especialmente, as características ambientais específicas, procurando, de toda maneira, adequar espécies que mais combinam com as peculiaridades ecológicas regionais e locais. Por exemplo, espécies florestais só devem ser usadas na recuperação de áreas florestais. Ainda mais, espécies de ambientes úmidos ou sombreados somente deverão ser usadas em ambientes semelhantes. A idéia básica é respeitar a vocação natural, ecológica, de cada espécie e nunca forçar uma adaptação que não se encontra na natureza. Nota-se, neste modelo, a necessidade de um forte conhecimento prévio da taxonomia e da ecologia da flora regional. O modelo recomenda, ainda, o uso de técnicas de nucleação, com o plantio de espécies herbáceas e arbustivas nativas no bioma e na fitofisionomia em que o ambiente a ser recuperado encontra-se. No caso das gramíneas, o aspecto da nucleação é especialmente importante, pois elas fornecem ambiente adequado para abrigo, local de acasalamento e criação de filhotes para a fauna nativa.

Na fase de nucleação, devem ser usadas espécies com crescimento rápido, tanto pioneiras quanto não pioneiras. Podem ser usadas tanto mudas quanto propágulos ("sementes") das espécies escolhidas, dependendo das circunstâncias. O crescimento rápido das plantas semeadas ou transplantadas tem imediato efeito estético, pois logo elas começam a cobrir o solo antes exposto. A presença dessas plantas atrai insetos que, por sua vez, atraem pássaros, e assim, idealmente, instala-se um círculo virtuoso que conduz à restauração gradativa dos processos ecológicos essenciais na área.

O elenco de espécies a ser usado é, necessariamente, regional e baseia-se, como enfatizado anteriormente, no conhecimento taxonômico e ecológico. Neste aspecto, chama-se a atenção para que a equipe encarregada do projeto seja multidisciplinar, englobando profissionais que dominam os diversos segmentos da cadeia de eventos que é a recuperação. Ainda não existe uma lista com os nomes das espécies de uso potencial ou real para todo o país, embora isso seja altamente desejável. No entanto, a literatura registra um número considerável de espécies para uso em diversos ambientes do Cerrado. Sugere-se aqui a criação de um programa nacional, visando à identificação das espécies chaves para cada região e o detalhamento de seu uso sustentável. Apesar de escassos, a literatura registra alguns exemplos de sucesso nessa área.

A proposta aqui delineada para o uso sustentável de gramíneas nativas na recuperação de áreas degradadas, nas diversas regiões brasileiras, é amparada pela legislação, porém não é isenta de problemas. Dentre eles, um merece destaque especial: a notória dificuldade de se obter sementes e mudas em escala comercial. No entanto, esta dificuldade, ao invés de ser vista como uma barreira intransponível, deve, ao contrário, ser encarada como uma oportunidade para jovens empreendedores iniciarem a produção de mudas e sementes de nativas, obedecendo à legislação vigente e, aos poucos, ocupar esse nicho do agronegócio, pois ele abre uma janela para o uso legítimo e sustentável da nossa biodiversidade que é umas das metas claras estabelecidas no Decreto no. 4339, de 22 de agosto de 2002. Neste aspecto, técnicas inovadoras, tais como as de cultura de tecido, devem ser testadas, novos protocolos devem ser desenvolvidos e, se aprovados, devem ser utilizados para dinamizar processos e queimar etapas. A criatividade e a competitividade, características naturais do setor privado, merecem apoio e incentivo governamentais nas fases iniciais desse processo.

Alerta-se aqui para que microempresas da área acordem para essa possibilidade, antes que alguma multinacional do setor enxergue esse vazio no mercado e o preencha com a rapidez e eficiência que caracterizam as atividades invasoras e oportunistas. A teoria ecológica nos ensina que nichos vazios são rapidamente ocupados pela espécie ou pelas espécies que mais se adaptam a ele. É perfeitamente legítimo prenunciar que isso fatalmente ocorrerá

no Brasil, se a expertise nacional do setor não se mobilizar para enfrentar esses desafios. Parafraseando o rei D. João VI, que procurava incentivar seu filho, o príncipe herdeiro D. Pedro, a ocupar o trono do Brasil, é melhor que empresários nacionais ocupem esse segmento do mercado antes que “um aventureiro lance mão”.

Referências Bibliográficas

- Amaral, P. 2010. A importância da serrapilheira e das funções ecológicas desempenhadas pelos artrópodes. <http://conversadebiologo.blogspot.com.br/2010/06/importancia-da-serrapilheira-e-das.html>. (acesso em 21.4.2013).
- Alves, E.U., Andrade, L.A., Barros, H.H.A., Gonçalves, E.P., Alves, A.U., Gonçalves, G.S., Oliveira, L.S.B. & Cardoso, E.A. 2008. Substratos para testes de emergência de plântulas e vigor de sementes de *Erythrina velutina* Willd., Fabaceae. *Semina, Ciências Agrárias*, Londrina, PR, 29(1): 69-82.
- Araujo, R. 2009. Orquidário Terra da Luz. <http://orquidarioterradaluz.blogspot.com.br/2009/04/rupiculas-como-cultivar.html> (Acesso em 21.4.2013).
- Barbosa, L.M. 2011. Histórico das políticas públicas para a restauração de áreas degradadas no estado de São Paulo. *Cadernos da Mata Ciliar* 4: 6-10.
- Barbosa, L.M. 2007. A importância da Lista de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção no Estado de São Paulo na execução de políticas públicas. *In*: Mamede, M.C.H., Souza, V.C., Prado, J.; Barros, F., Wanderley, M.G.L & Rando, J.G. (orgs.) Livro vermelho das espécies vegetais ameaçadas do Estado de São Paulo, Instituto de Botânica, São Paulo, pp. 21-28.
- Bedendo, I.P. 1995. Damping off. *In*: Bergamin Filho, A.; Kmati, H.; Amorim, L. Manual de Fito patologia Volume I: Princípios e Conceitos. 3. Ed., São Paulo: Agronomica Ceres. 919p.
- Bilderback, T. 2000. Pine bark storage and handling. Raleigh: North Carolina State University, 2000. http://www.ces.ncsu.edu/depts/hort/nursery/substrates/storage_hand.htm. (Acesso em: 21.4.2013).
- Booman, J. 2000. Evolution of California substrates used in ornamental horticulture. *In*: Kämpf, A.N.; Fermino, M.H. (ed.). Substratos para plantas: a base da produção vegetal em recipientes. Porto Alegre: Genesis, pp. 23-42.
- Caldeira, M.V.W., Schumacher, M.V. & Tedesco, N. 2000. Crescimento de mudas de *Acacia mearnsii* em função de diferentes doses de vermicomposto. *Scientia Florestalis*, 57: 161-170.
- Cherobini, E.A.I. 2006. Avaliação da Qualidade de Sementes e Mudas de Espécies Florestais Nativas. Dissertação de Mestrado. Santa Maria, 115p.
- Felfili, J.M., Fagg, C.W. & Pinto, J.R.R.. 2005. Modelo Nativas no Bioma *stepping Stones* na formação de corredores ecológicos para recuperação de áreas degradadas no Cerrado. *In*: M.B.Arruda (org.). Gestão integrada de ecossistemas aplicada a corredores ecológicos. Brasília, Ibama, pp. 187-205.
- Filgueiras, T.S. 2012. Gramíneas (Poaceae) no centro-oeste do Brasil. *Heringeriana* 6(1): 47-48.
- Filgueiras, T.S. & Fagg, C.W. 2008. Gramíneas nativas para recuperação de áreas degradadas no Cerrado. *In*: J.M.Felfili, J.C. Sampaio & C.R. M. A. Correia (orgs.). Bases para a recuperação de áreas degradadas na Bacia do São Francisco. Centro de Referência em Recuperação e Áreas Degradadas. Brasília, pp. 85-107.

- Filgueiras, T.S., Longhi-Wagner, H.M., Viana, P.L., Zanin, A., Guglieri, A., Oliveira, R.C. de, Canto-Dorow, T.S., Shirasuna, R.T., Valls, J.F.M., Oliveira R.P., Rodrigues, R.S., Santos-Gonçalves, A.P., Welker, C.A.D. 2012. *Poaceae* in Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/FB000193> (Acesso em 3.10.2012).
- Fonteno, W.C. 1996. Growing media: types and physical/chemical properties. In: Reed, D.W. (ed.) A Growers Guide to Water, Media, and Nutrition for Greenhouse Crops. Batavia: Ball, pp. 93-122.
- Freitas Rosa, M., Bezerra, F.C., Correia, D., Santos, F.J.S., Abreu, F.A.P., Furtado, A.A.L., Brígido, A.K.L. & Norões, E.R.V. 2002. Utilização da fibra de coco como substrato agrícola. Documentos 52. EMBRAPA, Fortaleza, CE, 24p.
- Gonçalves, A.L. 1995. Substratos para produção de mudas de plantas ornamentais. In: Minami, K. (ed.). Produção de mudas de alta qualidade em horticultura. São Paulo: T.A. Queiroz, 128p.
- Grigoletti Junior, A., Auer, C.G., Santos, 2001. A.F. Estratégias de Manejo de Doenças em Viveiros Florestais. Circular Técnica. Colombo, Junho.
- Kämpf, A. N. 2000. Substrato. In: Kämpf, A. N. (coord.) Produção comercial de plantas ornamentais. Guaíba: Agropecuária, 254p.
- Klein, V. A., Camara, R. K., Simon, M. A., Dias, S. T. 2002. Casca de arroz carbonizada como condicionador de substrato. In: Furlani, A. M. C. Caracterização, manejo e qualidade de substrato para produção de plantas. Campinas: Instituto Agrônomo, Documentos IAC 70, 95p.
- Krugner, T.L. 1977 Controle de Doenças Fúngicas em Viveiros de *Eucalyptus* e *Pinus*. Circular Técnica IPEF nº26.
- Lino, C.F. (org.) 2012. Anuário Mata Atlântica 2012. Panorama do cumprimento das metas de Aichi, CDB 2020 na Mata Atlântica. Avanços, oportunidades e desafios. Membros do CN-RBMA-Membros dos Colegiados Regionais, Membros dos Comitês e Sub-comitês Estaduais, 84p.
- Lovatto, P.B., Goetze, M. & Thomé, G.C.H. 2004. Efeito de extratos de plantas silvestres da família Solanaceae sobre o controle de *Brevicoryne brassicae* em couve (*Brassica oleracea* var. *acephala*). Ciência Rural, Santa Maria, 34(4): 971-978.
- Macedo, A.C. 1993. Produção de Mudas em Viveiros Florestais: espécies nativas / A. C. Macedo. São Paulo: Fundação Florestal.
- Mafia, R.G., Alfenas, A.C. & Resende Junior, M.F.R. 2007. Tombamento de Mudas de Espécies Florestais Causado por *Sclerotium rolfsii* Sacc Revista Árvore, Viçosa-MG, 31(4): 629-634.
- Martinez, S.S. & Meneguín, A.M. 2003. Redução da oviposição e sobrevivência de ovos de *Leucoptera coffella* causadas pelo óleo emulsionável de nin. Manejo Integrado de Plagas y Agroecología, Costa Rica, 67: 58-62.
- McNeely, J.A. & Scherr, S.J. 2009. Ecoagricultura: alimentação do mundo e biodiversidade. São Paulo: Senac, 459p.
- Planalto, Presidência da República do Brasil (Casa Civil, Subchefia para Assuntos Jurídicos). 2012. Decreto No. 4.339, de 22 de agosto de 2002. (Institui princípios e diretrizes para a implantação da Política Nacional da Biodiversidade) http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/D4339.htm (Acesso em 05.07.2012).
- Potter, M. J. 2001. Vermiculite. U. S. Geological Survey, Minerals Yearbook, pp. 82.1-82.3.

- Raunkiaer, C. 1934. The life forms of plants and statistical geography. Claredon Press, Oxford.
- Silva, J.G. & Perelló, L.F.C., 2010. Conservação de espécies ameaçadas do Rio Grande do Sul através de seu uso no paisagismo. Sociedade Brasileira de Arborização Urbana REVSBAU, SP, Piracicaba 5(4): 1-21.
- Röber, R. 2000. Substratos hortícolas: possibilidades e limites de sua composição e uso; exemplos da pesquisa, da indústria e do consumo. In: Kämpf, A.N.; Fermino, M.H. (ed.). Substratos para plantas: a base da produção vegetal em recipientes. Porto Alegre: Genesis, pp. 209-215.
- Santos, A.F. *et al.*. 2007. Circular Técnica Embrapa nº146: Manejo Fitossanitário em Viveiros de Palmeiras para Palmito. Colombo, PR, Novembro.
- São Paulo, Resolução SMA 08 de Janeiro 2008. Altera e amplia as Resoluções SMA 21 de novembro de 2001, SMA 47 de 26 de novembro 2003 e SMA 08 de março de 2007. Fixa orientações para reflorestamentos heterogêneos de áreas degradadas e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo. www.ibot.sp.gov.br
- Tabajara, S.M. & Colônia, E.J. 1986. Casca de arroz e meio ambiente. Revista Lavoura Arrozeira, Porto Alegre, 39(369): 10-12.
- Ugarte, J.F.O., Sampaio, J.A. & França, S.C.A. 2005. Vermiculita, cap. 32. Centro de Tecnologia Mineral (CETEM), Coordenação de Processos Minerais (COPM), Ministério da Ciência e Tecnologia, Rio de Janeiro, pp. 677-698.

Bibliografia Recomendada

- Brasil. 1992. Ministério da Agricultura. Regras para Análise de Sementes. Brasília : SMAD/SLAV. 365p.
- Carpanezzi, A.A. 2000. Produção de Mudanças de Espécies Nativas por Sementes e a Implantação de Povoamentos. In: Reflorestamento de Propriedades Rurais. Brasília.2000. p.19 – 55.
- Carvalho, P.E.R. 2000. Produção de Mudanças de Espécies Nativas por Sementes e a Implantação de Povoamentos. In: Reflorestamento de Propriedades Rurais. Brasília.2000. p.19 – 55.
- Companhia de Saneamento do Paraná. 2006. Manual Técnico de Produção de Mudanças Florestais nos Viveiros da SANEPAR. Curitiba.
- Figliolia, M.B. & Aguiar, I.B. 1993. Colheita de Sementes. In: Sementes Florestais Tropicais.. Brasília – ABRATES, p.275-302.
- Fowler, J.A.P. 2000. Superação de Dormência e Armazenamento de Sementes de Espécies Florestais. In: Reflorestamento de Propriedades Rurais. Brasília, p.77-100.
- Gonçalves, J.L.M, Santarelli, E.G.; Moraes Neto, S.P & Manar, M.P. 2000. Produção de mudas de espécies nativas: substrato, nutrição, sombreamento e fertilização. In: Nutrição e Fertilização Florestal. Piracicaba. IPEF, p.309-350.
- Mafia, R.G., Alfenas, A.C. & Resende Júnior, M.F.R. 2007. Tombamento de Mudanças de Espécies Florestais Causado por *Sclerotium rolfsii* Sacc Revista Árvore, Viçosa-MG, 31(4): 629-634.
- Rede de Sementes do Cerrado. 2011. Viveiros florestais: projeto, instalação, manejo e comercialização. Brasília.
- Santos, A.F. *et al.*. 2007. Circular Técnica Embrapa nº146: Manejo Fitossanitário em Viveiros de Palmeiras para Palmito. Colombo, PR, Novembro.

- Silva, A., Figliolia, M.B. & Aguiar, I.B. 2000. Secagem Extração e Beneficiamento de Sementes. In: Sementes Florestais Tropicais. Brasília. 2000. p.303-331.
- Sturion, J.A & Antunes, J.B.M. 2000. Produção de Mudanças Florestais; In: Reflorestamento de Propriedades Rurais. Brasília. p. 125-150.
- Tomé Jr., J.B. 1997. Manual para Interpretação de Análise de Solo. Guaíba. RS. 1997. 247p.
- Villella, A.L.A.; Valarini, G.A. 2009. Consórcio PCJ: Manual Informativo para Produção de Mudanças em Viveiros Florestais. Americana.
- Yamazoe, G.& Vilas Bôas, O. 2003. Manual de Pequenos Viveiros Florestais. São Paulo: Páginas e Letras Editora e Gráfica, 120p.

A CRISE DA ÁGUA E A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE EM RESERVATÓRIOS

*Denise de Campos Bicudo*¹

*Célia Leite Sant'Anna*²

*Andréa Tucci*³

*Carlos Eduardo de Mattos Bicudo*⁴

*Carla Ferragut*⁵

1. Introdução

Os ecossistemas aquáticos continentais são fundamentais para a sociedade humana e um dos grandes desafios para o homem. É um desafio, atualmente, conseguir o equilíbrio entre os múltiplos usos e a conservação da qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos, a fim de garantir a manutenção da diversidade de espécies. O homem é amplamente dependente dos ecossistemas aquáticos continentais, pois estes são usados para os mais diversos fins como, por exemplo, abastecimento, irrigação, geração de energia, indústria, transporte, lazer, aquicultura e pesca. Todas estas atividades implicam em maior ou menor impacto nos ecossistemas, porque alteram o fluxo dos rios e/ou os pulsos de inundação; além disso, também em mudança no uso e na ocupação do solo, acarretando alterações na bacia hidrográfica como um todo. Esses impactos são amplificados frente às mudanças climáticas, as quais somam e interagem com os impactos ambientais causados pela atividade do homem.

É importante notar também que toda vez em que se fala em biodiversidade referimos-nos, fundamentalmente, aos ambientes terrestres, pois são os que vêm sendo estudados há mais tempo e possuem maior visibilidade. Agrava-se a situação quando se usa o viés antropocêntrico, isto é, quando se coloca o homem como centro do universo e se abordam os aspectos que mais diretamente os atingem e que são o agrícola e o da silvicultura. Interessante é notar que só muito raramente é referida a perda da biodiversidade nos ambientes aquáticos e, quando se faz, fala-se de peixes, porém, jamais dos organismos de tamanhos microscópicos que habitam as águas e constituem a base da propalada cadeia alimentar.

1 Instituto de Botânica, Núcleo de Pesquisa em Ecologia, São Paulo, SP e-mail: dbicudo@terra.com.br

2 Instituto de Botânica, Núcleo de Pesquisa em Ficologia, São Paulo, SP e-mail: elialsant@yahoo.com.br

3 Instituto de Botânica, Núcleo de Pesquisa em Ficologia, São Paulo, SP e-mail: atuccic@ig.com.br

4 Instituto de Botânica, Núcleo de Pesquisa em Ecologia, São Paulo, SP e-mail: cbicudo@terra.com.br

5 Instituto de Botânica, Núcleo de Pesquisa em Ecologia, São Paulo, SP e-mail: carlaferragut@yahoo.com.br



Figura 1 - Detalhe da quantidade de cianobactérias em floração no Lago das Garças.

O curso “A crise da água e a conservação da biodiversidade em reservatórios” terá como objetivo apresentar e discutir alguns dos principais problemas ambientais que afetam os reservatórios tropicais e os serviços que eles oferecem à sociedade humana. Neste sentido, abordará seis tópicos de nossa atualidade que apontam para a diminuição da biodiversidade nas águas, com especial ênfase aos reservatórios do estado de São Paulo.

Os tópicos são os seguintes:

2. Século XXI: A Crise da Água Doce no Planeta

Os últimos 50 anos testemunharam uma dramática degradação do capital natural da Terra em consequência dos padrões históricos da utilização dos recursos ambientais. A escassez da água, hoje reconhecida como um problema globalmente significativo, é relativamente recente e que vem se desenvolvendo ao longo das últimas quatro décadas. Em nível global, apesar de uma quantidade substancial de água doce renovável no planeta (ca. 30.000 km³) ser acessível ao homem, que utiliza pouco mais do que 10% deste recurso, tal quantidade está distribuída de forma bastante heterogênea. É bem mais preocupante, contudo, a pressão antropogênica exercida sobre esse recurso, que cresce a passos alarmantes. No século XX, enquanto a população da Terra aumentou quatro vezes, o uso da água aumentou 7,7 vezes. Como tendência geral, o consumo de água aumenta de acordo com a urbanização e a renda da população. A previsão para 2025 é de que mais de três bilhões de pessoas possam viver em países sob estresse hídrico e que 14 países possam passar da situação de estresse para a de escassez. Diante deste cenário de crise, entende-se porque a ONU (Organização das Nações Unidas) escolheu o período de 2005 a 2015 como a Década Internacional da Água. É fundamental salientar que a água que hoje utilizamos é a mesma que existe há ca. 4,6 bilhões de anos no planeta. Além disto, esta substância única não pode ser substituída nem produzida pelo homem. Assim, como esse recurso é finito, porém, continuamente renovado pelo ciclo hidrológico, a concepção de abundância de água doce no planeta é falsa, pois esta constitui somente 3% de toda a água existente e apenas 1% da água doce é um recurso prontamente utilizável pelos homens e outros seres vivos, o que representa 0,007% de toda água do planeta. Apesar do Brasil se destacar pela grande descarga de água doce dos rios em seu território (vazão média anual de 179 mil m³ s⁻¹), o que corresponde a aproximadamente 12% da água superficial do planeta (1,5 milhão m³ s⁻¹), este cenário de boa disponibilidade mascara importantes diferenças locais e regionais, subestimando situações críticas a muito críticas em regiões de baixo regime pluviométrico ou de elevada densidade demográfica, como é o caso da Reserva da Biosfera do Cinturão

Verde da Cidade de São Paulo (RBCV). A RBCV está localizada na divisão hidrográfica Paraná que, em termos da relação demanda/disponibilidade hídrica, é classificada como confortável segundo o Plano Nacional de Recursos Hídricos do Ministério do Meio Ambiente. Todavia, particularmente na Bacia do Alto Tietê (BAT), situa-se um dos maiores aglomerados urbanos do mundo, a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Consequentemente, a BAT apresenta um dos quadros mais críticos do Brasil no que diz respeito à garantia de água em quantidade e de qualidade para o abastecimento de sua população. Serão abordados na aula aspectos críticos relacionados à escassez da água doce em âmbito mundial, convergindo para o Brasil e, mais especificamente, para a Bacia do Alto Tietê, por ser emblemática nesse cenário de crise da água. A escassez da água envolve aspectos quantitativos e qualitativos e, entre os últimos, será destacado o problema da eutrofização que ameaça as águas em âmbito global. Certamente, o grande desafio para o século XXI será gerenciar a água doce para equilibrar as demandas dos homens e dos ecossistemas, de maneira que os últimos possam continuar a prestar outros serviços essenciais ao bem-estar humano. Segundo especialistas, o *Planeta Água está passando sede*.

3. Cianobactérias, Eutrofização e Biodiversidade

Os despejos de esgotos domésticos e industriais, as atividades agrícolas e o desmatamento são as principais causas da eutrofização no mundo moderno. A água, fonte de vida, torna-se inadequada ao consumo humano, à piscicultura e ao lazer da população. O primeiro alerta sobre esse problema é o aumento desordenado e excessivo de células de cianobactérias, caracterizando as chamadas 'florações' que, na maioria das vezes, são tóxicas para o homem, outros mamíferos, aves e peixes. Tais florações não só promovem total desequilíbrio ambiental, incluindo mortandade de peixes e outros animais e perda da biodiversidade, como também conferem gosto, odor e aumento da toxicidade da água, podendo inviabilizar seus diversos usos, principalmente o de abastecimento público. As florações de cianobactérias tóxicas foram os agentes causadores da morte de dezenas de pessoas no nordeste do Brasil, levando o Ministério da Saúde a criar legislação específica (**Portaria 2.914**) para o controle desses organismos. Posteriormente, o Ministério do Meio Ambiente passou também a exigir o monitoramento das cianobactérias e de suas toxinas (**CONAMA 357**). É importante ressaltar que as 'florações' de cianobactérias são consequência da perversa e, muitas vezes, irresponsável ação antropogênica sobre os mais variados sistemas aquáticos. Pode-se concluir, portanto, que o agente desencadeador dos desequilíbrios ambientais e de problemas de saúde pública é a eutrofização e é esse o ponto fundamental que precisa ser controlado agora, pois disso depende a qualidade da água que deixaremos para as gerações futuras.

4. Tanque-rede em Reservatórios: Qualidade da Água e Manutenção da Biodiversidade

Até o final da década passada, a piscicultura era praticada quase que exclusivamente em viveiros escavados e em pequenas represas. No final da última década, a atividade aquícola cresceu 31% no Brasil, sendo a maior parcela dessa produção oriunda da aquicultura continental (394 mil toneladas em 2010) e na qual se destaca a piscicultura com 82% da produção total nacional. Este crescimento é devido, principalmente, às concessões de áreas nos parques aquícolas dos grandes reservatórios e à expansão de empreendimentos que utilizam tanques-rede para produção de tilápia em reservatórios nas regiões sudeste e nordeste do país. A criação de peixes em tanques-rede é uma modalidade de criação intensiva, que exige constante renovação da água para a dispersão dos resíduos dos peixes no ambiente.

Estes resíduos aumentam, principalmente, as concentrações de nitrogênio e fósforo na água, promovendo o processo de eutrofização artificial que, por sua vez, promove a deterioração da qualidade da água, ocasionando profundas modificações na estrutura das comunidades aquáticas. Assim, diante do acentuado crescimento da piscicultura em tanques-rede no Brasil e do fato desta ser uma atividade potencialmente causadora de impacto ambiental, estudos com objetivo de analisar impactos econômicos, sociais e sobretudo ambientais relacionados a esta atividade tornam-se absolutamente necessários.

5. Mudanças Climáticas e Perda de Biodiversidade

Mudanças climáticas são hoje uma realidade global insofismável. O clima está mudando e a velocidade dessa mudança já é alarmante. Calcula-se que a temperatura em boa parte da Europa deverá aumentar 3-5°C na primeira metade do século XXI, afirmando-se que o aquecimento vem sendo cada vez mais rápido do que no século passado. Muito se tem escrito sobre Mudanças Climáticas Globais na agricultura, na geração de energia elétrica e nos mares e oceanos. Pouco ou quase nada, porém, se escreveu sobre as águas continentais superficiais ou subterrâneas. O único documento existente foi preparado pelo Grupo de Recursos Hídricos da Academia Brasileira de Ciências, intitulado “Recursos hídricos: estudos estratégicos”, coordenado pelo Dr. José G. Tundisi e entregue na ABC em outubro de 2011. Neste documento, no capítulo “Água e mudanças climáticas”, foram abordadas as atividades humanas de desmatamento, uso e ocupação do solo sem planejamento e urbanização intensa, as quais são desenvolvidas ao longo das bacias hidrográficas e contribuem para aumentar a vulnerabilidade das biotas terrestre e aquática e das populações humanas. Ressalta, ainda, entre os resultados altamente preocupantes, a intensificação dos efeitos da eutrofização. Dezesesseis anos de amostragem mensal ininterrupta no Lago das Garças comprovou o estabelecimento de mecanismos de retroalimentação química e biológica bem mais intensos do que os registrados para outras regiões do globo, graças às temperaturas mais propícias à estabilidade da água e à manutenção das florações de cianobactérias ao longo do ano. A intensificação do processo de eutrofização leva ao favorecimento de alguns grupos de algas (euglenóides e cianobactérias) em detrimento de outros e o crescimento excessivo dessas algas pode reduzir a transparência que, por sua vez, restringe a manutenção das macrófitas aquáticas submersas e leva, conseqüentemente, à perda de habitats. Durante os 16 anos de estudo mensal ininterrupto do Lago das Garças viu-se que as 36 espécies de Cyanobacteria identificadas em 1997 (25 Chroococcales, 8 Oscillatoriales e 3 Nostocales) reduziram-se, bruscamente, entre dezembro 2003 e outubro 2008 a quatro (*Planktothrix agardhii*, *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis panniformis* e *Cylindrospermopsis raciborskii*). Finalmente, **espécies endêmicas** são constituídas por organismos bastante adaptados a estreitos espectros de variação das condições climáticas e qualquer modificação nessas condições pode ocasionar dano à presença desses organismos e até sua completa extinção.

6. Microalgas como Indicadoras da Qualidade da Água

As algas perifíticas (aderidas a substratos) e as planctônicas (flutuantes) são importantes organismos para investigação do estado ecológico dos ecossistemas aquáticos, pois possuem características que as tornam ideais para a bioindicação. De modo geral, as algas respondem prontamente às mudanças ambientais devido ao curto ciclo de vida que permite respostas rápidas a qualquer alteração ambiental, além da elevada riqueza de espécies que pode gerar grande quantidade de informação. As algas podem, portanto, integrar características físicas e químicas da água em curto intervalo de tempo. Além disso, as algas perifíticas não podem, por possuírem modo de vida sésil, migrar em condições adversas e, ainda, são

espacialmente compactas, o que facilita sua amostragem. As algas estão entre os indicadores biológicos mais bem estudados e confiáveis desde a aplicação do sistema sapróbio até as mais recentes métricas, tais como a aplicação de propriedades funcionais dos organismos e as adaptações morfológicas. Nesse sentido, esta parte do curso abordará as principais ferramentas usadas na determinação das algas ou guildas bioindicadoras da qualidade da água (sistemas de classificação, índices bióticos e análises matemáticas multivariadas). Outro aspecto abordado serão os desafios da aplicação das algas na avaliação do estado ecológico de lagos e reservatórios e na identificação precoce do processo de eutrofização. Finalmente, pretende-se mostrar a importância da inclusão da comunidade de algas perifíticas no monitoramento e no diagnóstico da qualidade da água.

7. Paleolimnologia: Nova Ferramenta para o Gerenciamento de Ecossistemas Aquáticos

A compreensão da trajetória passada e da variabilidade natural dos ecossistemas aquáticos é fundamental para gerar linhas de base (de referência) e implantar estratégias de recuperação e gerenciamento ambiental, especialmente em sistemas que possuem alto valor ecológico e importância econômica, como é o caso dos reservatórios destinados ao abastecimento público. Neste sentido, algumas perguntas são relevantes e nos remetem para a necessidade de uma perspectiva histórica sobre o ecossistema. *Como eram as condições de referência antes do impacto antropogênico? Qual é a amplitude da variabilidade natural do sistema? As condições ambientais têm mudado? Quando? Como? Por quê?* Para responder essas questões, os estudos de longa duração são essenciais, porém, são muito raros e usualmente iniciados após a detecção do impacto ambiental. Desta forma, um problema comum para o gerenciamento da qualidade da água é a ausência de dados que forneçam informação sobre as condições pristinas (ou do “nível de base”) do ecossistema. O estudo dos sedimentos de ambientes aquáticos (*Paleolimnologia*) vem suprir essa lacuna, uma vez que os sedimentos constituem verdadeiros arquivos de informação de natureza biológica, física e química, além de suas camadas estarem sequencialmente acumuladas no tempo, funcionando como pontos de convergência das diferentes atividades desenvolvidas na bacia hidrográfica tanto no espaço quanto no tempo. Deste modo, os sedimentos são, sabidamente, acumuladores de informações, podendo ser considerados como a memória da bacia de drenagem na qual estão inseridos. A paleolimnologia vem sendo considerada, portanto, uma ferramenta robusta para a compreensão de como os lagos/represas e as bacias de drenagem a estes associadas respondem a diversos tipos de alterações ambientais, incluindo mudanças climáticas, enriquecimento nutricional e poluição por contaminantes, entre outros. Além disso, a reconstrução das alterações ambientais é fundamental para obter valores de referência, considerando que, praticamente em todo o mundo, o registro sedimentar pode ser a única possibilidade de avaliação das condições pré-impacto, visto que a maioria dos ecossistemas não apresenta características pristinas. Será apresentado o estudo de caso da represa Guarapiranga (91 anos de reconstrução ambiental), ilustrando o problema multifacetado da eutrofização.

8. Considerações Finais

O avanço do conhecimento científico é fundamental e absolutamente necessário para mudar o cenário mundial atual da crise da água. Existem no Instituto de Botânica de São Paulo várias linhas de pesquisa já realizadas e outras em desenvolvimento, voltadas para melhorar a qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos continentais, tais como:

- **Biodiversidade de algas (plâncton e perifíton):** identificar as espécies, variedades e formas taxonômicas das algas do plâncton, do perifíton e dos sedimentos de reservatórios do estado de São Paulo para servir de fundamento indispensável para realização de estudos ecológicos.
- **Ecologia de populações e comunidades de algas (plâncton e perifíton):** relacionar as espécies de algas com as características físicas e químicas dos diferentes ambientes, para compreender os fatores que controlam a distribuição das algas nesses ambientes do estado de São Paulo.
- **Bioindicação:** utilizar as algas que habitam o plâncton, o perifíton e, principalmente, as diatomáceas de sedimentos lacustres para identificar com antecipação o processo da eutrofização e de sua evolução histórica.
- **Ecologia de reservatórios, monitoramento ambiental e eutrofização:** avaliar e caracterizar os padrões de variação das características ambientais dos reservatórios em escala espacial e temporal, bem como identificar e quantificar os fatores que causam ou intensificam a eutrofização. No último caso, os estudos de longa duração (que se desenvolvem ao longo de vários anos ou décadas sem interrupção) ocupados do monitoramento da água ou de depósitos sedimentares são de extremo valor por permitirem compreender o histórico e a evolução dos processos, principalmente, daqueles relacionados com a eutrofização.

As pesquisas acima mencionadas permitem o desenvolvimento de políticas de conservação e recuperação de ambientes aquáticos no estado de São Paulo e afora, mormente dos reservatórios utilizados para o abastecimento da população. Mas, ainda mais importante é o uso dos resultados de tais pesquisas na identificação precoce da eutrofização levando, conseqüentemente, a uma menor exposição da comunidade usuária da água, dos poderes governamentais e a uma minimização dos custos da recuperação da qualidade ecológica da água.

Finalizará o curso a mesa redonda intitulada “Os conflitos do uso da água e os desafios para recuperação dos ecossistemas aquáticos”, composta por um coordenador e três apresentadores.

RESPOSTAS DE PLANTAS ÀS MUDANÇAS CLIMÁTICAS GLOBAIS

Marília Gaspar¹
Silvia Ribeiro de Souza²
Regina Maria de Moraes²

Os processos atmosféricos e suas interações com os componentes do meio ambiente definem o sistema climático, o qual está intimamente ligado com a radiação solar que chega ao planeta, em que parte é refletida de volta ao espaço e parte é absorvida pelos oceanos e pela superfície da Terra, promovendo seu aquecimento (Brasseur *et al.*, 1999). Uma parcela dessa energia irradiada de volta ao espaço é bloqueada pela presença de gases de efeito estufa (GEE) que, apesar de deixarem passar a energia oriunda do Sol (baixo comprimento de onda), bloqueiam a radiação infravermelha (alto comprimento de onda) incidente, o que é favorável para a manutenção da temperatura do planeta e a conservação da vida na Terra (Marengo, 2006).

De fato, é a presença desses gases na atmosfera que torna a Terra habitável, pois, caso não existissem naturalmente, a temperatura média do planeta poderia alcançar valores menores que 18°C negativos (Brasseur *et al.*, 1999). O balanço de energia entre a superfície e a atmosfera mantém as atuais condições, que proporcionam uma temperatura média global, próxima à superfície, de 14°C (IPCC, 2001). Contudo, se o balanço de energia for alterado podem ocorrer mudanças no clima, que refletem diretamente na temperatura global.

Um dos fatores potencialmente conhecido em promover alterações climáticas é a intensa atividade antrópica, surgida com a era industrial, que tem elevado os níveis de GEE na atmosfera, os quais alteram o balanço de entrada e saída de radiação solar do planeta, tendendo ao aquecimento da superfície da terra (Sienfeld e Pandis 1998). Dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxidos de nitrogênio (NO e NO₂), ozônio (O₃), entre outros, são considerados os principais gases-traço que afetam diretamente o balanço da radiação solar (Baird, 2003). Do início da Revolução Industrial (por volta de 1750) até 2010, as concentrações de CO₂, CH₄ e NO₂ aumentaram 39, 158 e 18%, respectivamente (EPA, 2013). No mesmo período as concentrações de O₃ aumentaram aproximadamente 36% (IPCC, 2001). Previsões mais pessimistas estimam um aumento de 35% nas emissões de GEE até 2030 (IPCC, 2007). Estima-se que, se a taxa de aumento desses gases permanecer nos patamares atuais, as temperaturas médias globais subirão 0,3°C por década, de modo que o aquecimento global estaria compreendido na faixa de 1,0 a 3,5°C até o ano de 2100 (IPCC, 2007).

O CO₂, mais abundante dos GEE, é emitido como resultado de inúmeras atividades antrópicas como, por exemplo, uso de combustíveis fósseis (petróleo, carvão e gás natural) e mudança no uso da terra (desmatamento e queimadas). Os países desenvolvidos são os principais

1 Núcleo de Pesquisa em Fisiologia e Bioquímica, Instituto de Botânica, São Paulo gaspar.marilia@gmail.com

2 Núcleo de Pesquisa em Ecologia, Instituto de Botânica, São Paulo

emissores de CO_2 na atmosfera, no entanto, nos países em desenvolvimento as transformações no uso do solo são um dos principais fatores associados à mudança climática. O desmatamento da Amazônia, por exemplo, é a principal razão que leva o Brasil a ser considerado o 4º maior emissor de CO_2 para a atmosfera (INCT-Mudanças Climáticas, 2010). As projeções de aumento de CO_2 apresentadas pelo IPCC indicam, se for adotado um cenário de baixas emissões, concentrações em torno de 550 ppm de CO_2 no ano 2100, ou seja, um aumento de 40% em relação à concentração medida na atmosfera atual, de cerca de 395 ppm. Entretanto, no cenário de altas emissões, a concentração de CO_2 poderá atingir 1135 ppm (IPCC, 2007).

O aumento gradativo de CO_2 na atmosfera tem provocado o chamado “efeito fertilizante” (Vorne *et al.*, 2002). A maioria das plantas responde de maneira favorável ao aumento de CO_2 , através do aumento das taxas fotossintéticas que podem levar ao incremento das concentrações foliares de carboidratos e, conseqüentemente, a um aumento de biomassa. Outras respostas ao elevado CO_2 incluem fechamento estomático e diminuição do número de estômatos, maior eficiência no uso da água, e modificações anatômicas, morfológicas e de arquitetura, como aumento da área foliar e do número de folhas por planta e alterações no padrão de ramificação dos diferentes órgãos (Souza *et al.*, 2008). Também tem sido observado aumento da resistência a injúrias ou infecções por patógenos em plantas cultivadas em alto CO_2 , relacionado, possivelmente, à síntese aumentada de metabólitos secundários e aumento da capacidade antioxidante (Souza *et al.*, 2008).

Depois do CO_2 , o metano CH_4 é o GEE de maior efeito no aquecimento global, apresentando um potencial de aquecimento 60 vezes maior que o CO_2 , devido à alta capacidade de absorção da radiação infravermelha, e por ser precursor de outros GEE, como o ozônio, vapor de água e o próprio CO_2 (INCT-Mudanças Climáticas, 2010). Sua fonte pode ser de origem antrópica e biogênica, sendo produzido pela decomposição da matéria orgânica e produzido geralmente em aterros sanitários, lixões e reservatórios de hidrelétricas e também na criação de gado e cultivo de arroz (Baird, 2003). De acordo com Sienfeld & Pandis (1998), a concentração de CH_4 vem aumentando à razão aproximada de 1% ao ano – duas vezes mais depressa que a de CO_2 .

Os óxidos de nitrogênio (NO_x) cujas emissões resultam, entre outros, do tratamento de dejetos animais, do uso de fertilizantes, da queima de combustíveis fósseis e de alguns processos industriais, possuem um poder de aquecimento global muitas vezes maior que o CO_2 , pois atuam indiretamente, promovendo o consumo da camada do ozônio estratosférico que protege a superfície da terra e, conseqüentemente, elevando a incidência da radiação UV (Skiba *et al.*, 2012).

O NO, além de seu papel como poluente atmosférico, tem sido descrito como molécula de sinalização endógena, envolvida na regulação de diversos processos fisiológicos em plantas e recentemente reconhecida como um novo hormônio vegetal (Shapiro, 2005). Tratamentos com baixas concentrações de NO gasoso ($200 \text{ nL} \cdot \text{L}^{-1}$) induziram o aumento das taxas fotossintéticas e acúmulo de biomassa em plantas. Também foi observado um incremento nas concentrações de açúcares, proteínas e antioxidantes, sugerindo um efeito deste poluente na produtividade e na qualidade dos vegetais (Jin *et al.*, 2009). Além disso, tem sido demonstrado que o NO exerce um papel crucial na proteção das plantas contra diferentes estresses bióticos (Delledonne, 2005) e abióticos (Beligni & Lamattina, 2001).

O ozônio, embora benéfico na estratosfera, é extremamente danoso na troposfera, sendo tóxico para os seres vivos, promovendo também aumento da temperatura terrestre (Grünhage *et al.*, 2003). Este poluente atmosférico é formado por reações químicas na atmosfera, a partir de precursores como os compostos orgânicos voláteis e óxidos de nitrogênio, na presença da luz solar (Carter, 2005). Modelo apresentado por Shindell e colaboradores (2006) indica que o O_3 troposférico pode ter contribuído para um aumento de cerca de $0,3^\circ\text{C}$ na temperatura média anual das regiões árticas.

O ozônio tem alto poder oxidativo e, por isso, é muito tóxico às plantas, podendo causar danos consideráveis às espécies vegetais nativas e culturas agrícolas (Krupa & Manning, 1998; Grünhage *et al.*, 2003; Orendovici *et al.*, 2003). Entre os efeitos danosos causados às plantas, incluem-se sintomas foliares em espécies sensíveis, redução da fotossíntese e da produção de fotoassimilados, a aceleração da senescência, bem como aumento das espécies reativas de oxigênio, culminado no estresse oxidativo (Meyer *et al.*, 2000; Oksanen *et al.*, 2005).

Os níveis de O_3 crescem em paralelo ao aumento de CO_2 , o que torna premente considerar os efeitos combinados de CO_2 e O_3 na vegetação (Karnosky *et al.*, 2003a). Há evidências de que o elevado CO_2 pode proteger a planta pela redução do fluxo de poluentes nas folhas, como consequência do fechamento estomático, ou por aumentar os substratos de detoxificação. Por outro lado, o CO_2 pode elevar os danos causados pelo O_3 por diminuir a tolerância das plantas ao estresse oxidativo (Kainulainen *et al.*, 2003). Embora não haja ainda um consenso sobre o efeito combinado desses dois poluentes, a maioria dos estudos, principalmente os que utilizam as tecnologias mais avançadas disponíveis, como a fumigação conjunta de CO_2 e O_3 ao ar livre, tem mostrado que o O_3 anula o efeito fertilizante do CO_2 , não sendo verificados os ganhos em crescimento obtidos quando a espécie vegetal é exposta exclusivamente ao aumento do CO_2 (Karnosky *et al.*, 2003b; 2005).

É importante entender os efeitos dos GEE nas interações planta-planta, pois espécies isoladas tendem a mostrar respostas diferentes quando comparadas com plantas crescidas em situação de competição (Bazzaz *et al.*, 1995). Há poucos estudos dedicados à interação competitiva entre árvores, e os efeitos do aumento do CO_2 atmosférico na competição entre espécies provêm, sobretudo, de estudos com plantas herbáceas. A maioria dos estudos demonstrou que espécies de fotossíntese C_3 possuem vantagem competitiva sobre espécies do tipo C_4 em condições de atmosfera enriquecida com CO_2 , embora esta resposta dependa também do ecossistema em estudo. Em sistema estuarino, o elevado CO_2 alterou a composição de espécies e produção de biomassa a favor das espécies C_3 , enquanto em regiões áridas de pradaria, espécies C_4 dominantes foram favorecidas em detrimento de espécies C_3 (Ward & Strain, 1999). Alterações na produção de compostos secundários e carboidratos e na relação C:N dos tecidos vegetais podem alterar a predação por herbivoria e a infecção por patógenos. Relações simbióticas entre plantas e fungos micorrízicos e bactérias fixadoras de nitrogênio podem ser acentuadas em alto CO_2 . Como consequência, o aumento da colonização por micorrizas pode aumentar o aporte de nutrientes para a planta, contribuindo para o aumento nas concentrações de N foliar. Outros estudos, entretanto, verificaram queda nas concentrações foliares de nitrogênio, como efeito indireto do maior suprimento de carbono. Com isso são reduzidas também a síntese da enzima ribulose bifosfato carboxilase-oxigenase (Rubisco) e a qualidade nutricional da folha verde e da serrapilheira (King *et al.*, 2001). Essas alterações nas concentrações de elementos atingem processos como a decomposição da serrapilheira, pois a comunidade detritívora passa a ter à sua disposição um recurso com menor valor nutricional (Lindroth *et al.*, 2001), retardando a ciclagem de nutrientes minerais.

Além desses efeitos diretos dos GEE, efeitos indiretos causados pelo aumento das temperaturas e redução da precipitação devem alterar a distribuição das espécies vegetais. Muito se tem discutido sobre qual seria a capacidade das espécies em se aclimatar ou adaptar às mudanças previstas. Embora varie com a espécie, a aclimação é viável se as alterações climáticas não forem muito intensas, pois as espécies são conservativas e respondem às alterações migrando. Segundo uma meta-análise baseada em 866 trabalhos científicos que documentam os impactos das mudanças climáticas sobre as espécies e os ecossistemas, as alterações globais em curso já estão provocando o desaparecimento de espécies mais sensíveis (de regiões polares e topos de montanhas) e continuarão a provocar extinções nos próximos 50 a 100 anos (Parmesan, 2006). Espera-se que as espécies com maior plasticidade adap-

tativa migrem e sobrevivam em novos ambientes, enquanto espécies raras, que vivem em ambientes frágeis e extremos, sejam afetadas e acabem por desaparecer (Parmesan, 2006). Cabe ressaltar que o efeito dos poluentes inicia-se em nível subcelular, progredindo para níveis mais altos da organização biológica após longos períodos de exposição aos GEE, indo de células a tecidos e atingindo órgãos e indivíduos. Ao eliminar os genótipos mais sensíveis, o efeito passa a ser notado em nível de populações. Isso pode resultar em extinção local, com a seleção de espécies tolerantes. Nesse ponto a comunidade passa a ser atingida, ocorrendo alteração de sua composição específica, aumento da dominância e simplificação de sua estrutura espacial. Em nível de ecossistema, os efeitos dos poluentes incluem alterações de sua estrutura química e física, em processos como a ciclagem de nutrientes e o fluxo de energia e em atributos como a diversidade, a estabilidade e a resiliência, que são reduzidas.

Podemos abrir mão de espécies que venham a se extinguir em resposta às mudanças climáticas globais? Segundo Scarano (2008), a humanidade poderia arcar, a princípio, com a extinção de espécies funcionalmente menos importantes ou redundantes, se levarmos em conta uma escala de tempo ecológica. No entanto, em uma escala de tempo evolutiva, espécies raras e/ou funcionalmente pouco importantes hoje, podem ser as dominantes de amanhã e espécies redundantes hoje podem fazer a diferença no futuro. Ainda segundo o mesmo autor, com base na previsão de Holt (1990), ocorrerá alteração de abundância e distribuição de algumas espécies, extinção de outras e evolução de um terceiro grupo, possivelmente originando novos ecótipos ou espécies.

Referências Bibliográficas

- Baird, C. 2003. Environmental Chemistry. 5a. ed. W.H. Freeman and Company, USA, 15-55.
- Bazzaz, F.A., Jasienski, M., Thomas, S. C., Wayne, P. 1995. Microevolutionary responses in experimental populations of plants to CO₂-enriched environments: Parallel results from two model systems. *Proceedings of Natural Academy of Science USA* 92: 8161-8165.
- Beligni, M.V., Lamattina, L. 2001. Nitric oxide in plants: the history is just beginning. *Plant, Cell and Environment* 24: 267–278.
- Brasseur, G.P., Orlando, J.J., Tyndall, G.S. 1999. Atmospheric chemistry and global change. Oxford University Press, N.Y, 654p.
- Carter, W.P., Pierce, J.A., Luo, D., Malkina, I. 2005. Environmental chamber study of maximum incremental reactivities of volatile organic compounds. *Atmospheric Environment* 29: 2499-2511.
- Delledone, M. 2005. NO news is good news for plants. *Current Opinion in Plant Biology* 8: 390–396.
- EPA (2013). Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2011. Environmental Protection Agency, Washington, 505 pp. (<http://www.epa.gov/climatechange/emissions/usinventoryreport.html>)
- Grünhage, L., Jäger, H. 2003. From critical levels to critical loads for ozone: a discussion of a new experimental and modeling approach for establishing flux-response relationships for agricultural crops and native plant species. *Environmental Pollution* 125: 99-110.
- Holt R.D. 1990. The microevolutionary consequences of climate change. *Trends in Ecology and Evolution* 5: 311-315.
- Howarth, R. W., Santoro, R., Ingraffea, A. 2011. Methane and the greenhouse-gas footprint of natural gas from shale formations. *Climatic Change* 106: 679-690.

- Instituto Nacional de Ciências e Tecnologia (INCT) para Mudanças Climáticas. 2010. Relatório de Atividades 2009-2010, São José dos Campos.
- Intergovernmental Panel on Climate Change. 2007. IPCC fourth assessment report (AR4). Working Group 1, The Physical Science Basis.
- Intergovernmental Panel on Climate Change. 2001. IPCC Third Assessment Report. Working Group 2, Adaptation and Vulnerability.
- Jin, C.W., Du, S.T., Zhang, Y.S., Tang, C., Lin, X.Y. 2009. Atmospheric nitric oxide stimulates plant growth and improves the quality of spinach (*Spinacia oleracea*). *Annals of Applied Biology* 155: 113-120.
- Kainulainen, P., Holopainen, T., Holopainen, J.K. 2003. Decomposition of secondary compounds from needle litter of scots pine grown under elevated CO₂ and O₃. *Global Change Biology* 9: 295-304.
- Karnosky, D.F., Percy, K.E., Chappelka, A.H., Simpson, C., Pikkarainen, J. 2003a. Air pollution, global change and forests in the new millennium. Elsevier, Oxford, 479 p.
- Karnosky, D.F., Pregitzer, K.S., Zak, D.R., Kubiske, M.E., Hendrey, G.R., Weinstein, D., Nosal, M., Percy, K.E. 2005. Scaling ozone responses of forest trees to the ecosystem level in a changing climate. *Plant, Cell and Environment* 28: 965–981.
- Karnosky, D.F., Zak, D.R., Pregitzer, K.S., Awak, C.S., Bockheim, J.G., Dickson, R., Hendrey, G.R., Host, G.E., Kubiske, M.E., King, G.S., Lindroth, R.L., Noormets, A., Oksanen, I., Parsons, W.F., Percy, K.E., Sharma, P., Podila, G.P., Riemenschneider, D., Thakur, D., Sôber, A., Sôber, J., Jones, W.S., Anttonen, S., Vapaavuori, E., Mankovska, B., Heilman, W., Isebrands, J.S. 2003b. Tropospheric O₃ moderates responses of temperate hardwood forests to elevated CO₂: a synthesis of molecular to ecosystem results from the Aspen FACE project. *Functional Ecology* 17: 289–304.
- King, J.S., Pregitzer, K.S., Zak, D.R., Sôber, J., Isebrands, J.G., Dickson, R.E., Hendrey, G.R., Karnosky, D.F. 2001. Fine root biomass and fluxes of soil carbon in young stands of paper birch and trembling aspen as affected by elevated atmospheric CO₂ and tropospheric O₃. *Oecologia* 128: 237–250.
- Krupa, S.V., Manning, W.J. 1998. Atmospheric ozone: formation and effects on vegetation. *Environmental Pollution* 50: 101-137.
- Lindroth, R.L., Kopper, B.J., Parsons, W.F.J., Bockheim, J.G., Sober, J., Hendrey, G.R., Pregitzer, K.S., Isebrands, J.G., Karnosky, D.F. 2001. Effects of elevated carbon dioxide and ozone on foliar chemical composition and dynamics in trembling aspen (*Populus tremuloides*) and paper birch. *Environmental Pollution* 115: 395-404.
- Marengo, J.A. 2006. Mudanças climáticas globais e seus efeitos sobre a biodiversidade: caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do século XXI. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 163 p.
- Meyer, U., Kollner, B., Willenbrink, J., Krause, G.H.M. 2000. Effects of different ozone exposure regimes on photosynthesis, assimilates and thousand grain weight in spring wheat. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 78: 49-55.
- Oksanen, E., Riikonen, J.R.I., Kaakinen, S., Holopainen, T., Vapaavuori, E. 2005. Structural characteristics and chemical composition of birch (*Betula pendula*) leaves are modified by increasing CO₂ and Ozone. *Global Change Biology* 11: 732-748.

- Orendovici, T., Skelly, J.M., Ferdinand, J.A., Savage, J.E., Sanz, M.J., Smith, G.C. 2003. Response of native plants of northeastern United States and southern Spain to ozone exposures: determining exposure/response relationships. *Environmental Pollution* 125: 31-40.
- Parmesan, C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 37:637–69.
- Sienfeld, J.H., Pandis, S.N. 1998. Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change. John Wiley & Sons, N.Y, 235-336.
- Shapiro, AD. 2005. Nitric oxide signalling in plants. *Vitamins and Hormones* 72: 339–398.
- Shindell, D., Faluvegi, G., Lacis, A., Hansen, J., Ruedy, R., Aguilar, E. 2006. Role of tropospheric ozone increases in 20th-century climate change. *Journal of Geophysical Research* 111: 319-326.
- Skiba, U., Jones, S. K., Dragosits, U., Drewer, J., Fowler, D., Rees, M., Pappa, V. A., Cardenas, L., Chadwick, D., Yamulki, S., Manning, A.J. 2012. UK emissions of the greenhouse gas nitrous oxide. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 367: 1175–1185.
- Souza, A. P., Gaspar, M., Tiné, M., Buckeridge, M. S. 2008. Ajustando os botões: como as plantas lidam com o aumento do CO2 atmosférico? *A Biologia e as Mudanças Climáticas*. 1ª. Ed, São Carlos, 101-113.
- Scarano, F.R. 2008. Mudanças Climáticas Globais: Até que ponto a ecologia como ciência pode ajudar na mitigação? *A Biologia e as Mudanças Climáticas*. 1ª Ed, São Carlos, 117-130.
- Vorne, V., Ojanperä, K., De Temmerman, L., Bindi, M., Högy, P., Jones, M.B., Lawson, K., Persson, K. 2002. Effects of elevated carbon dioxide and ozone on potato tuber quality in the European multiple-site experiment ‘CHIP-project’. *European Journal of Agronomy* 17: 369-381.
- Ward, J.K., Strain, B.R. 1999. Elevated CO2 studies: past, present and future. *Tree Physiology* 19: 211–220.

MEDIÇÃO DA BIODIVERSIDADE EM ÁREAS RESTAURADAS

Hilton Thadeu Zarate do Couto¹

Milton Cezar Ribeiro

Jefferson Lordelo Polizel

Tiago Cavaleiro Barbosa

Resumo

Segundo Paine (1997), o Brasil é o país com maior número de espécies fanerógamas, com cerca de 55.000 espécies, o terceiro em espécies de aves e o quarto, junto com a China, em espécies de mamíferos. Ainda é o país com o maior número de espécies endêmicas do globo. O processo de restauração consiste em assistir a recuperação de um ecossistema que está degradado para que, no futuro, assemelhe-se ao estágio pré-perturbatório. A característica mais marcante de um ecossistema tropical é a diversidade biológica. Para que a biodiversidade das áreas degradadas seja restaurada há necessidade que se conheça o ecossistema de referência e que as ações de restauração sejam adequadas e assegurem a maior biodiversidade. Segundo o World Resource Institute (2011), a América do Sul possui cerca de 450 milhões de hectares de áreas para restauração, sendo que mais de 80% desse total localizado no Brasil. Desse total, cerca de 100 milhões de hectares apresentam potencial de restauração em larga escala, conduzindo o processo para florestas fechadas e o restante para restauração em mosaico, acomodando outros usos da terra como a agricultura, sistemas agroflorestais e para a proteção de mananciais (restauração de APP). Para que o processo de restauração seja eficiente, medir e acompanhar a evolução da biodiversidade, procurando corrigir possíveis erros de implantação, é uma ação fundamental. É através da medição e monitoramento que se pode ter conhecimento do ecossistema de referência e acompanhar o processo de restauração. O processo de medição e monitoramento da diversidade biológica compreende diversas etapas, desde o processo de planejamento, a relação com a paisagem, o uso de imagens de satélite (sensoriamento remoto), as restrições legais (Código Florestal), a definição das variáveis de interesse, a amostragem e as análises e relatórios.

1. Introdução

A percepção humana da natureza começa com os primeiros relatos da presença de plantas e animais utilizados pela raça humana para a sua sobrevivência. As esculturas rupes- tres encontradas nas paredes de grutas e cavernas, antes habitadas por humanos, mostram a importância da diversidade biológica. Portanto, a biodiversidade é reconhecida como uma importante herança para a humanidade. Os ecossistemas tropicais são sustentados pela bio-

diversidade, logo a sua perda tem grandes implicações para o atual e futuro bem estar da humanidade. O fornecimento de alimentos, fibras, medicamentos e água potável, a polinização das culturas, filtragem de poluentes e a proteção contra desastres naturais estão entre os serviços ameaçados pelo declínio e mudanças da biodiversidade. O relatório do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP), publicado em 2010, reconhece que são poucos os avanços ocorridos nos 199 países signatários da Convenção sobre Diversidade Biológica (CBD) na contenção das perdas da diversidade biológica e que as pressões que conduzem a essa perda estão se intensificando. Ao reconhecer a importância da biodiversidade e os serviços ecossistêmicos para a humanidade, as Nações Unidas, através dos Programas Ambiental (UNEP), de Desenvolvimento (UNDP), da UNESCO (Educação, Ciência e Cultura) e da FAO (Agricultura e Alimentação) criaram a Plataforma Intergovernamental de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES – www.ipbes.net), com sede em Bonn, Alemanha. Em junho de 2013, esta plataforma tinha a adesão de 111 países, incluindo o Brasil.

Entre as funções do IPBES estão *“a avaliação, geração de conhecimento e políticas de apoio e capacitação em biodiversidade”*. Uma das medidas que visam à conservação da biodiversidade, desde que executada adequadamente, é a restauração ecológica dos ecossistemas em áreas degradadas. A restauração é mais complexa, à medida que o nível de biodiversidade aumenta. Nas regiões tropicais, onde a biodiversidade é maior, é praticamente impossível restaurar integralmente um ecossistema. Portanto, toda e qualquer restauração nos trópicos deve ter o rigor necessário, desde o planejamento e seleção das espécies e elegibilidade das áreas, coleta de sementes, produção das mudas até o plantio e manutenção. Todas essas fases devem vir acompanhadas de avaliações que assegurem a diversidade biológica do processo de restauração. Os benefícios da restauração ecológica, ou sejam, os bens e serviços como a conservação de espécies, a melhoria do habitat para a sustentabilidade e a remoção de gases do efeito estufa, que por sua vez provirão os serviços e bens para a sociedade, podem ser prejudicados se o processo de restauração não for adequadamente implantado e avaliado. A diversidade biológica é composta de três níveis: diversidade genética, diversidade de espécies e diversidade de ecossistemas. A diversidade genética é importante pois representa a matéria prima para a evolução e adaptação das espécies. Quanto maior a diversidade genética, maior a capacidade de uma espécie adaptar-se às mudanças do meio ambiente, principalmente às mudanças climáticas. Portanto, ao restaurar uma área todo o cuidado deve ser tomado na coleta de sementes, de modo a assegurar a diversidade genética das espécies utilizadas. Em geral, todos os estudos sobre biodiversidade são focados nas espécies. Isto não é feito porque a diversidade de espécies é mais importante que as demais, mas por que é mais fácil de ser avaliada. A diversidade ecológica, embora reconhecida pelo UNEP como um componente importante para assegurar os serviços ambientais de um ecossistema, apresenta um conceito mais complexo. A definição mais aceita remete à diversidade das interações que ocorrem dentro de uma comunidade e que surgem do número de grupos funcionais existentes.

A diversidade de espécies em uma determinada área pode ser classificada em diversidade alfa, beta e gama. A diversidade alfa é a diversidade de um grupo de organismos interagindo e competindo pelo mesmo recurso e compartilhando o mesmo ambiente. É também chamada de diversidade interna do habitat. A diversidade beta, ou diversidade entre habitats, refere-se à resposta dos organismos à heterogeneidade espacial. A diversidade gama é a diversidade de um bioma ou de uma região geográfica (Whittaker, 1972).

O objetivo deste trabalho é apresentar os diferentes métodos de medição, com ênfase na diversidade de espécies, assim como os principais métodos de amostragem utilizados para estimar e monitorar a diversidade biológica.

2. Amostragem

Antes de estabelecer um esquema de amostragem é fundamental definir com clareza os objetivos do levantamento. Por exemplo, “Estudar a restauração do trecho sul do Rodoanel” é um objetivo muito vago. Melhor seria se o objetivo fosse “Estudar a abundância, crescimento e diversidade de espécies nas áreas restauradas no trecho sul do Rodoanel”. Bonar *et al.* (2011) recomendam, para a definição de um esquema de amostragem, o auxílio de um bom bioestatístico, com grande conhecimento prático. Para a medição e monitoramento da diversidade deve-se desenvolver um protocolo de amostragem, para que os resultados sejam precisos e acurados e seja possível medir o erro amostral (incertezas). Existem dois modos de abordagem para a amostragem, aquela em que o indivíduo é a unidade da amostra, e estes são avaliados sequencialmente, e o baseado em parcelas de tamanho fixo ou variável. Os resultados dos levantamentos da riqueza ou da diversidade de espécies são dependentes do esforço amostral. Repetições sempre são recomendadas. Sempre é melhor ter pequenas unidades amostrais distribuídas na área do que uma única unidade, pois é através das repetições que se podem fazer as análises estatísticas (testes de hipóteses), permitir a estimativa dos intervalos de confiança e calcular o erro amostral (precisão). Ainda, as repetições, quando a distribuição das unidades amostrais segue os esquemas padrões da teoria da amostragem, asseguram a acurácia (baixo viés). Utilizar indivíduos ou parcelas como unidades amostrais conduzem a resultados e conclusões diferentes. A distribuição de espécies na área nem sempre obedece o padrão aleatório ou uniforme e, com o tempo, as áreas restauradas tendem a ter a distribuição agrupada, quer pelas condições ambientais locais ou pelo comportamento da espécie e seu padrão de dispersão. Portanto o uso da amostragem do indivíduo como unidade amostral, além de representar um alto custo, pode não representar a diversidade da área. O uso de parcelas de tamanho fixo ou com número fixo de indivíduos (quando o alinhamento do espaçamento de plantio é visível) apresenta diversas vantagens. Além da estimativa dos índices de riqueza e diversidade, permite que se estime a taxa de mortalidade, a densidade de plantio e o erro amostral.

O tamanho da unidade amostral (parcela) varia em função da heterogeneidade do ambiente. Quanto mais heterogêneo, maior deve ser a unidade amostral. Um dos métodos usados para se obter o tamanho da parcela, para que seja mais eficiente, é o da curva de acumulação de espécies. Em uma região deve-se colocar em áreas de diferentes características parcelas de tamanho relativamente grande (1000 a 2000 m²), dividindo-as em subparcelas de 100m² para a coleta de dados. Pelo menos 10 parcelas grandes devem ser distribuídas na área, em diferentes situações ambientais (meio físico e biótico) e de crescimento das plantas. Com essas parcelas pode-se construir um gráfico de acumulação de espécies como mostra a Figura 1.

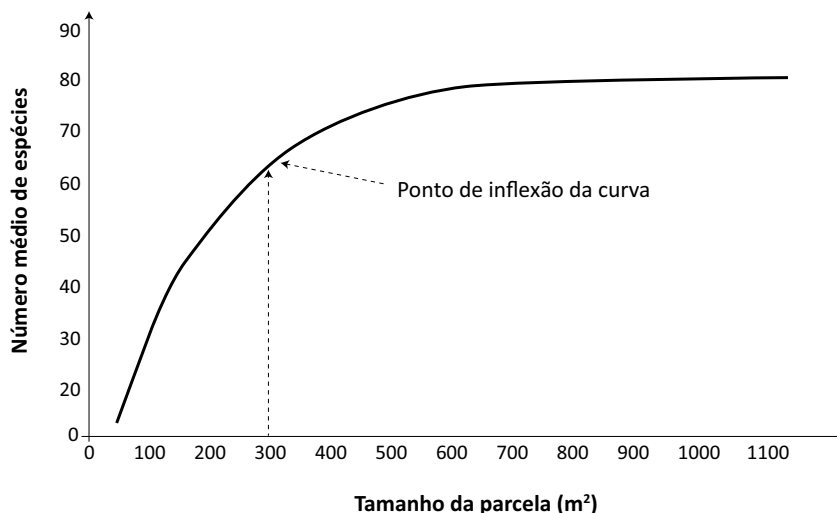


Figura 1 - Método de acumulação de espécies para determinação do tamanho de parcelas.

O ponto de inflexão da curva corresponde ao tamanho adequado da parcela. Uma vez definido o tamanho e a forma de parcelas (é recomendado para terrenos acidentados e/ou com gradiente de fertilidade, a forma retangular, com o maior comprimento em direção do declive), o próximo passo é estabelecer o protocolo de amostragem. As áreas degradadas caracterizam-se por apresentar uma alta variabilidade ambiental, principalmente em relação ao solo, topografia, sinistros (fogo, por exemplo) e idade de plantio. Outras características também são importantes, como o espaçamento, tipo de muda, composição de espécies, controle de plantas ou animais invasores, pragas e doenças, etc. Fazer uma amostragem juntando áreas com diferentes características pode inviabilizar o levantamento, pelos recursos necessários. Desse modo, a primeira providência é estratificar a área que será avaliada, considerando para tanto as características do plantio (solo, topografia, idade, espaçamento, etc.). Se a área for grande, acima de 100 hectares, por exemplo, o uso de imagens de sensoriamento remoto (satélite ou mesmo foto aérea) é recomendado. Entretanto os estratos não devem ser muito grandes. Considere-se uma área mínima de 5 hectares para compor um estrato e no mínimo 2 estratos e máximo 5. A distribuição das parcelas na área deve seguir um esquema de blocos sistemáticos com aleatorização interna, como mostra a Figura 2.

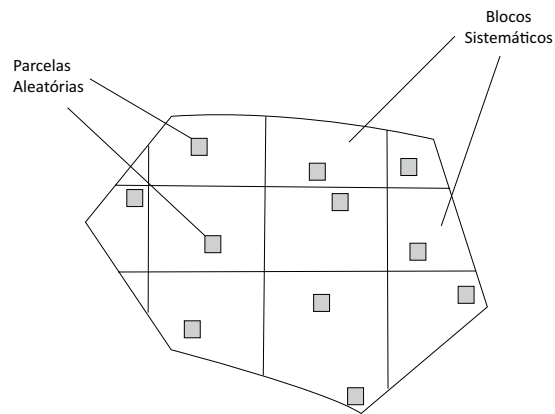


Figura 2 - Distribuição das parcelas para inventário da biodiversidade em uma área restaurada.

O esforço amostral, ou seja, quantas parcelas devem ser distribuídas na área, depende da variabilidade da área e da variável que está sendo estudada, se índices de riqueza ou de diversidade. A Figura 3 mostra que os valores do índice de diversidade de Shannon estabilizam-se após serem amostradas 11 parcelas. Este gráfico foi obtido com dados coletados em áreas restauradas do Rodoanel Trecho Sul e plantado pela empresa Corpus.

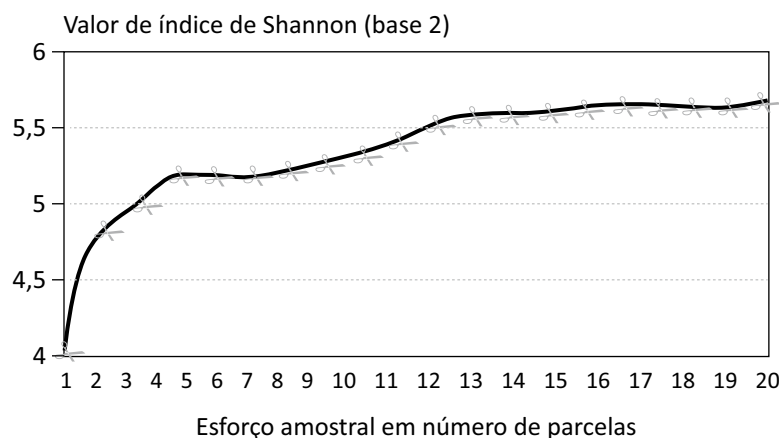


Figura 3 - Valores do índice de Shannon e o esforço amostral em uma área restaurada do Rodoanel Trecho Sul.

Para calcular o intervalo de confiança, o erro amostral, assim como o esforço amostral necessário para se ter um erro de amostragem de 10% da média, com 90% de probabilidade, utilizaram-se as fórmulas:

ICS_y (intervalo de confiança) = $t.S_y$, sendo t o valor de 1,649 para 90% de probabilidade e o erro padrão da média.

O erro de amostragem (EA%) = $\frac{IC \cdot 100}{\bar{y}}$ e o esforço amostral (n^*) é calculado como:

$$n^* = \left(\frac{t.CV}{10} \right)^2$$

Onde $CV = \text{Coeficiente de Variação} = \frac{s}{\bar{y}} \cdot 100$, e s o desvio padrão.

Tomando um exemplo de uma área de compensação ambiental do Rodoanel Trecho Sul, usando 38 parcelas de amostragem de 167,2 m² cada, o índice de riqueza médio foi de 0,12 espécies/m², o intervalo de confiança para 90% de probabilidade foi de 0,005 espécies/m² e o erro de amostragem de 4,23%. Neste caso, o esforço amostral para estimar o índice de riqueza é de 7 parcelas. Ou seja, necessita-se de 7 parcelas para se ter o índice de riqueza da área.

3. Medição da Biodiversidade

No processo de implantação da restauração de uma área degradada, da seleção de espécies à coleta de sementes, da produção de mudas ao plantio e manutenção, as espécies podem se tornar raras ou abundantes, dependendo do número de mudas disponíveis para o plantio e da capacidade de sobrevivência da espécie no ecossistema. O processo de detecção das espécies pertencentes a cada um desses grupos depende do sistema de amostragem utilizado.

Pode-se considerar que o primeiro estudo de biodiversidade sob o ponto de vista científico foi realizado por Darwin (1859), que observou que algumas *taxa* (plural de táxon) eram mais abundantes que outras e que existe uma grande influência geográfica na abundância e composição das espécies. Uma rápida observação na literatura mostra uma grande quantidade de índices de diversidade. Como já dizia um antigo professor, quanto maior a complexidade dos sistemas, menor a chance de se encontrar um único meio de estudá-los. Entretanto é fundamental saber o que estamos estudando. Há muita confusão quando se estuda ou se mede a diversidade biológica. Existem duas características importantes para ser avaliadas: riqueza e equabilidade. A riqueza é o número de espécies em um ecossistema e equabilidade é como se distribuem os indivíduos entre as espécies. Alta equabilidade, que ocorre quando as espécies apresentam semelhantes abundâncias, é relacionada à alta diversidade. A Figura 4 mostra duas comunidades vegetais com a mesma riqueza, mas com diferentes diversidades.

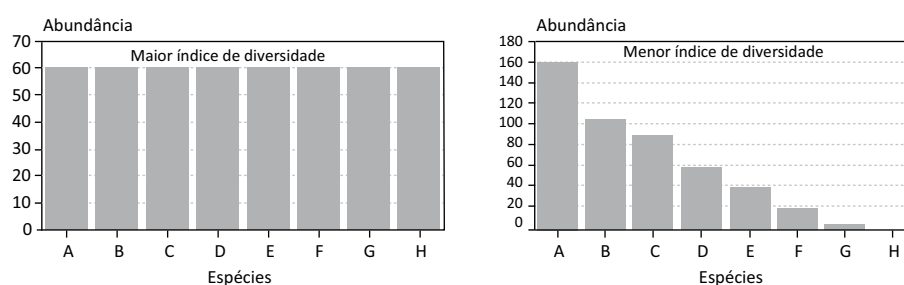


Figura 4 - Duas comunidades com a mesma riqueza, mas com diversidades diferentes.

A Resolução da Secretaria de Meio Ambiente do estado de São Paulo, que trata da restauração de áreas degradadas, define em 10% o máximo de indivíduos de uma espécie. Como apresentado na Figura 5, o índice de diversidade de Shannon pode ser de no mínimo 3,95. Se houver uma mudança para um máximo de 2% de indivíduos de uma espécie, o valor mínimo do índice seria de 5,74, ou seja, 46% a mais.

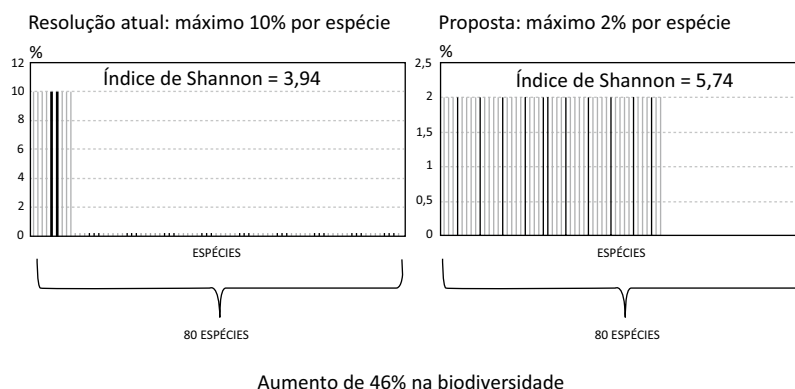


Figura 5 - Comparação do índice de biodiversidade de Shannon (base 2) para a determinação contida na resolução da SMA-SP e uma proposta de mudança.

A medição da diversidade de espécies pode ser dividida em três principais categorias: os índices de riqueza, os modelos de abundância e os índices baseados na abundância proporcional das espécies. Os índices de riqueza são essencialmente a medida do número de espécies em uma determinada amostragem. Os modelos de abundância descrevem a distribuição das abundâncias das espécies e representam situações de alta equabilidade até situações de alta variação entre as abundâncias das espécies. Os índices baseados nas abundâncias proporcionais das espécies são os mais usados e entre eles estão os índices de Shannon e de Simpson, que procuram representar a riqueza e a equabilidade em um único índice.

Quando uma área restaurada pode ser delimitada no espaço e no tempo e todas as espécies existentes na área são encontradas e identificadas, a riqueza de espécies é uma medição extremamente útil da diversidade. Se entretanto a área for relativamente grande, o que impede por motivos óbvios a contagem de todas as espécies, é necessário distinguir entre riqueza numérica de espécies, que é definida como o número de espécies por número de indivíduos amostrados (no caso de áreas restauradas pode-se informar o número de espécies por 1000 indivíduos amostrados) e densidade de espécies, que é o número de espécies por uma unidade de área (a literatura apresenta como número médio de espécies por m²). Para áreas restauradas com espécies nativas, a densidade de espécies é o mais indicado como índice para representar a riqueza, pois é comum o uso de parcelas de amostragem com área definida. Entretanto deve-se tomar o cuidado para que a amostragem seja acurada e se tenha uma medida da precisão da estimativa. Quando a amostragem é arbitrária e foge dos padrões das técnicas de amostragem usuais, esta pode conduzir a resultados erráticos.

Sabe-se que na amostragem da riqueza, representada pelo número de espécies em uma área, o valor verdadeiro é dificilmente obtido e algumas sugestões surgiram com o objetivo de estimar, através da amostra, o número esperado de espécies. Este método é denominado de rarefação e apresenta muitas restrições, embora alguns pesquisadores continuem a usá-lo. A principal restrição é quanto à perda de informação, pois após a rarefação, o que resta é o número de espécies por amostra. Entretanto aplicar a rarefação sobre uma amostra não representativa da área estudada pode comprometer o resultado da análise. A Figura 6 apresenta dados obtidos no levantamento das áreas de compensação ambiental do Rodoanel Trecho Sul de São Paulo. É importante notar que a riqueza é função do esforço amostral.

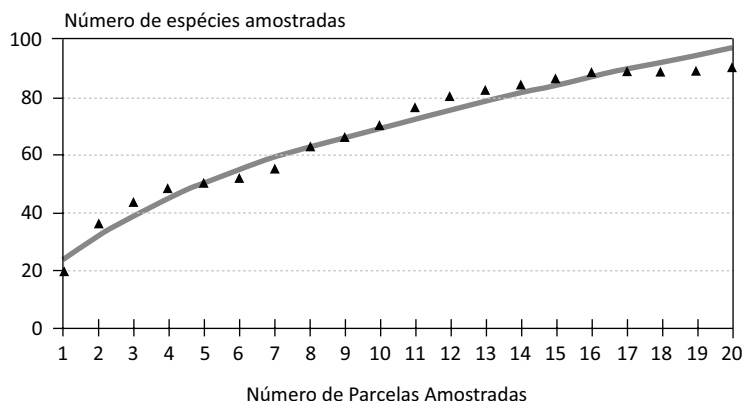


Figura 6 - Riqueza em função do esforço amostral.

Os índices baseados na abundância proporcional das espécies são os mais utilizados e mais populares. Estes índices medem a diversidade ou a equabilidade das espécies em um ecossistema. A diversidade é uma medida da heterogeneidade e a equabilidade, de homogeneidade. A grande quantidade de “pacotes” computacionais para calcular esses índices levam alguns pesquisadores a calcular a maior quantidade possível sem considerar as reais necessidades do estudo. Todos os índices dependem que a amostragem seja representativa do ecossistema, para que os objetivos do estudo sejam atingidos.

São quatro os índices de diversidade e equabilidade que apresentam justificativa para uso em áreas restauradas com espécies nativas. Se se pretende ter uma medida da heterogeneidade, os índices α e de Simpson são os indicados. São pouco afetados pelo tamanho da amostra (esforço amostral) quando o número total de indivíduos amostrados (n) ultrapassa 1000. O índice de Shannon, apesar de sua popularidade, é bastante sensível ao esforço amostral. Uma das vantagens desse índice é poder comparar com outros trabalhos da literatura, pois tem sido usado nas pesquisas com diversidade no Brasil por mais de uma década.

Quando uma medida de dominância é necessária, o índice de Berger-Parker possibilita uma medida simples e de fácil interpretação.

O índice de diversidade α (não confundir com a diversidade α , segundo o conceito de Whittaker) é uma estimativa do parâmetro do modelo da série logarítmica. Quando se conhece S (número de espécies) e n (número total de indivíduos na amostra), o valor de α pode ser facilmente obtido através do cálculo de x por uma solução iterativa das fórmulas:

$$\frac{S}{n} = \left[\frac{(1-x)}{x} \right] \cdot [-\ln(1-x)]$$

$$a = \frac{n(1-x)}{x}$$

O índice de Simpson fornece a probabilidade de dois indivíduos, selecionados aleatoriamente de uma comunidade infinitamente grande, pertencer à mesma espécie. A fórmula originalmente apresentada por Simpson é:

$$D = \sum p_i^2, \quad p_i = \frac{n_i}{\bar{n}} \text{ sendo } n_i \text{ o número de indivíduos da espécie}$$

i presente na amostra e n o número total de indivíduos de todas as espécies presentes na amostra.

Para uma comunidade finita, a fórmula utilizada é:

$$D = \sum \left(\frac{n_i [n_i - 1]}{n[n-1]} \right)$$

Há uma relação inversa entre o valor do índice de Simpson proposto e a diversidade. Se o valor de D aumenta, a diversidade diminui. Por motivos óbvios, o índice de Simpson é usado como $D' = 1/D$. É possível também utilizar o índice de Simpson como uma medida de equabilidade. O índice de Simpson expressa a dominância das espécies mais abundantes em detrimento a riqueza, portanto para obter a equabilidade é necessário dividir o valor do índice de Simpson (D') pelo número de espécies (S) na amostra, como é apresentado na fórmula:

$$E_{D'} = \frac{D'}{S}$$

O índice de Shannon é um dos mais usados índices de diversidade, na maioria dos trabalhos apresentados na literatura. A fórmula foi originada na teoria da informação e sua associação com o conceito de entropia foi desenvolvida independentemente por dois pesquisadores, Shannon e Wiener. Alguns chamam este índice erroneamente de Shannon-Weaver, pois estes pesquisadores publicaram juntos um livro que contém esta fórmula. Contudo índice de Shannon é o nome consagrado. Este índice assume que os indivíduos são aleatoriamente amostrados de uma comunidade infinitamente grande e que todas as espécies são representadas na amostra. O índice de Shannon é calculado pela expressão:

$$H' = - \sum p_i \cdot \log_2 p_i, \text{ onde } p_i \text{ é a proporção de indivíduos da espécie } i \text{ na amostra.}$$

Um dos problemas encontrados na comparação entre os valores desse índice em diferentes trabalhos é o logaritmo. São três as bases dos logaritmos encontrados na literatura para calcular o índice de Shannon: base 2 (usado no trabalho originalmente apresentado por Shannon), base neperiana e base 10. Os valores do índice de Shannon variam de acordo com a base logarítmica utilizada. Uma amostra de 20 parcelas, selecionadas sistematicamente na área restaurada no Rodoanel Trecho Sul, mostra que o índice de diversidade de Shannon calculado usando a base 2 apresenta o valor de 6,13, para a base neperiana, de 4,25 e base 10, de 1,84. Muitos trabalhos na literatura brasileira não indicam a base utilizada tornando difícil a comparação. Para transformar o valor do índice de diversidade de Shannon calculado na base neperiana para a base 2 deve-se multiplicar o valor por 1,4427, da base 10 para a base 2, por 3,3219, e da base 10 para a base neperiana, por 2,3026. É importante dizer que estes índices só têm validade para efeitos comparativos. Por razões históricas, o logaritmo base 2 é geralmente utilizado embora haja uma tendência do uso de logaritmos naturais (neperiano) para o cálculo. De qualquer forma é fundamental que se informe a base logarítmica usada para o cálculo do índice de Shannon, pois as diferenças são grandes. Para calcular a equabilidade (J') usando o índice de Shannon, utiliza-se a fórmula:

$$J' = \frac{H'}{H_{\max}} = \frac{H'}{\log_2 S}, \text{ onde } S \text{ é o número de espécies existentes na amostra.}$$

O índice de Berger-Parker (d) é uma medida simples de dominância. A fórmula é:

$d = \frac{n_{\max}}{n}$, onde $n_{\max}$ = número de indivíduos da espécie mais abundante e n o número total de indivíduos na amostra.

Em comunidades com número de espécies (S) superior a 100, o valor de d é independente de S, mas em valores inferiores a 100, o valor de d tende a diminuir com o aumento da riqueza (S).

4. Conclusão

A restauração de áreas degradadas é o meio mais usado para a conservação da biodiversidade. A medição e o monitoramento da diversidade biológica é uma atividade que envolve um conjunto complexo de ações, como o uso de imagens de satélite e geoprocessamento, a definição do sistema de amostragem, a determinação de um tamanho e forma das unidades amostrais (parcelas), as medições de campo com as identificações das espécies e a seleção dos índices de riqueza e diversidade. É importante saber que os índices são utilizados para fins comparativos e o número em si não é suficiente para a tomada de decisões. Entretanto, considerando que restauração de áreas degradadas é uma atividade relativamente nova e com muitas lacunas científicas, maiores estudos devem ser feitos para o estudo de biodiversidade. Os órgãos de fomento devem enxergar mais a longo prazo, nos financiamentos de pesquisas. Os estudos a longo prazo geralmente não são financiados pelas agências de fomento e são classificados como mera coleta de dados e não como ciência. Os eventos que estão ocorrendo atualmente, principalmente as mudanças climáticas, mostram o erro dessa visão. É importante que os modelos de mudanças sejam desenvolvidos a tempo de se tomar decisões, principalmente quando há perda da biodiversidade.

Referências Bibliográficas

- Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R. (2006) *Ecology: From Individuals to Ecosystems*. 4ª. Ed. Sinauer Associates, MA.
- Bonar, S. A., Fehmi, J.S. & Mercado-Silva, N. (2011) An Overview of Sampling Issues in Species Diversity and Abundance Surveys. In: A.E. Magurran & B. J. McGill (Ed.) *Biological Diversity: frontiers in measurement and assessment*. Oxford Univ. Press. P. 11-24.
- Colwell, R.K. (2009) *Estimates: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. User's Guide and Application*. Publicado em: [HTTP://purl.oclc.org/estimates](http://purl.oclc.org/estimates).
- Darwin, C. (1859) *A Origem das Espécies*. Tradução de Ana Afonso (2013). Editora Planeta Vivo. 438 pp.
- Magurran, A.E. (1988) *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, Princeton, NJ
- Paine, J.R. (1997) Status, trends and future scenarios for forest conservation including protected areas in the Asia-Pacific Region. *Asia-Pacific Forestry Sector Outlook Study Working Paper Series No. 4*, FAO, Roma.
- Rosenzweig, M.L. (1995) *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Royal Society (2003) *Measuring Biodiversity for Conservation*. The Royal Society, Londres.
- Stohlgren, T.J. (2007) *Measuring Plant Diversity: Lessons from the Field*. Oxford University Press, Oxford.
- Thompson, W.L. (2004) *Sampling Rare or Elusive Species: Concepts, Designs and Techniques for Estimating Population Parameters*. Island Press, Washington.
- Whittaker, R.H. (1972) Evolution and Measurement of Species Diversity. *Taxon*, vol. 21 No. 2/3, pp 213-251.
- World Resources Institute (2011) *An Opportunity for Latin America*. Publicado em: <http://www.wri.org/project/forest-landscape-restoration>
- Zar, J.H. (1996) *Biostatistical Analysis*. 3ª. Edição. Prentice-Hall, New Jersey, EEUU.



ARTIGOS DE CONVIDADOS



CERAD
Coordenação Especial de
Restauração de Áreas Degradadas

FERTILIDADE DO SOLO E COMPOSIÇÃO MINERAL DE ESPÉCIES ARBÓREAS DE RESTINGA¹

Cláudia Akemi Sato²
José Carlos Casagrande³
Rose Mary Reis-Duarte⁴
Marcio Roberto Soares³

1. Introdução

Considerando o litoral norte (Núcleo Picinguaba e Ilha Anchieta) e sul (Juréia, Ilha Comprida e Ilha do Cardoso), os processos geológicos sucedidos no passado conferem ao litoral paulista características distintas nestes dois compartimentos, sob o ponto de vista morfológico. Devido às diferenças de resistência das rochas às erosões ocasionadas pelas diversas transgressões e regressões marinhas, a encosta da serra no Vale do Ribeira recuou formando uma extensa planície ao sul, enquanto que ao norte a serra permanece mais próxima ao mar. Além disso, os processos de deposição sedimentar que formaram a planície de Cananéia e Iguape ocorreram em período mais recente (Suguio & Tessler, 1984; Ab'Saber, 2001).

O ecossistema restinga é, de todos os ecossistemas associados à Mata Atlântica, o mais frágil e susceptível às perturbações antrópicas, além de ter perdido espaço para o assentamento de infraestrutura urbana (Araujo & Lacerda, 1987). Segundo a Resolução CONAMA nº417/2009, entende-se por vegetação de restinga o conjunto das comunidades vegetais fisionomicamente distintas, sob influência marinha e flúvio-marinha. Essas comunidades, distribuídas em mosaico, ocorrem em áreas de grande diversidade ecológica, sendo consideradas comunidades edáficas por dependerem mais da natureza do solo que do clima (Casagrande *et al.*, 2011), com precipitação anual elevada até 2.200 mm. A vegetação de restinga é uma formação típica que ocorre nas planícies costeiras arenosas brasileiras (Gomes *et al.*, 2007).

1 Parte da dissertação de Mestrado da primeira autora apresentada à Universidade Estadual Paulista, Campus de Rio Claro, Instituto de Biociências.

2 Mestrando do curso de pós-graduação em Biologia Vegetal da Universidade Estadual Paulista, Campus de Rio Claro, Instituto de Biociências, Av. 24-A, nº 1515, CEP: 13506-900, Rio Claro, SP, Brasil.

3 Professor Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, Campus de Araras. Rodovia Anhanguera, km 174, Caixa Postal 153, CEP 13600-970 Araras (SP) Campus de Araras, Araras, SP, CEP: 13600-970, bighouse@power.ufscar.br.

4 Profa. Dra. do Grupo de Estudos sobre RAD do Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, Campus de Araras. Rodovia Anhanguera, km 174, Caixa Postal 153, CEP 13600-970 Araras (SP).

Os solos são muito arenosos, com baixa reserva de nutrientes, tendo como principal fonte o “spray marinho” (Araújo & Lacerda, 1987). As principais classes de solos são Espodossolos e Neossolos Quartzarênicos (Gomes *et al.*, 2007a). A saturação por bases (V%) é sempre muito baixa, acompanhada de elevados valores de saturação por alumínio (m%) (Casagrande *et al.*, 2010; Bonilha *et al.*, 2012).

O objetivo deste estudo é comparar a fertilidade do solo sob floresta de restinga alta e baixa, empregando parâmetros químicos e físicos, assim como determinar os níveis de alumínio e nutrientes de várias espécies florestais de restinga.

2. Material e métodos

Locais de estudo

Este trabalho foi realizado em seis áreas do litoral paulista: Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo de Picinguaba, município de Ubatuba (23°20' e 23°22' S / 44°48' e 44°52' W), Parque Estadual da Ilha Anchieta, município de Ubatuba (45°02' e 45°05' W / 23°31' e 23° 45' S), Bertioiga, Estação Ecológica Juréia-Itatins, Estação Ecológica dos Chauás, município de Iguape, Vila de Pedrinhas no município de Ilha Comprida, (24°45' S e 47°33' M), e Parque Estadual da Ilha do Cardoso, Restinga do Pereirinha, município de Cananéia (25°03'05" e 25°18'18" S / 47°53'48" e 48° 05'42" W).

Amostragem e análise química de solo e foliar

As amostras de solo foram obtidas em oito fisionomias de floresta baixa e em dez de floresta alta de restinga, num total de dezoito áreas de coleta. Para cada uma das dezoito áreas selecionadas, a amostragem do solo foi feita até 0,6 m de profundidade, em camadas de 20cm. A camada superficial de 20cm foi dividida e coletada de 5 em 5cm. Cada área coletada foi dividida em quatro partes (repetições), sendo coletadas quinze subamostras de cada uma delas, de forma aleatória, para compor uma amostra composta para cada camada de solo.

As amostras de solo foram analisadas (Camargo *et al.*, 1986) para: pH, M.O. (matéria orgânica), P, K, Ca, Mg, S, Al, H+Al, Na, B, Cu, Fe, Mn, Zn, m (Saturação por Alumínio), SB (Soma de Bases), CTC (Capacidade de Troca de Cátions) e V (saturação por bases). Também foram analisadas as Relações de Adsorção de Sódio (RAS), Condutividade Elétrica (CE), Porcentagem de Sódio Trocável (PST) e pH do extrato de saturação para determinação da salinidade do solo e a textura para camadas de 20 em 20cm. A RAS e o PST foram obtidas pelas equações:

$$RAS = Na / ((Ca + Mg) / 2)^{1/2}; PST = 100(Na/CTC).$$

Para verificar se algumas espécies de Restinga são acumuladoras de alumínio, foram feitas análises químicas foliares de *Pera glabrata*, *Andira fraxinifolia*, *Ilex theezans* e *Psidium cattleianum*, consideradas de ampla ocorrência em todo o litoral paulista. Também foram analisados os macro (N, P, K, Ca, Mg e S) e micronutrientes (B, Cu, Fe, Mn e Zn). Conforme princípios de amostragem foliar (Malavolta *et al.*, 1989), foram coletadas, de setembro a dezembro, folhas recém maduras, evitando-se a ponta dos ramos e folhas velhas, descartando-se folhas com manchas visíveis e colorações diferentes do padrão da espécie. Foram feitas quatro repetições, coletando-se oito folhas por planta, de cinco indivíduos, num total de quarenta folhas por espécie para cada repetição.

3. Resultados e discussão

A análise dos parâmetros químicos de fertilidade do solo de todas as fitofisionomias de todos os locais estudados, a cada 0,2 m, até 0,6 m de profundidade (Tabela 2), e a cada 5cm, até 20cm (Tabela 2) de profundidade, mostrou que os solos apresentam elevada acidez, com valores de pH variando de 3,5 a 4,0 e 3,5 a 3,7, respectivamente. No primeiro caso, tanto para a floresta alta como para a baixa, o pH da camada de 0-20 cm foi significativamente inferior ao da camada de 20-40cm, embora não haja diferença entre as fitofisionomias. Pode-se dizer que há um gradual aumento do pH com a profundidade. A intensa lixiviação potencializa a acidez. Resultados obtidos por outros autores também evidenciaram os elevados níveis de acidez dos solos de restinga (Moraes, 1993; Pinto, 1998; Guedes-Silva, 2003; Carrasco, 2003; Reis-Duarte, 2004, Bonilha, 2012). Valores de pH dessa magnitude, entre 3,5 e 4,0, favorecem a disponibilidade de micronutrientes (cobre, ferro, manganês e zinco), além de diminuir a atividade de microorganismos, resultando na inibição do processo de decomposição de matéria orgânica do solo (Raij *et al.*, 1991).

Quanto à matéria orgânica do solo, os teores observados na floresta alta foram superiores aos da floresta baixa para todas as profundidades estudadas (Tabelas 1 e 2), provavelmente devido à maior fitomassa. Para as duas fitofisionomias, os teores de matéria orgânica das camadas de 0-20 cm de profundidade foram superiores às camadas de 20-40 e 40-60cm. Os valores de 3,1% e 2,31% da camada superficial diminuíram significativamente para 1,43% e 0,82%, respectivamente, indicando que a camada rica em matéria orgânica é a de 0-20cm.

Não houve diferença entre as camadas de 20-40 e 40-60 cm de profundidade. Para as camadas de 5 cm, até 20 cm de profundidade, os teores para os primeiros 5cm, tanto para a floresta alta como a baixa, foram significativamente superiores às profundidades de 10-15 e 15-20 cm, indicando elevado teor de matéria orgânica na superfície. Casagrande *et al.* (2002), em estudos realizados no Parque Estadual da Ilha Anchieta, averiguaram que a pequena reserva nutricional existente encontra-se nos primeiros 5cm de profundidade, resultando em um sistema radicular superficial, e mostrando que a biomassa representa a principal reserva de nutrientes. Diversos trabalhos indicam a diminuição do teor de matéria orgânica em profundidade, como aqueles desenvolvidos em restingas: Moraes (1993), Sugiyama (1998), Pinto (1998), Guedes-Silva (2003), Carrasco (2003), Reis-Duarte (2004) e Bonilha *et al.* (2012). Uma das principais implicações da matéria orgânica do solo é sobre sua capacidade de troca de cátions (CTC), responsável por cerca de 70% da CTC da camada superficial de solos do estado de São Paulo (Raij, 1989). A CTC é responsável pela retenção de Na, K, Ca, Mg, além dos micronutrientes que são cátions metálicos como cobre, ferro, manganês e zinco. Em avaliação feita no solo de restinga do Parque Estadual da Ilha Anchieta, Reis-Duarte (2004) verificou que 80% da CTC foram devidos à fração orgânica da camada de 0-20 cm, restando apenas 20% da CTC para a fração mineral, por tratar-se de um solo altamente arenoso, com menos de 5% de argila. Este fato, analisado em situações de desmatamento, quando é quebrada a ciclagem de nutrientes, passando a ocorrer apenas perdas por lixiviação e destruição da matéria orgânica do solo, principalmente da superfície, resulta num solo de baixa fertilidade em todo o perfil, com baixos teores de nutrientes e matéria orgânica, além da elevada acidez. Quando o teor de matéria orgânica é reduzido, há também uma diminuição da capacidade de retenção de água do solo, pois a MOS funciona como agente cimentante entre as partículas, influenciando a formação de agregados e, conseqüentemente, a estrutura do solo e a porcentagem de microporos (Brady, 1989). Considerando as porcentagens de variação dos teores de matéria orgânica com a profundidade do solo, tem-se: para as camadas de 20 cm, na floresta baixa o horizonte superficial representou 63%, sendo quase o triplo em relação a profundidades

de 20-40 e cerca de quatro vezes maior que a camada de 40-60 cm (Tabela 1). Na floresta alta, a camada superficial também foi a mais representativa, com 57%. Comparando com a profundidade de 20-40 cm chega a ser o dobro e para 40-60 cm é mais que o triplo. Para as camadas de 5 cm (Tabela 2) floresta baixa, a MOS da camada superficial representou 37% e o horizonte de 5-10 cm, 30%. Ou seja, até a profundidade de 20cm, os primeiros 10 cm correspondem a 67% da MOS. A floresta alta possui proporções semelhantes aos da fitofisionomia baixa. Estes dados mostram que a reserva de matéria orgânica do solo está nos primeiros 20 cm e, na profundidade de 0-10 cm, a MOS é cerca de 200% superior à camada de 10-20 cm, tanto para floresta alta como a baixa.

A capacidade de troca de cátions é diretamente proporcional ao teor de matéria orgânica do solo. Esta relação é evidente nas tabelas 1 e 2. Houve diferença significativa da CTC da camada superficial de 20 cm com as de 20-40 e 40-60 cm para floresta baixa, e da camada de 0-5 cm com as demais para floresta alta e com 10-15 e 15-20 cm para floresta baixa. Pode-se calcular pela tabela 3 que os primeiros 5 cm da floresta alta representam 37% da CTC, e de 5-10, 10-15 e 15-20 cm são equivalentes a 28%, 22% e 13%, respectivamente. Os valores para a fitofisionomia baixa são semelhantes à alta, exceto para a camada de 15-20 cm, que representou 18%, enquanto para a alta foi de 13%. Considerando a CTC de 0-10 cm, em relação a 10-20cm, a camada superior teve uma representatividade de 62% para floresta baixa e 65% para alta. As diferenças acentuadas entre floresta alta e baixa, para 0 a 10 e 10 a 20cm, podem ser vistas na figura 1. Dessas considerações, destaca-se a importância da preservação do teor de matéria orgânica da camada superficial do solo de restinga para preservar o potencial de retenção de cátions.

Mesmo com as diferenças observadas quanto aos teores de matéria orgânica do solo e para os valores de CTC dos horizontes estudados nas florestas alta e baixa de restinga, os valores encontrados para a saturação por bases (V%) não diferiram entre si em profundidade para cada fitofisionomia estudada, tanto para as camadas de 20 em 20cm como para 5 em 5cm.

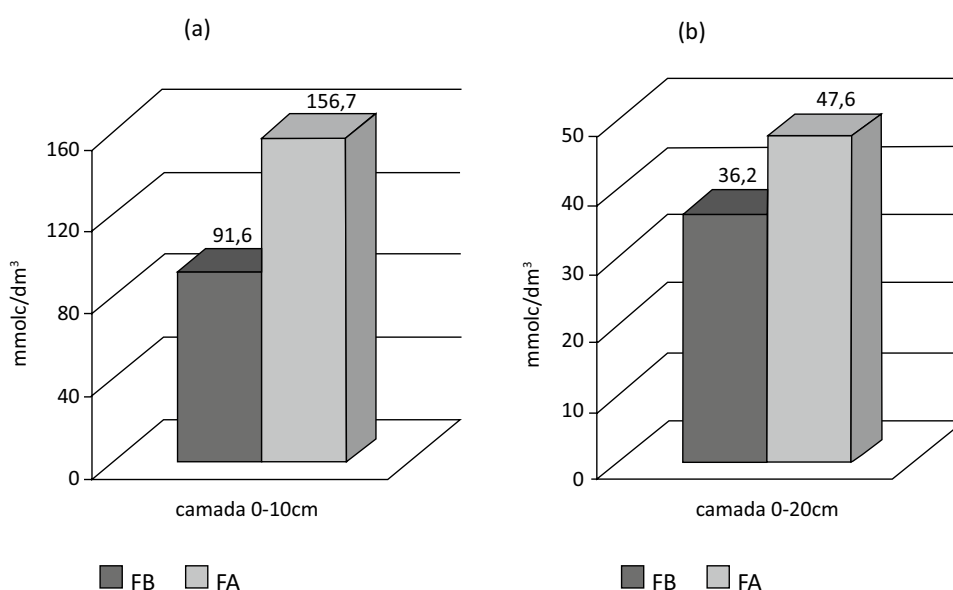


Figura 1 - Valores médios da CTC das camadas superficiais do solo de 0 a 10cm (a) e de 0 a 20cm (b) nas florestas alta (FA) e baixa (FB) de restinga.

Tabela 1. Valores médios dos parâmetros químicos de solo, a cada 20 cm até 0,6m de profundidade das florestas alta e baixa de restinga.

Físio	Prof.	pH	M.O. ¹ %	P — mg.dm ⁻³ —	S	Na	K	Ca	Mg	H+Al ² mmol _c .dm ⁻³	Al	SB ³	CTC ⁴	m ⁵ — % —	V ⁶	B	Cu	Fe	Mn	Zn
FB	0-20	3,5 a	2,31 a	2,7 a	13,3 a	1,2 a	0,7 a	2,3 a	2,6 a	30,0 a	7,2 a	6,2 a	36,2 a	55,1 a	17,2 a	0,27 a	0,67 a	55,70 a	1,62 a	0,78 a
	20-40	3,7 ab	0,82 b	1,5 b	10,8 a	0,8 b	0,4 b	1,6 b	1,6 b	17,1 b	5,4 a	3,9 b	21,0 b	58,3 a	19,2 a	0,13 b	0,55 a	25,70 b	0,68 b	0,50 ab
	40-60	3,9 b	0,51 b	1,1 b	12,1 a	0,8 b	0,4 b	1,6 b	1,5 b	17,7 b	5,6 a	3,7 b	21,4 b	57,6 a	20,3 a	0,17 b	0,56 a	20,70 b	0,43 b	0,35 b
FA	0-20	3,6 a	3,01 a	3,8 a	12,3 a	1,3 a	0,8 a	3,0 a	2,5 a	41,3 a	8,7 a	6,7 a	47,6 a	57,0 a	14,6 a	0,37 a	0,71 a	82,30 a	4,08 a	0,76 a
	20-40	3,8 ab	1,43 b	1,8 b	10,0 a	0,6 b	0,4 b	1,5 b	1,1 b	31,5 a	7,7 a	3,1 b	34,4 a	68,8 ab	11,1 a	0,28 a	0,52 a	48,10 b	1,28 b	0,41 b
	40-60	4,0 b	0,86 b	1,6 b	11,3 a	0,5 b	0,3 b	1,1 b	1,0 b	28,3 a	8,3 a	3,6 b	31,0 a	73,6 b	10,0 a	0,13 b	0,63 a	51,20 b	0,78 c	0,61 c

¹ matéria orgânica; ² acidez potencial; ³ soma de bases; ⁴ capacidade de troca cátions; ⁵ saturação por alumínio; ⁶ saturação por bases. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si (Tukey 5%).

Tabela 2. Valores médios dos parâmetros químicos de solo, a cada 5cm até 0,2 m de profundidade das florestas alta e baixa de restinga.

Físio	Prof.	pH	M.O. ¹ %	P — mg.dm ⁻³ —	S	Na	K	Ca	Mg	H+Al ² mmol _c .dm ⁻³	Al	SB ³	CTC ⁴	m ⁵ — % —	V ⁶	B	Cu	Fe	Mn	Zn
FB	0-5	3,5 a	3,28 a	4,7 a	13,7 a	1,7 a	0,9 a	4,2 a	4,1 a	42,0 a	6,9 a	9,6 a	51,6 a	49,5 a	20,1 a	0,47 a	0,68 a	56,7 a	3,55 a	1,10 a
	5-10	3,4 a	2,70 ab	3,7 ab	13,3 a	1,6 a	0,8 ab	2,3 b	2,6 b	34,0 ab	7,1 a	6,1 b	40,0 ab	58,0 ab	15,5 a	0,30 ab	0,50 a	61,6 a	1,73 b	0,70 ab
	10-15	3,5 a	1,70 bc	2,5 bc	11,1 a	1,3 b	0,6 bc	2,0 b	1,8 bc	25,8 ab	6,2 a	4,6 c	30,0 b	61,0 ab	15,7 a	0,20 ab	0,52 a	49,0 a	0,92 c	0,50 bc
	15-20	3,5 a	1,30 c	1,7 c	10,2 a	1,2 b	0,4 c	1,6 b	1,3 c	22,3 b	5,9 a	3,7 c	26,1 b	64,0 b	15,0 a	0,17 b	0,37 a	37,8 a	0,63 c	0,36 c
FA	0-5	3,6 a	4,51 a	7,1 a	12,8 a	2,0 a	0,9 a	4,5 a	4,1 a	79,3 a	10,9 a	10,0 a	89,3 a	50,0 a	15,2 a	0,40 a	0,50 a	96,6 a	4,05 a	1,18 a
	5-10	3,6 a	3,40 ab	4,6 ab	12,6 a	1,4 ab	0,8 ab	3,6 ab	2,6 b	69,1 b	9,6 a	9,6 a	67,4 b	56,1 a	15,1 a	0,30 ab	0,40 a	87,7 a	3,00 ab	0,70 ab
	10-15	3,6 a	2,27 b	3,2 a	9,6 a	1,1 b	0,5 bc	1,7 b	1,6 bc	50,1 bc	7,6 a	7,6 a	54,3 b	62,0 ab	11,6 a	0,20 ab	0,46 a	67,5 b	2,00 bc	0,60 bc
	15-20	3,7 a	1,46 b	2,3 b	9,0 a	0,8 b	0,4 c	1,3 b	1,1 c	30,8 c	6,2 a	6,2 a	31,0 c	64,2 b	11,1 a	0,21 b	0,47 a	51,7 b	1,41 c	0,43 c

¹ matéria orgânica; ² acidez potencial; ³ soma de bases; ⁴ capacidade de troca cátions; ⁵ saturação por alumínio; ⁶ saturação por bases. Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si (Tukey 5%).

Isto indica que as quantidades de cátions (Na, K, Ca e Mg), que representam a soma de bases (SB), em relação à CTC (SB+H+Al), estão presentes na mesma proporção em todos os casos - $V\% = (SB/CTC)100$. Na prática, isto representa que embora a CTC na superfície do solo seja mais elevada, assim como o teor de matéria orgânica, a porcentagem de cátions presentes é sempre baixa, conferindo-lhe uma baixa saturação por bases, caracterizando todo o perfil como de baixa fertilidade. No caso de recuperação do solo, no entanto, a maior CTC representará maior capacidade de reter nutrientes e, portanto, maior potencial de produção vegetal.

A saturação por bases deve ser um dos parâmetros a receber maior atenção do ponto de vista de condições adequadas de fertilidade do solo para o desenvolvimento vegetal, pois se trata de um número índice que relaciona os teores de Na, K, Ca, Mg (SB) com a capacidade de troca de cátions do solo (CTC), o que significa dizer que V% representa a porcentagem de cátions trocáveis do solo. Quando o valor de V é baixo, os níveis de K, Ca e Mg também são baixos, além de haver excesso de Al, com elevada saturação por alumínio. Entre as fitofisionomias, no entanto, houve diferença estatística, com valores de V% mais elevados para floresta baixa, embora, do ponto de vista de fertilidade do solo, todos os valores obtidos sejam baixos. Valores de V abaixo de 25% são considerados muito baixos. Para todas as áreas estudadas, os níveis de cálcio e magnésio no solo foram baixos, para todas as profundidades, notadamente no subsolo (Tabela 1). Nas camadas de 5 em 5cm (Tabela 3), apenas nos 5cm superficiais, tanto para floresta alta como baixa, os teores foram ligeiramente superiores a $4,0 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$. Valores entre $4,0$ e $7,0 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de Ca são interpretados como teores médios do ponto de vista agrônomo, enquanto para Mg está entre $5,0$ e $7,0 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (Raij *et al.*, 1997).

Lembramos que estes valores são apenas referenciais que não podem ser considerados da mesma forma para ecossistemas naturais. A esses níveis baixos de Ca e Mg estão associados elevados níveis de alumínio e saturação por alumínio (Tabelas 1 e 2), para florestas altas e baixas de restinga, para todas as profundidades estudadas. O excesso de alumínio causa toxidez, impedindo que o sistema radicular desenvolva-se, tornando as raízes curtas, engrossadas e com baixa eficiência para absorção de nutrientes e água (Pavan, 1982). Por outro lado, a falta de cálcio no próprio ambiente de absorção de água e nutrientes também impede o desenvolvimento do sistema radicular, pois as plantas não translocam este nutriente pelo floema até as raízes (Ritchey, 1982). Como resultado, as raízes não penetram em subsolos deficientes em cálcio. Como as plantas respondem às variações das concentrações de nutrientes no solo, alterando a configuração espacial de seus sistemas radiculares, com as raízes crescendo em direção às regiões de maior concentração (Robinson, 1996; van Vuuren *et al.*, 1996), as raízes da vegetação de restinga desenvolvem-se superficialmente, onde é maior a concentração de cálcio e menor a saturação por alumínio, explorando um pequeno volume de solo. Pelas tabelas 1 e 2 verifica-se que os teores de Al são elevados e variam de cerca de $5,0$ a $11,0 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$, e que a saturação por alumínio - $m\% = (Al/Al + SB)100$ - também elevada varia de cerca de 50 a 75% (Figura 2), determinando baixo padrão de fertilidade do solo das florestas de restingas altas e baixas. Resultados dessa magnitude também foram encontrados por Sugiyama (1993), na Ilha do Cardoso, Guedes e Silva (2003), em Bertio-ga, Carrasco (2003), em Ilha Comprida, Casagrande (2004), em Picinguaba e Bonilha *et al.* (2012), em quatro locais do litoral paulista.

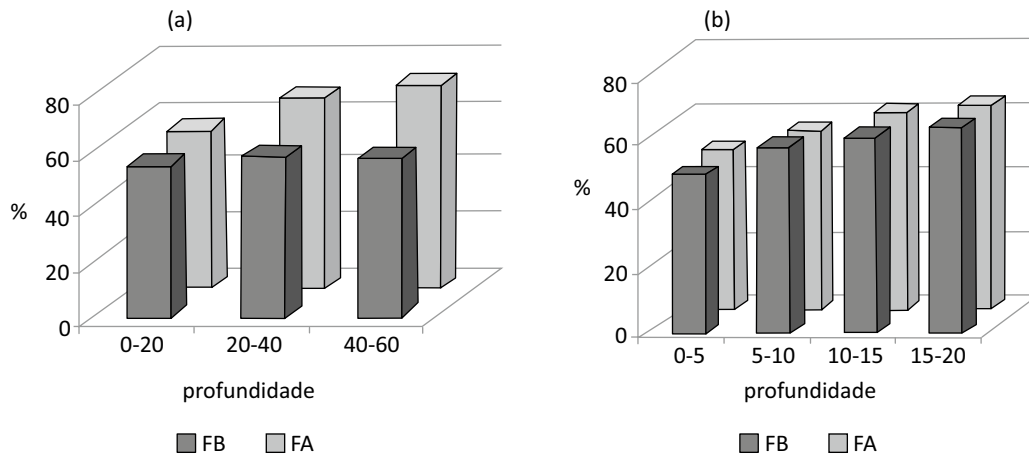


Figura 2 - Porcentagem da saturação por alumínio nas camadas de solo de 20 (a) e de 5 cm (b) para as fisionomias de florestas alta (FA) e baixa de restinga (FB).

Salinidade

Do ponto de vista químico, os solos afetados por sais são classificados como salinos, sódicos e salinos-sódicos. Os critérios de separação entre eles podem ser vistos na tabela 4. Os solos salinos são o resultado do processo resulta na acumulação de sais solúveis de Na, Ca, Mg e K nos horizontes do solo. A salinização está relacionada a climas áridos e semi-áridos e a condições de restrição de drenagem, envolvendo lençol freático alto ou permeabilidade baixa do solo. Em solos sódicos, há predominância de Na trocável e menor quantidade de Ca, Mg e K. Já os solos salinos sódicos contêm uma combinação de sais solúveis e Na trocável em abundância. O processo de salinização pode ser causado pela invasão de água salgada, sendo característico de regiões costeiras, e é a única situação natural que pode ocorrer em regiões úmidas (Ribeiro *et al.*, 2003). Neste contexto, o litoral paulista seria o único local do estado onde esse processo poderia ocorrer naturalmente, pois apresenta elevada pluviosidade.

Tabela 3 - Características dos solos salinos, sódicos e salinos-sódicos.

Classificação	CE	PST	RAS	pH
Salinos	> 4,0	< 15	< 13	< 8,4
Sódicos	< 4,0	> 15	> 13	> 8,4
Salino/Sódicos	> 4,0	> 15	> 13	< 8,4

CE = condutividade elétrica no extrato de saturação expressa em dS/m a 25°C; PST = porcentagem de sódio trocável; RAS = relação de adsorção de sódio e pH do extrato de saturação.

Fonte: Richards (1954) citado por Oliveira (1996).

Segundo Kuhlmann (1977), nas regiões litorâneas o estabelecimento vegetal enfrenta problemas devido à ocorrência de solos extremamente arenosos, com alta salinidade, baixo teor de matéria orgânica, altas taxas de infiltração e consequente baixa retenção de umidade, com superaquecimento das camadas superficiais expostas à insolação. No entanto, para os solos sob floresta de restinga estudados, não houve diferença entre as fisionomias alta e baixa quanto à condutividade elétrica (CE), relação de adsorção de sódio (RAS), porcentagem de sódio trocável (PST) e pH dos extratos de saturação. As médias da condutividade elétrica variaram de 0,16 a 1,17 dS/m, a porcentagem de sódio trocável de 0,82 a 2,88, a relação de adsorção de sódio de 0,65 a 1,77 e o pH de 6,0 a 6,7 (Tabela 4).

Tabela 4 - Valores médios da condutividade elétrica (CE), relação de adsorção de Sódio (RAS), porcentagem de sódio trocável (PST) e pH dos extratos de saturação até 0,6 m de profundidade das florestas alta e baixa, a cada 20 cm.

Fisionomia	Profundidade cm	CE dS/m	RAS	PST %	pH
FB	0-20	1,06 a	1,67 a	2,88 a	6,0 a
	20-40	0,45 b	1,22 a	2,00 b	6,5 b
	40-60	0,16 b	0,66 b	1,17 c	6,7 b
FA	0-20	1,07 a	1,77 a	2,35 a	5,6 a
	20-40	0,48 b	1,28 a	1,70 a	6,2 ab
	40-60	0,22 b	0,65 b	0,82 b	6,7 b

Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si (Tukey 5%).

Para a condutividade elétrica, a camada superficial das duas fisionomias diferiu estatisticamente das outras profundidades. Isto está relacionado com o maior teor de sódio na camada superficial, em função da maior de retenção, dada pela CTC mais elevada, a qual é função do maior teor de matéria orgânica do solo. Considerando os valores de CE da tabela 4, apenas os solos sódicos apresentam CE < 4,0 dS/m, mas este é de ocorrência apenas em clima semi-árido, não se enquadrando para a região litorânea estudada. Casagrande *et al.* (2006), estudando solos de restinga do Parque Estadual da Ilha Anchieta, obtiveram resultados próximos aos encontrados neste estudo. Uma vez que os valores da CE na tabela 5 são inferiores a 4,0, os solos de restinga do litoral paulista não são salinos. Ao apresentarem PST < 15, RAS < 13 e pH < 8,4, não se caracterizam como sódicos. E não podem, também, ser considerados salinos-sódicos, pois a CE, PST e RAS possuem valores muito inferiores aos da tabela 4. Um dos fatores que deve contribuir para a baixa retenção de sais no perfil do solo de restinga, segundo Casagrande *et al.* (2006), é a baixa capacidade de retenção de cátions (CTC) e ânions (CTA), resultante do baixo teor de argila e matéria orgânica, principalmente no subsolo. Cabe também lembrar que o íon sódio tem baixa energia de ligação com os colóides do solo, o que facilita a lixiviação ao longo do perfil.

A influência do solo no desenvolvimento da vegetação de restinga foi amplamente destacada por Araújo (1984, 1987), Araújo & Lacerda (1987), Lacerda *et al.* (1982) e Casagrande *et al.* (2011), que a consideraram como comunidade edáfica, por depender mais da natureza do solo que do clima. A não apresentação de sintomas visuais de toxicidade causada por salinidade, com o crescimento e perfilhamento reduzidos e desenvolvimento de áreas necróticas nas folhas, com secamento que se inicia na ponta e se prolonga pelas margens, é compatível com o fato do solo de restinga não ser salino.

Diagnose foliar

Nas análises de macro e micronutrientes foliares, além do alumínio, *Andira fraxinifolia* mostrou diferenças significativas entre as florestas altas e baixas para N, Ca, Fe e Al; *Pera glabrata* para Fe, Mn e Al; *Ilex theezans* para K, Cu, Fe, Mn, Zn e Al; *Psidium cattleianum* para K, Ca, Fe, Mn, Zn e Al (Tabelas 5 e 6).

Tabela 5 - Valores médios dos teores foliares de macronutrientes e alumínio nas fisionomias de floresta alta e baixa de restinga.

Espécies	Fisio	N	P	K	Ca	Mg	S	Al
%								— ppm —
<i>Andira fraxinifolia</i>	FA	2,50 a	0,13 a	0,87 a	0,64 a	0,25 a	0,20 a	208 a
	FB	1,86 b	0,12 a	0,73 a	0,45 b	0,20 a	0,25 a	147 b
<i>Ilex theezans</i>	FA	1,30 a	0,09 a	1,19 a	0,49 a	0,34 a	0,23 a	927 a
	FB	1,33 a	0,09 a	0,83 b	0,55 a	0,38 a	0,29 a	540 b
<i>Pera glabrata</i>	FA	1,66 a	0,08 a	0,64 a	0,56 a	0,36 a	0,20 a	216 a
	FB	1,32 a	0,09 a	0,59 a	0,55 a	0,37 a	0,26 a	168 b
<i>Psidium cattleyanm</i>	FA	1,47 a	0,10 a	1,71 a	0,49 a	0,24 a	0,18 a	1941 a
	FB	1,32 a	0,09 a	1,22 b	0,67 b	0,29 a	0,20 a	1242 b

Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si (Tukey 5%).

Os valores de P, Mg, S e B não se diferenciaram entre as fitofisionomias para as quatro espécies estudadas. Notadamente, *I. theezans* apresentou teores maiores para os micronutrientes Fe, Mn e Zn na fitofisionomia baixa de restinga, em relação às outras espécies.

Tabela 6 - Valores médios dos teores foliares de micronutrientes nas fisionomias de floresta alta e baixa de restinga.

Espécies	Fisio	B	Cu	Fe	Mn	Zn
ppm						
Andira	FA	17,4 a	11,8 a	170,5 a	104,8 a	32,7 a
Fraxinifolia	FB	17,5 a	10,7 a	128,0 b	102,5 a	33,4 a
Ilex theezans	FA	23,2 a	5,7 a	149,5 a	176,8 a	33,0 a
	FB	20,7 a	9,0 b	165,7 b	335,5 b	48,7 b
Pera glabrata	FA	18,0 a	9,5 a	171,0 a	77,8 a	22,7 a
	FB	17,7 a	10,8 a	151,0 b	106,7 b	29,2 a
Psidium cattleyanm	FA	12,0 a	10,6 a	104,5 a	35,6 a	74,5 a
	FB	17,5 a	8,3 a	117,1 b	72,0 b	28,6 b

Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si (Tukey 5%).

As formações florestais tropicais são bastante heterogêneas, apresentando grande diversidade de espécies com diferentes ciclos vitais, ocorrendo sobre grande variedade de solos e climas, em diferentes condições de estresse hídrico. Como resultado, as concentrações de nutrientes associadas com as deficiências diferem caso a caso e as concentrações ótimas ainda não foram definidas para as plantas destes sistemas (Drechsel & Zech, 1991). Entretanto, Mills & Jones (1996) compilaram muitos dados, gerando uma indicação de valores baixos e altos para os macro e micronutrientes foliares (Tabela 7).

Tabela 7 - Valores dos parâmetros químicos foliares classificados em níveis baixos e altos.

Níveis	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn
	%					ppm					
Baixo	< 1,0	< 0,2	< 1,5	< 0,5	< 0,15	< 0,15	< 20	< 2	< 50	< 10	< 15
Alto	> 6,0	> 0,5	> 1,5	> 1,5	> 0,40	> 0,50	> 70	> 20	> 75	> 200	> 20

Fonte: Mills & Jones (1996).

Fazendo-se uma análise geral pelos resultados obtidos, verificou-se que os teores de P foram muito baixos para todas as espécies, resultado este que corresponde ao esperado, já que os teores no solo também foram baixos. Para o K, somente *P. cattleyanum* alcançou o mínimo, enquanto as outras espécies apresentaram valores bem inferiores. O mesmo ocorreu com o B em relação a *I. theezans*. Os teores de N, Ca, Mg, S, Cu, Mn e Zn encontram-se entre os níveis baixo e alto para todas as espécies. Apenas o Fe apresentou teores muito acima do indicado como alto.

Goodland (1971) fez referências sobre os efeitos do alumínio na vegetação de cerrado. Embora não seja um elemento essencial para as plantas, algumas espécies podem acumulá-lo em alta quantidade, mesmo sendo tóxico. O autor considera que 200 ppm seria um teor regular. Pela tabela 6, verifica-se que as quatro espécies estudadas chegaram a valores próximos ou ultrapassaram os 200 ppm. Para uma planta ser qualificada como acumuladora, o teor deve ser superior a 1.000 ppm. Dentre todas, *Psidium cattleyanum* foi a espécie que obteve os maiores valores, chegando a 1.941ppm (Figura 3).

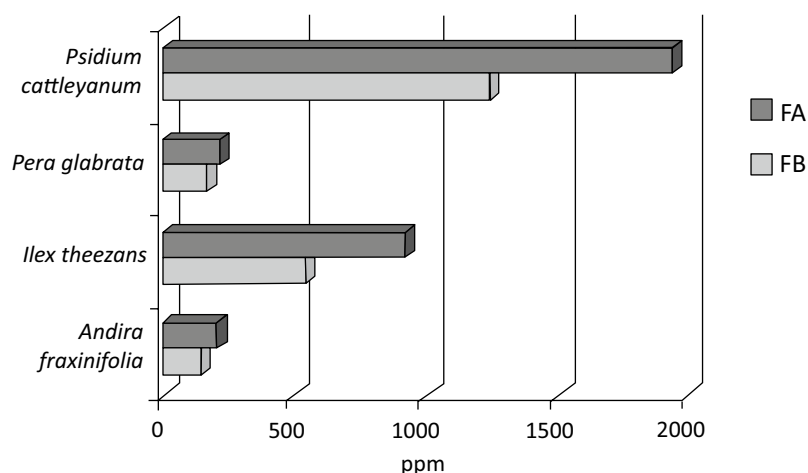


Figura 3 - Valores médios dos teores de alumínio na análise foliar das espécies estudadas, nas fisionomias de floresta alta (FA) e baixa de restinga (FB).

Em solos com toxicidade por alumínio, a absorção de cálcio pelas raízes torna-se restrita, devido à competição por sítios de ligação nas raízes (Mills & Jones, 1996). No entanto, pelos dados da tabela 5, é possível verificar que *P. cattleyanum*, embora possua altos valores de alumínio, também obteve a maior porcentagem de cálcio, se comparada às outras espécies, demonstrando a necessidade de melhor conhecimento das exigências nutricionais dessas espécies, principalmente quanto à elevada acidez do solo, com altos teores de Al e baixos de Ca, situação comum em solos de restinga.

Estudos mais detalhados destas espécies, quanto ao comportamento em relação ao Al, poderão evidenciar as suas adaptações e o potencial delas em solos com toxicidade por

alumínio. Embora algumas espécies pareçam ter se adaptado ao excesso de alumínio no solo (Rizzini, 1997), a vegetação de restinga é um conjunto de comunidades vegetais em mosaico, vinda de outras comunidades. No caso do litoral paulista, a Floresta Ombrófila Densa é a fonte maior de espécies para as restingas. Possivelmente, este fato influencie o lento processo inicial de estabelecimento da vegetação de restinga.

Referências Bibliográficas

- Ab Saber. 2001. O Litoral Brasileiro. São Paulo: Metalivros, p. 212 – 240.
- Araújo, D. S. D. 1984. Comunidades vegetais. In: Lacerda, D. L. *et al.* (Coord.). Niterói, CEUF. In: Lacerda, L. D.; Araújo, D. S. D.; Cerqueira, R; Turcq, B. (Eds.) Restingas: Origem, Estrutura e Processos. Niterói: CEUFF, p.157.
- Araújo, D. S. D.; Lacerda, L. D. 1987. A natureza das restingas. *Ciência Hoje*, v. 6,n.33, p.42-48.
- Bonilha, R.M.; Casagrande, J.C. ; Soares M.R.; Reis-Duarte R.M.2012. Characterization of the soil fertility and root system of restinga forests. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 36, p. 1804-1813.
- Brady, N.C. Natureza e propriedades do solo. 7ª ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1989. 878 p.
- Camargo, O. A.; Moniz, A. C.; Jorge, J. A.; Valadares, J. M. A. S. 1986. Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas. Instituto Agronômico FUNDAG, Campinas 94 p.(Boletim Técnico 106).
- Carrasco, P.G. 2003.Produção de mudas de espécies florestais de restinga, com base em estudos florísticos e fitossociológicos, visando a recuperação de áreas degradadas, em Ilha Comprida – SP. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências, Biologia Vegetal, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro –SP.
- Casagrande, J. C.; Reis-Duarte, R. M.; Silva, O.A.; Barbosa, L. M. 2002. Limitações da Fertilidade do Solo para Desenvolvimento da Mata de Restinga do Parque Estadual da Ilha Anchieta (SP). In: CONGRESSO DA SOCIEDADE DEBOTÂNICA DE SÃO PAULO, 14, Rio Claro (SP) Resumos...(a). Cdrom.EBR-31.
- Casagrande, J. C. 2003. Considerações sobre Recuperação da fertilidade do solo para áreas degradadas. In: Anais do Seminário Temático sobre Recuperação de Áreas Degradadas. São Paulo, SP.p. 92-93.
- Casagrande, J. C.; Sato, C.A.; Reis-Duarte, R.M.; Santos, D.A.; Galvão-Bueno, M.S. 2006. Avaliação da Salinidade de Solos da Floresta de Restinga do Parque Estadual da Ilha Anchieta – SP. In: CONGRESSO NACIONAL DEBOTÂNICA, 57, Gramado (RS).
- Casagrande, J.C.; Soares, M.R.; Bonilha, R.M.; Reis-Duarte, R.M.; Zumkeller, D.S.; Galvão-Bueno, M.S. 2010. Manejo da Fertilidade do Solo para Implantação de Floresta de Restinga. In: XXIX Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas, Guarapari/ES, Anais FertBio.
- CONAMA - Resolução no 417, de 26 de junho 2009. <http://www.areaseg.com/conama/2009/413-2009.pdf>.
- Drechsel, P. & Zech, W. 1991. Foliar nutrient levels of broad-leaved tropical trees: atabular review. *Plant and Soil* 131: 29-46.
- Gomes, F.H.; Vidal-Torrado, P.; Macías, F.; Gherardi, B; Perez, X.L.O. 2007. Solos sob vegetação de restinga na Ilha do Cardoso (SP). I – Caracterização e Classificação. *R. Bras. Ci. Solo*, 31:1581-1589.

- Goodland, R. 1971. Oligotrofismo e alumínio no cerrado. In: Simpósio Sobre O Cerrado, 2, 1971. Universidade de São Paulo. EDUSP, São Paulo.
- Guedes-Silva, D.C. 2003. Florística, Estrutura e Informações sobre a Regeneração natural de fragmentos de florestas de restinga no Município de Bertioga – SP. Tese de Doutorado Instituto de Biociências, Biologia Vegetal, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro - SP.
- Kuhlmann, E. 1997. Vegetação. In: INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Geografia do Brasil; região Nordeste. Rio de Janeiro, p. 85-110.
- Lacerda, L. D.; Araújo, D. S.; Maciel, N. C. 1982. Restingas brasileiras: uma bibliografia. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 48 p.
- Malavolta, E.; Vitti, G.C.; Oliveira, S.A. 1989. Avaliação do estado nutricional das plantas – princípios e aplicações. Potafos ed. Piracicaba – SP. 201 p.
- Mills, H.A. & Jones, J.B. 1996. Plant Analysis Handbook II. Micromacro Publishing. 422 p.
- Moraes, R. M.; Delitti, W. B. C.; Struffaldi-De Voou, Y. 1992. Fluxo de macronutrientes através do folheto na mata de restinga e na floresta pluvial tropical do Parque Estadual da Ilha do Cardoso (SP). In: Congresso De Essências Nativas, Conservação Da Biodiversidade, São Paulo. Résumés...São Paulo, p.44.
- Oliveira, M. 1997. Gênese, classificação e extensão dos solos afetados por sais. In: GHEYI, H.R.; QUEIROZ, J.E.; MEDEIROS, J.F. Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada. Campo Grande: SBEA/UFPA, p. 1-35.
- Pavan, M. A. 1982. Efeitos tóxicos de alumínio em mudas de café em relação à nutrição de cálcio. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.6, p.209-213.
- Pinto, M. M. 1998. Fitossociologia e influência de fatores edáficos na estrutura da vegetação em áreas de mata atlântica na Ilha do Cardoso, Cananéia, SP. 1998. 112 p. Tese de Doutorado, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.
- Raij, B. Van. 1991. Fertilidade do solo e adubação. São Paulo: Agronômica Ceres, Piracicaba: POTAFOS, 343p.
- Raij, B. Van; Cantarella, H. & Furlani, P.R. 1989. Efeito, na reação do solo, da absorção de amônio e nitrato pelo sorgo, na presença e na ausência de gesso. R. Bras.Ci. Solo, 12:131-136.
- Reis-Duarte, R.M. 2004. Estrutura da floresta de restinga do Parque Estadual da Ilha Anchieta (SP): Bases para promover o enriquecimento com espécies arbóreas nativas em solos alterados. 2004. 230 p. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociência, Área de concentração: Biologia Vegetal. Rio Claro.
- Ribeiro, M.R.; Freire, F.J.; Montenegro, A.A.A. 2003. Solos halomórficos no Brasil: ocorrência, gênese, classificação, uso e manejo sustentável. P. 166-208.
- Ritchey, K.D. 1982. O potássio nos Oxisolos e Ultissolos dos trópicos úmidos. Piracicaba : Instituto Internacional da Potassa, Boletim Técnico, 7, 69p.
- Rizzini, C. T. 1997. Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural Edições, 747 p.
- Robinson, D. 1996. Resource capture by localized root proliferation: why do plants bother? Annals of Botany, v.77, p.179-185.

- Sugiyama, M. 2003. Estudos florísticos e fitossociológicos em comunidades vegetais de restinga da Ilha do Cardoso, Cananéia (SP). 2003. 134 p. Tese de Doutorado, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- Suguio, K.; Tessler, M. G. 1984. Planícies de Cordões Litorâneos Quaternários do Brasil: Origem e Nomenclatura. In: RESTINGAS: ORIGEM, ESTRUTURA, PROCESSOS, Niterói. Resumos... Niterói, p. 15-26.
- Van Vuuren, M.M.I.; Robinson, D.; Griffiths, B.S. 1996. Nutrient inflow and root proliferation during the exploitation of a temporally and spatially discrete source of nitrogen in soil. *Plant and Soil*, Dordrecht, v.178, p.185-192.

ACIDEZ E SALINIDADE DE SOLOS DO ECOSISTEMA RESTINGA¹

Joana América Castellar da Cunha²

José Carlos Casagrande³

Marcio Roberto Soares³

Rose Mary Reis Duarte⁴

1. Introdução

As formações vegetais do ecossistema restinga estendem-se por cerca de cinco mil quilômetros do litoral brasileiro, correspondendo a aproximadamente 79% do total da costa (Araújo & Lacerda, 1992). Segundo a resolução CONAMA nº417/2009, a vegetação de Restinga é o conjunto de comunidades vegetais, distribuídas em mosaico, associado aos depósitos arenosos costeiros quaternários e aos ambientes rochosos litorâneos.

Os biomas costeiros estão sujeitos à degradação desde o início da colonização, pela expansão populacional, plantio de diversas culturas, extrativismo, entre outros. Mais recentemente, Mota & Pereira (2009) observaram que a especulação imobiliária, as atividades turísticas e a expansão urbana têm causado a degradação das restingas e dos manguezais. Dentro do ecossistema da Mata Atlântica, a faixa que comporta o litoral pode ser considerada a área mais frágil e susceptível às perturbações antrópicas, devido principalmente à ocupação urbana (Araújo *et al.*, 1987; Silva 1999). Além do longo histórico de processos de degradação, os solos das restingas, devido à sua baixa potencialidade de sustentação vegetal, em função de sua composição arenosa e dos baixos teores de nutrientes e de matéria orgânica, representam um dos maiores desafios quanto à recuperação. O conceito agrônômico de baixa fertilidade natural pode não se aplicar no estudo da interação solo-vegetação em ecossistemas naturais. Afinal, os solos sob vegetação de restinga, apesar de normalmente serem conceituados como de baixa fertilidade por diversos autores, apresentam uma composição florística muito rica. Segundo Bonilha (2011), os conceitos de grupos de sucessão ecológica podem ser aplicados para as situações de restinga alta e baixa, em que espécies com menores exigências nutricionais passaram a constituir a maioria da popula-

1 Parte do trabalho de conclusão de curso do primeiro autor, apresentado ao Curso de Engenharia Agrônoma CCA – UFSCar para a obtenção do título de Engenheiro Agrônomo. Aprovado 25 de janeiro de 2013.

2 Eng. Agrônoma, Universidade Federal de São Carlos,

3 Professor Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, Campus de Araras. Rodovia Anhanguera, km 174, Caixa Postal 153, CEP 13600-970 Araras (SP) Campus de Araras, Araras, SP, CEP: 13600-970, bighouse@power.ufscar.br.

4 Profa. Dra. do Grupo de Estudos sobre RAD do Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de São Carlos – UFSCar, Campus de Araras. Rodovia Anhanguera, km 174, Caixa Postal 153, CEP 13600-970 Araras (SP).

ção, fato que justifica a composição florística exuberante dessas fitofisionomias, apesar da condição de baixa fertilidade do solo.

Este trabalho teve como objetivos conhecer o gradiente de acidez e a dinâmica da salinidade no ecossistema restinga, em sequências floresta alta, floresta baixa, duna e ante duna da Ilha Comprida e da Ilha do Cardoso, e oferecer respaldo científico para facilitar a adequação de métodos e de estratégias de restauração ecológica desse ecossistema.

2. Material e métodos

O estudo foi realizado em duas áreas do litoral paulista (Figura 1): Estação Ecológica dos Chauás, município de Iguape, Vila de Pedrinhas, no município de Ilha Comprida (24°43'53"S e 47° 33'32"W); Parque Estadual da Ilha do Cardoso, restinga do Pereirinha, município de Cananéia (25°18'18"S e 48° 05'42"W). Em cada local, foram coletadas amostras de solos sob as fitofisionomias restinga alta e baixa, duna e ante-duna.

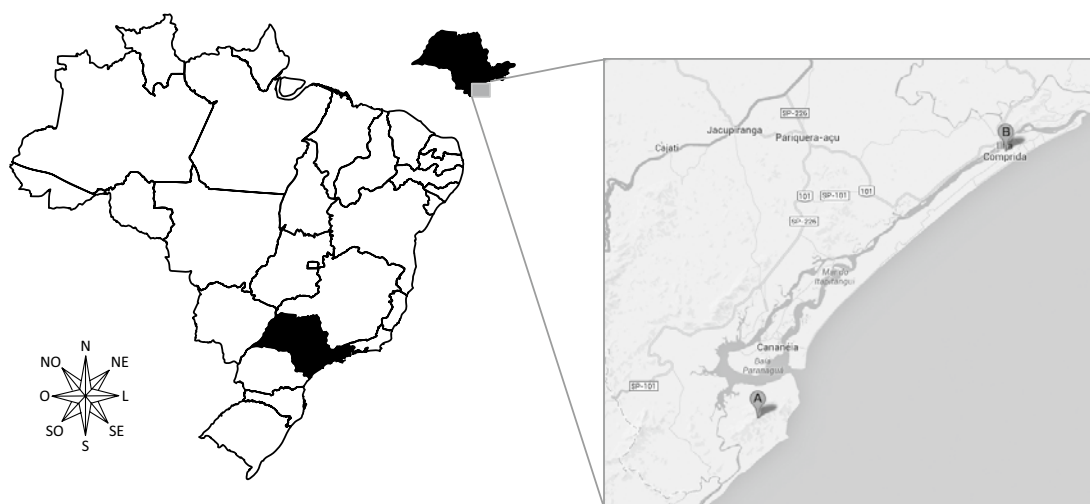


Figura 1 - Localização das áreas estudadas. A = Ilha do Cardoso – município de Cananéia; B = Ilha Comprida – município de Iguape. (Fonte: adaptado do Google Maps, 2013).

Os estudos da fertilidade e da salinidade do solo foram realizados até 0,6 m de profundidade, totalizando cinco camadas amostradas para cada fitofisionomia: 0-5, 0-10, 0-20, 20-40 e 40-60 cm, com cinco repetições por camada amostrada.

As análises químicas foram realizadas no Laboratório de Fertilidade do Solo da Universidade Federal de São Carlos, *Campus* de Araras. Foram determinados o pH (acidez ativa) em solução de cloreto de cálcio (CaCl_2), acidez potencial ($\text{H}+\text{Al}$) em solução tampão, K-Potássio (resina), Ca-Cálcio (resina), Mg-Magnésio (resina), SB-Soma de bases, V%-saturação por bases e m%-saturação por alumínio (Camargo *et al.*, 2009). Os parâmetros utilizados para determinação da salinidade do solo foram a relação de adsorção de sódio (RAS), porcentagem de sódio trocável (PST), pH no extrato de saturação (pH_{ex}) e a condutividade elétrica do extrato de saturação (C.E.), conforme Claessen (1997). Os valores de RAS e de PST foram obtidos pela determinação dos teores de Ca, Mg e Na do extrato de saturação, a partir das respectivas fórmulas:

$$RAS = \frac{Na}{\frac{\sqrt{(Ca + Mg)}}{2}},$$

em que teores de Na, Ca e Mg são expressos em $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$, e $PST = \left(\frac{Na}{CTC_e} \right) \times 100$,

em que CTC_e é a capacidade de troca de cátions efetiva, em $mmol_c\ dm^{-3}$. O pH do extrato de saturação e a C.E. foram medidos, respectivamente, por pHmetro e por condutivímetro de leitura direta.

O estudo foi conduzido em delineamento experimental inteiramente casualizado, com parcelas subdivididas. Os resultados foram submetidos à análise de variância e à subsequente comparação de médias, com nível de significância de 5% pelo teste de Tukey. O software utilizado foi o Assistat versão 7.6 Beta (Silva & Azevedo, 2002).

3. Resultados e discussão

Acidez

Segundo a classificação do Boletim Técnico 100 (Raij *et al.*, 1996), o pH das amostras das restingas alta e baixa e das dunas de ambas as localidades foram típicos de solos ácidos a muito ácidos (Tabelas 1 e 2). Outros autores, como Carrasco (2003), Reis-Duarte (2004) e Menezes (2010) também observaram elevados níveis de acidez em solos de restinga. Pereira (2005) e Sato (2007) observaram que nos solos da restinga os valores de pH variaram, respectivamente, de 3,9 a 4,5 e de 3,5 a 4,0 na camada superficial (0-5 cm). Comportamento similar foi obtido no presente estudo, uma vez que os valores de pH das amostras de solo coletadas na camada 0-5 cm, nas restingas alta e baixa da Ilha Comprida e da Ilha do Cardoso, variaram de 3,2 a 3,6 e de 3,4 a 3,1, respectivamente (Tabelas 1 e 2). Uma das razões para essa elevada acidez pode ser devido aos solos estudados serem originados de uma variedade de depósitos arenosos do quaternário, pobres em bases, como evidenciado por Gomes *et al.* (2007). Os valores de soma de bases foram baixos para as fitofisionomias restinga alta e baixa e para as dunas de ambas as localidades (Tabelas 1 e 2).

Outro aspecto a ser considerado é que estes solos estão sujeitos a intensos processos de percolação ao longo do perfil, devido à condição de alta precipitação na região, fato que favorece a lixiviação de nutrientes. Os solos das restingas apresentaram maiores valores de acidez potencial em relação as demais fitofisionomias, principalmente nas camadas superficiais, indicando que a maior parte das cargas desse solo está ocupada por hidrogênio e alumínio (Tabelas 1 e 2). Porém, não foi observada diferença significativa da acidez potencial entre as fitofisionomias nas profundidades de 20-40 e 40-60 cm. Segundo Tuaf (2011), os solos da restinga apresentam alta acidez, baixos valores de soma por bases (SB) e de saturação por bases (V%), conferindo solos de baixa fertilidade, como observado no presente estudo.

Tabela 1. Valores de pH, da acidez potencial, da saturação por alumínio, da soma de bases e da saturação por bases dos solos das fitofisionomias restinga alta, restinga baixa, duna e ante-duna da Ilha Comprida.

Camadas de solo	Fitofisionomias			
	Restinga Alta	Restinga Baixa	Duna	Ante-duna
--cm--	-----pH (CaCl ₂)-----			
0-5	3,2bD	3,6bC	4,7aB	6,6aA
0-10	3,2bD	3,58cC	4,6aB	6,6aA
0-20	3,2bD	3,6bC	4,5aB	6,8aA
20-40	3,4bD	3,9aC	4,5aB	6,5bA
40-60	3,6aD	4aC	4,5aB	6,5bA

-----Hidrogênio+alumínio (mmol _c dm ⁻³)-----				
0-5	54aB	99aA	17aC	7aC
0-10	47aB	79aA	18aC	7aC
0-20	38abAB	49bA	17aBC	7aC
20-40	12bA	23bA	13aA	8aA
40-60	10bA	21bA	10aA	7aA
-----m ¹ (%)-----				
0-5	54bA	45cA	17bB	1,6aC
0-10	60bA	50bcA	20aB	1,5aC
0-20	76aA	59abB	21aC	1,5aD
20-40	74aA	65aA	32aB	3,4aC
40-60	49bB	70aA	29aC	4aD
----- Soma de bases (mmol _c dm ⁻³) -----				
0-5	12aB	10aB	11aB	39aA
0-10	9aB	9aB	11aB	32aA
0-20	4aB	5aB	10aB	23bA
20-40	3aAB	2aB	6aAB	12cA
40-60	5aA	2aA	6aA	9cA
-----V ² (%)-----				
0-5	16abC	19aC	43aB	83aA
0-10	12bcC	17aC	42aB	80aA
0-20	6cD	18aC	41aB	75aA
20-40	10bcC	16aC	36aB	61bA
40-60	24aC	15aD	38aB	56bA

Obs: letras iguais indicam que ao nível de 5% de significância pelo teste de Tukey não há diferença entre as médias. Letras minúsculas representam os valores na vertical e maiúsculas valores na horizontal.¹ Saturação por alumínio, ² Saturação por bases.

Tabela 2 - Valores de pH, da acidez potencial, da saturação por alumínio, da soma de bases e da saturação por bases dos solos das fitofisionomias restinga alta, restinga baixa, duna e ante-duna da Ilha do Cardoso.

Camadas de solo	Fitofisionomias			
	Restinga Alta	Restinga Baixa	Duna	Ante-duna
-----pH (CaCl ₂) -----				
0-5	3,4cC	3,1bD	3,8bB	5,6bA
0-10	3,4cC	3,2bC	3,8bB	5,7bA
0-20	3,3cC	3,5aC	4bB	6,1aA
20-40	3,6bC	3,5aC	4,2aB	6,1aA
40-60	3,9aC	3,6aD	4aB	6,2aA
-----Hidrogênio+alumínio (mmol _c dm ⁻³)-----				
0-5	65aA	50aA	14aB	7aB
0-10	67aA	50aB	15aC	7aC
0-20	64aA	29bB	15aBC	7aC
20-40	23bA	12bA	11aA	7aA
40-60	15bA	13bA	10aA	7aA
-----m ¹ (%)-----				
0-5	66aA	77aA	65aA	8aB
0-10	69aA	78aA	70aA	8aB

0-20	73aA	61bA	68aA	9aB
20-40	70aA	62bA	59aA	11aB
40-60	47aB	61bA	64aA	7aC
-----Soma de bases (mmol _c dm ⁻³)-----				
0-5	6aA	4aB	4aB	8aA
0-10	5abB	3aC	3aC	7abA
0-20	4bcB	4aB	4aB	7abA
20-40	2cC	3aBC	4aAB	6bA
40-60	2cB	2aB	3aB	6bA
-----V ² (%)-----				
0-5	11bBC	5bC	17bB	53aA
0-10	10bBC	5bC	15bB	51abA
0-20	10bC	9bC	18bB	48abA
20-40	15abC	14aC	26aB	44bA
40-60	19aB	12abC	23abB	46abA

Obs: letras iguais indicam que ao nível de 5% de significância pelo teste de Tukey não há diferença entre as médias. Letras minúsculas representam os valores na vertical e maiúsculas valores na horizontal.¹ Saturação por alumínio, ² Saturação por bases.

No sentido continente-litoral observou-se elevação do pH, ou seja, a ante-duna da Ilha Comprida e da Ilha do Cardoso apresentaram pH menos ácido em relação às demais fitofisionomias (Tabelas 1 e 2). O gradiente de acidez foi diferente entre as fitofisionomias para todas as profundidades estudadas, com exceção das restingas alta e baixa. Os valores de soma de bases e de saturação por bases aumentaram significativamente no sentido continente-litoral para todas as profundidades amostradas, com exceção da profundidade de 40-60 cm na Ilha Comprida.

As ante-dunas de ambas as localidades apresentaram os maiores valores de soma de bases e de saturação por bases (Tabelas 1 e 2), ocorrendo o inverso com a saturação por alumínio (m%). Estes atributos têm estreita relação com o pH do solo, que foi mais elevado nas ante-dunas. A condição de pH mais elevado e a maior soma de bases dos solos sob fitofisionomias mais próximas do mar pode ser causada pelo acúmulo de carbonatos provenientes de conchas. Segundo Milliman (1977), os depósitos de carbonatos algálicos são abundantes ao longo das regiões Nordeste e Sudeste do Brasil. Almeida (2012) também observou elevados valores de pH na fitofisionomia duna da Juréia, fato que, segundo o autor, pode estar associado à presença de carbonatos de cálcio que formam as conchas. Neto *et al.* (2008) concluíram que o carbonato de cálcio identificado em áreas de mangue tiveram sua origem nos fragmentos de conchas e em algas calcárias.

Esse aumento do pH no sentido continente-litoral também pode estar associado à diminuição da matéria orgânica nesse mesmo sentido geográfico. De uma maneira geral, há aumento na complexidade da vegetação no sentido oceano-continente, que é interpretado por alguns autores como sendo, simultaneamente, faixas de zonação e fases sucessionais (Waechter, 1985). Isso determina diferentes quantidades de biomassa disponível para a manutenção da matéria orgânica do solo. Barduco (2009) associou a presença de espécies típicas da restinga herbácea, nas dunas, ao solo formado por materiais de origem quartzosa. Por outro lado, nas regiões mais interiores da planície litorânea, a vegetação é caracterizada pelo porte arbóreo mais elevado e bem estruturado (florestas de restingas), desenvolvida em solos derivados de deposições mais antigas e mais ricos em matéria orgânica. Segundo Guppy (2005), muitos estudos sobre comportamento de ácidos orgânicos em solos têm sido realizados em áreas de florestas, e alguns resultados têm demonstrado que a concentração desses ácidos é dois terços menor em áreas cultivadas, quando comparadas às de florestas.

Pavinato & Rosolem (2008) concluíram que a decomposição da matéria orgânica é uma das principais fontes de ácidos orgânicos do solo. Para Coelho *et al.* (2010), isso também explica a elevada acidez dos solos da restinga.

Outro aspecto importante é que a brisa marinha e os processos de molhamento pela água do mar, aos quais os solos das dunas estão sujeitos, podem ter contribuído para maior aporte de cátions básicos, como o Mg, o Na e o K. Araújo (2011) determinou que o “spray” marinho é fonte importante dos íons Cl^- , Na^+ , Mg^{2+} , K^+ e SO_4^{2-} . Anteriormente, Araújo & Lacerda (1987) já tinham mencionado que o “spray” marinho é uma das principais fontes de nutrientes para os biomas costeiros.

As plantas do ecossistema restinga devem ser adaptadas a altas concentrações de hidrogênio e de alumínio, uma vez que essas fitofisionomias desenvolveram-se e ainda se desenvolvem, apesar das condições limitantes de fertilidade do solo, do ponto de vista agrônomo. Pode-se levar em conta também o fato de que em áreas onde a fertilidade é baixa, a vegetação pode desenvolver estratégias para potencializar a eficiência nutricional, ou seja, mecanismos de reabsorção de nutrientes diretamente da serrapilheira, através do desenvolvimento de raízes finas e superficiais (Jordan & Herrera, 1981; Gonçalves & Mello, 2000). Como os solos de restinga apresentam condições de elevada acidez e de baixa concentração de bases, a camada de serrapilheira formada sobre esses solos torna-se um importante condicionador destes solos, agindo como regulador de umidade e potencializador da ciclagem de nutrientes destes solos. Segundo Pires (2006), em um estudo sobre a produção, acúmulo e decomposição da serrapilheira em restinga da Ilha do Mel, a serrapilheira acumulada conferiu maior estabilidade ao sistema e, juntamente com o solo, pôde controlar vários processos fundamentais na dinâmica dos ecossistemas, como o da produção primária e o da liberação de nutrientes. A serrapilheira produzida nas florestas de restinga é muito importante para a manutenção deste sistema, pois pode contribuir para a entrada de nutrientes, promover melhores condições do solo através da regulação do pH, promover aumento do armazenamento de água e de nutrientes, além de incrementar a capacidade de troca catiônica (Hay & Lacerda 1984; Moraes *et al.* 1999). Segundo Golley (1978), a produção e decomposição da serrapilheira são processos fundamentais para o fluxo de matéria orgânica e de nutrientes da vegetação para a superfície do solo, e, sendo assim, para o funcionamento do ecossistema, principalmente nas florestas tropicais situadas em solos pobres em nutrientes.

Nas áreas de restingas altas e baixas, foi observado aumento do pH com o aumento da profundidade de amostragem (Tabelas 1 e 2). Os solos das regiões costeiras, devido ao baixo teor de argila (normalmente de 1 a 5%), estão sujeitos à intensa lixiviação pela baixa capacidade de troca de cátions (CTC), além de já serem solos originalmente pobres em nutrientes (Bonilha, 2011). Sendo assim, o processo de percolação de cátions pode ter favorecido o aumento do pH nas camadas mais profundas. Segundo Gomes (1998), em estudos sobre a fertilidade de solos de restinga no Rio de Janeiro, os valores de pH de horizontes mais profundos tenderam a ser mais elevados, por receberem aporte de cátions básicos lixiviados e por serem praticamente destituídos de material orgânico, a mais provável fonte de acidez dos horizontes superficiais. Sato (2007), em um estudo sobre a fertilidade dos solos de floresta de restinga do litoral paulista, observou um gradual aumento do pH dos solos com a profundidade, sendo que a intensa lixiviação também foi considerada o fator que potencializa a acidez mais elevada na superfície.

A alta saturação por alumínio (m%) nos solos de floresta de restinga deveu-se, principalmente, à baixa soma de bases, também resultante da alta lixiviação favorecida pela textura arenosa e pela elevada acidez potencial do solo (Tabelas 1 e 2). O baixo valor de V% indica baixos teores de K, Ca e Mg e excesso de Al, resultando em elevada saturação por alumínio (Sato 2007). Os solos sob as restingas de ambas as localidades, tanto a alta quanto a baixa, apresentaram variação da saturação por bases entre 15% e 25% em profundidade,

com variação da saturação por alumínio entre 45% e 80%. Isso caracteriza sérias limitações ao desenvolvimento vegetal.

Salinidade

O ecossistema restinga é um ambiente frágil em razão da natureza de seu solo pobre, composto de areia inconsolidada e, em muitas áreas, com considerável grau de salinidade (Hay & Lacerda, 1984). Ultimamente, os estudos sobre salinidade vêm ganhando importância devido aos efeitos nocivos e degradantes que esse parâmetro pode causar, tanto em ambiente de produção em larga escala, quanto em ecossistemas naturais.

Tabela 3. Variação da relação de adsorção de sódio (RAS), da porcentagem de sódio trocável (PST), da condutividade elétrica (C.E.) e do pH do extrato de saturação, entre as fitofisionomias e profundidades amostradas na Ilha Comprida.

Camadas de solo	Fitofisionomias			
	Restinga alta	Restinga baixa	Duna	Ante-duna
--cm--	-----RAS (mmolc/l)-----			
0-5	5aB	6aB	9aB	228aA
0-10	6aB	6aB	9aB	203aA
0-20	6aB	6aB	7aB	159abA
20-40	4aA	4aA	6aA	19cA
40-60	4aB	5aB	7aB	89bA
	-----PST*(%)-----			
0-5	3aA	7aA	11aA	1682aB
0-10	3aA	7aA	10aA	1661aB
0-20	3aA	7aA	7aA	1661aB
20-40	2aA	5aA	5aA	1340aB
40-60	2aA	7aA	6aA	1360aB
	-----C.E.(dS m ⁻¹)-----			
0-5	1,0aB	1,0aB	0,5aB	23aA
0-10	1,0aB	1,0aB	0,5aB	21aA
0-20	0,1aB	0,7aB	0,4aB	13bA
20-40	0,4aA	0,3aA	0,2aA	2cA
40-60	0,2aB	0,3aB	0,2aB	6cA
	-----pH-----			
0-5	3,3bD	3,9aC	5,5aB	7,2aA
0-10	3,26cD	3,9aC	5,3aB	7,3aA
0-20	3,4bcC	3,7aC	5,4aB	7,2aA
20-40	3,7bC	3,9aC	5,3aB	7,4aA
40-60	4,2aC	3,9aC	5,2aB	7,3aA

Obs: letras iguais indicam que ao nível de 5% de significância pelo teste de Tukey, não há diferença entre as médias. Letras minúsculas representam os valores na vertical e maiúsculas, valores na horizontal.

Júnior (2007), em um estudo sobre a salinidade como fator de zonação de plantas de restinga, mostrou que geralmente há um decréscimo no crescimento e na produção com o aumento da salinidade.

Os solos da ante-duna da Ilha Comprida estão muito próximos do mar, o que determina um regime constante de molhamento desse solo com água salina, influenciando diretamente na sua caracterização como solo salino-sódico. Uma das causas da salinização é a invasão de água salgada, o que é um fator característico de regiões costeiras (Ribeiro *et al.*,

2003). Geralmente, solos naturalmente salinos encontram-se em áreas que recebem sais de outras localidades, sendo a água o principal fator de transporte desses sais (Allinson *et al.*, 1973). Os dois fatores principais que possibilitam a entrada de sais no perfil de solos costeiros são a brisa marinha, que carrega sais em direção ao continente, e as águas superficiais ou subterrâneas.

Os principais aspectos do solo que são influenciados pela salinidade são o pH, a condutividade elétrica, o complexo sortivo, o sódio trocável, a floculação do complexo argila-húmus, a retenção de umidade e a permeabilidade, sendo que estes aspectos podem causar efeitos deletérios no crescimento vegetal, bem como na biomassa microbiana (Santos, 1997). Apenas o solo da ante-duna da Ilha Comprida enquadrou-se na classificação de solos afetados por sais, sendo considerado um solo salino-sódico (Tabela 3). Os solos das demais fitofisionomias da Ilha Comprida e da Ilha do Cardoso (Tabelas 3 e 4) não se adequam à definição de salinidade proposta por Richards (1954). Portanto, não foram considerados nem salinos, nem sódicos e nem salino-sódicos.

Tabela 4. Variação da relação de adsorção de sódio (RAS), da porcentagem de sódio trocável (PST), da condutividade elétrica (C.E.) e do pH do extrato de saturação, entre as fitofisionomias e profundidades amostradas na Ilha do Cardoso.

Camadas de solo	Fitofisionomias			
	Restinga alta	Restinga baixa	Duna	Ante-duna
-----RAS (mmolc l ⁻¹)-----				
0-5	8aA	11aA	9aA	10cA
0-10	7aA	10aA	9aA	12bcA
0-20	8aC	16aAB	9aBC	20abcA
20-40	5aB	10aB	8aB	22aA
40-60	4aB	11aB	5aB	16abcA
-----PST (%)-----				
0-5	4aBC	2aC	9aAB	12bA
0-10	4aBC	2aC	8aAB	13bA
0-20	5aB	5aB	6aB	18aA
20-40	5aB	5aB	4aB	20aA
40-60	4aB	4aB	3aB	12bA
-----C.E. (dS m ⁻¹)-----				
0-5	1,2aA	0,8aB	0,5aC	0,3aC
0-10	1abA	0,8aA	0,4aB	0,3aB
0-20	0,8bA	0,7aA	0,3abB	0,3aB
20-40	0,3cAB	0,6aA	0,2abB	0,4aAB
40-60	0,2cA	0,3bA	0,1bA	0,3aA
-----pH-----				
0-5	3,8bC	4cC	4,9bcB	7,1aA
0-10	3,9bC	4,1cC	4,8bcB	7aA
0-20	3,7bD	4,3bcC	4,7cB	7aA
20-40	4bD	4,6abC	5,2abB	7,2aA
40-60	4,5aC	4,7aC	5,4aB	7,3aA

Obs: letras iguais indicam que, no nível de 5% de significância no teste de Tukey, não há diferença entre as médias. Letras minúsculas representam os valores na vertical e maiúsculas, valores na horizontal.

Os solos sob as restingas estudadas, apesar de se localizarem em uma região costeira onde o fluxo de sais é constante, não foram caracterizados como salinos. O principal fator

que contribuiu para este comportamento provavelmente foi a associação da textura arenosa com a alta pluviosidade característica da região, que favorece a percolação profunda dos nutrientes, inclusive dos sais. Além disso, a alta acidez dos solos da restinga, proveniente, na maior parte, das altas concentrações de matéria orgânica, também concorre para diminuir a retenção de bases, o que evita o acúmulo de sais.

Uma das condições que favorecem a salinidade dos solos é a evapotranspiração da planta ser maior que a precipitação do local, fato que, conseqüentemente, resulta em ascensão e acúmulo de sais em superfície. O alto índice pluviométrico das áreas estudadas supera as taxas de evapotranspiração, mesmo das restingas altas, contribuindo muito mais para a lixiviação do que para o acúmulo de sais.

Referências Bibliográficas

- Alisson, I. E. *et al.*. 1973. Determinación de las propiedades de suelos salinos y sódicos. In: L.A. Richards (ed). Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos e sódicos. Editorial Limusa, México, pp. 7-33.
- Almeida, D. Q. A. 2012. Ciclagem de carbono e nitrogênio no solo sob restinga do estado de São Paulo. Tese de Mestrado, Universidade de São Paulo - Escola Superior de Agricultura "Luis de Queiroz" - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Piracicaba, São Paulo.
- Araújo, T.G. 2011. Deposição atmosférica total de nitrogênio e íons maiores no trecho inferior do rio Cachoeira, sul da bahia – brasil. Tese de Mestrado. Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, Bahia.
- Araújo, D.S.D. & Lacerda, L.D. 1987. A natureza das restingas. *Ciência Hoje*6: 42-48.
- Araújo, D.S.D. & Lacerda, L.D. 1992. A natureza das restingas. *Ciência Hoje Especial ECO* 92:42-48.
- Barduco, G.L *et al.*. 2009. Relação entre a vegetação e o solo na restinga do Parque Estadual da Ilha do Cardoso, (SP). Anais do 13º Simpósio brasileiro de geografia física aplicada, Viçosa, Minas Gerais.
- Bonilha, R.M. 2011. Caracterização da fertilidade do solo, distribuição do sistema radicular e índice de qualidade do solo no Ecossistema Restinga do Litoral Paulista. Tese de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, Araras, São Paulo.
- CONAMA - RESOLUÇÃO No 417, DE 26 DE JUNHO 2009. <http://www.areaseg.com/conama/2009/413-2009.pdf>: acesso em 04/04/2013.
- Camargo, O.A *et al.*. 2009. Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agronômico de Campinas (Boletim técnico, 106). Edição revisada. Instituto Agronômico, Campinas.
- Carrasco, P.G. 2003. Produção de mudas de espécies florestais de restinga, com base em estudos florísticos e fitossociológicos, visando a recuperação de áreas degradadas em Ilha Comprida – SP. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - Instituto de Biociências, Rio Claro, São Paulo.
- Claessen, M.E.C. *et al.*. 1997. Manual e métodos de análises de solo. 2 ed. Embrapa, Rio de Janeiro.
- Coelho, M.R *et al.*. 2010. Química e gênese de solos desenvolvidos Sob vegetação de restinga no estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Ciência de Solo*. 34(6): 1951-1964.

- Golley, F. B. *et al.*. 1978. Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida. 1.ed. EPU-EDUSP, São Paulo.
- Gomes, J. B. *et al.*. 1998. Solos de três áreas de restinga. I. Morfologia, caracterização e classificação. Pesquisa Agropecuária Brasileira. 33: 1907-1919.
- Gomes, F.H *et al.*. 2007. Solos sob vegetação de restinga na Ilha do Cardoso (sp). II - mineralogia das Frações silte e argila. Revista Brasileira de Ciência do Solo 31(6): 1581-1589.
- Gonçalves, J.L.M. & Mello, S.L.M. 2000. O sistema radicular das árvores. In: J.L.M. Gonçalves & V. Benedetti (eds). Nutrição e fertilidade florestal. Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais, Piracicaba, pp. 219-261.
- Googlemaps, 2013. Mapas. <https://maps.google.com.br/maps?hl=pt-BR&tab=wl> (Acesso em 10.06.2013).
- Guppy, C.N. *et al.*. 2005. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil. Australian Journal of Soil Research 43: 189-202.
- Hay, J.D. & Lacerda, L.D. 1984. Ciclagem de nutrientes no ecossistema de restinga. In: L.D. Lacerda, D.S.D. Araujo, R. Cerqueira, B. Turcq (eds). Restingas: Origem, Estrutura, Processos. CEUFF, Niterói, pp. 459-475.
- Jordan, C.F. & Herrera, R. 1981. Tropical rain Forest: are nutrient really critical? American Naturalist 117(2): 167-180.
- Lacerda, L. D. & Esteves, F. A. 2000. Restingas brasileiras: Quinze anos de estudos. In: F. A. Esteves & L. D. Lacerda. Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras. Computer & Publish Editora Gráfica, Rio de Janeiro, pp. 3-6.
- Menezes, L.F.T *et al.*. 2010. Estrutura comunitária e amplitude ecológica do componente lenhoso de uma floresta de restinga mal drenada no sudeste do Brasil. Acta botânica-Brasilica 24(3): 825-839.
- Milliman, J.D. 1977. Relict magnesian calcite oolite and subsidence of the Amazon shelf: reply. Sedimentology 24(1): 149-151.
- Moraes, R.M. *et al.* 1999. Litterfall and litter nutrient content in two Brazilian Tropical Forests. Revista Brasileira de Botânica 22(1): 9-16.
- Mota, D.M. & Pereira, E.O. 2008. Extrativismo em Sergipe: a vulnerabilidade de um modo de vida? Raízes 27(1): 71-79.
- Neto, A.B.A. *et al.* 2008. Níveis e origem do carbonato de cálcio em sedimentos dos manguezais de Icapuí – CE, Nordeste do Brasil. Revista de Geologia 21(2): 135-146.
- Pavinato, P.S. & Rosolem, C. A. 2008. Disponibilidade de nutrientes no solo - decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. Revista Brasileira de Ciência do Solo 32(3): 911-920.
- Pereira, M. G. 2005. Propriedades químicas de solos sob *Neoregelia cruenta* (R. Grah) L.B. Smith na restinga da Marambaia, RJ. Brazilian journal of forestry and environment 12(1): 70 – 73.
- Pires *et al.* 2006. Produção, acúmulo e decomposição da serrapilheira em uma restinga da Ilha do Mel, Paranaguá, PR, Brasil. Acta botânica brasilica. 20(1): 173-184.
- Raij, B.V. *et al.* 1996. Boletim técnico 100 – Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo. 2.ed. Instituto agrônomo, Campinas.
- Raij, B.V. 1991. Fertilidade do solo e adubação. 1.ed. Ceres, São Paulo.

- Reis-duarte, R. M. R. 2004. Estrutura da floresta de restinga do Parque Estadual da Ilha Anchieta (sp): bases para promover o enriquecimento com espécies arbóreas nativas em solos alterados. 2004. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - Instituto de biociência, Rio Claro, São Paulo.
- Ribeiro, M.R. *et al.* 2003. Solos halomórficos no Brasil: Ocorrência, gênese, classificação, uso e manejo sustentável. In: CURI, N. *et al.* (eds). Tópicos em ciência do solo. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, pp. 165-208.
- Richards, L. A. 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. 1.ed. Department of Agriculture, Washington.
- Santos, J.G.R. 1997. Desenvolvimento e produção da bananeira nanica sobre diferentes níveis de salinidade e lâminas de água. Tese de Doutorado. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, Paraíba.
- Santos, G.A. & Camargo, F.A.O. 1999. Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. 1.ed. Gênese, Porto Alegre.
- Sato, C.A. 2007. Caracterização da fertilidade do solo e da composição mineral de espécies arbóreas de restinga do litoral paulista. Tese de Mestrado Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - Instituto de Biociência, Rio Claro, São Paulo.
- Silva, F. A. S. & Azevedo, C. A. V. 2002. Versão do programa computacional Assistat para o sistema operacional Windows. Revista Brasileira de Produtos Agroindustriais 4(1): 71-78.
- Shoji, S. *et al.* 1982. Chemistry and clay mineralogy of Ando soils, Brown forest soils, and Podzolic soils formed from recent Towada ashes, Northeast. Japan. Soil Science 133: 69-86.
- Tuaf, C. *et al.* 2011. Detecção de unidades geobotânicas em Floresta de Restinga sob sedimentos holocênicos através do sensoriamento remoto. Anais do 15º Simpósio brasileiro de sensoriamento remoto, Curitiba, pp. 1644 -1651.
- Waechter, J.L. 1985. Aspectos ecológicos da vegetação de restinga no Rio Grande do Sul, Brasil. Série botânica 33:49-68.

IMPLANTAÇÃO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO COMO COMPENSAÇÃO AMBIENTAL

ESTUDO DE CASO: A CRIAÇÃO DE 4 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, NO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO, COMO COMPENSAÇÃO AMBIENTAL DA IMPLANTAÇÃO DO TRECHO SUL DO RODOANEL.

*Luis Fernando do Rego¹
Karina Cavalheiro Barbosa¹
Marcelo Arreguy Barbosa¹
Luiz Mauro Barbosa²*

Resumo

A Lei Federal nº 9.985/00, que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), previu, no artigo 36, que os impactos não mitigáveis do empreendimento devem ser compensados por meio da aplicação de recursos não inferiores a 0,5% dos custos previstos para sua implantação, recursos estes que devem ser aplicados na criação e/ou manutenção de unidades de conservação. Para a criação de unidades de conservação, muitas ações devem ser realizadas para o pleno atendimento da compensação. A maioria destas ações fica a cargo do empreendedor. Este estudo visa a enumerar e discutir a aplicação destas ações, as dificuldades e soluções encontradas. No caso Trecho Sul do Rodoanel, como compensação ambiental, a Dersa implantou novas áreas de proteção ao longo da rodovia, além da revitalização de algumas unidades de conservação dentro da sua área de influência. A compensação ambiental foi fixada em 1,93% do valor da obra do Trecho Sul. Assim, grande parte destes recursos foi reservada para a criação de 4 unidades de conservação no município de São Paulo, totalizando 1.200 hectares. Segundo o compromisso firmado, a Dersa repassou à prefeitura as unidades devidamente implantadas, cercadas, com plano de manejo e infraestrutura básica necessária para a sua operação.

Palavras-chave: Unidade de Conservação, Compensação Ambiental, Rodoanel.

1 Dersa Desenvolvimento Rodoviário S/A; Rua Iaíá, 126 Itaim Bibi – São Paulo (SP); Autor para correspondências: karina.barbosa@ext.dersa.sp.gov.br

2 Instituto de Botânica/Secretaria do Meio Ambiente

1. Introdução

O licenciamento ambiental, exigência legal na execução de obras que causem significativos impactos ambientais, é um procedimento efetuado em atendimento à Resolução CONAMA 01/86.

O Estudo de Impacto Ambiental (EIA), exigido para emissão das licenças ambientais, tem por finalidade avaliar, prevenir e monitorar impactos ambientais negativos e propor as ações compensatórias, sendo sua elaboração de responsabilidade do empreendedor. Tem como objetivos principais a redução dos impactos finais da obra, permitindo que se potencialize, ao máximo, a efetividade das medidas mitigadoras e se limite, ao mínimo, a necessidade de compensações ambientais para um empreendimento de grande porte.

Segundo a legislação, todo empreendimento deve passar por um processo de licenciamento ambiental, no qual o responsável pelo empreendimento, denominado empreendedor, será responsável por elaborar os estudos necessários, identificando os possíveis impactos e propondo ações de mitigação e compensação. No caso de empreendimentos que causem significativo impacto, como a construção de rodovias, a legislação exige que seja elaborado o EIA, já para empreendimentos de menor impacto, é exigida a elaboração de um Relatório de Avaliação Prévia (RAP), menos complexo.

As propostas do EIA são analisadas pelo órgão licenciador e pela Câmara de Compensação Ambiental (CCA), que definirão compensações, valores, local e forma de aplicação.

O licenciamento ambiental pode se dar em diversas esferas, sendo estas a federal, através do IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis); a estadual, através das secretarias estaduais de meio ambiente; e a municipal, através das secretarias e órgãos municipais responsáveis, quando houver. A definição da esfera responsável pelo licenciamento depende do local do empreendimento, sua área de influência e impactos.

A aprovação do projeto e de seu respectivo estudo de impacto ambiental resulta na emissão da licença prévia, geralmente vinculada a condicionantes, que devem ser atendidas para concessão das licenças de instalação (LI) e de operação (LO).

A Lei Federal nº 9.985/00, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), no artigo 36, fixou que os impactos não mitigáveis do empreendimento deverão ser compensados por meio da aplicação de recursos não inferiores a 0,5% dos custos previstos para sua implantação. Estes recursos, no caso do trecho sul do rodoanel, foram aplicados para a criação e/ou manutenção de unidades de conservação.

O Rodoanel Mario Covas (SP-021) é uma rodovia “classe 0” de contorno da Região Metropolitana de São Paulo, interligando as principais rodovias que chegam à capital, visando a ordenar o tráfego de veículos, principalmente caminhões. O empreendimento foi dividido em quatro trechos: Oeste, Sul, Leste e Norte. O Trecho Sul, objeto de análise deste estudo, interliga o Trecho Oeste, na sua intersecção com a Rodovia Régis Bittencourt, às Rodovias Imigrantes e Anchieta, prosseguindo até a Av. Papa João XXIII. No seu percurso, o Trecho Sul atravessa uma importante região de mananciais. A região sul da área metropolitana de São Paulo, onde está localizado o empreendimento, “está situada à borda da Serra do Mar em terreno alternado por morros, vales estreitos e áreas de aplainamento moderado. Abriga um mosaico composto de vegetação e fauna nativa em diversos estágios de sucessão, alguma agricultura e considerável ocupação humana. A obra de extensão do Rodoanel à região sul metropolitana de São Paulo representou uma modificação desse quadro ambiental”. (BARBOSA et. al., 2009)

Inicialmente, a proposta apresentada no EIA fixava a compensação ambiental em 0,7% do custo da obra, que seriam utilizados na criação de duas unidades de conservação, no município de São Paulo, sendo uma na região do Jaceguava e outra na região do Bororé (de-

nominada “Varginha”), somando 600 hectares, além de investimentos no Parque do Pedroso. Posteriormente, atendendo a solicitações da Secretaria do Verde e do Meio Ambiente do município de São Paulo, esta compensação foi ampliada para 1.200 hectares, com a inclusão de mais duas unidades de conservação: a Itaim e a Bororé.

A compensação ambiental foi fixada em 1,93% do valor da obra do Trecho Sul, em cumprimento a Lei Federal nº 9.985/00, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), a serem aplicados na criação de quatro unidades de conservação no município de São Paulo, totalizando então 1.200 hectares; na revitalização do Parque do Pedroso, em Santo André; e em investimentos para regularização fundiária nos Parques Estaduais Fontes do Ipiranga e Serra do Mar – Núcleo Itatinga-Pilões.

Além da compensação fixada pela Lei do SNUC, como contribuição ao Programa de Proteção aos Mananciais, também foram investidos recursos na criação dos Parques Embu e Itapequerica, para garantir a preservação da planície aluvial do Rio Embu Mirim, importante contribuinte do Reservatório Guarapiranga; na criação do Parque Riacho Grande, localizado no município de São Bernardo do Campo, para preservar as margens do braço do Rio Grande, onde está localizada a captação da SABESP, na Represa Billings; e na implantação de parques lineares, uma faixa de até 300 metros de cada lado da pista, conectando as quatro unidades de conservação no município de São Paulo.

2. Material e método

A Criação das Quatro Unidades de Conservação no Município de São Paulo

No município de São Paulo, o Trecho Sul do Rodoanel atravessa diversos fragmentos florestais. Os remanescentes mais significativos foram preservados pela criação de quatro unidades de conservação, denominadas Jaceguava, Itaim, Varginha e Bororé. A criação destas unidades de conservação teve como objetivo a preservação de importantes fragmentos de vegetação, localizados ao longo do Rodoanel. Estas unidades estão localizadas nas bacias dos reservatórios da Guarapiranga e da Billings, em uma região que sofre grande pressão do avanço da ocupação urbana. Também foram desapropriadas faixas de até 300 metros de cada lado do Rodoanel, que serão transformadas em parques lineares (Figura 1), conectando as unidades de conservação no município de São Paulo.



Figura 1 - Exemplo dos chamados Parques Lineares, conectando as unidades de conservação no município de São Paulo.

O Parque Jaceguava (Figura 2) está localizado na bacia hidrográfica da Guarapiranga e apresenta importantes fragmentos de mata atlântica, em estágios médio e avançado de

regeneração, identificados no Estudo de Impacto Ambiental (EIA). Localizado no bairro do Jaceguava, datado do final do século XIX, que resguarda características rurais, o parque está localizado entre a Represa Guarapiranga, o Rodoanel Trecho Sul, um Golf Clube e a área de um templo religioso denominado Solo Sagrado, da Igreja Messiânica. Esta área do templo religioso, inclusive, era a área inicialmente prevista para a implantação do parque. Porém, a Igreja Messiânica manifestou interesse em criar uma RPPN (Reserva Particular de Proteção Ambiental), mudando assim o desenho do Parque Jaceguava, compatibilizando os perímetros, a fim de garantir maior conectividade, e ampliando a área preservada.



Figura 2 - Vista parcial da Unidade de Conservação Jaceguava, unidade com um dos fragmentos florestais mais conservados da região, em Parelheiros, São Paulo.

O Parque Itaim (Figura 3) está localizado próximo ao centro de Parelheiros, ao lado da sede da Subprefeitura de Parelheiros, na bacia hidrográfica da Guarapiranga. Esta região, antigo bairro rural, vive pressionada pelo crescimento das ocupações irregulares, que avançam contra os remanescentes de mata atlântica. O parque faz divisa com o Rodoanel, a antiga Estrada de Parelheiros – hoje denominada Avenida Sadamu Inoe, a antiga ferrovia da FEPASA.



Figura 3 - Vista parcial da Unidade de Conservação Itaim (em Parelheiros, São Paulo) mostrando ao fundo parte do Trecho Sul do Rodoanel.

O Parque Varginha (Figura 4) está localizado na bacia hidrográfica da Billings, mais precisamente no braço do Bororé. Apresenta ainda importantes remanescentes significativos de vegetação em estágio médio e avançado de regeneração. Esta região sofre grande pressão de ocupação, sendo vizinha ao Distrito do Grajaú, que, segundo a Secretaria do Verde e do Meio Ambiente do município de São Paulo (SVMA), apresentou, na última década, os mais elevados índices de crescimento populacional e área construída do município. Nesta região existe um Programa de Reintrodução de Bugios, realizado pela SVMA.



Figura 4 - Vista parcial da Unidade de Conservação Varginha (em Parelheiros, São Paulo), mostrando ao fundo o viaduto do Trecho Sul do Rodoanel sobre a Represa Billings.

Na outra margem do braço do Bororé (Figura 5) da Represa Billings, está o Parque Bororé. Localizado na península conhecida como “Ilha do Bororé”, preserva importantes remanescentes de mata atlântica à beira do reservatório.



Figura 5 - Vista parcial da Unidade de Conservação Bororé (em Parelheiros, São Paulo) situada do lado oposto da Unidade de Conservação Varginha, depois do viaduto do Trecho Sul do Rodoanel sobre a Represa Billings.

Os Estudos Ambientais Envolvidos

Estudos e avaliações foram realizados para definir os perímetros para a implantação dos parques e das unidades de conservação. Nos Estudos de Impactos Ambientais (EIA/RIMA) e durante o licenciamento do Rodoanel, foram identificadas as áreas que mais necessitavam de preservação e são nestas áreas que estão localizados os parques.

Além das áreas identificadas nos estudos ambientais para implantação do Rodoanel, a SVMA indicou mais algumas áreas, baseada em seus próprios estudos e licenciamentos. Um dos indicadores foram as áreas classificadas como Zonas Especiais de Preservação Ambiental (ZEPAMs) pelo Plano Diretor do município. A partir da zona de estudo indicada, foram realizadas análises para a definição dos limites do Decreto de Utilidade Pública (DUP), primeira etapa para a criação das unidades de conservação.

Na proposta da SVMA, a área de estudo media aproximadamente 2.400 hectares, o dobro da área a ser compensada. Para o Decreto de Utilidade Pública foi feito um refinamento desta área, já excluindo áreas que dificilmente fariam parte das unidades de conservação, como adensamentos populacionais e, por fim, foram definidos 1.800 hectares.

Assim, em fevereiro de 2008, foi publicado o Decreto de Utilidade Pública – DUP nº 52.730, que contemplou, além das áreas das quatro unidades de conservação, a faixa contínua de 300 metros, onde seriam implantados os chamados parques lineares, conectando estas unidades. O cuidado com o Decreto de Utilidade Pública é importante, pois ao decretar uma área, o Estado cria uma série de restrições e limitações que podem gerar processos e indenizações, no caso das áreas que não serão desapropriadas.

Para a seleção das áreas que estariam inclusas no Decreto de Utilidade Pública, foi refinada a proposta de área de estudo proposta pela SVMA, levando em consideração as áreas prioritárias para conservação, ou seja, as com maiores e melhores coberturas vegetais, com uma grande preocupação com o desenho das unidades, garantindo a conectividade e facilitando a futura gestão e manutenção destas. Existiu a preocupação de excluir as áreas que dificilmente fariam parte de uma unidade de conservação, como adensamentos urbanos e áreas de atividade econômica como agriculturas produtivas, extrativismo, indústrias e comércios. Esta medida visou à minimização de conflitos de interesse e problemas na desapropriação, pois estas áreas apresentam um alto custo. Com isso, foram priorizadas as áreas realmente importantes para a conservação, com vocação para a preservação do meio ambiente, otimizando também o empenho dos recursos.

Sobre o Cadastro e Avaliação das Propriedades

Com a publicação do Decreto de Utilidade Pública, foram iniciados os trabalhos de levantamento cadastral e avaliação, que subsidiaram as desapropriações. O cadastro geral das propriedades consiste na “atividade que engloba o levantamento físico e dominial das áreas atingidas” (NETO, 2010). Este levantamento é muito importante para criar o mapeamento da quantidade de propriedades, sua configuração, seu desenho e uma primeira estimativa de custos.

Os trabalhos de cadastro foram iniciados “pelo estudo prévio dos respectivos encaixamentos dominiais, que orientaram a execução dos cadastros individuais de propriedades nos limites das unidades de conservação, identificadas nesta fase preliminar através da elaboração da planta geral de desapropriação” (NETO, 2010).

As etapas do levantamento e execução dos cadastros são identificadas como concepção, elaboração, finalização, revisão e aprovação. A execução dos cadastros individuais de propriedade engloba inicialmente “o cadastramento físico identificando divisas, limites e confrontantes com a elaboração do memorial descritivo da área, segundo o percurso da poligonal de desapropriação, contendo amarrações do posicionamento da propriedade dentro dos limites pré-definidos das unidades de conservação, azimutes e distâncias raios e desenvolvimentos entre os vértices e suas respectivas coordenadas” (NETO, 2010).

O cadastro físico também identifica e descreve as benfeitorias, culturas e interferências, “qualificando, quantificando e classificando-as, acompanhadas de documentação fotográfica e croquis” (NETO, 2010).

Paralelamente ao levantamento físico, foi elaborado o cadastro dominial das propriedades, “executado a partir das informações e documentos obtidos com os proprietários, nas diligências aos cartórios imobiliários, prefeituras e outras entidades, segundo a natureza do bem” (NETO, 2010).

No cadastro individual de propriedade consta “a identificação do(s) proprietário(s), tantos quantos componham a titularidade imobiliária, endereços, telefones, sendo juntados como anexo aos documentos obtidos do título de aquisição, havendo situações de não obtenção de documentos que comprovem a titularidade” (NETO, 2010).

No caso do Trecho Sul do Rodoanel, com a publicação do Decreto de Utilidade Pública nº 50.581, publicado em 07 de março de 2006 – que decretou a faixa de domínio do Trecho Sul do Rodoanel e parte dos parques e unidades de conservação, e do Decreto nº 52.730, publicado em 20 de fevereiro de 2008, específico para o restante das áreas das unidades de conservação, foram iniciados os trabalhos de cadastro e avaliação.

Para coordenar e orientar os trabalhos de cadastro e desapropriação, foi instituído o Programa de Gerenciamento de Desapropriações, no âmbito do Plano Básico Ambiental (PBA). Este gerenciamento coordenou os trabalhos e os trâmites técnicos, jurídicos, administrativos e financeiros, norteados pela legislação que estabelece os procedimentos necessários, que garantam a justa indenização aos atingidos pela implantação dos parques.

O gerenciamento coordenou todas as atividades envolvidas no processo de desapropriação, como a supervisão dos trabalhos de elaboração do cadastro físico e dominial das áreas atingidas; das atividades de realização dos laudos de avaliação de todos os imóveis incluídos no cadastro físico; supervisão das negociações com os proprietários, sustentada pela proposição de oferta de valor justificada; coordenação dos processos de desapropriação, tanto as efetuadas de forma administrativa quanto judicial, com o objetivo de obter a liberação das áreas. A mesma estrutura, utilizada na desapropriação da faixa de domínio e das áreas de apoio ao empreendimento, foi empregada para a implantação dos parques e unidades de conservação.

Após a elaboração dos cadastros, era iniciada a fase de avaliação dos imóveis e propriedades. Para tanto, a Dersa elaborou um trabalho denominado Estudo Preliminar de Valores Imobiliários do Rodoanel Sul, subscrito por um grupo de engenheiros designados para sua execução. “O trabalho foi consubstanciado em uma ampla pesquisa que compreendeu a seleção de 442 elementos comparativos, todos localizados na região diretamente influenciada pelo empreendimento, de modo a se ter uma visão envolvente e confiável do quadro mercadológico de cada zona distinta, ao longo da área atingida” (NETO, 2010).

“Os procedimentos e critérios metodológicos atenderam às normas vigentes de avaliações imobiliárias, com o objetivo de buscar os preços unitários médios em uma certa faixa de terreno, denominada como Zona de Valor. Nas diferentes Zonas de Valor, foram definidas as ocupações predominantes, identificados os elementos comparativos que as representavam, considerando, no estudo, cada região geoeconomicamente homogênea” (NETO, 2010).

Por este processo, foi possível estabelecer preços médios respectivos para vários locais, com valores uniformes e organizados em uma Tabela Final de Valores, que deu início a uma Planta de Zoneamento de Valores, para orientar a elaboração dos laudos individuais de avaliações das propriedades atingidas.

Como forma de comparativo da dimensão e complexidade da implantação destas unidades de conservação, a faixa de domínio do Trecho Sul, que atravessa sete municípios e se estende por 61,4 km, demandou 1 279 desapropriações. Já as quatro unidades de conservação e os cinco parques lineares envolveram 314 cadastros, conforme Tabela 1 a seguir:

Tabela 1 - Quantitativo de cadastros, áreas em m² e ha, para a criação das unidades de conservação do município de São Paulo.

Faixa de Domínio	Cadastros	Área (m ²)	Área (ha)
Trecho Sul	1.297	10.670.000,00	1.067,00
Parque / Unidade de Conservação	Cadastros	Área (m ²)	Área (ha)
Jaceguava	22	2.864.326,32	286,43
Itaim	109	4.640.317,84	464,03
Varginha	37	3.207.983,59	320,80
Bororé	32	1.698.323,77	169,83
Parque Linear I	71	821.420,54	82,14
Parque Linear II	12	516.922,34	51,69
Parque Linear III	14	575.045,38	57,50
Parque Linear IV	13	414.280,01	41,43
Parque Linear V	4	233.643,10	23,36
TOTAL	314	14.972.262,89	1.497,23

O Processo de Desapropriação

A desapropriação surge como um meio de intervenção na propriedade, de caráter compulsório, por meio do qual o poder público retira-a de terceiros, por razões de interesse público ou pelo não cumprimento de sua função social, mediante pagamento de uma contrapartida, constituindo uma das etapas mais importantes na criação de uma unidade de conservação. As desapropriações demandam a maior parte dos recursos.

Dentre as formas de condução da desapropriação, destacam-se as desapropriações administrativas, ou “amigáveis”, e as desapropriações judiciais, ou “contenciosas”.

As desapropriações administrativas compreendem a negociação direta com o proprietário, buscando um acordo entre as partes. Este tipo de desapropriação costuma ser mais ágil e rápida. Porém, depende do entendimento das partes envolvidas – desapropriante, no caso o Estado, e o desapropriado. Esta opção depende também de que a área tenha situação documental resolvida, esteja regularizada e não haja conflitos com relação a sua posse.

As partes negociam os valores propostos para ser assinado o termo de desapropriação, onde constam também as condições de pagamento (à vista ou parcelado), os prazos e até as condicionantes, como a desocupação definitiva da área.

A desapropriação judicial é aquela realizada através de processo judicial, impulsionado pelo desapropriante. O interessado avalia a área e deposita o valor em juízo, solicitando a emissão de posse. O expropriado tem direito a levantar 80% deste valor, ficando o restante para a discussão judicial. Com o valor depositado, o juiz pode expedir o documento de posse.

Cabe ao juiz também nomear um perito, que irá realizar uma nova avaliação independente. Caso os valores levantados pelo judiciário sejam diferentes do avaliado inicialmente, esta diferença deve ser depositada em juízo.

A desapropriação judicial é muito utilizada em casos de posse conflituosa, como invasões, ou áreas em que a pessoa que tem a posse não tem documentação que comprove a propriedade. As negociações administrativas sem sucesso, que não chegam a um acordo,

também acabam indo para a esfera judicial. Por envolver trâmites judiciais, este tipo de desapropriação costuma levar mais tempo – em alguns casos anos, embora chegue, na teoria, a valores mais justos.

Uma alternativa intermediária são as desapropriações judiciais em que se consegue um acordo administrativo, ou seja, a desapropriação inicia-se judicialmente e, a partir daí, chega-se a um acordo, com a chancela do poder judiciário.

Também existe o caso da desapropriação mista, onde é realizado um acordo amigável para pagamento das benfeitorias e a questão da propriedade é realizada judicialmente. Este caso é utilizado nas situações onde o proprietário não possui comprovação documental da posse da área.

Muitos fatores compõem o processo de desapropriação: a titularidade, um espólio e seus sucessores, os valores, a forma de pagamento, a necessidade do projeto, a dimensão da área, o descritivo e a área utilizada, um remanescente sem acesso ou com perda de seu valor comercial ou construtivo, as benfeitorias envolvidas, os diversos tipos de culturas e sua utilização e o mais difícil em uma desapropriação, que é o impacto do desprendimento do bem, onde em alguns casos é fator decisório no processo.

No caso da desapropriação das unidades de conservação, foram conduzidas das quatro formas: administrativas, através de uma negociação direta com o expropriado; judiciais, onde foi proposta uma ação desapropriatória para discussão de titularidade e valores no judiciário; desapropriação judicial com conclusão administrativa nas bases determinadas em juízo; e a desapropriação mista, com acordo amigável sobre as benfeitorias e discussão judicial da propriedade.

O modelo mais adotado foi a desapropriação administrativa (76% dos cadastros). Segundo Mauricio Bachert Torres, um dos responsáveis pela desapropriação das unidades de conservação do Trecho Sul do Rodoanel, “esta modalidade foi utilizada por ser menos burocrática e com a possibilidade de posse da área mais rápida, o que atendia as determinações para a criação das unidades de conservação”.

Cada desapropriação foi tratada como um caso específico. A decisão sobre o modelo adotado, administrativo ou judicial, dependeu das circunstâncias do projeto e da qualidade documental da área a ser expropriada. O modelo judicial também ocorreu “em situações onde, apesar da titularidade documental ser comprovada, o proprietário não detinha a posse da área (invasão)”, segundo Mauricio Torres.

Para as desapropriações das compensações ambientais, foi aproveitada a mesma estrutura montada para a desapropriação da faixa de domínio da rodovia, ou seja, do empreendimento propriamente dito.

Com o objetivo de agilizar as desapropriações, foram criadas 14 equipes multidisciplinares de negociação, “com a finalidade de propor aos expropriados a desapropriação administrativa, buscando, através da conciliação amigável, a liberação das áreas com a indenização da propriedade atingida” (PAES, 2010).

Das 14 equipes, 10 permaneciam na sede da Dersa e quatro eram equipes itinerantes, atuando diretamente junto às áreas, “a fim de se obter maior rapidez na negociação, uma vez que os expropriados não precisavam se deslocar” (PAES, 2010).

Para atender a demanda gerada pelas negociações e pelos trâmites legais, aproximadamente 35 profissionais habilitados realizaram avaliações e perícias, gerando laudos de avaliações imobiliárias.

Para as desapropriações que não puderam ser resolvidas administrativamente, também foi montado um grupo de acompanhamento, capitaneado pela Divisão Jurídica, que era responsável pela proposição das ações de desapropriação, fazendo o acompanhamento junto ao Poder Judiciário.

3. Resultados e Discussões

Este trabalho resultou na desapropriação de aproximadamente 15 milhões de metros quadrados em menos de um ano, considerando apenas as áreas para criação das quatro unidades de conservação e dos cinco parques lineares. Isso tudo, com a desapropriação das áreas dos demais parques e da faixa de domínio ocorrendo simultaneamente.

Segundo Mauricio Torres, um dos grandes diferenciais deste processo “foi a forma de condução das desapropriações, buscando o entendimento, tornando-as mais fáceis”.

No caso das desapropriações com acordo amigável, após a assinatura do termo de acordo de desapropriação, iniciava-se um acompanhamento, junto à área de meio ambiente. O último pagamento era vinculado à completa desocupação da área. Caso houvesse algum problema, o pagamento das parcelas era suspenso, até que o mesmo fosse resolvido.

Após a desapropriação, a área foi transferida para a Divisão de Meio Ambiente da Dersa, para coordenar o seu cercamento e sua guarda, assim como todas as ações vinculadas à compensação ambiental.

Pelo fato de a maioria das propriedades serem sítios, muitos contavam com caseiros ou outro tipo de funcionários, responsáveis pela conservação e manutenção destas propriedades. Um dos maiores problemas encontrados era o fato de o proprietário, muitas vezes, não chegar a um acordo com o funcionário, o que resultava na negativa do mesmo em desocupar a área. Para estes casos, adotou-se um procedimento de suspender o pagamento da parcela, até que o proprietário resolvesse o problema. Nestes casos, a simples suspensão do pagamento forçava o proprietário a encontrar uma solução, o que na grande maioria das vezes obteve sucesso.

Outra situação encontrada eram áreas arrendadas ou alugadas, onde o inquilino criava dificuldade na desocupação da área. O procedimento adotado foi o mesmo, a suspensão do pagamento da parcela da desapropriação, o que resultava na solução do caso por parte do expropriado.

Visando a evitar conflitos, tanto para a aquisição das áreas quanto para a futura administração da unidade de conservação, a desapropriação acabou interferindo no desenho final dos perímetros, de forma positiva “quanto à adequação das matrículas, não permitindo a presença de nesgas, foco de possíveis invasões futuras, o que facilitou as avaliações do imóvel e os registros” (TORRES, 2010).

Aspectos da Infraestrutura Necessária

As unidades de conservação que compõem o grupo de Proteção Integral, do qual destacamos os parques naturais, têm como principal objetivo a proteção da natureza com o uso indireto dos recursos naturais. A Lei Federal 9 985/2000, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), define que “um parque tem como objetivo básico a preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica, possibilitando a realização de pesquisas científicas, estudos, monitoramento ambiental e o desenvolvimento de atividades de educação e interpretação ambiental, de recreação em contato com a natureza e de turismo ecológico”.

Visando ao desenvolvimento das atividades descritas acima, como pesquisas, educação ambiental e turismo, além da própria administração e fiscalização, a unidade de conservação demanda uma infraestrutura para seu funcionamento.

No caso das unidades de conservação do Trecho Sul do Rodoanel, as áreas foram entregues cercadas e com infraestrutura básica necessária para sua gestão. Para tanto, definiu-se como infraestrutura básica uma sede administrativa, com capacidade de receber visitantes; ao menos uma portaria de entrada, controlando o acesso a sede; guaritas de vigilância,

onde fossem necessárias, como por exemplo, outros acessos; e elementos de comunicação visual e sinalização, compostos por portais e placas informativas.

Na questão das sedes, foi priorizado o aproveitamento dos imóveis existentes. A área onde foram criadas as unidades de conservação era marcada pela presença de sítios, muitos deles de excelente padrão. Esta alternativa é mais econômica, pois evitou novos gastos com a construção de uma sede, e ecologicamente mais correta, evitando o uso de materiais na construção da nova sede e diminuindo os resíduos, que seriam oriundos da demolição dos imóveis existentes.

Na elaboração dos cadastros individuais das propriedades, foram mapeadas as áreas que possuíam imóveis e construções. A partir deste mapeamento, foi realizada vistoria conjunta entre técnicos da Dersa e da SVMA, para avaliar a qualidade destes imóveis e verificar se eles poderiam atender às necessidades do parque. Os imóveis rejeitados eram demolidos.

A avaliação dos imóveis seguiu uma série de critérios, como a localização estratégica, as características físicas do imóvel – se atenderia as necessidades de uma unidade de conservação, seu estado de conservação e até a presença de outros imóveis na proximidade.

Nos Parques Itaim e Varginha, foram encontrados muitos imóveis de excelente qualidade, como o “Sítio Palmeiras”, no Parque Itaim. Outros sítios também foram preservados, para serem utilizados pela gestão do parque, como área de pesquisa, educação ambiental, posto da guarda, entre outros usos. Alguns destes imóveis foram objeto de reformas e adequações.

O único parque onde nenhum imóvel estava em condições de atender a demanda da unidade de conservação foi o Parque Jaceguava. Neste parque, foi necessária a construção de uma sede administrativa e um vestiário. No Parque Bororé, apenas um imóvel foi mantido, atendendo a necessidade de sede administrativa e base da guarda. Porém, este imóvel sofreu com ações de vandalismo, que demandou a sua reconstrução, aproveitando o mesmo projeto utilizado na sede do Jaceguava.

Também foram implantadas, em todas as unidades de conservação, as estruturas de vigilância e controle, como guaritas e portarias.

Uma iniciativa que merece destaque foi o aproveitamento de resíduos na reforma de alguns imóveis. No caso dos imóveis demolidos, alguns itens foram aproveitados em outros imóveis, como janelas, portas e louças – pias, por exemplo.

Para a demolição destes imóveis, outra técnica inovadora foi utilizada: a reciclagem do material oriundo das demolições. Nos imóveis que não foram aproveitados, foi realizada a demolição completa das estruturas, incluindo a remoção da fundação. Esta demolição foi realizada de forma seletiva, separando os materiais denominados cinzas (cuja origem é o concreto); os vermelhos (como telhas e tijolos), além das madeiras, ferros e plásticos.

Os materiais de origem cinza ou vermelho eram separados e levados a uma central de triagem, onde eram triturados por equipamentos móveis. O material resultante foi disponibilizado para as Sub Prefeituras de Parelheiros e Capela do Socorro, que os utilizaram no lugar da brita, na pavimentação de ruas. O material de origem vermelha foi utilizado para trilhas.

Com este processo, grande parte do material que inicialmente seria jogado em um aterro, foi reaproveitando, gerando benefícios ambientais como a redução do impacto sobre a capacidade de um aterro licenciado (ou a necessidade de se licenciar uma nova área) e a economia de matéria prima, no caso do uso do reciclado no lugar da brita.

Além das sedes e portarias, outra estrutura implantada foi o cercamento das áreas. Inicialmente, a proposta era a utilização de um modelo misto, com a implantação de marcos nas áreas mais preservadas, permitindo o fluxo da fauna, e o cercamento com alambrado nas áreas de maior pressão. Chegou a ser avaliado também o fechamento com gradil de ferro, que foi descartado em função do alto custo e da baixa demanda.

A região onde estão localizadas as unidades de conservação possui características mistas, mas não chega a ser nem uma área urbana, com uma demanda por um cercamento mais forte, como gradil, nem uma área totalmente isolada, onde apenas marcos de concreto

serviriam. Tendo em vista este cenário, optou-se por realizar o cercamento completo das unidades de conservação, com mourões de concreto de 1,5 m, com seis fios, distantes 20 cm, sendo os três inferiores lisos – permitindo o fluxo de fauna, e os três restantes farpados.

Esta opção de cercamento mostrou-se mais adequada, pois não impediu o fluxo da fauna e atende plenamente a função demarcatória do cercamento, fixando os limites dos parques.

Aspectos Legais do Plano de Manejo

Segundo o Art. 2º, item XVII, Capítulo I, da Lei Federal nº 9.985, que estabelece o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), o plano de manejo é “documento técnico mediante o qual, com fundamentos nos objetivos gerais de uma unidade de conservação, se estabelece o seu zoneamento e as normas que devem presidir o uso da área e o manejo dos recursos naturais, inclusive a implantação das estruturas físicas necessárias à gestão da unidade”.

Os planos contêm análises sobre as UCs, sua inserção local e regional e relação com o entorno. Apresenta propostas de zoneamento, os principais objetivos e atividades consolidadas e propostas nos programas de manejo. Analisa e apresenta também propostas enfocando aspectos institucionais e administrativos, de maneira a potencializar a capacidade interna das UCs, para geração de receitas e gerenciamento adequado das ações necessárias.

Para atingir este objetivo, o plano tem enfoque participativo e foi elaborado com o preceito de que deve ser entendido como um instrumento de planejamento processual, contínuo, flexível, gradativo e participativo. Em relação ao último aspecto, buscou-se o envolvimento da sociedade no planejamento, de maneira a alcançar o seu posterior comprometimento com as diretrizes propostas.

Para isso, foi necessário dialogar continuamente com diferentes interlocutores, considerando propostas em andamento e analisando as expectativas de grupos sociais, que já interagem nos territórios das áreas de remanescentes florestais a serem protegidas.

Visando a dar maior dinamismo ao planejamento e gestão das unidades de conservação, o plano de manejo é realizado em fases, “através das quais está garantida a evolução dos conhecimentos sobre os recursos da unidade de conservação e a ampliação das ações de manejo suportadas por este conhecimento” (IBAMA, 1997). Com isso, garante-se uma característica flexível ao plano, ou seja, a possibilidade de novas informações serem inseridas, à medida que novos conhecimentos forem adquiridos.

O plano também tem um forte caráter participativo, com a previsão do envolvimento da sociedade no planejamento, através das oficinas de planejamento. Além disso, sua estrutura prevê ações no entorno da unidade, na sua zona de amortecimento, visando à cooperação das populações vizinhas e melhorando a sua qualidade.

Com o plano de manejo, os parques terão melhores condições de gestão, garantindo assim a sua preservação. Vale destacar que a elaboração dos planos de manejo atende a uma exigência da legislação e permite, à unidade de conservação, a captação de recursos.

No Trecho Sul do Rodoanel, foi fixado como uma das condicionantes que, para os parques e unidades de conservação, implantados nos municípios de São Paulo, São Bernardo do Campo, Embu e Itapeverica, fossem elaborados os planos de manejo, além da elaboração de plano de manejo para o Parque do Pedroso, já existente no município de Santo André.

Para a realização dos trabalhos de elaboração desses planos de manejo, identificou-se a necessidade de uma coordenação técnico-científica, competente nos estudos e análises que envolvam as ciências naturais e humanas, principalmente no que se refere à interação complexa entre homem e natureza, bem como sua representação cartográfica, ao mesmo tempo, analítica e sintética.

Assim, a elaboração dos planos de manejo ficou a cargo do Departamento de Geografia da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Sociais (FFLCH) da Universidade de São Paulo (USP). O Departamento de Geografia (DG) da USP é uma instituição de reconhecida competência acadêmica e técnica, no campo dos diversos estudos necessários à elaboração

dos planos de manejo, e mantém, em sua equipe técnica, profissionais de notória especialidade, com doutores e mestres, além de pesquisadores científicos, nas áreas de Hidrografia, Hidrologia, Climatologia, Biogeografia, Geomorfologia, Pedologia, Cartografia, Planejamento Territorial e Ambiental, Uso da Terra, entre outras. Dentre os laboratórios de pesquisa pertencentes ao DG, estão: Laboratório de Climatologia e Biogeografia, Laboratório de Geografia Política, Planejamento Ambiental e Territorial, Laboratório de Geomorfologia, Laboratório de Pedologia e Laboratório de Geografia Urbana.

A consolidação tradicional de grandes áreas de conhecimento no curso de geografia, como a Geografia Humana, a Geografia Física, a Geografia Regional e a Cartografia, sustenta a competência do Departamento de Geografia na articulação complexa, necessária à elaboração dos planos de manejo, que envolve conhecimentos das áreas de ciências naturais e humanas, sua representação cartográfica, bem como a interação complexa entre as diversas áreas do conhecimento, inclusive a relação entre homem e a natureza, na qual o homem não aparece desvinculado do natural.

É a partir desse amplo espectro que o Departamento de Geografia atua, com excelência, no Planejamento Territorial e Ambiental, buscando oferecer à sociedade uma análise dos complexos fenômenos sociais, ambientais, econômicos e culturais.

Assim, foi firmado um convênio de cooperação técnico-científica entre o DG/FFLCH/USP e a DERSA, para a elaboração de planos de manejo eficientes e de credibilidade, no cumprimento das exigências estabelecidas tanto no Parecer Técnico CPRN/DAIA/044/2006, quanto no Parecer Técnico nº 05/2006 do IBAMA.

Além da referida capacidade técnica, o convênio técnico-científico entre o Departamento de Geografia e a DERSA insere-se no âmbito das relações interinstitucionais de cooperação acadêmica e vislumbraram-se amplos benefícios de ambas as partes. No que concerne à universidade, destacam-se, na opinião da Professora Sueli Angelo Furlan, coordenadora do projeto pelo Departamento Geografia, a “colaboração científica e a transposição de conhecimentos científicos por meio de estudo de casos. A geografia, por tradição, pesquisa os fundamentos conceituais e aplicados do ordenamento ecológico e territorial, portanto essa aproximação nos permite participar da elaboração de políticas públicas e ao mesmo tempo estudar seus métodos e desafios”, além da divulgação de conhecimentos e o caráter público das informações, já que a cooperação “permite ampliar a difusão de métodos e experiências de planejamento entre os pares, em publicações de alta qualidade, em reuniões científicas e também no exercício da docência e pesquisa”, segundo Sueli Angelo Furlan.

Outro benefício desta cooperação é o fato de haver continuidade no acompanhamento, por interesse acadêmico e científico, através de projetos temáticos e também de pós-graduação da universidade, independente do término do convênio. A formação de quadros técnicos e a continuidade de pesquisa em programas de pós-graduação têm recebido premiações, por excelência acadêmica, em trabalhos que resultam deste tipo de experiência.

O envolvimento da universidade empresta maior credibilidade ao processo como um todo, principalmente na participação social no planejamento democrático e descentralizado, como se caracterizam os projetos de políticas públicas na atualidade, tendo em vista que “atende ao propósito de estudo da Geografia como ciência do espaço e de compromisso com a sociedade” (FURLAN, 2009).

Outro fato importante foi o envolvimento das prefeituras, responsáveis pela gestão dos parques e a implantação destes planos de manejo, desde o início. Mesmo quando o foco era em outra unidade de conservação, todas as prefeituras participaram, o que promoveu um intenso intercâmbio, com troca de experiências. Este envolvimento foi visto como estratégico e essencial para o sucesso do trabalho.

A legislação federal que instrui sobre a criação de unidades de conservação prevê a elaboração do plano de manejo em até cinco anos após a criação. Na maioria dos casos, o plano de manejo é desenvolvido em uma área já existente, com muitas situações já consolidadas.

No caso das unidades de conservação do Rodoanel, este trabalho foi desenvolvido em paralelo com a implantação dos parques, o que ajudou tanto na implantação da unidade de conservação, quanto no desenvolvimento do plano.

A equipe multidisciplinar da USP colaborou também em situações que surgiram ao longo do trabalho, relacionadas às unidades de conservação, não necessariamente ligadas ao escopo do trabalho, auxiliando a tomada de decisões por parte da Dersa e por parte das prefeituras, como por exemplo o apoio ao desenvolvimento do Decreto de Criação das Unidades de Conservação.

Este apoio foi muito importante em algumas questões, como a definição da infraestrutura e a recuperação de áreas degradadas através do plantio compensatório. Este foi um quesito muito importante, que deve ser ampliado em outras experiências semelhantes.

Restauração Ecológica e Recuperação de Áreas Degradadas

Na criação de unidades de conservação, por mais preservadas que sejam as áreas, geralmente há áreas que precisam de alguma recuperação, em virtude das atividades desenvolvidas nelas, como agriculturas, minerações ou até ocupações. Estas áreas devem ser recuperadas de acordo com o plano de manejo da unidade, ou através até da licença ambiental específica, dependendo do uso a que se destinavam anteriormente, como por exemplo minerações.

No caso específico do Trecho Sul, uma das condicionantes ambientais do licenciamento foi o reflorestamento de 1.103 hectares, através do plantio de mudas de espécies nativas da Mata Atlântica, o equivalente a, aproximadamente, 2,5 milhões de mudas, incluindo a necessidade de reposição. As atividades relacionadas a este compromisso foram agrupadas no Programa de Paisagismo e Plantio Compensatório.

Uma das prioridades de áreas, a serem recuperadas através deste plantio, foi a localização dentro das unidades de conservação e parques criados (Figuras 6 a 13) pela obra do Rodoanel. As áreas degradadas, ou que recebiam um uso incompatível com as unidades, como por exemplo áreas agrícolas, foram recuperadas por meio do Programa de Reflorestamento Compensatório. A gestão compartilhada dos dois programas permitiu uma interação ímpar, garantindo a preservação e a recuperação destas importantes áreas.



Figura 6 - Registros fotográficos aéreos de agosto de 2012, dos plantios compensatórios executados em 2009, na Unidade de Conservação Jaceguava.



Figura 7 - Registros fotográficos aéreos, de fevereiro de 2011, de parte dos plantios compensatórios executados em 2009, na Unidade de Conservação Itaim.



Figura 8 - Registros fotográficos aéreos, de agosto de 2012, dos plantios compensatórios executados em 2009, na Unidade de Conservação Varginha.



Figura 9 - Registro fotográfico mostrando parte da Unidade de Conservação Bororé com remanescente florestal e início das atividades de plantio em 2011.



Figura 10 - Registro fotográfico aéreo, de fevereiro de 2011, de um dos plantios compensatórios executados no Parque do Pedroso, no município de Santo André.



Figura 11 - Registro fotográfico aéreo, de agosto de 2012, mostrando parte do plantio compensatório realizado em 2009, no Parque de Embu das Artes.



Figura 12 - Registro fotográfico aéreo, de agosto de 2012, mostrando, no Parque Itapecerica da Serra, diferentes situações de plantio compensatório (mais antigos e mais recentes).



Figura 13 - Registro fotográfico aéreo, de agosto de 2012, mostrando o início da execução de plantios no Parque Riacho Grande.

O plantio compensatório contou com a orientação do Instituto de Botânica de São Paulo (IBt), a quem coube auxiliar e orientar a Dersa na indicação de espécies a serem utilizadas, em recomendações para execução do plantio, com a indicação dos locais onde deveriam ser realizados os reflorestamentos compensatórios, e inclusive as questões técnicas do Termo de Referência, para contratação das empresas responsáveis pela execução e manutenção do plantio.

Detalhes importantes como a qualidade das mudas, indicação de espécies mais recomendadas para o plantio, utilização de uma chave para tomada de decisão sobre o melhor procedimento a ser adotado no reflorestamento, etc., são alguns exemplos marcantes da orientação do Instituto de Botânica. Cabe registrar também o sistema de amostragens e avaliações, proposto e utilizado pela DERSA para a fiscalização e o monitoramento dos reflorestamentos compensatórios.

O Programa de Reflorestamento, como o próprio nome já sugere, previu a recuperação das áreas através da “implantação” de florestas, em locais que contribuam para o aumento da conectividade entre fragmentos, para a proteção das bordas das formações florestais e em áreas de proteção permanente, preferencialmente executado em áreas que sejam de domínio público. Assim, o Programa de Reflorestamento, visou não apenas a atender a condicionante estabelecida para as concessões das licenças, mas também a garantir a perpetuação da floresta implantada e a melhoria da qualidade ambiental.

Como referência, foi adotado o padrão de plantio previsto na Resolução SMA 08/08, que fixa orientação para esta atividade e dá providências correlatas para o estado de São Paulo, como diversidade de espécies por hectares, distribuição entre espécies pioneiras e não pioneiras, lista de espécies, correções de fertilidade do solo, manutenção periódica, entre outras orientações.

O programa contemplou as seguintes atividades: “a seleção de áreas, preferencialmente aquelas de significância ambiental, como as que podem promover a recuperação e conectividade de fragmentos florestais da Área de Influência Direta (AID) ou na Área de Influência Indireta (AI) e de domínio público; a implantação ou adequação de viveiros florestais; a elaboração de projetos executivos de plantio; a aquisição, o fornecimento e a execução do plantio de mudas de essências florestais nativas do bioma Mata Atlântica, bem como a manutenção das áreas reflorestadas por um período de 24 meses; o cercamento das mesmas, quando necessário, além da capacitação de técnicos e envolvimento das prefeituras” (BARBOSA *et al.*, 2009).

Um dos primeiros desafios foi o mapeamento e a liberação de áreas para plantio,

que dependiam do andamento das desapropriações. Com relação ao mapeamento, foram aproveitados os mapas e levantamentos realizados pelo cadastro. Conforme avançavam as desapropriações, eram liberadas as áreas para reflorestamento.

O plantio compensatório dentro das unidades de conservação, durante o processo de implantação, foi encarado como estratégico, recuperando áreas degradadas ou com uso incompatível com uma unidade de conservação, ocupando espaços que poderiam vir a ser invadidos e ocupados.

Assim, a combinação dos plantios compensatórios com as demais iniciativas de criação de parques permitiu, num cenário de longo prazo, a preservação dos principais maciços florestais, assegurando a conectividade entre os fragmentos e fortalecendo as bordas florestais, em função da preservação, e revitalização e recuperação de áreas recobertas, contribuindo para a melhoria das condições de habitat para a fauna silvestre.

Gestão das Áreas

As compensações ambientais normalmente contemplam algumas etapas da criação de uma unidade de conservação ou, em certos casos, investimentos específicos em unidades de conservação já existentes. A gestão das áreas cabe ao órgão específico responsável, variando conforme a esfera de governo – federal, estadual ou municipal.

No caso da criação das unidades de conservação, um dos desafios é a sua gestão e manutenção durante o período de implantação, até que a mesma seja transferida para o órgão competente. Nestes casos, a manutenção e vigilância destas áreas ficam sob responsabilidade do empreendedor, durante este período.

No caso do Trecho Sul do Rodoanel, estava previsto que as unidades de conservação e parques seriam entregues aos municípios responsáveis, conforme convênio firmado entre a Dersa e os municípios. No caso específico das quatro unidades de conservação, foram transferidas para o município de São Paulo que ficará responsável pela sua gestão, através da Secretaria do Verde e do Meio Ambiente (SVMA).

A SVMA participou efetivamente de todas as etapas da implantação, desde o planejamento e acompanhamento da implantação das ações, até a tomada de decisões. Durante o período de transição, entre o início da desapropriação das áreas até a transferência à prefeitura, coube à Dersa a gestão destas áreas. Para tanto, foi contratado um serviço de vigilância patrimonial.

Por se tratar de áreas urbanas, com limites muitas vezes recortados, forte pressão antrópica e grandes dimensões, a vigilância destas áreas era de extrema complexidade. Os maiores problemas encontrados eram o risco de invasões, a depredação de imóveis, invasão por animais, como gados e cavalos, e danos às áreas de plantio compensatório.

Ao elaborar o Termo de Referência para contratação destes serviços, a Dersa focou na mobilidade, tendo nas rondas seu principal instrumento. Tendo em vista a precariedade de certos acessos, optou-se pelo uso misto de motocicletas e carros, com postos fixos locados em locais estratégicos, como os imóveis desapropriados que funcionariam como futuras sedes. Assim, com um quadro relativamente pequeno, conseguiu-se manter as áreas sem maiores percalços.

A vigilância, além de garantir a integridade patrimonial, evitando e inibindo invasões e depredações, também funcionou como uma espécie de fiscal de campo, levantando rapidamente os problemas ocorridos.

Para equacionar o problema da manutenção dos imóveis, outra estratégia foi usada: os imóveis foram utilizados como canteiros de apoio às obras dos parques, garantindo assim o seu uso e manutenção. Esta medida, além de garantir a conservação destes imóveis, otimizou a aplicação de recursos.

Situação Atual das Unidades de Conservação e Parques Criados como Compensação Ambiental das Obras do Trecho Sul do Rodoanel

O Termo de Compromisso de Compensação Ambiental – TCCA, firmado no âmbito do licenciamento do Trecho Sul do Rodoanel, relativo à Lei Federal nº 9.985/00, que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), por deliberação da Câmara de Compensações Ambientais da Secretaria do Meio Ambiente, foi definido da seguinte forma:

- Criação de 4 unidades de conservação no município de São Paulo;
- Revitalização do Parque do Pedroso, em Santo André;
- Apoio ao processo de regularização fundiária do Parque Estadual Fontes do Ipiranga e,
- Apoio ao processo de regularização fundiária do Núcleo São Bernardo do Parque Estadual da Serra do Mar.

Além disso, foram previstas também as implantações dos novos parques Embu, Itapeperica, Riacho Grande e os parques lineares, conectando as 4 unidades de conservação de São Paulo. A criação destes parques faz parte do Programa de Apoio a Proteção dos Mananciais, com o objetivo de contribuir na proteção dos mananciais de abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo.

No município de São Paulo, os remanescentes mais significativos foram preservados por meio da criação das 4 unidades de conservação já mencionadas (Jaceguava, Itaim, Varginha e Bororé) e parques lineares, como mitigação pela supressão de vegetação. A Dersa já entregou para a Prefeitura de São Paulo os Parques Bororé, Varginha, Jaceguava e os Parques Lineares II, III, IV e V, restando apenas o Parque Itaim (parcialmente entregue) e o Parque Linear I, em processo de transferência, que deverão ser entregues em breve. Foram desapropriados 86,8% das áreas, restando as áreas que tiveram que ser desapropriadas judicialmente. Assim, as áreas desapropriadas já foram cercadas e a infraestrutura básica já foi concluída. Como sedes administrativas, foram aproveitados os imóveis existentes nas áreas desapropriadas e, quando isso não foi possível, foram construídas novas sedes, já concluídas. Os planos de manejo, iniciados em agosto de 2009, foram concluídos em abril de 2013.

O Parque Natural do Pedroso (Figura 14), em Santo André, tem aproximadamente 815 hectares e foi criado em 1979. No processo de licenciamento, ficou definido que a Dersa iria investir na revitalização do parque e na elaboração do plano de manejo. Coube à Dersa a remoção de 17 famílias que ocupavam a área denominada Olaria, atividade concluída em 2009. Os serviços de cercamento de todo o perímetro do parque foram concluídos em setembro de 2010 e, como incremento na infraestrutura do parque, foram construídas, entre 2012 e 2013, a sede administrativa do parque, um centro de recuperação de animais silvestres - CRAS, uma estação de tratamento de esgoto compacta, ciclovia e instalação de iluminação. Foram adquiridos, em agosto de 2009, dois veículos tração 4x4, totalmente equipados e, em fevereiro de 2010, foram adquiridas 4 motocicletas para a GCM, desde então utilizadas na vigilância e fiscalização do parque. No plano de trabalho também estava prevista a aquisição de equipamentos destinados à fiscalização, como máquinas fotográficas e aparelhos de GPS, já adquiridos e entregues em agosto de 2009. O plano de manejo foi concluído em maio de 2013, estando atualmente na fase de revisão.



Figura 14 - Vista aérea parcial do Parque do Pedroso, em Santo André (SP).

De maneira a contribuir com a proteção dos mananciais de abastecimento público da RMSP, as pistas do Rodoanel foram separadas (Figura 15) na região da planície de inundação do rio Embu-Mirim, tributário do reservatório Guarapiranga e, nos espaços remanescentes em seu interior, foram criados dois parques, o Parque Embu (Figura 16) e o Parque Itapecerica (Figura 17). As áreas preservadas abrangem campos úmidos, utilizados antes das obras como pastagens, e alguns remanescentes florestais fragmentados, em estágio inicial a médio de regeneração natural, além de ocupações antrópicas esparsas. O Parque Embu está localizado na área mais ao norte, dentro do município de Embu das Artes. Com 156,4 hectares, o parque foi entregue à Prefeitura de Embu em novembro de 2009, totalmente desapropriado, cercado por alambrados com 2,3m de altura e 4 fios de arame farpado no topo, e dotado de infraestrutura. O Parque Itapecerica está localizado na área ao sul, dentro do município de Itapecerica da Serra. Com 175,9 hectares, o parque foi totalmente desapropriado, cercado e dotado de infraestrutura, sendo entregue à Prefeitura de Itapecerica em julho de 2012.



Figura 15 - Vista aérea das pistas do Trecho Sul do Rodoanel, na região da planície de inundação do rio Embu-Mirim.



Figura 16 - Vista parcial do Parque Embu, no município de Embu das Artes (SP).



Figura 17 - Detalhe mostrando o tipo de vegetação (ecossistema de várzea) do Parque Itapecerica, no município de Itapecerica da Serra (SP).

No subtrecho localizado entre a rodovia Anchieta e a transposição do bairro Recreio Borda do Campo, foram desapropriadas todas as áreas localizadas ao sul do Rodoanel, nas margens da represa. Nessa região está localizada uma estação de captação de água da SABESP, responsável pelo abastecimento de água da região do ABC e parte de São Paulo. As áreas remanescentes foram desapropriadas e transformadas no Parque Riacho Grande (Figura 18), com mais de 187 hectares. O Parque Riacho Grande foi cercado, está com o cadastro concluído e já foram desapropriados 75% das áreas. Restam ainda as desapropriações contenciosas, que aguardam definições judiciais, e outras em processo de desapropriação. As guaritas, portarias e portais foram construídos. Como sede administrativa, será aproveitado um imóvel existente. O parque será entregue à Prefeitura de São Bernardo, que será responsável pela gestão.



Figura 18 - Vista do Parque Riacho Grande, criado no município de São Bernardo do Campo (SP).

Outros recursos, também previstos para os Parques Estaduais Fontes do Ipiranga e Serra do Mar, foram repassados aos órgãos responsáveis – respectivamente Instituto de Botânica e Fundação Florestal, em março de 2010.

4. Conclusão

A criação de unidades de conservação como compensação ambiental, principalmente aquelas de proteção integral, mostra-se inicialmente um grande desafio ao empreendedor, compreendendo uma gama de atividades e responsabilidades, muitas delas não relacionadas diretamente com suas atividades.

A integração entre os programas ambientais e mesmo as atividades relacionadas ao empreendimento, como a desapropriação, é uma solução, potencializando os investimentos e os seus resultados, como pode ser visto no caso do Trecho Sul do Rodoanel.

No caso da criação das unidades de conservação como forma de compensação ambiental da construção do Trecho Sul do Rodoanel, a integração das atividades e dos programas foi determinante para o seu sucesso.

Conforme destacado anteriormente, o mesmo método, adotado no cadastro e na desapropriação da faixa de domínio do empreendimento, foi utilizado na implantação das unidades de conservação, com a mesma estrutura e equipe atendendo a ambos, medida esta que representou um ganho de produtividade.

A integração com o programa de reflorestamento permitiu uma ação efetiva de restauração ecológica e de recuperação de áreas degradadas. Esta medida tem contribuindo para a recuperação e conservação destas áreas, melhorando a qualidade ambiental das mesmas, permitindo também a conexão de fragmentos florestais.

O envolvimento de instituições de ponta no processo, como o Departamento de Geografia da Universidade de São Paulo e o Instituto de Botânica, representou um salto na qualidade do trabalho, trazendo inúmeras e valiosas contribuições. Por se tratar de instituições de pesquisa, muitos trabalhos científicos envolvendo pesquisas sobre restauração ecológica têm sugerido, em função das atividades desenvolvidas no âmbito da implantação destas unidades de conservação, além da função principal destes de executarem processos de conservação da biodiversidade.

Outro fator determinante foi o envolvimento do futuro gestor, no caso apresentado, a Secretaria do Verde e do Meio Ambiente do município de São Paulo. Esta participação permitiu uma maior integração, dando suporte à tomada de decisões, evitando que medidas adotadas na etapa de implantação da unidade de conservação viessem a se tornar um problema para a sua gestão. Esta medida também facilitou o processo de transição.

Pela grandiosidade, pelo seu pioneirismo, a implantação das quatro unidades de conservação no município de São Paulo, aliada à implantação dos parques lineares – além da criação de mais três outros parques ao longo do Rodoanel e a revitalização de mais três unidades de conservação já existentes, o trabalho pode ser considerado bem sucedido no que se refere a atender seus objetivos.

Muitas lições e melhorias também ficam como legado. A busca por maior integração entre os programas, por uma gestão cada vez mais abrangente, buscando maior compatibilização dos cronogramas das diferentes etapas, a utilização e um maior envolvimento de instituições de pesquisa, em todas as etapas do processo, são algumas das metas a serem atingidas em futuras compensações.

A busca pela melhor execução das compensações traz benefícios para todas as partes envolvidas. Uma boa gestão do processo permite uma otimização das ações, o que traz maior qualidade, evita o re-serviço, ou seja, a duplicidade de ações e esforços, gerando a economia de recursos para o empreendedor, além de trazer maior credibilidade ao processo e, consequentemente, ao empreendimento.

Para os órgãos responsáveis pela gestão destas unidades de conservação, a participação desde o início do processo permitiu um maior conhecimento da área e influência na tomada de decisões, evitando futuros problemas, e para as instituições de pesquisa, representa uma oportunidade de gerar maior conhecimento.

Com a implantação executada com qualidade, ganham todas as partes: o empreendedor e os órgãos licenciadores, que garantem o efetivo cumprimento das obrigações ambientais, a sociedade e o meio ambiente, com a garantia da conservação destas importantes áreas que são as unidades de conservação.

Referências Bibliográficas

- FESPSP – Fundação Escola de Sociologia e Política de São Paulo. Estudo de Impacto Ambiental, Rodoanel Mario Covas - Trecho Sul Modificado. São Paulo, 2004.
- Barbosa, L.M.; Barbosa, K.C. & Barbosa, T.C. 2009. A importância da biodiversidade nas ações de restauração florestal no Estado de São Paulo. In: V.R.L. Bononi & Santos JR., N.A. Memórias do conselho científico da Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo: Instituto de Botânica/Secretaria do Meio Ambiente, p.117-141.
- Bruno, J. F. 2006. As obras do rodoanel: propostas de mitigação e compensação ambiental. In: Simpósio Regional de Recuperação de Áreas Degradadas do Grande ABC: gestão e propostas. p. 106-115.
- CONAMA 1986. Resolução CONAMA nº 01, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre procedimentos relativos a Estudo de Impacto ambiental. D.O.U. de 17.02.86, p. 2548 e 2549
- São Paulo 2008. Resolução nº 08, de 31 de janeiro de 2008. Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Dispõe sobre reflorestamento heterogêneo no Estado de São Paulo. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 01/02/2008. Seção Meio Ambiente.
- Brasil 2000. Lei Federal nº 9985, de 18 de julho de 2000. Dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação.
- NETO, PEDRO PAES. Cadastro, avaliação e desapropriação no Rodoanel Sul. Revista Engenharia, São Paulo, ano 67, n.600, p.127-128, jul/ago.2010.
- Roteiro Metodológico de Planejamento - Parque Nacional, Reserva Biológica, Estação Ecológica” do IBAMA, p. 64

BARBOSA, K.C.; REGO, L.F.; BARBOSA, T.C.; AIUB, P.B.; MORSE, F. Ações Ambientais da Dersa – Desenvolvimento Rodoviário S.A. na Implantação do Trecho Sul do Rodoanel. Barbosa, Luiz Mauro, coord. Anais do III Simpósio sobre recuperação de áreas degradadas / Luiz Mauro Barbosa – São Paulo, Instituto de Botânica, 2009, p. 89-97

Departamento de Unidades de Conservação (UCs). Disponível em: <http://reservabrasil.org.br/ucs.html>. Acesso em: 22 nov. 2010.

A criação de unidades de conservação e as limitações ao direito de propriedade - aspectos doutrinários e jurisprudenciais, Claudia Marçal, ago. 2003. Disponível em: <http://www.direitonet.com.br/artigos/exibir/1248/A-criacao-de-unidades-de-conservacao-e-as-limitacoes-ao-direito-de-propriedade-aspectos-doutrinarios-e-jurisprudenciais>. Acesso em: 22 nov. 2010.

Unidades de Conservação. Disponível em: http://ambientes.ambientebrasil.com.br/unidades_de_conservacao.html. Acesso em: 22 nov. 2010.

Unidades de Conservação, Luiz Paulo Pinto, UFMG Diversa, ano 7, n.14, jul. 2008. Disponível em: <http://www.ufmg.br/diversa/14/index.php/unidade-de-conservacao/unidades-de-conservacao.html>. Acesso em: 25 nov. 2010.

O que é um Plano de Manejo? Roteiro de um plano. Disponível em: http://www.recanta.org.br/plano_de_manejo_ibama.html. Acesso em: 25 nov. 2010

CONTÍNUO DA CANTAREIRA: quatro novas Unidades de Conservação paulistas. Disponível em: <http://www.fflorestal.sp.gov.br/cantareiraApresentacao.php>. Acesso em: 12 nov. 2010

O PAPEL DOS BANCOS DE ESPOROS DE SAMAMBAIAS E LICÓFITAS NOS PROCESSOS DE RESTAURAÇÃO AMBIENTAL

Luciano Mauricio Esteves¹
Carolina Brandão Coelho

1. Introdução

Os esporos de samambaias e licófitas são as estruturas reprodutivas produzidas pelos esporângios, que germinam para formar um gametófito, onde serão produzidos gametas e ocorrerá a reprodução sexuada. O esporo, produzido em grandes quantidades pelo esporófito, é responsável tanto pela colonização de novos ambientes como pela movimentação dos genes entre e dentro das diferentes populações dessas plantas. Em geral, a distância de dispersão dos esporos em relação à planta que o produziu é pequena, apenas poucos metros de distância, porém estes podem ser levados a grandes distâncias pelo vento ou, mais raramente, pela água. O termo dispersão aplica-se a esporos e grãos de polens, porém, os objetivos e as estratégias do processo são completamente diferentes. Grãos de pólen adotaram estratégias evolutivas para otimizar as chances de fecundar um óvulo, enquanto que esporos de pteridófitas precisam encontrar um substrato com as condições adequadas para germinar. O esporo é depositado em uma superfície, germina em condições apropriadas e, como consequência, há o surgimento do gametófito.

Mas, nem sempre é assim. Os esporos podem ser depositados no solo e por mecanismos diversos serem levados para o seu interior, em geral para as camadas superficiais. Aí eles podem permanecer por determinado período de tempo em estado dormente, mas quando levados novamente à superfície poderão germinar. Esse conjunto de esporos viáveis armazenados no solo é chamado de banco de esporos. Há também nesse mesmo armazenamento esporos que não são mais viáveis e, portanto, não fazem parte do banco de esporos. Uma das aplicações da palinologia que vem crescendo nos últimos anos é a análise desses bancos de esporos de samambaias e licófitas contidos nessas camadas superficiais de solo.

Os botânicos conhecem há muito tempo a existência de bancos de sementes abaixo da superfície do solo e que estas desempenham papel fundamental na dinâmica das comunidades vegetais, pois elas asseguram, juntamente com estruturas vegetativas, a manutenção e o retorno das espécies em cada estação favorável ao seu estabelecimento (Harper, 1977). Esses bancos - a reserva de sementes viáveis enterradas e na superfície do solo (Roberts, 1981) - são uma importante reserva de variabilidade genética das comunidades vegetais (McGrow, 1987), influenciando a velocidade das mudanças genotípicas das populações de plantas. São

¹ Instituto de Botânica, Núcleo de Pesquisa em Palinologia, Av. Miguel Estéfano, 3687, 04301-012, São Paulo, SP, Brasil. E-mail: lesteves2001@yahoo.com.br.

também a “memória” das comunidades vegetais no solo, mantendo combinações genéticas que foram selecionadas durante um longo período de tempo (Fenner, 1995).

Há uma grande quantidade de informações sobre os bancos de sementes, mas pouco ainda se sabe sobre os bancos de esporos de samambaias e licófitas, apesar do grande número de espécies existentes. É relativamente recente o conhecimento de uma situação semelhante ocorrendo nas samambaias e licófitas, que podem formar um banco de esporos, um reservatório de esporos de viáveis, mas dormentes, enterrado no solo. A maioria dos estudos ocupa-se apenas da quantidade de esporos viáveis encontrados nas amostras de solo, ao passo que poucos têm abordado com profundidade a composição de espécies representadas no solo, a estrutura do solo e a relação com população de samambaias e licófitas (Rydgren & Hestmark, 1997; Esteves & Dyer, 2003; Lindsay, S. 1995; Simabukuro *et al.*, 1998b, 1999). O conhecimento sobre o número de espécies e a maneira como estão representadas nos bancos do solo é um elemento essencial na descoberta do seu papel na natureza e ponto de partida para começar a entender a dinâmica dos bancos de esporos das samambaias e licófitas (Dyer & Lindsay, 1992; Esteves & Dyer, 2003). Dyer & Lindsay (1992) mostraram que esporos de samambaias podem estar presentes no solo de qualquer habitat, mesmo quando a população dos esporófitos parentais está distante do ponto de amostragem.

Estes bancos acrescentam uma nova variável à movimentação de genes de uma espécie; além de fluírem através do espaço, também podem propagar-se através do tempo. Bancos de esporos têm o potencial de regenerar populações que sofreram a ação de desastres naturais ou atividades humanas, fogo, alterações climáticas bruscas, entre outros fatores, mantendo o pool gênico desta população e aumentando as possibilidades de cruzamento intergametofítico posteriormente.

Somente nas últimas três décadas os bancos de esporos foram estudados sistematicamente, anteriormente havia apenas relatos isolados que indicavam a existência de bancos de esporos do solo. Gametófitos de samambaias originados da germinação de esporos contidos em amostras de solos foram observados em uma grande variedade de habitats, em diversos países: Escócia (Hamilton, 1988; Dyer & Lindsay, 1992; Lindsay, 1995; Esteves & Dyer, 2003), Espanha (During *et al.*, 1987), Holanda (During & Ter Horst, 1983), Inglaterra (Clymo & Duckett, 1986), México (Ramírez-Trejo *et al.*, 2004) e Suíça (Milberg, 1991). Em climas temperados foi frequentemente mostrada a existência de bancos de esporos (Dyer & Lindsay 1992; Dyer, 1994; Dyer & Lindsay 1996; Esteves & Dyer 2003), mas nas regiões tropicais esses estudos são bem mais raros. No Brasil, os estudos mais completos realizados até hoje foram em áreas de cerrados paulistas (Simabukuro *et al.* 1998 b; 1999) e em área de mata em Minas Gerais (Ranal 2003, 2004). É importante a análise desses trabalhos por várias razões, entre elas fazer uma crítica da metodologia empregada nesse tipo de pesquisa, metodologia que é ainda um entrave para trabalhos mais elaborados.

2. A dinâmica dos bancos de esporos de samambaias e licófitas

Os esporos de samambaias e licófitas são responsáveis tanto pela colonização de novos sítios, como também pelo movimento de genes dentro e entre as populações dessas plantas. Esporos são produzidos em uma quantidade imensa, algo estimado entre 750.000 e 750.000.000 por fronde, dependendo da espécie (Dyer & Lindsay, 1996; Esteves & Dyer, 2003). Esses esporos são dispersos principalmente pela ação da gravidade, vento e, eventualmente, pela água.

Na maioria dos habitats, os esporos de samambaias e licófitas são liberados por um tempo limitado. Geralmente a liberação dos esporos ocorre no final do verão e estende-se até o inverno. Embora não haja uma estimativa da proporção de esporos que são dispersos a longas distâncias, vários estudos indicam que a maioria dos esporos são depositados por gravidade a poucos metros da planta-mãe; 90% dos esporos são depositados num raio de

dois metros da fonte, e raramente alguns são depositados a mais de sete metros. A dispersão a partir de plantas situadas em locais mais expostos depende da direção que prevalece o vento. A quantidade de esporos que são dispersos além de um raio de dez metros é pequena em porcentagem, mas é significativa em termos numéricos; uma pequena porcentagem dos esporos liberados de um esporófito grande corresponde a milhões de esporos por ano. Estes esporos dispersos pelo vento são responsáveis pela colonização de novos sítios e também pelo fluxo de genes entre diferentes populações (Dyer & Lindsay, 1992; Simabukuro *et al.*, 1998,b,c; 1999, 2000; Esteves & Dyer, 2003). Isto é extremamente importante porque perto da fonte de dispersão a reprodução sexuada ocorrerá entre gametófitos originários de uma mesma planta-mãe, o equivalente à autofecundação em uma espermatófita. As interações entre diferentes processos resultam na formação de padrões históricos em uma população, de tal forma que é difícil discriminar as funções relativas à vicariância e à dispersão (Wolf *et al.*, 2001; de Groot *et al.*, 2012). Considerando a grande produção de esporos, o padrão de distribuição de samambaias ou licófitas ocorre provavelmente em função da dispersão, com menor predominância da vicariância.

Apesar de existir uma grande diversidade de ornamentação e tamanho entre esporos de samambaias de diferentes espécies, estes são sempre monoletes ou triletes. Esporos monoletes apresentam simetria bilateral, são alongados, com apenas uma lesão linear; esporos triletes são radialmente simétricos, triangulares, com lesão trirradiada (Erdtman, 1969; Tryon & Lugardon, 1990). Não existem estudos consistentes sobre o papel da morfologia na dispersão, mas o fato desta ser realizada predominantemente por gravidade e vento na maioria absoluta das espécies, sem variações no processo, mostra que possivelmente não há relação significativa entre dispersão e escultura, mas talvez haja com o tamanho.

A principal adaptação para o sucesso da dispersão dos esporos é certamente a imensa quantidade em que eles são produzidos. Sabe-se que a maioria dos esporos dispersos não resultará na produção de novos esporófitos posteriormente, permanecendo secos ou por muito tempo no escuro, até perderem a viabilidade. Mesmo que germinem, o estabelecimento dos gametófitos é bastante difícil, pois são bastante susceptíveis à desidratação, competição, predação e doenças. Mesmo gametófitos maduros falharão na tarefa de produzir zigotos, e mesmo produzindo estes zigotos, talvez o ambiente não suporte o novo esporófito. Assim, só mesmo a produção de uma grande quantidade de esporos dispersos massivamente é que garante a continuidade do ciclo de vida das pteridófitas.

Os esporos de pteridófitas em algum momento serão depositados em um substrato, e irão germinar sob condições adequadas de luz (a maioria das espécies têm esporos fotoblásticos positivos), temperatura (geralmente entre 20 e 30°C) e umidade. O fotoblastismo em esporos de samambaias e licófitas foi bastante estudado (Miller, 1968; Raghavan, 1989; Esteves & Felipe, 1985, 1991; Esteves *et al.*, 1985; Simabukuro *et al.*, 1993, 1998a; Lindsay *et al.*, 1995.) - a maioria absoluta desses esporos necessita de luz para germinar. Após a dispersão, o tempo de viabilidade do esporo, a velocidade de germinação e a taxa de crescimento dos gametófitos serão fatores primários de competição (Lloyd & Klekovsky, 1970; Dyer & Lindsay, 1992, 1996; Simabukuro *et al.*, 2000).

Porém, se estes esporos caírem no solo e forem enterrados antes de receberem os estímulos corretos para a germinação, eles serão enterrados e poderão permanecer dormentes e viáveis até o momento em que algo perturbe este solo e os exponham novamente à luz. Esse valor adaptativo dos bancos de esporos do solo fornece a explicação mais provável para a ocorrência generalizada de um mecanismo fisiológico que evita a germinação no escuro (Lindsay *et al.*, 1995,) o que os torna dormentes quando soterrados e potencialmente aptos para germinar quando trazidos à luz.

Após a deposição, o movimento dos esporos para o interior do solo é possibilitado por diversos fatores. Movimentações na superfície do solo podem contribuir para o rápido soterra-

mento dos esporos, mas existem outros fatores que atuam significativamente no processo. O principal agente de movimento de esporos para dentro do solo é provavelmente água de percolação. Ela irá transportar os esporos para baixo entre as partículas do solo. A taxa de movimento é susceptível de variar entre diferentes tipos de solo, de acordo com a sua estrutura e o conteúdo orgânico. O movimento dos esporos para as camadas mais profundas pode ser acelerado quando a água passa por rachaduras em solos ressecados, ou canais deixadas por animais, ou raízes apodrecidas. Em locais onde a chuva é frequente, os esporos penetrarão o solo na sequência em que foram depositados, mas não necessariamente permanecerão nessa sequência durante o movimento de penetração. A taxa de movimento dos esporos pode ser afetada por diferenças na forma, volume e ornamentação dos esporos, e por sua propensão para se ligar às partículas do solo. Como consequência, a estratificação pode ocorrer, mas a profundidade pode não ser proporcional ao tempo de deposição (Simabukuro *et al.*, 1998b).

Os animais provavelmente contribuem no processo de penetração dos esporos, movendo-os quando escavam, ou pela ingestão e posterior deposição em outros locais. Desta forma, os esporos podem não apenas mover-se para baixo através do solo, mas também lateralmente, e até mesmo para cima. A ação de minhocas, que podem ingerir os esporos aderidos à matéria orgânica e depositá-los posteriormente junto ao húmus, promove também a dispersão e a consequente formação do banco de esporos no solo (Ranal, 1999).

3. Características dos bancos de esporos de samambaias e licófitas

Bancos de esporos de samambaias e licófitas têm funções semelhantes às daquelas dos bancos de sementes em espermatófitas. A regeneração de bancos de esporos pode (i) alterar o sistema reprodutivo através do acúmulo de esporos provenientes de fontes distantes, aumentando as chances de troca de material genético entre gametófitos de espécies colonizadoras; (ii) funcionar como um tampão contra as consequências da baixa produção de esporos nos anos com condições climáticas adversas; e (iii) atuar como um tampão contra mudanças drásticas na composição genética durante as flutuações no tamanho da população, de modo que só a longo prazo os padrões ambientais podem alterar substancialmente a composição genética (Dyer, 1994; Dyer & Lindsay, 1996). Genótipos aparentemente perdidos podem ser recuperados a partir do banco de esporos. Os bancos de esporos podem reduzir o risco de extinção, permitindo a regeneração de uma população devastada por inundações, incêndios, secas, deslizamentos ou processos de sucessão.

A recuperação de esporos viáveis de profundidades superiores a um metro revela que eles possuem um longo período de viabilidade, ou então que se movem rapidamente ao longo do perfil do solo (Esteves & Dyer, 2003). No entanto, não há nenhuma informação direta sobre a taxa ou o mecanismo de movimento de esporos no solo e não se sabe por quanto tempo os esporos permanecem viáveis quando enterrados, embora, na maioria das espécies que têm sido estudadas, os esporos sobrevivem pelo menos até a próxima temporada de produção de esporos (Dyer & Lindsay 1992; Lindsay, 1995; Guimarães & Felipe, 1999).

Para a maioria dos locais já analisados, há um declínio no número de esporos viáveis com o aumento da profundidade (Dyer & Lindsay, 1992; Esteves & Dyer, 2003). Isto pode ser devido à penetração limitada no solo, de modo que a distribuição vertical é apenas o reflexo da lentidão dos esporos para se mover no solo, apenas uma minoria move-se rapidamente. Alternativamente, pode haver um movimento irrestrito de esporos no solo, de modo que cada grupo de esporos frescos, depositados sobre a superfície ano após ano durante cada temporada de esporulação, movem-se para baixo, em sucessão, com uma progressiva redução da viabilidade à medida que envelhecem.

Estas duas hipóteses podem ser observadas ao se comparar a distribuição vertical de esporos viáveis, com a distribuição vertical de todos os esporos viáveis ou não (Esteves & Dyer,

2003). O número total de esporos em todo o perfil sempre é maior que o número de esporos viáveis, porque as paredes de esporos são particularmente resistentes à deterioração. Em solos ácidos e em condições não oxidativas, os esporos podem permanecer com as paredes intactas por centenas ou mesmo milhares de anos, mantendo todas as características morfológicas que permitem a sua identificação, porém sem conteúdo celular e, portanto, não viáveis.

4. Metodologia de estudo

Um problema metodológico da análise de bancos de esporos de samambaias e licófitas são as diferentes técnicas que mostram o número total de esporos de um perfil e as que mostram quais os esporos que são viáveis. Por definição, bancos de esporos são reservatórios de esporos viáveis, portanto ao estudá-los é necessário não apenas identificar e quantificar os esporos do perfil, mas também determinar quantos entre eles estão aptos para germinar. Os estudos em bancos de esporos utilizam técnicas de análise do material contido nestes reservatórios, aliadas às metodologias de germinação dos esporos.

Os esporos de um perfil podem ser identificados e quantificados com a utilização de técnicas palinológicas tradicionais para tratamento e análise de sedimentos e comparação com material de referência e literatura, porém essas técnicas destroem o conteúdo dos esporos, e portanto não servem para quantificar os esporos viáveis. Pires *et al.* (1998) propõem uma técnica alternativa, onde o mesmo tratamento retira os esporos do solo, sem que eles percam seu conteúdo celular e sua viabilidade. Esta técnica permitiria a análise qualitativa e quantitativa pela análise da morfologia dos esporos, e também a avaliação da viabilidade através da germinação dos esporos em parte de uma mesma amostra. Essa técnica nunca foi utilizada em outras análises de bancos, provavelmente por ser muito trabalhosa.

A solução normalmente utilizada é a coleta de duas amostras paralelas em um mesmo ponto a ser analisado: uma para a análise palinológica e outra para a análise da viabilidade, através da germinação dos esporos.

A análise palinológica da amostra utiliza os procedimentos físico-químicos clássicos para sedimentos (Faegri & Iversen, 1975; Ybert *et al.*, 1992) e acetólise (Erdtman, 1952, 1960). A quantificação dos esporos nas amostras é feita pela técnica de introdução de esporos de *Lycopodium* exótico (Stockmarr, 1971). Para cada amostra são montadas lâminas permanentes, utilizando-se o método de Kisser, 1935 *apud* Erdtman (1952). A contagem dos esporos é feita por todo o campo com o auxílio de microscópio, no mínimo em três lâminas, e no máximo em quinze lâminas, até atingir um valor total pré-estabelecido de tipos de esporos, normalmente entre 200 e 500. Os tipos polínicos são identificados por comparação com material de referência, através da sua forma, tamanho, e principalmente elementos esculturais da superfície (Erdtman, 1969; Tryon & Lugardon, 1990). São então calculadas a porcentagem de esporos presentes na amostra e a porcentagem de cada tipo de esporo.

O método mais usado para aferir a viabilidade dos esporos é a observação direta da sua germinação, quando amostras do solo são colocadas sob luz e em temperaturas semelhantes àquelas encontradas em seu habitat (Dyer & Lindsay 1992; Lindsay 1995; Esteves & Dyer 2003; Simabukuro, 1998b, 1999).

Isso gera um segundo problema. É possível quantificar quantos esporos germinam por volume da amostra, mas é extremamente difícil determinar a quais espécies pertencem os gametófitos resultantes da germinação. Uma das necessidades fundamentais nos trabalhos com bancos é a identificação dos esporos germinados em amostras de solo, nas fases iniciais do processo. Daí a importância de se estabelecer características que permitam a identificação de gametófitos das espécies coletadas nos levantamentos prévios nos cerrados.

De um modo geral, os conhecimentos, disponíveis e considerados pelos taxonomistas em estudos sobre samambaias e licófitas, são baseados em caracteres do esporófito adulto e

maduro. Isso é consequência do fato que os esporófitos representam a fase duradoura do ciclo de vida destas plantas, o que os torna mais facilmente observados na natureza. São poucos os autores que incluem em seus trabalhos discussões sobre a importância dos caracteres do gametófito jovem para a taxonomia e filogenia das samambaias e licófitas (Pickett, 1914; Holttum, 1938; Cousens *et al.*, 1985; Greer & McCarthy, 1999; Dyer & Lindsay 1992; Lindsay 1995; Esteves & Dyer, 2003). Estas informações indicam a necessidade de estudos básicos sobre a ontogenia dos gametófitos e esporófitos, importantes não só pelos trabalhos de taxonomia, mas também para dados de levantamento florístico, ecologia e fisiologia que muitas vezes são incompletos, ou acabam por serem interrompidos por falta de identificação do material.

As tentativas da utilização de gametófitos para determinar características taxonômicas das samambaias e licófitas têm tido um sucesso parcial, principalmente porque algumas características do desenvolvimento não são constantes, e variações das condições da cultura também influenciam a morfologia. O alto grau de plasticidade do gametófito é vantajoso para o estabelecimento da espécie no ambiente; entretanto, constitui uma dificuldade para a identificação do material pelo coletor.

Mais recentemente, surgiu uma alternativa para a identificação dos gametófitos, e consequentemente, para a identificação dos esporos viáveis que estavam contidos nas amostras de solo. O sequenciamento de plastídios *rbcL*, obtidos do DNA de gametófitos, permite a diferenciação de diferentes espécies e tornou-se uma ferramenta com grande potencial na exploração da ecologia de samambaias e licófitas (Schneider & Schuettpelz, 2006)

5. Conclusão

Bancos de esporos do solo oferecem a possibilidade de restauração *in situ* de populações ameaçadas, particularmente onde o declínio tenha sido recente e provocado por atividades humanas. Conservação *in situ* de uma espécie, mantida no seu habitat, é sempre preferível às coleções *ex situ*, mas a manutenção do habitat pode não ser suficiente onde a população já foi seriamente reduzida em tamanho. Pode ser possível induzir a regeneração espontânea daquela população criando as condições certas para os bancos de esporos do solo. A perturbação artificial do solo e, talvez, a criação de micro-habitats para proporcionar sombra, umidade, estabilidade do substrato, e proteção contra a concorrência, pode permitir o estabelecimento de gametófitos e, posteriormente, esporófitos jovens. Deste modo, uma população gravemente empobrecida pode ser aumentada com os indivíduos que possuem os genótipos nativos daquele local. Há também a possibilidade de que populações regeneradas *in situ* incluam genótipos aparentemente perdidos, mas preservados no banco de esporos, aumentando a diversidade genética e, assim, o vigor da população. Teoricamente, pode até mesmo ser possível, deste modo, obter uma população, ou até mesmo uma espécie, que recentemente tornou-se extinta.

Como já demonstrado, as indicações são de que os bancos de esporos do solo são uma característica importante da estratégia reprodutiva de muitas samambaias. Para compreender corretamente o papel dos bancos de esporos na natureza e seu potencial para a conservação, é necessário muito mais informação. É preciso saber mais sobre a distribuição geográfica, ecológica e taxonômica de bancos de esporos persistentes no solo, como também conhecer se eles são restritos a determinadas famílias, certos habitats ou condições climáticas específicas. É necessário mais pesquisa para compreender como a formação de um banco de esporos do solo relaciona-se a fatores sazonais, como frio, seca e fogo. Precisamos saber mais sobre como esporos de diferentes espécies de samambaias e licófitas entram e se movem através do solo, em uma variedade de espécies e habitats.

Há muito que pesquisar sobre a fisiologia da dormência, incluindo o envelhecimento, a germinação e os fatores que afetam a sobrevivência no solo, para que se possa estimar a

idade potencial de um banco de esporos e as condições necessárias para o estabelecimento dos mesmos. Em tais investigações, não se deve supor que todas as espécies são semelhantes, pois é provável que as samambaias e licófitas sejam tão diversas em suas estratégias de estabelecimento como em outros aspectos de sua biologia e na morfologia.

Referências Bibliográficas

- Clymo, R.S. & Duckett J.G. 1986. Regeneration of *Sphagnum*. *New Phytology*, 102: 589–614.
- Cousens, M.I., Lacey, D. G. & Kelly, E.M. 1985. Life-History Studies Of Ferns - A Consideration of Perspective. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh*, 86: 371-380.
- de Groot, G.A.; During, H.J.; Ansell S.W.; Schneider, H.; Bremer, P.; Wub,s E.R.J.; Maas, J.W.; Korpelainen, H.& Erkens, R.H.J. 2012. Diverse spore rains and limited local exchange shaped fern genetic diversity in a recently created habitat colonized by long-distance dispersal. *Annals of Botany*, 109: 965-978
- During, H. J. & ter Horst, B. 1983. The diaspore bank of bryophytes and ferns in chalk grassland. *Lindbergia*, 9: 57–64.
- During, H.J.; Brugues, M.; Cros, R.M. & Lloret, F. 1987. The diaspore banks of bryophytes and ferns in the soil in some contrasting habitats around Barcelona, Spain. *Lindbergia*, 13: 137-149.
- Dyer, A.F. 1994. Natural soil spore banks - can they be used to retrieve lost ferns? *Biodiversity and Conservation*, 3:160-175.
- Dyer, A.F. & Lindsay S. 1992. Soil spore banks of temperate ferns. *American Fern Journal* 82: 89-122.
- Dyer, A.F. & Lindsay S. 1996. Soil spore banks - a new resource for conservation. In: Camus JM, Gibby M, Johns RJ eds. *Pteridology in Perspective*. Kew, UK: Royal Botanic Gardens, 153-160.
- Erdtman, G. 1952. Pollen Morphology and Plant Taxonomy. Angiosperms. Almqvist and Wiksell, Stockholm. 539 pp.
- Erdtman, G. 1960. The acetolysis method. A revised description. *Svensk Botanisk Tidskrift*, 54: 561-564.
- Erdtman, G. 1969. Handbook of palynology. Na introduction to the study of pollen grains and spores. Copenhagen: Munksgaard. 486p.
- Esteves, L. M. & Dyer, A.F. 2003. The vertical distributions of live and dead fern spores in the soil of a semi-natural woodland in Southeast Scotland and their implications for spore movement in the formation os soil spore banks. In: Subhash Chandra; Mrittun-jai Srivastava. (Org.). *Pteridology in the New Millenium*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, p. 261-282.
- Esteves, L. M. & Felipe, G.M. 1985. Fotossensibilidade de esporos de pteridofitas dos cerrados. *Revta brasil. Bot.*, 8: 219-22.
- Esteves, L. M. & Felipe, G.M. 1991. Efeito de luz na germinação de esporos de *Polypodium latipes*. *Hoehnea*: 18:53-59.
- Esteves, L. M.; Melhem, T.S. & Felipe, G.M. 1985. Germination and morphology of spores of *Trichipteris corcovadensis*. *American Fern Journal*, 75:92-102
- Faegri, K. & Iversen, J. 1975. Text-book of pollen analysis. Oxford: Blackwell Scientific Publications. 295p.

- Fenner, M. 1995. Ecology of seed banks. In: KIGEL, J.; GALILI, G. (Ed.) Seed development and germination. New York: Marcel Dekker, p.507-528.
- Greer, G. K. & McCarthy, B. C. 1999. Gametophytic plasticity among four species of ferns with contrasting ecological distributions. *International Journal of Plant Sciences*, 160: 879-886
- Guimarães, T. de B. & Felipe, G.M. The survival and establishment potential of spores of *Cyathea delgadii* Sternb. in soils from Itirapina and Moji Guaçu (SP), Brazil. *Revta brasil. Bot.*, 22: 385-390.
- Hamilton, R.G. 1988. The significance of spore banks in natural population of *Athyrium pycnocarpon* and *A. thelypteroides*. *American Fern Journal*, 78: 96-104.
- Harper, J. L. 1977 Population biology of plants. New York: Academic Press. 892 p.
- Holttum, R. E. 1938. The ecology of tropical pteridophytes. In: F. Verdoorn (ed.), Manual of pteridology., 433. M. Nijhoff, The Hague.
- Lindsay, S. 1995. Soil spore banks and conservation. In: Dyer, A.F. and Lindsay, S. (eds.), The ecology and conservation of Scotland's rare ferns, *Pteridologist*, 2: 278-298.
- Lindsay, S.; Sheffield, E. & Dyer, A.F. 1995. Dark germination as a factor limiting the formation of soil spore banks by bracken. Pp. 47-51, in Smith, R.T. and Taylor, J.A. (eds.), Bracken: an Environmental Issue, International Bracken Group, Aberystwyth, Wales.
- Lloyd, R.M.; Klekovsky, E.J. 1970. Spore germination and viability in Pteridophyta: evolutionary significance of chlorophyllous spores. *Biotropica*, 2:129-137.
- McGrow, J.B. 1987. Seed bank properties of an Appalachian *Sphagnum* bog and the model of the depth distribution of viable seeds. *Canadian Journal of Botany*, Ottawa, v. 65, p. 2028-2035.
- Milberg, P. 1991. Fern spores in a grassland soil. *Canadian Journal of Botany*, 69: 831-834.
- Miller, J. H. 1968. Fern gametophytes as experimental material. *Botanical Review*, 34: 361-440.
- Pickett, F.L. 1914. Some ecological adaptations of certain fern prothallia - *Camptosorus rhizophyllus* Link., *Asplenium platyneuron* Oakes. *American Journal of Botany*, 1:477-498.
- Pires, I.S.O.; Simabukuro, E.A.; Esteves, L.M. & Felipe, G.M. 1998. Method for the extraction of live fern spores from soil. *Hoehnea*, 25: 187-194.
- Raghavan, V. 1989. Developmental biology of fern gametophytes. Cambridge University Press (Cambridge England and New York). 361 p.
- Ramírez-Trejo M, Pérez-García B, Orozco-Segovia A. 2004. Analysis of fern spore banks from the soil of three vegetation types in the central region of Mexico. *American Journal of Botany*, 91: 682-688.
- Ranal, M. 1999. Estado da arte e perspectivas da pteridologia no Brasil: ecologia e fisiologia. In: Congresso Brasileiro de Botânica, 50, Blumenau. Anais. Blumenau, SC. pp. 310-311.
- Ranal, M. A. 2003. Soil spore bank of ferns in a gallery forest of the Ecological Station of Panga, Uberlândia, MG, Brazil. *American Fern Journal*, 93: 97-115.
- Ranal, M. A. 2004. Bark spore bank of ferns in a gallery forest of the Ecological Station of Panga, Uberlândia-MG, Brazil. *American Fern Journal*, 94: 57-69.

- Roberts, H.A. 1981. Seed bank in soils. *Advances in Applied Biology*, 6: 1-55.
- Rydgren, K. & Hestmark, G. 1997. The soil propagule bank in a boreal old-growth spruce forest: changes with depth and relationship to aboveground vegetation. *Canadian Journal of Botany*, 75: 121–128.
- Schneider, H. & Schuettpelz, E. 2006. Identifying fern gametophytes using DNA sequences. *Molecular Ecology Notes*, 6:989–991.
- Simabukuro, E. A.; Begovacz, A.; Esteves, L. M. & Felipe, G. M. 1999. Fern spore bank at Pedregulho (Itirapina, São Paulo, Brazil). *Rev. Brasil. Biol*, 59:131–139.
- Simabukuro, E. A.; Dyer, A. F. & Felipe, G. M. 1998a. The effect of sterilization and storage conditions on the viability of the spores of *Cyathea delgadii* Sternb.. *American Fern Journal*, Estados Unidos da América, v. 88, n. 2, p. 72-80.
- Simabukuro, E. A.; Esteves, L. M. & Felipe, G. M. 1993. Fotoblastismo de pteridófitas de mata ciliar. *Insula*, 22: 177-186.
- Simabukuro, E. A.; Esteves, L. M. & Felipe, G. M. 1998b. Analysis of a fern spore bank in Southeast Brazil. *Hoehnea*, 25:45-57.
- Simabukuro, E. A.; Esteves, L. M. & Felipe, G. M. 1998c. Fern spore morphology and spore rain of a preserved cerrado region in southeast Brazil (Reserva Biológica e Estação experimental de Moji Guaçu, São Paulo). *American Fern Journal*, 88: 114-137.
- Simabukuro, E.A.; Esteves, L. M. & Felipe, G.M. 2000. Fern spore rain collected at two different heights at Moju Guaçu (São Paulo, Brazil). *Fern Gazette*, 16: 147-166.
- Stockmarr, J. 1971. Tablets with spores used in absolute pollen analysis. *Pollen et Spores*, 13: 615-621
- Tryon, A.F. & Lugardon, B. 1990. Spores of the Pterydophyta. Springer-Verlag. 648p.
- Wolf, .PG; Schneider, H. & Ranker, T.A. 2001. Geographic distributions of homosporous ferns: does dispersal obscure evidence of vicariance? *Journal of Biogeography*, 28: 263-270.
- Ybert, J.P.; Salgado-Labouriau, M.L.; Barth, O.M.; Lorscheiter, M.L.; Barros, M.A.; Chaves, S.A.M.; Luz, C.F.P., Ribeiro, M.; Scheel, R. & Vicentini, K. 1992. Sugestões para padronização da metodologia empregada em estudos palinológicos do Quaternário. *Rev Inst Geol São Paulo*, 13: 47-49.

POLÍTICAS PÚBLICAS E O MONITORAMENTO DA PRODUÇÃO DE MUDAS DE ESPÉCIES FLORESTAIS NATIVAS NO ESTADO DE SÃO PAULO, BRASIL

*Luiz Mauro Barbosa^{1,2}
Fulvio Cavalheri Parajara¹
Tiago Cavalheiro Barbosa³
Karina Cavalheiro Barbosa⁴
Elenice Eliana Teixeira¹*

Resumo

O déficit na produção de mudas de espécies florestais nativas no estado de São Paulo deixou de existir, conforme comprovado neste trabalho, cuja metodologia envolveu visita a 208 viveiros de espécies florestais, preenchimento de questionário, tabulação e análise dos dados. Os resultados indicaram um aumento significativo na produção de mudas, de 12 para 42 milhões de mudas/ano, e de 130, para cerca de 700 espécies florestais nativas produzidas no Estado. O objetivo deste trabalho foi verificar a evolução do setor e relacioná-la às políticas públicas, adotadas pela Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SMA). Foram considerados não apenas aspectos técnicos que pudessem favorecer a restauração ecológica, sobretudo a diversidade florística e genética, mas também os aspectos sócio-econômicos envolvidos com a geração de emprego e destinação da produção.

Palavras-chave: diversidade, restauração, viveiros florestais.

1. Introdução

O estado de São Paulo é, hoje, o único no Brasil com políticas públicas voltadas a reflorestamentos visando à restauração ecológica, a partir do plantio heterogêneo com espécies florestais nativas que considerem a diversidade específica, o que tem auxiliado na conservação da biodiversidade regional, além de agregar outras técnicas e processos facilitadores como a “nucleação”, o uso de *top soil*, entre outras técnicas.

O estabelecimento de parâmetros facilitadores de planejamento, avaliação e licencia-

1 Instituto de Botânica, CERAD, Caixa Postal: 68041, CEP: 04045-972, São Paulo, SP, Brasil.

2 Autor correspondente: Imbecol@terra.com.br

3 Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, USP, Departamento de Ciências Florestais, Av. Pádua Dias, nº11, Caixa-postal: 09, CEP: 13418-900 - Piracicaba, SP – Brasil.

4 Desenvolvimento Rodoviário S.A. – DERSA, Rua Iaiá, nº126, Itaim Bibi, 8º Andar, CEP: 04545-906, São Paulo, SP, Brasil.

mento ambiental, identificando obstáculos, dificuldades socioambientais e soluções através de políticas públicas, baseadas em resultados de pesquisa, são algumas das atividades que o Instituto de Botânica (IBt) passou a desenvolver com maior ênfase, após a vinculação à Secretaria Estadual do Meio Ambiente de São Paulo (SMA). Com a criação da Coordenação Especial de Restauração de Áreas Degradadas - CERAD, em 2000, e os projetos de políticas públicas, apoiados pela FAPESP, verificou-se a necessidade de se estabelecerem normas/procedimentos orientativos para a restauração ecológica em São Paulo. Reflexos positivos destas políticas podem ser destacados pelos diversos casos de sucesso, verificados em áreas já restauradas, e por importantes avanços sobre a modelagem e técnicas de restauração adotadas (Barbosa, 2011a).

Além disso, a produção de sementes e mudas de espécies arbóreas nativas apresentou importantes avanços nas duas últimas décadas, eliminando o déficit de produção quali-quantitativa (Barbosa, 2011b). O plantio a partir de 80 ou mais espécies florestais nativas por hectare, proposto por Barbosa coord. (2002), resulta de pesquisas desenvolvidas pelo IBt, em projetos de políticas públicas apoiados pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP). Há também pesquisas e estudos desenvolvidos por algumas universidades paulistas, como USP, UNESP, UFSCAR, entre outras.

Consequências concretas desta política, 12 anos após a edição da primeira resolução, são resultados obtidos com metodologias científicas, como o diagnóstico sobre produção de mudas florestais nativas, que indicou um aumento da produção de 12 para 42 milhões de mudas/ano, com diversidade específica elevando-se de 130 para aproximadamente 700 espécies e a diversidade superior a 80 espécies, na produção da maioria dos viveiros do Estado (Barbosa, 2011b).

Ações de capacitação dos atores envolvidos no processo têm contribuído bastante com as propostas de políticas públicas para o setor, envolvendo restauração ecológica, conservação da biodiversidade e políticas públicas. Pela diversidade de situações existentes na área rural, por aspectos físicos, biológicos, ambientais e sócio-econômicos, tem sido privilegiada a participação da sociedade civil na tomada de decisões, o que promove a discussão e orientação técnica, evitando imposição aos agricultores.

O principal objetivo deste trabalho foi identificar a evolução quali-quantitativa da produção de mudas de espécies florestais nativas e avaliar os desdobramentos do seu aumento exponencial, relacionado às políticas públicas adotadas para a restauração ecológica no estado de São Paulo. Foram considerados não apenas aspectos técnicos que pudessem favorecer a restauração ecológica, sobretudo a diversidade florística e genética, mas também os aspectos sócio-econômicos envolvidos com a geração de emprego e destinação da produção.

2. Materiais e Métodos

Para o diagnóstico do setor produtivo de sementes e mudas no estado de São Paulo, foram realizadas visitas técnicas em 208 viveiros, identificados pelo Instituto de Botânica (IBt) à época, com entrevistas complementadas pela aplicação de um questionário. Este diagnóstico foi dividido em duas fases, sendo que a primeira teve o início das atividades através de pesquisa das informações sobre os viveiros cadastrados no site IBt/SMA, no banco de dados existente no CERAD. Esta primeira seleção apontou a existência de 114 viveiros cadastrados, divididos em 6 grupos, pelo critério de localização por bacias hidrográficas.

Nas viagens para as visitas, os técnicos estavam orientados a localizar outros viveiros em suas áreas de atuação, para a aplicação da fase 2 do diagnóstico, quando foram visitados outros 94 viveiros, com a mesma metodologia utilizada durante a primeira fase.

O critério para a inclusão dos viveiros neste estudo foi considerar apenas os viveiros permanentes, independente da finalidade e destinação da produção. Viveiros temporários ou que produziam mudas exclusivamente para projetos específicos não foram considerados.

Além disso, não foram incluídos viveiros em fase de implantação, ou que praticassem apenas revenda de mudas.

Nas visitas aos viveiros, foram aplicados questionários onde eram registradas informações sobre identificação do viveiro e processo produtivo, desde a obtenção das sementes utilizadas, até a expedição das mudas, incluindo informações sobre a infraestrutura e observações pontuais que possibilitassem aos produtores expressarem seus anseios, críticas e sugestões, visando à definição de políticas públicas para o setor.

Após o preenchimento do questionário, iniciava-se uma visita às instalações dos viveiros, para constatação das informações fornecidas pelos viveiristas e registro fotográfico que ilustrasse, de maneira clara, o sistema e a estrutura de produção de mudas de cada viveiro. Todos os locais de produção tiveram o registro de seu posicionamento global através da utilização de aparelho GPS, configurado para registrar o posicionamento no sistema geodésico South American 1969 (SAD 69). Ao término das entrevistas, eram elaborados relatórios consolidados, apresentando os questionários devidamente preenchidos e análise prévia dos dados coletados.

Todas as informações deste levantamento foram inseridas em uma base de dados, com acréscimo de informações relativas à distribuição espacial dos viveiros por 6 regiões ecológicas, conforme proposta por Setzer (1966), utilizando software hipertexto com ampla portabilidade, o que permitiu a exportação para planilhas no padrão do software ArcGis 10.1, visando à avaliação da distribuição espacial dos viveiros no estado de São Paulo, bem como cruzamento das informações nas diferentes análises geográficas. Na distribuição espacial dos viveiros, adotou-se a divisão do Estado por regiões ecológicas conforme proposta por Setzer (1966).

Em 2012, a equipe do IBt realizou consulta eletrônica aos responsáveis técnicos por cada viveiro, o que possibilitou atualizar a base de dados do CERAD/IBt, para atendimento a demanda de consultas públicas, visando à indicação de produtores de mudas nativas. A relação dos viveiros com as informações consolidadas está disponível no site do IBt (www.ibot.sp.gov.br), para ser utilizada como uma “ferramenta” de intercâmbio entre produção e consumo de mudas, facilitando a seleção de espécies regionais destinadas à restauração ecológica.

3. Resultados e Discussão

De acordo com os resultados obtidos nesta pesquisa, dos 207 viveiros cadastrados na base de dados do Instituto de Botânica, 46,37% pertencem a organizações privadas, respondendo por 66,88% da produção anual de mudas de espécies nativas do Estado, com uma diversidade média de 92,38 espécies. Os viveiros administrados por órgãos públicos correspondem a 33,33% (69 viveiros), produzindo 16,44% das mudas nativas, com diversidade média de 65,46 espécies. Organizações sem fins lucrativos administram 42 viveiros (20,28%), com produção estimada de 6,9 milhões de mudas nativas, ou seja 16,67% da produção anual. Estes viveiros produzem em média 81,57 espécies (figura 1).



Figura 1 - Distribuição dos viveiros por categoria administrativa.

Com base nos dados apresentados na tabela 1, podemos ressaltar que, na produção anual, as empresas privadas respondem por dois terços da produção no Estado, sendo significativamente maior que a produção dos viveiros administrados pelo poder público e por organizações sem fins lucrativos. Entretanto, quanto à média da diversidade de espécies produzidas, verificou-se que as empresas privadas e ONGs atendem a orientação de produção com alta diversidade, ou seja, mais de 80 espécies arbóreas, diferentemente do constatado nos viveiros administrados por órgãos públicos, onde este aspecto é menos considerado.

Tabela 1 - Categorias administrativas dos viveiros do estado de São Paulo.

Categoria Administrativa	Viveiros	Produção	Média de produção / viveiro	Capacidade máxima de produção	Diversidade média de espécies produzidas
Empresas privadas	96	27.757.975	289.145,57	59.719.040	92,38
Órgãos públicos	69	6.823.796	98.895,59	12.686.696	65,46
ONGs	42	6.918.135	269.785,71	11.331.000	81,57
Total	207	41.499.906	--	83.736.736	85,65

Distribuição geográfica dos viveiros

A tabela 2 apresenta a distribuição dos viveiros por região ecológica, juntamente com os dados de produção e diversidade.

Tabela 2. Distribuição geográfica dos viveiros florestais nas diferentes regiões ecológicas do estado de São Paulo.

Região ecológica	Viveiros	Produção	Capacidade de produção	Média de espécies produzidas
Centro	69	13.185.796	29.935.896	89,86
Litoral Norte	3	77.000	86.000	54,33
Litoral Sul	21	1.421.000	2.694.000	38,14
Noroeste	22	9.804.000	15.861.000	128,40
Sudeste	75	11.711.135	25.701.800	82,36
Sudoeste	17	5.300.975	9.458.040	91,94

A figura 2 apresenta o mapa de distribuição dos viveiros no Estado, de acordo com as regiões ecológicas.



Figura 2 - Localização dos viveiros florestais por região ecológica no estado de São Paulo.

Baseando-se unicamente na distribuição geográfica, nota-se uma concentração de viveiros florestais nas regiões centro e sudeste do Estado (33,33% e 36,23% respectivamente), refletindo na quantidade de mudas produzidas nestas regiões (31,77% e 23,22% respectivamente), o que pode ser explicado principalmente pela alta produção de riqueza nestas regiões, conforme indicado pelo IBGE, considerando a distribuição do produto interno bruto - PIB (figura 3).



Figura 3 - Produto interno bruto (PIB) do estado de São Paulo em 2010. (Fonte: Fundação Seade; IBGE).

O estudo aponta também que, se considerado um raio de 50 km de distância, praticamente todo o Estado tem sempre 1 ou mais viveiros para o suprimento de mudas. Além disso, considerando-se a distância de 150 km entre o viveiro e o lugar de plantio, o que possibilita a utilização de mudas com características genéticas próximas às encontradas na região, todo o estado de São Paulo poderá ser atendido pelos atuais produtores de mudas, conforme figuras 4 e 5.



Figura 4 - Mapa de abrangência dos viveiros florestais considerando um raio de 50 quilômetros.



Figura 5 - Mapa de abrangência dos viveiros florestais considerando um raio de 150 quilômetros.

Produção anual e capacidade instalada de produção

A produção de essências nativas no estado de São Paulo, no ano de 2012, foi de 41.499.906 mudas nos 207 viveiros cadastrados, com uma capacidade instalada de produção anual de 83.736.000 mudas, ou seja, os viveiros do Estado possuem instalações que permitem aumentar a produção anual em mais de 42 milhões de mudas (100% da produção atual), caso aumente a demanda no mercado consumidor.

Verificou-se, neste estudo, que 40% dos viveiros do Estado que produzem 100.000 mudas ou mais por ano são responsáveis por quase 90% da produção de mudas. O restante da produção está distribuída nos 66 viveiros considerados pequenos (produção anual até 29.999 mudas) e nos 58 viveiros considerados médios (produção entre 30.000 e 99.999 mudas). Se expandirmos esta situação apenas para os viveiros que produzem acima de 1.000.000 de mudas, teremos 44,9 % da produção anual no Estado, ou seja, 18.635.876 mudas sendo produzidas anualmente em apenas 12 viveiros (figura 6).



Figura 6 - Viveiros florestais com produção acima de 1.000.000 mudas por ano.

Tabela 3 - Produção anual de espécies arbóreas nativas por viveiro florestal no estado de São Paulo.

Produção Anual (2012)	Quantidade de Viveiros
abaixo de 10.000 mudas	27
de 10.000 até 29.999 mudas	39
de 30.000 até 49.999 mudas	25
de 50.000 até 99.999 mudas	33
de 100.000 até 499.999 mudas	60
de 500.000 até 999.999 mudas	11
1.000.000 de mudas ou mais	12
TOTAL	207

Entretanto, se considerarmos a capacidade de produção dos viveiros no Estado, o percentual de viveiros considerados grandes produtores aumenta de 40% para 55,5%, sendo que o percentual de viveiros considerados médios diminui de 28% para 24,2% e o mesmo ocorre para os viveiros pequenos, passando de 32% para 20,3% (tabela 4).

Tabela 4 - Capacidade de produção de espécies arbóreas nativas por viveiro florestal no estado de São Paulo.

Capacidade máxima de produção anual	Quantidade de viveiros
abaixo de 10.000 mudas	10
de 10.000 até 29.999 mudas	32
de 30.000 até 49.999 mudas	17
de 50.000 até 99.999 mudas	33
de 100.000 até 499.999 mudas	63
de 500.000 até 999.999 mudas	26
1.000.000 de mudas ou mais	26
TOTAL	207

Diversidade

A tendência natural tem sido a utilização de modelos de reflorestamento com alta diversidade de espécies nativas, em florestas de proteção, e a adoção dos conceitos modernos de sucessão ecológica, ou o uso de alta diversidade e de grupos sucessionais e funcionais, o que tem alavancado uma série de casos de sucesso, nos reflorestamentos recentes. Nos novos ecossistemas formados, não se tem constatado ataque de pragas e/ou doenças em níveis prejudiciais, além de contemplar tanto espécies anemocóricas como as zoocóricas, raras e endêmicas, criando-se, desta forma, uma heterogeneidade ambiental, capaz de auxiliar a manutenção da fauna associada à diversidade de espécies vegetais.

Neste estudo, praticamente a metade dos viveiros cadastrados produz mais de 80 espécies diferentes, tendo como objetivo poder atender as solicitações de clientes, de acordo com as resoluções da SMA. Na tabela 5, é apresentada a diversidade de espécies produzidas pelos viveiros florestais avaliados. Também verificou-se que entre os 12 viveiros que produzem 1.000.000 de mudas ou mais por ano, apenas 1 produz 60 espécies, já que os demais trabalham com uma diversidade superior as 98 espécies nativas.

Tabela 5. Diversidade de espécies arbóreas nativas produzidas por viveiro florestal no estado de São Paulo.

Diversidade de espécies produzidas	Quantidade de viveiros
abaixo de 20 espécies	9
de 20 a 49 espécies	61
de 50 a 79 espécies	38
de 80 a 99 espécies	34
de 100 a 199 espécies	52
200 espécies ou mais	13
TOTAL	207

4. Conclusões

Os resultados apresentados neste trabalho permitem concluir que o grande desafio de se eliminar o déficit de mudas, existente em 2001, foi vencido graças a políticas públicas da SMA, estabelecidas com base científica, envolvendo contribuições dos institutos de pesquisa, das universidades, do setor público e até mesmo de agricultores. Também é possível afirmar que os aspectos quali-quantitativos, necessários à restauração ecológica, estão evidenciados na produção de cerca de 42 milhões de mudas e 700 espécies arbóreas nativas. Outra conclusão importante refere-se à especialização dos viveiros na técnica de produzir mudas em

quantidade e diversidade, reflexo da demanda de mercado, induzida pelas políticas da SMA, aprimoradas em eventos científicos.

É importante ressaltar que os dados obtidos neste diagnóstico mostram que 90,75% das mudas florestais nativas produzidas no estado de São Paulo em 2012, ou seja, 37.663.605 milhões de mudas foram destinadas à restauração ecológica de áreas degradadas. Os 9,25% restantes foram utilizados em arborização urbana, paisagismo, educação ambiental, distribuição em eventos e plantios ornamentais em áreas rurais.

Referências Bibliográficas

- Barbosa, L.M. (coord.). Modelos de repovoamento vegetal para proteção de sistemas hídricos em áreas degradadas dos diversos biomas no estado de São Paulo. São Paulo: SMA/FAPESP, 203p. (Relatório de Atividades Parcial da 2ª Fase – Projeto FAPESP – Políticas Públicas). 2002.
- Barbosa, L.M. ; Barbosa, T.C., Barbosa, K.C. Ferramentas disponíveis visando à restauração ecológica de áreas degradadas: contribuição do Instituto de Botânica da Secretaria de estado do Meio Ambiente. In: IV Simpósio de Restauração Ecológica: desafios atuais e futuros. São Paulo, Instituto de Botânica - SMA. p.111-118, 2011a.
- Barbosa, L.M. Histórico das políticas públicas para a restauração de áreas degradadas no estado de São Paulo. In: Uehara, T.H.K; Gandara, F.B. (Orgs.) Cadernos da Mata Ciliar. São Paulo : SMA-CBRN, Unidade de Coordenação do Projeto de Recuperação das Matas Ciliares., 2011b.
- Setzer, J. Atlas climático e ecológico do Estado de São Paulo. Comissão Interestadual da Bacia do Paraná-Uruguai e Centrais Elétricas do Estado de São Paulo. 61p., 1966.

DEZ ANOS DE PESQUISAS DO INSTITUTO DE BOTÂNICA VISANDO À RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM ÁREAS DA INTERNATIONAL PAPER DO BRASIL, EM MOGI-GUAÇU/SP

Luiz Mauro Barbosa¹
Michel Anderson Almeida Colmanetti
Regina Tomoko Shirasuna
Paulo Roberto Torres Ortiz
Tiago Cavalheiro Barbosa
Fulvio Cavalheri Parajara
Karina Cavalheiro Barbosa
Jose Carlos Casagrande
Hilton Thadeu Zarate do Couto
Miguel Magela
João Machado

1. Introdução

A International Paper, nas últimas duas décadas, tem desenvolvido trabalhos de restauração ecológica visando à recuperação florestal de áreas degradadas, privilegiando áreas de preservação permanente e reserva legal, nos hortos da empresa, no estado de São Paulo. Durante o período de 1993 a 2001, a empresa tinha como fatores limitantes a baixa oferta de mudas das espécies arbóreas nativas no mercado e o pouco conhecimento disponível para restauração de suas áreas, incluindo a inexistência de uma política orientativa para os reflorestamentos com espécies nativas em São Paulo. Levando em consideração estes fatos, nas áreas “restauradas” pela empresa, no município de Mogi-Guaçu/SP, com 20 anos de idade, foram plantadas 35 espécies de diferentes classes sucessionais. No entanto, em 2002, foi observada a necessidade de enriquecimento destes reflorestamentos com outras espécies arbóreas nativas, aumentando a diversidade florística nestas áreas, que já estavam demonstrando declínio das florestas.

Neste mesmo ano, novas diretrizes foram tomadas na empresa, tendo como base a utilização de orientações fornecidas pelo Instituto de Botânica (IBt) e pela Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SMA), como por exemplo a Resolução SMA 21/01, atual SMA 08/08, que tem como premissa o uso da alta diversidade de espécies nativas, qualidade das mudas, manutenção periódica dos reflorestamentos por pelo menos 24 meses, etc. Assim, em 2002, foram plantadas 732 mil mudas com uma densidade média de 1.667 mudas/ha, em 439 ha,

que somados aos remanescentes florestais totalizaram 536 ha de áreas em processo de restauração. Deste total, 240 ha foram reflorestados com 100 espécies nativas, de ocorrência regional, e destinados à formação de uma Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), localizada no “Parque São Marcelo” em Mogi-Guaçu/SP. No momento do plantio na RPPN, foram instaladas 40 parcelas permanentes e estabelecidas metodologias padronizadas para permitir avaliações periódicas na área, o que vem acontecendo nestes dez anos de pesquisa nesta área.

Dois anos e meio após o plantio, 20 parcelas foram avaliadas por Mandetta (2007), sendo reavaliadas após nove anos, por Colmanetti (2013). Neste último estudo, foram avaliados todos os indivíduos do estrato arbóreo ($CAP \geq 15$ cm) e do estrato regenerante (altura ≥ 30 cm e $CAP < 15$ cm), em 20 sub-parcelas (12,5 x 18 m). Também se avaliou a influência das variáveis químicas e físicas do solo, na estrutura e composição dos estratos arbóreos e regenerantes da vegetação local. Estes e outros estudos desenvolvidos na mesma área já permitem verificar um bom desenvolvimento do reflorestamento, com indícios de sustentabilidade da floresta implantada com alta diversidade, que já têm se destacado internacionalmente, como o prêmio recebido da FAO, em 2010, em que se ressalta a excelência em práticas de manejo florestal que a International Paper tem proporcionado às florestas nativas implantadas no Parque Florestal São Marcelo.

2. A RPPN em Mogi-Guaçu/SP

A Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) situa-se no “Parque São Marcelo” em Mogi-Guaçu/SP e é uma área pertencente à empresa International Paper do Brasil LTDA, no município de Mogi-Guaçu/SP. De acordo com as informações fornecidas pelo Departamento de Pesquisas Ambientais da International Paper, uma área de 822 ha foi adquirida pela empresa, em 1995, para o plantio comercial de *Eucalyptus* sp. Anteriormente à aquisição, a propriedade era destinada ao plantio de culturas de ciclo anual, semi-perenes, como cana-de-açúcar, e perenes, como café, citrus, além de pastagem. Após a aquisição, a área foi destinada unicamente ao plantio de *Eucalyptus* sp., até o ano de 2001, e em 2002, 240 ha foram destinados à implantação da RPPN.

As áreas circunvizinhas à RPPN são compostas por propriedades rurais, incluindo o Horto Mogi-Guaçu pertencente à empresa, destinado ao plantio comercial de *Eucalyptus* sp., existindo pequenos fragmentos florestais representados por faixas ciliares de vegetação nativa remanescente. As matas ciliares dos rios Mogi-Guaçu e Mogi-Mirim, que se encontram dentro da propriedade, foram implantadas entre 1996 e 1998, com baixa diversidade específica (cerca de 30 espécies arbóreas) e o fragmento florestal com maior expressão está localizado numa propriedade vizinha, pertencente a terceiros, a uma distância aproximada de 10 km da RPPN. O plantio na RPPN ocorreu em julho de 2002, seguindo orientações do Instituto de Botânica. Resultados dos estudos realizados nesta área têm contribuído para a elaboração e consolidação das resoluções orientativas da Secretaria Estadual do Meio Ambiente (Figura 1).

A metodologia adotada neste reflorestamento constituiu-se no plantio de espécies nativas arbóreas com alta diversidade. A proporção das espécies plantadas foi de 56 % de não pioneiras, 37 % de pioneiras, e 7 % de espécies não classificadas definitivamente, ou sem determinação de seu grupo ecológico, e identificadas apenas em nível de gênero, quando plantadas. Estas espécies foram identificadas somente na fase adulta. Melhor detalhamento sobre o plantio pode ser encontrado em Colmanetti (2013).

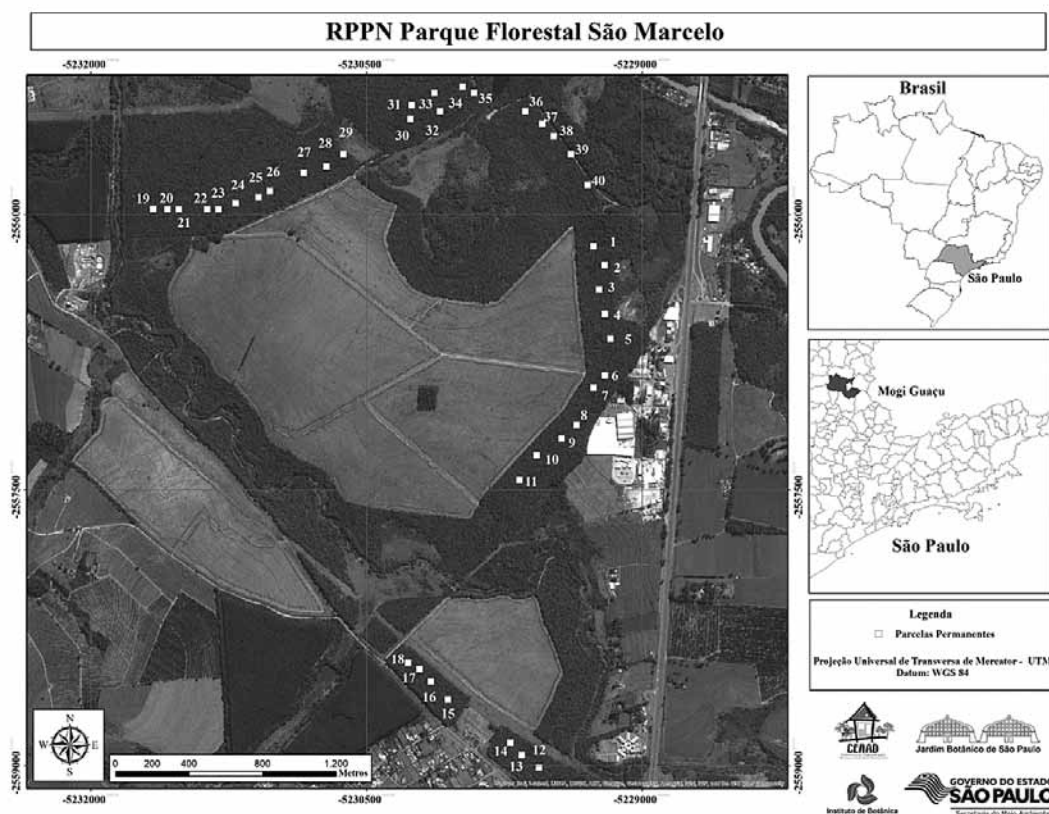


Figura 1: Imagem das 40 parcelas permanentes localizadas na RPPN inserida no Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu/SP.

3. Desenvolvimento da Vegetação do Reflorestamento e sua Relação com a Fauna e Solo

Diversos trabalhos têm sido desenvolvidos na RPPN (Mandetta, 2007, Silveira *et al.*, 2011, Colmanetti, 2013, Trevelin, 2013), visando a entender diferentes interações entre a flora e fauna local. Em relação à fauna, Silveira *et al.* (2011) e Trevelin *et al.* (2013) encontraram diversas espécies de morcegos na RPPN. Silveira *et al.* (2011) consideraram que as espécies zoocóricas autóctones, ocorrentes na área de estudo, podem ter sido a base da dieta dos morcegos. Apesar disto, os autores ainda ressaltam que a pouca idade da área, na época dos estudos, poderia ser um fator que limitasse a dieta da fauna, já que algumas espécies consumidas pelos morcegos ainda não estavam produzindo frutos. Desta forma, recomendamos novos estudos complementares, abordando o mesmo tema, que possibilitem verificar a nova situação criada com o desenvolvimento das espécies arbóreas, agora na maturidade, portanto com uma maior oferta de frutos, para que sejam estabelecidas afirmações mais definitivas e conclusivas.

De qualquer forma, já foi possível constatar, nove anos após o plantio, a presença de diversos animais como: lebre, cervídeo, inúmeras aves, ouriço, entre vários outros animais vertebrados e invertebrados (Figura 2), relacionados ou não à dispersão de sementes, que têm usado a RPPN como refúgio e abrigo temporário, provavelmente pela fonte de recursos alimentares.



Figura 2: Fauna presente dentro e nos arredores da RPPN “Parque São Marcelo”, Mogi-Guaçu/SP. a – Cervídeo; b – Lebre; c – Borboletas; d – Capivara; e – Ouriço; f – Cascavel; g – Ave; h – Carcaça de Tatu; i – Cigarra em ecdise. (Colmanetti 2013).

Já em relação à vegetação, nove anos após o plantio, verificou-se que 63 espécies (82,9%) coincidem com espécies já encontradas na mesma área, dois anos e meio após o plantio (Mandetta, 2007; Colmanetti, 2013). Estes dados demonstram como a alta diversidade utilizada no plantio foi determinante na composição do estrato arbóreo, nove anos após iniciativas visando à restauração florestal. Verificou-se também uma grande semelhança das espécies existentes na RPPN com as de ocorrência na vegetação regional e ainda a presença de espécies consideradas ameaçadas de extinção no estado de São Paulo (Mamede *et al.*, 2007), destacando-se como “vulneráveis”, *Myracrodruon urundeuva* e *Myroxylon peruiferum*, e como “quase ameaçadas”, *Aspidosperma polyneuron*, *Copaifera langsdorffii* e *Balfourodendron riedelianum*. Ressalta-se que há cinco espécies enquadradas em duas categorias de ameaça, demonstrando a importância do reflorestamento da RPPN para a conservação dessas espécies e também da biodiversidade.

Nove anos após o plantio, o levantamento realizado por Colmanetti (2013) identificou um estrato regenerante composto basicamente por espécies utilizadas no plantio, 44 espécies de um total de 62 espécies encontradas. A diversidade encontrada neste estrato é muito superior à diversidade de outros reflorestamentos com idades semelhantes, permitindo concluir, neste caso, que a alta diversidade utilizada no plantio foi um fator determinante para a diversidade encontrada no estrato regenerante, ainda em formação, havendo heterogeneidade na diversidade e densidade de espécies e indivíduos, entre parcelas amostrais na RPPN (Figura 3).



Figura 3: Variação na composição e estrutura do estrato regenerante das 20 subparcelas amostrais da RPPN “Parque São Marcelo”, Mogi-Guaçu/SP. a – Alta densidade de indivíduos e alta diversidade de espécies; b – Alta densidade de indivíduos e alta diversidade de espécies; c – Alta diversidade de espécies e baixa densidade de indivíduos ; d – Alta densidade de indivíduos e baixa diversidade de espécies; e – Baixa densidade de indivíduos e diversidade de espécies; f - Baixa densidade indivíduos e diversidade de espécies com presença de gramíneas; g – Indivíduos abaixo do limite de inclusão; h - Indivíduos de *Tecoma stans* com altura elevada; i – Indivíduos de espécies nativas com altura elevada. (Colmanetti, 2013).

Em relação às características do solo, foi avaliada a influência das variáveis físicas e químicas do solo na vegetação do estrato arbóreo, concluindo que a adubação das mudas no momento do plantio favoreceu o estabelecimento inicial da muda, e o solo da área atuou como fonte de nutrientes para as plantas, favorecendo o desenvolvimento e manutenção da vegetação ao longo do tempo. Destaca-se ainda como a composição e estrutura da comunidade vegetal da RPPN foram influenciadas, de acordo com a variação de fertilidade encontrada no solo da área. Também foi possível observar que entre as variáveis químicas e físicas da área, apenas a densidade atingiu valores críticos para o desenvolvimento do sistema radicular (Colmanetti 2013). O estudo demonstrou ainda que houve mais variáveis do solo que se correlacionaram positivamente, do que as que se correlacionaram negativamente com a vegetação dos estratos arbóreo e regenerante da RPPN. Tais variáveis influenciaram a riqueza de espécies, densidade de indivíduos e a altura média dos estratos arbóreo e regenerante da RPPN.

Outro aspecto que chamou a atenção neste trabalho é que o estrato regenerante esteve mais sujeito às variáveis do solo que o estrato arbóreo, apresentando um maior número de correlações negativas, nove anos após o plantio do reflorestamento. Este fato pode estar associado aos tratos culturais que a muda recebeu no plantio, favorecendo seu estabelecimento e o desenvolvimento inicial do reflorestamento, independente do tipo de solo. Já a vegetação do estrato regenerante, que surge naturalmente no local, não recebeu os mesmos tratos, estando mais sujeita às variáveis do solo que impõem maiores restrições ao seu desenvolvimento.

4. Espécies Epífitas, Terrícolas, Raras e Ameaçadas

As plantas epífitas são espécies que se estabelecem diretamente sobre o tronco, galhos, ramos ou sobre as folhas das árvores, sem a emissão de estruturas haustoriais, e as plantas que as sustentam são denominadas forófitos (Benzing, 1990). A ocupação das epífitas nos forófitos parece estar relacionada a fatores abióticos como luz, umidade, substrato (Fontoura, 2001), e com o estágio sucessional da floresta (Kersten & Kuniyoshi, 2009). As epífitas podem refletir o grau de preservação local, uma vez que alguns grupos são menos tolerantes às variações ambientais decorrentes de intervenções antrópicas como desmatamento, queimadas etc. Para Hietz (1999), o fato das epífitas apresentarem crescimento lento e alta sensibilidade às variações climáticas, em geral tornando-se mais vulneráveis, a sua ocorrência é um importante indicativo de florestas mais conservadas e/ou restauradas. Em todo o reflorestamento da RPPN foram observadas e identificadas 15 espécies de epífitas vasculares, distribuídas em quatro famílias e 11 gêneros, conforme destacado na Figura 4. Entre as epífitas, uma família, dois gêneros e cinco espécies são pteridófitas (Tabela 1), e três famílias, oito gêneros e 10 espécies pertencem às angiospermas (Tabela 2).



Figura 4: Espécies epífitas encontradas na RPPN. a - *Tillandsia pohliana* Mez; b – Fruto de *T. pohliana*; c - *Tillandsia recurvata* (L.) L.; d - *Tillandsia tricholepis* Baker; e - *Acanthostachys strobilacea* (Schult. & Schult.f.) Klotzsch; f - *Epiphyllum phyllanthus* (L.) Haw.; g - *Catasetum fimbriatum* (C.Morren) Lindl.; h - *Oeceoclades maculata* (Lindl.) Lindl.; i - *Ionopsis paniculata* Lindl.; j - *Epidendrum* sp.; l - *Aechmea bromeliifolia* (Rudge) Baker; m - *Pleopeltis angusta* Humb. & Bonpl. ex Willd.; n - *Pleopeltis minima* (Bory) J. Prado & R.Y. Hirai; o - *Pleopeltis hirsutissima* (Raddi) de la Sota; p - *Microgramma squamulosa* (Kaulf.) de la Sota

Tabela 1. Lista de espécies da superdivisão Pteridophyta, ocorrentes na RPPN São Marcelo, Mogi Guaçu, SP.

Família	Espécie	Habito e Categoria
Anemiaceae	<i>Anemia phyllitidis</i> (L.) Sw.	terrícola ou rupícola
Anemiaceae	<i>Anemia</i> sp.	terrícola
Blechnaceae	<i>Blechnum occidentale</i> L.	terrícola
Ophioglossaceae	<i>Botrychium</i> sp.	terrícola
Polypodiaceae	<i>Microgramma squamulosa</i> (Kaulf.) de la Sota	epífita
Polypodiaceae	<i>Pleopeltis angusta</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	epífita
Polypodiaceae	<i>Pleopeltis hirsutissima</i> (Raddi) de la Sota	epífita
Polypodiaceae	<i>Pleopeltis minima</i> (Bory) J. Prado & R.Y. Hirai	epífita
Polypodiaceae	<i>Pleopeltis pleopeltifolia</i> (Raddi) Alston	epífita
Pteridaceae	<i>Doryopteris concolor</i> (Langsd. & Fisch.) J.Sm.	terrícola ou rupícola
Pteridaceae	<i>Pellaea flavescens</i> Fée	Segunda citação para SP, terrícola rara
Pteridaceae	<i>Doryopteris nobilis</i> (T.Moore) C.Chr.	terrícola
Pteridaceae	<i>Doryopteris</i> sp.	terrícola
Pteridaceae	<i>Pteris multifida</i> Poir.	terrícola-exótica
Thelypteridaceae	<i>Thelypteris dentata</i> (Forssk.) E.P.St.John	naturalizada-terrícola

Tabela 2. Lista de espécies epífitas. Orchidaceae terrícolas e espécie ameaçada de extinção da divisão Magnoliophyta, ocorrentes na RPPN São Marcelo, Mogi Guaçu, SP.

Família	Espécie	Hábito e Categoria
Bromeliaceae	<i>Aechmea bromeliifolia</i> (Rudge) Baker	epífita
Bromeliaceae	<i>Acanthostachys strobilacea</i> (Schult. & Schult.f.) Klotzsch	epífita
Bromeliaceae	<i>Nidularium</i> sp.	epífita
Bromeliaceae	<i>Tillandsia pohliana</i> Mez	epífita
Bromeliaceae	<i>Tillandsia recurvata</i> (L.) L.	epífita
Bromeliaceae	<i>Tillandsia tricholepis</i> Baker	epífita ou rupícola
Cactaceae	<i>Epiphyllum phyllanthus</i> (L.) Haw.	epífita
Orchidaceae	<i>Epidendrum</i> sp.	epífita
Orchidaceae	<i>Catasetum fimbriatum</i> (C.Morren) Lindl.	epífita
Orchidaceae	<i>Cyclopogon elatus</i> (Sw.) Schltr.	terrícola
Orchidaceae	<i>Ionopsis paniculata</i> Lindl.	epífita
Orchidaceae	<i>Oeceoclades maculata</i> (Lindl.) Lindl.	terrícola ou rupícola
Oxalidaceae	<i>Oxalis cratensis</i> Oliver	Em perigo crítico (EN), terrícola

Além da comunidade epífita, foram identificadas pteridófitas e Orchidaceae terrícolas, sendo: cinco famílias, sete gêneros e 10 espécies de pteridófitas e dois gêneros e duas espécies de orquídeas (Figura 5).



Figura 5: Espécies terrícolas encontradas na RPPN. a - *Oxalis cratensis* Oliver; b - *Cyclopogon elatus* (Sw.) Schltr.; c - *Nidularium* sp.; d - *Pellaea flavescens* Fée; e - *Doryopteris* sp.; f - *Blechnum occidentale* L.; g - *Botrychium* sp.; h - *Doryopteris concolor* (Langsd. & Fisch.) J.Sm.; i - *Anemia phyllitidis* (L.) Sw.; j - *Pteris multifida* Poir.; l - *Doryopteris nobilis* (T.Moore) C.Chr.; m - *Thelypteris dentata* (Forssk.) E.P.St.John; n - *Anemia* sp.; o - *Anemia* sp.; p - Não identificada.

Embora os estudos ainda sejam iniciais, já foi possível constatar, na RPPN, a existência de uma espécie *Oxalis cratensis* Oliver (Oxalidade) considerada ameaçada de extinção, enquadrada na categoria “em perigo crítico” (EN) (Mamede *et al.*, 2007), além de uma espécie de pteridófito terrícola, *Pellaea flavescens* Fée (Pteridaceae), rara, considerada o segundo registro para o estado (Prado & Hirai, 2011). A ocorrência constatada destas duas espécies por si só já permite destacar a importância da RPPN para a conservação destas e de outras espécies, indicando também que a biodiversidade pode estar sendo restabelecida e a restauração ecológica sendo definida. Em relação à *P. flavescens*, foi possível fazer duas inferências: ou a espécie *P. flavescens* ainda é pouco coletada no estado de São Paulo, ou ela ocorre espontaneamente na região de Mogi-Guaçu e a RPPN criou um habitat favorável para o seu desenvolvimento. Já em relação à *O. cratensis*, destaca-se o fato de ser uma espécie criticamente ameaçada, sendo também encontrada na RPPN.

Conclusivamente, o fato de terem sido encontradas duas espécies terrícolas consideradas como rara e ameaçada, em um estudo não direcionado para esse estrato, associado ao elevado número espécies epífitas, terrícolas e à presença de alta diversidade entre as espécies arbóreas, é possível afirmar que o reflorestamento realizado na RPPN tem criado condições para a regeneração natural. Embora ainda seja uma floresta jovem, já pode ser considerada uma reserva de alto valor para a conservação da biodiversidade.

5. Principais Contribuições da RPPN para a Restauração Ecológica

Embora a RPPN ainda seja um plantio recente, a vegetação presente na área foi favorecida pelo plantio com alta diversidade de espécies nativas, responsável pela maior diversidade específica no estrato regenerante, formado após o desenvolvimento do estrato arbóreo.

Também já é possível verificar a influência da fauna, como agente dispersor, que consiste em um elemento essencial no incremento de novas espécies em reflorestamentos. Ape-

sar da ausência de remanescentes próximos que atuem como fonte de propágulos, a alta diversidade de espécies utilizadas no plantio supre a diversidade específica, fato também já verificado por diversos autores. (Barbosa *et al.*, 2011; Rodrigues *et al.*, 2011).

A restauração florestal por meio do plantio de espécies arbóreas nativas é uma forma de conservação *in situ* da biodiversidade (Bawa & Seidler, 1998) e as plantas epífitas podem funcionar também como um elemento nucleador, possibilitando um aumento da diversidade faunística (Damasceno, 2005). Já por sua vez, os diversos elementos da fauna estabelecida possibilitam o trânsito de propágulos, aumentando a biodiversidade e permitindo a implantação de uma comunidade mais complexa, de forma a promover uma melhor conservação da biodiversidade regional. Neste trabalho, a simples constatação do estabelecimento da comunidade epifítica, de uma espécie ameaçada de extinção e uma considerada a segunda citação para o estado confirmam, por si só, a importância dos modelos de reflorestamento realizados com espécies arbóreas e alta diversidade específica, em áreas pouco resilientes.

Em relação aos fatores edáficos, é possível verificar que o estrato arbóreo nem sempre está sujeito às variáveis negativas do solo, capazes de impor restrições severas ao seu desenvolvimento. Neste caso, a adubação de correção, realizada no momento do plantio, favoreceu o estabelecimento das mudas e o desenvolvimento inicial do reflorestamento, independente do tipo de solo, o que não ocorreu com a vegetação do estrato regenerante, mais sujeita às restrições das variáveis do solo. Destaca-se ainda que solos com histórico de uso agrícola e silvicultural podem não impor restrições ao desenvolvimento de reflorestamentos com espécies nativas, desde que a área destinada ao plantio receba os tratos culturais adequados, como no caso da RPPN.

Finalmente, é preciso destacar que muitos outros estudos e pesquisas foram e vêm sendo realizados não apenas na RPPN, mas também em outras áreas da International Paper e já possibilitaram a publicação de vários artigos científicos e de divulgação, além de quatro dissertações de mestrado e um doutorado em andamento. Os resultados de tais pesquisas têm contribuído significativamente para a adoção de políticas públicas visando a restauração ecológica em áreas degradadas, ou em declínio vegetativo, no estado de São Paulo.

Referências Bibliográficas

- Barbosa, L.M., Barbosa, T.C. & Barbosa, K.C. 2011. Ferramentas disponíveis visando à restauração ecológica de áreas degradadas: contribuição do Instituto de botânica de São Paulo da Secretaria do Meio Ambiente. *In*: L.M. Barbosa (coord.). Anais do IV Simpósio de Restauração Ecológica, São Paulo, pp. 111-118.
- Bawa K & S. Seidler, R. 1998. Natural Forest management and conservation of biodiversity in tropical forest. *Conservation Biology*, Cambridge 12(1): 46-55.
- Benzing, D.H. 1990. Vascular epiphytes. Cambridge University Press, Cambridge.
- Colmanetti, M.A.A. 2013. Estrutura da vegetação e características edáficas de um reflorestamento com espécies nativas. Dissertação de Mestrado, Instituto de Botânica de São Paulo.
- Damasceno, A.C.F. 2005. Macrofauna edáfica, regeneração natural de espécies arbóreas, lianas e epífitas em florestas em processo de restauração com diferentes idades no Pontal do Paranapanema. Dissertação de mestrado, ESALQ, Piracicaba, São Paulo.
- Fontoura, T. 2001. Bromeliaceae e outras epífitas – estratificação e recursos disponíveis para animais na Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá, Rio de Janeiro. *Bromélia* 6: 33-39.

- Hietz, P. 1999. Diversity and conservation of epiphytes in a changing environment. Pure and applied Chemistry. Disponível em: <http://uiopac.org/symposia/proceedings/phuket97/hietz.html>. Acesso em 15/07/2013.
- Kersten, R.A. & Kuniyoshi, Y.S. 2009. Conservação das florestas na Bacia do alto Iguaçu, Paraná – Avaliação da comunidade de epífitas vasculares em diferentes estágios serais. Revista Floresta 39: 51-66.
- Mamede, M.C.H., Souza, V.C., Prado, J., Barros, F., Wanderley, M.G.L. & Rando, J.G. 2007. Livro vermelho das espécies vegetais ameaçadas de extinção no Estado de São Paulo. Imprensa Oficial, São Paulo.
- Mandetta, E.C.N. 2007. Avaliação florística e de aspectos da estrutura da comunidade de um reflorestamento com dois anos e meio de implantação no município de Mogi-Guaçu-sp. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- Prado, J. & Hirai, R.Y. 2011. *Pellaea flavescens* Fée in Rio de Janeiro, its Lectotypification, and its New Record for São Paulo State, Brazil. American Fern Journal, 101(1): 50-56.
- Rodrigues, R.R., Gandolfi, S., Nave, A.G.; Aronson, J., Barreto, T.E., Vidal C.Y. & Brancalion, P.H.S. 2011. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. Forest Ecology and Management, 261: 1605-1613.
- São Paulo, 2008. Resolução SMA nº 8, de 31-1-2008. Fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo - Meio Ambiente.
- Silveira, M., Trevelin, L., Port-Carvalho, M., Godoi, S., Mandetta, E.N. & Cruz-Neto, A.P. 2011. Frugivory by phyllostomid bats (Mammalia: Chiroptera) in a restored area in South-east Brazil. Acta Oecologica 37: 31-36.
- Sota, E.R. de La. 1971. El epifitismo y las pteridofitas en Costa Rica (America Central). Nova Hedwigia 21: 401-465.
- Trevelin, L.C., Silveira, M., Port-Carvalho, C., Homem, D.H. & Cruz-Neto, A.P. 2013. Use of space by frugivorous bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in a restored Atlantic forest fragment in Brazil. Forest Ecology and Management 291: 136–143.

EFEITO DE MACRO E MICRONUTRIENTES EM ESPÉCIES FLORESTAIS DE RESTINGA

Marcio Roberto Soares¹

Denise Teresinha Gonçalves Bizuti²

José Carlos Casagrande¹

1. Introdução

Dentre os ecossistemas associados à Mata Atlântica, as restingas são muito susceptíveis às perturbações antrópicas, por causa da sua baixa resiliência. Essas formações ainda estão bem representadas por remanescentes naturais no litoral paulista, mas com diferentes graus de perturbação. Estas unidades estão sob intensa pressão de degradação, por estarem localizadas em áreas de grande beleza cênica (Furlan *et al.*, 1989, Barbosa, 2000, Pereira, 2002). É o ecossistema que mais perdeu espaço para o assentamento de infra-estrutura urbana em busca de atividades de turismo e de lazer, num ritmo contínuo e rápido de destruição (Araújo & Lacerda, 1987).

Estudos referentes à restauração ecológica priorizam a avaliação de modelos de recuperação e as características botânicas e silviculturais. Aspectos básicos ou aplicados de fertilidade do solo e de nutrição mineral de plantas são dificilmente abordados e, por esta razão, constituem sérias limitações aos projetos de recuperação de áreas degradadas (Sorreato *et al.*, 2012).

A fertilidade do solo está associada, entre outros vários aspectos, à capacidade de o solo conter nutrientes essenciais (Novais *et al.*, 2007). As premissas básicas da nutrição mineral de plantas são igualmente válidas para plantas cultivadas ou de ecossistemas naturais, ou seja, a deficiência de elementos essenciais impede que a planta complete seu ciclo de vida (Fernandes, 2006). Atualmente, 17 elementos químicos são considerados essenciais às plantas: carbono (C), hidrogênio (H) e oxigênio (O), obtidos do ar e da água, nitrogênio (NO_3^- ou NH_4^+), fósforo (H_2PO_4^-), potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), enxofre (SO_4^{2-}), boro (H_3BO_3), cloro (Cl^-), cobre (Cu^{2+}), ferro (Fe^{2+}), manganês (Mn^{2+}), molibdênio (HMoO_4^-), níquel (Ni^{2+}) e zinco (Zn^{2+}), supridos pelo solo. Macronutrientes, como o N, P, K, Ca, Mg e S, desempenham funções estruturais nas plantas e precisam ser absorvidos em maiores quantidades (vários kg ha^{-1}). Por outro lado, B, Cl, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni e Zn são considerados micronutrientes, não por serem menos importantes, já que são, por excelência, ativadores enzimáticos de várias rotas metabólicas.

Andrade (2010) empregou a técnica de omissão de nutrientes para as espécies aroeira-pimenteira (*Schinus terebinthifolia*), jequitibá-branco (*Cariniana estrellensis*) e baba-de-boi e observou que a falta de nutriente conduz a uma alteração molecular, levando às modificações

1 Professores do Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de São Carlos – UFSCar. Rodovia Anhanguera, km 174, Caixa Postal 153, CEP 13600-970. Araras-SP. mrsoares@cca.ufscar.br; bighouse@cca.ufscar.br.

2 Doutoranda em Ciências do PPGIEA–ESALQ/USP. Piracicaba.

nas ultraestruturas das folhas. Tais modificações causam alteração celular e, consequentemente, uma modificação no tecido, provocando sintomas visuais e fisiológicos (fotossíntese, transpiração e respiração) e, por conseguinte, interferindo negativamente na produção de biomassa seca. A avaliação dos sintomas visuais das deficiências nutricionais, em espécies florestais nativas, possibilita a identificação do nutriente limitante e, com isso, a sua reposição correta, sem excesso de insumos, resultando em menor impacto ambiental (Sorreano *et al.*, 2012).

Alguns experimentos com macronutrientes para espécies florestais têm evidenciado respostas às adições de fósforo (Dias *et al.*, 1991, Sun *et al.*, 1992, Renó, 1994), potássio (Lana & Neves, 1994, Siqueira *et al.*, 1995, Silva *et al.*, 1997, Mielniczuk, 1997), nitrogênio, cálcio e magnésio (Barros *et al.*, 1982, 1986a), dentre outros. Trabalhos com micronutrientes em solos de restinga são praticamente ausentes.

Como os solos de restinga são constituídos principalmente pela fração areia (>95%), a capacidade de retenção de nutrientes é muito baixa e restrita à camada superficial do solo. As raízes, ainda que extensas, estão superficialmente confinadas, devido ao desenvolvimento lateral provocado por uma série de limitações de natureza química que impedem seu aprofundamento (Casagrande *et al.*, 2002, 2003). Cerca de 90% do sistema radicular da vegetação de restinga estão na camada 0-20 cm do solo (Bonilha, 2011). Com a retirada da vegetação, a ciclagem de nutrientes é rompida. Isso torna a revegetação difícil, pela deficiência generalizada de nutrientes, principalmente de macronutrientes (Bizuti, 2011).

A diagnose visual do estado nutricional das plantas é eficiente para auxiliar os estudos sobre recuperação de áreas degradadas. O método visual é baseado na premissa de que os sintomas de deficiência ou de excesso de nutriente, em determinados órgãos da planta de uma espécie, sejam específicos para cada nutriente e distintos visualmente. É de rápido diagnóstico, podendo ser realizado no campo, indicando diretamente a deficiência do nutriente (Fontes, 2004). Embora os sintomas de distúrbios nutricionais tendam a seguir um padrão, há poucos trabalhos científicos de caracterização de deficiências para espécies pioneiras, intermediárias ou clímax, principalmente para espécies de floresta de restinga. O diagnóstico de problemas nutricionais, mediante a observação de sintomas, tem grande importância prática porque permite tomar decisões rápidas no campo para correção das deficiências (Molina, 1997; Silva & Falcão, 2002). Poucos estudos avaliaram as exigências de espécies de ecossistemas naturais por macronutrientes e, menos ainda, sobre os efeitos e as exigências por micronutrientes (Soares *et al.*, 2012).

Os objetivos deste trabalho foram: identificar sintomas visuais de deficiência de N, P, K, Ca, Mg, S, B, Cu e Zn em espécies florestais nativas de restinga; determinar a matéria seca da parte aérea e da raiz e os teores de nutrientes em plantas com e sem sintomas de deficiência nutricional.

2. Material e métodos

O experimento foi conduzido durante três meses em casa-de-vegetação, no Centro de Ciências Agrárias – CCA, *Campus* Araras-SP da Universidade Federal de São Carlos – UFS-Car. Vasos de polietileno com capacidade de 1,0 L foram preenchidos com 1,0 kg de sílica de granulometria 2mm, lavada com HCl 30% durante 48 horas. Em cada vaso, foi plantada uma muda de espécie florestal nativa de restinga, medindo aproximadamente 10 cm de altura. Antes do transplante das mudas, os vasos foram irrigados com 200 mL de água deionizada, obtida por sistema de osmose reversa.

A aquisição das mudas foi feita junto ao viveiro Camará®, em Ibaté-SP. Foram testadas seis espécies florestais de restinga, sendo duas de cada grupo ecológico sucessional:

- a) pioneiras: *Citharexylum myrianthum* (Verbenaceae) - Pau-viola e *Tabebuia chrysotricha* (Bignoniaceae) – Ipê-amarelo cascudo;

- b) secundárias: *Esenbeckia leiocarpa* (Rutaceae) – Guarantã e *Croton floribundus* (Euphorbiaceae) – Capixingui;
- c) clímax: *Gallesia integrifolia* (Phytolaccaceae) - Pau d'alho e *Inga edulis* (Fabaceae) – Ingá.

O estudo da sintomatologia decorrente de distúrbios nutricionais, causados pela deficiência de N, P, K, Ca, Mg, S, B, Cu e Zn, foi conduzido conforme a metodologia do elemento faltante, em delineamento inteiramente casualizado, com 3 repetições. As mudas foram submetidas aos seguintes tratamentos: completo, com suprimento adequado de N, P, K, Ca, Mg, S, B, Cu e Zn; omissão de um nutriente por vez (-N, -P, -K, -Ca, -Mg, -S, -B, -Cu e -Zn).

O suprimento de nutrientes foi feito por solução nutritiva de Jacobson (1951) e de Sarruge (1975), cuja composição e fontes utilizadas estão na Tabela 1. Soluções finais foram elaboradas a partir das alíquotas tomadas das soluções-estoque, conforme indicado na Tabela 1, completadas ao volume de 1,0 L. Para evitar perdas por lixiviação, a solução nutritiva foi fornecida às plantas em 10 aplicações. Com auxílio de pipeta automática, alíquotas de 10 mL da solução final, correspondente a cada tratamento, foram aplicadas em intervalos de 10 dias (Johnson *et al.*, 1957). As plantas foram irrigadas diariamente com água deionizada, obtida por sistema de osmose reversa, com base na perda de massa de água adicionada no início do experimento.

Tabela 1. Composição das soluções nutritivas utilizadas para os tratamentos completos e sem N, P, K, Ca, Mg, S, B, Cu e Zn.

Solução estoque	Tratamentos (ml L ⁻¹)									
	Completo	Omissão								
		-N	-P	-K	-Ca	-Mg	-S	-B	-Cu	-Zn
*KH ₂ PO ₄	1	1	-	-	1	1	1	1	1	1
*KNO ₃	5	-	5	-	5	3	3	5	5	5
*Ca(NO ₃) ₂	5	-	5	5	-	4	4	5	5	5
*MgSO ₄	2	2	2	2	2	-	-	2	2	2
*KCl	-	5	1	-	-	2	2	-	-	-
*CaCl ₂	-	5	-	-	-	1	1	-	-	-
*NH ₄ H ₂ PO ₄	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
*NH ₄ NO ₃	-	-	-	2	5	-	-	-	-	-
*(NH ₄) ₂ SO ₄	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-
*Mg(NO ₃) ₂	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-
*Micro-Fe	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Micro-B	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Micro-Cu	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
Micro-Mn	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Micro-Zn	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Micro-Mo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
*Fe-EDTA	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

*Solução 1 mol L⁻¹; *Jacobson (1951); *Sarruge (1975).

Após a colheita do experimento, foram determinados os pesos de matéria seca da parte aérea (folhas, caule) e das raízes, após secagem em estufa a 65º C por 72 horas. O material vegetal seco da parte aérea foi processado em moinho de aço inoxidável do tipo Wiley e passado em peneira de 1 mm de malha. O material moído foi submetido à digestão nítrico-perclórica (HNO₃ e HClO₄ na proporção 2:1 v/v) a quente, para obtenção dos extratos contendo N, P, K, Ca, Mg, S, Cu e Zn, e à decomposição via seca em mufla elétrica a 550°C, para obtenção de cinza, com posterior diluição em HCl 0,1 mol L⁻¹ para compor o extrato de

determinação dos teores de B (Malavolta *et al.*, 1989). A determinação analítica dos teores de N foi feita em extrato obtido da digestão sulfúrica com catalisadores. Posteriormente, foi usado o método semimicro-Kjeldahl, para a transformação do conteúdo total de N em N amoniacal e, posteriormente em amônia, fixada por ácido bórico e titulada com H_2SO_4 na presença de indicador ácido-base. Teores de Ca, Mg, Cu e Zn foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica. Os teores de P foram determinados por espectrofotometria do composto amarelo formado da reação do fosfato com solução vanadomolibdica. Os teores de S foram determinados em espectrofotômetro, pela medida da turbidez originada da precipitação do S pelo cloreto de bário, na forma de sulfato de bário. Os teores de B foram determinados por colorimetria da azometina-H (Malavolta *et al.*, 1989).

Os resultados de peso seco da parte aérea e das raízes, assim como os de teores de nutrientes, foram submetidos à análise de variância e à subsequente comparação de médias, com nível de significância de 5% pelo teste de Tukey (Pimentel-Gomes, 1990). Os sintomas de distúrbios provocados pela deficiência nutricional foram avaliados por registros fotográficos das plantas ao final do experimento.

3. Resultados e Discussão

Deficiências nutricionais

São descritos sintomas visuais em folhas para as espécies e tratamentos que apresentaram evidências da falta do nutriente. Para algumas espécies, a falta de nutrientes foi assintomática em folhas durante o período de estudo. Ressalta-se que a ausência de sintomas típicos foi relatada para os três meses de experimento, que pode ter sido curto para a manifestação de distúrbios visualmente detectáveis. Porém, é muito provável que deficiências nutricionais influenciaram de alguma forma o pleno funcionamento fisiológico das plantas, já que foi constatada diminuição de importantes parâmetros biométricos, tais como altura e biomassa. Ressalta-se que as descrições e os comentários para as deficiências nutricionais encontradas foram feitos levando-se em conta os trabalhos de Bergmann (1992), de Fontes (2004), de Fernandes (2006) e de Sorreano *et al.* (2012).

Nitrogênio (N)

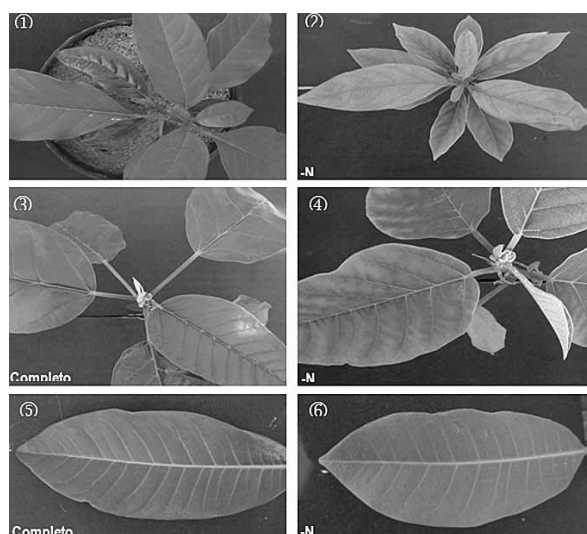


Figura 1. Face adaxial de folhas de plantas jovens de *Galesia integrifolia* (Pau d'álho – 1 e 2), de *Croton floribundus* (Capixingui – 3 e 4) e de *Esenbeckia leiocarpa* (Guarantã – 5 e 6), submetidas aos tratamentos completo e com supressão de nitrogênio.

O tratamento sem N, para todas as espécies estudadas, causou clorose gradual das folhas mais velhas, desde o início do desenvolvimento. Com a persistência da falta do elemento, todas as folhas apresentaram sintomas, com consequente redução do crescimento da planta.

A intensidade de manifestação dos sintomas foi variável e dependeu da espécie (Figura 1). *Gallesia integrifolia* (Pau d'álho) foi a espécie mais sensível à falta de N, mostrando distúrbios bastante evidentes, com clorose acentuada, e dificuldade de crescimento em altura. Para *Croton floribundus* (Capixingui), *Inga edulis* (Ingá) e *Esenbeckia leiocarpa* (Guarantã), a omissão de N resultou em sintomas menos evidentes, com clorose leve a moderada. Sorreano *et al.* (2012) descreveram um conjunto mais amplo de sintomas visualizados em plantas de *Esenbeckia leiocarpa*. Além da clorose generalizada, os autores observaram senescência precoce, folhas menores, dormência de gemas laterais e desenvolvimento de manchas avermelhadas no limbo foliar.

Fósforo (P)

Os sintomas de deficiência de fósforo, como ocorrem de forma geral para as espécies, não foram tão marcantes como para nitrogênio, sendo os efeitos mais evidentes relacionados à redução do crescimento da planta, além da diminuição do número de folhas e, secundariamente, à diminuição da área foliar.

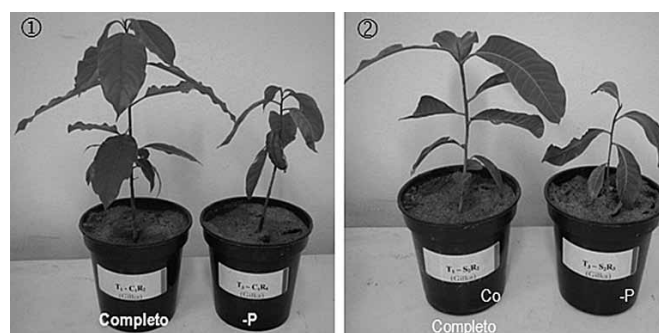


Figura 2. Capixingui (a) e Guarantã (b): deficiência de fósforo.

Houve expressiva redução no crescimento da parte aérea (Figura 2) e das raízes de *Croton floribundus* (Capixingui) e de *Esenbeckia leiocarpa* (Guarantã). Praticamente não houve variação na intensidade da coloração das folhas, diferentemente da esperada cor foliar verde azulada, característica da falta de P. Este sintoma típico foi observado por Sorreano *et al.* (2012) em plantas jovens de *Esenbeckia leiocarpa* e de *Citharexylum myrianthum* (Pau-viola), associado a limbo foliar mais estreito.

Potássio (K)

Os sintomas de deficiência deste nutriente tendem a se manifestar, inicialmente, por clorose nas folhas mais velhas, seguida de necrose nas margens das folhas. Caso a deficiência persista, os sintomas manifestam-se também nas folhas novas.

O tratamento com omissão de K não resultou em alteração da coloração das folhas das plantas. Margens necrosadas também não foram observadas. No entanto, *Gallesia integrifolia* (Pau d'álho), *Croton floribundus* (Capixingui) e *Esenbeckia leiocarpa* (Guarantã) tiveram diminuição acentuada do crescimento (Figura 3), semelhante ao verificado para o tratamento com omissão de P.



Figura 3. Capixingui (a), pau-d'alho (b) e guarantã (c): deficiência de potássio.

Cálcio (Ca)

Os sintomas de carência de Ca normalmente aparecem nos tecidos mais jovens da planta, em razão de o Ca ser um elemento imóvel na planta e de não ser passível de redistribuição a partir dos órgãos mais velhos. Os indícios mais evidentes da falta do elemento iniciam-se com manchas levemente cloróticas entre as nervuras ou nas margens de folhas mais jovens, progredindo para clorose intensa em todo o limbo foliar. Ao mesmo tempo, ocorre menor produção de biomassa pela redução do crescimento. A visualização dos sintomas foi limitada às folhas mais novas de *Tabebuia chrysotricha* (Ipê-amarelo cascudo) e de *Gallesia integrifolia* (Figura 4). Plantas de *Gallesia integrifolia* apresentaram margens de folhas tortuosas e retorcidas.

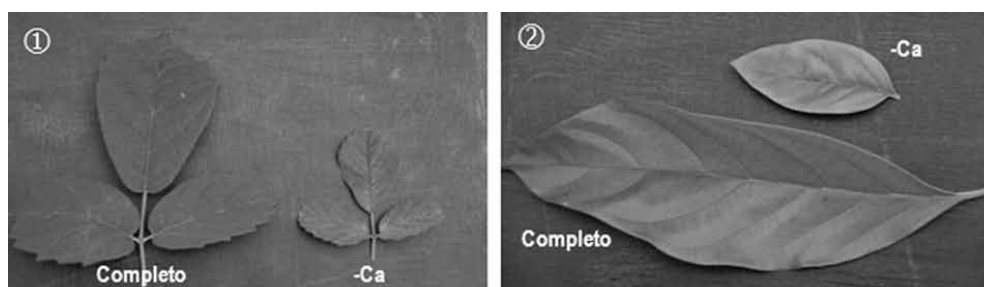


Figura 4. Ipê-amarelo cascudo (a) e pau-d'alho (b): deficiência de cálcio.

Magnésio (Mg)

Foram observados sintomas típicos da deficiência de Mg apenas em plantas de *Croton floribundus* (Capixingui) (Figura 5). Houve redução no tamanho das folhas, com aparecimento de clorose internerval com reticulado grosso e verde em folhas mais velhas.

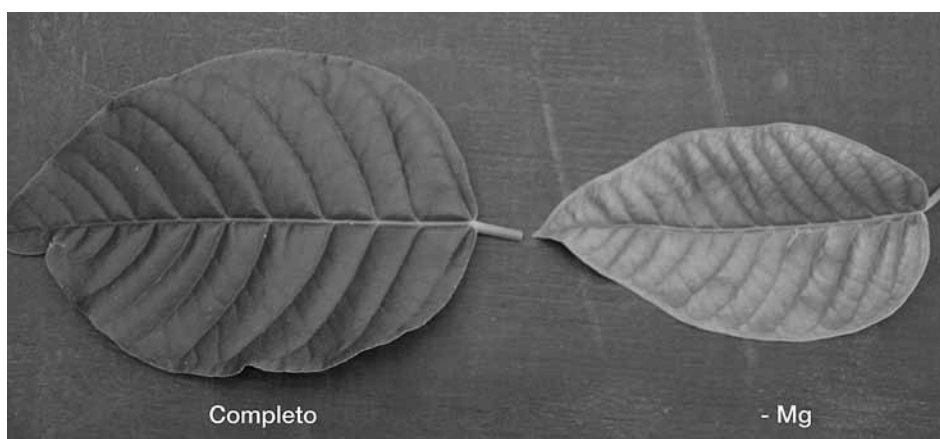


Figura 5. Capixingui: deficiência de magnésio.

Enxofre (S)

Os sintomas de deficiência de S, observados em plantas de *Inga edulis* (Ingá), foram semelhantes aos de N, ou seja, as folhas apresentaram coloração verde-amarelada (Figura 6). Embora os sintomas de carência de N e de S sejam similares, espera-se que os órgãos mais novos manifestem visualmente a falta de S, pois a mobilidade do S na planta é menor quando comparada a do N. No entanto, os sintomas da falta de S em *Inga edulis* foram percebidos em todas as folhas, independentemente da idade. Adicionalmente, as plantas deficientes apresentaram caule de menor diâmetro. Em todos os casos houve diminuição do tamanho do limbo foliar.



Figura 6. Ingá do brejo: deficiência de enxofre.

Boro (B)

Sintomas de deficiência de B podem ser bem distintos conforme a espécie vegetal. Embora a deficiência possa resultar em deformações nas folhas mais novas, sobretudo nas zonas meristemáticas, os sintomas apresentados pelas espécies estudadas não foram evidentes e conclusivos. Plantas de *Tabebuia chrysotricha* (Ipê-amarelo cascudo) apresentaram clorose gradual do limbo foliar e reduzido crescimento (Figura 7). Limitações no desenvolvimento do sistema radicular, que também é uma característica da deficiência de B, não foram observadas nas espécies estudadas.



Figura 7. Ipê amarelo cascudo: deficiência de boro.

Cobre (Cu)

É reconhecida a dificuldade de diagnosticar carência de Cu por sintomas visuais, por causa das várias interações com P, Fe, Mo, Zn e S. O suprimento inadequado de Cu resulta em baixa produção insuficiente de lignina, substância que, associada à celulose, confere rigidez à parede celular. Não raramente, são encontradas deformidades em plantas deficientes em Cu. Folhas mais jovens com deficiência de Cu podem ter aspecto de murchas e tornarem-se enroladas, desprendendo-se da planta. Apesar de menos frequente, plantas com deficiência de Cu podem apresentar clorose e redução do limbo foliar, como mostrado por *Gallesia integrifolia* (pau d'álho) na Figura 8.



Figura 8. Pau d'álho: deficiência de cobre.

Zinco (Zn)

A falta de Zn influencia diretamente no crescimento da planta, uma vez que o elemento é constituinte da sintetase do triptofano, precursor de um importante hormônio de crescimento, o ácido indolacético (AIA). Sintomas típicos incluem a redução da distância internodal, desenvolvimento de plantas anãs, formação de tufo ou rosetas terminais e a clorose com reticulado grosso em folhas novas com formato lanceolado. Apenas as plantas de *Croton floribundus* (Capixingui) mostraram a clorose reticulada (Figura 9), além da redução do crescimento.

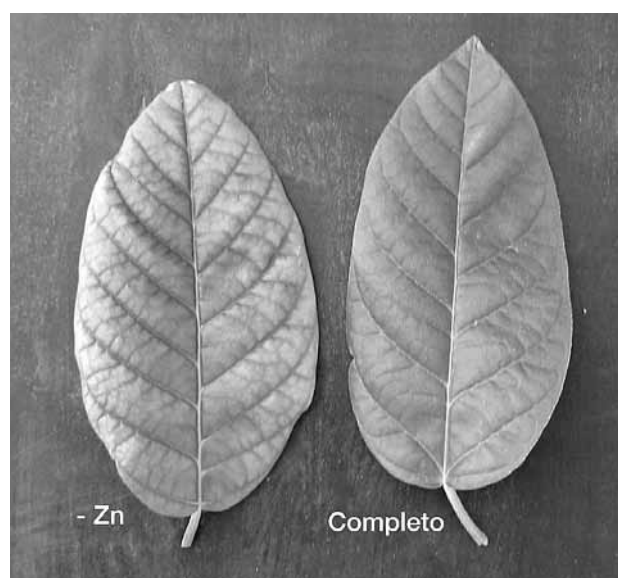


Figura 9. Capixingui: deficiência de zinco.

4. Matéria seca da parte aérea e raiz

As Tabelas 2 e 3 contêm resultados da produção de matéria seca da parte aérea e das raízes pelas seis espécies estudadas. Com exceção de *Esenbeckia leiocarpa* (Guarantã) e de *Citharexylum myrianthum* (Pau-viola), o tratamento –N resultou em diminuição da produção de matéria seca da parte aérea. Este mesmo efeito ocorreu para a produção de matéria seca da raiz, com exceção de *Tabebuia chrysotricha* (Ipê-amarelo cascudo).

Para o tratamento –P, a resposta da parte aérea foi semelhante à observada no tratamento –N. Houve redução da produção de biomassa de raízes de *Citharexylum myrianthum* (Pau-viola) e de *Gallesia integrifolia* (Pau d’alho) na ausência de P. Resultados semelhantes de diminuição no acúmulo de biomassa foram obtidos no tratamento –K.

A omissão de Ca repercutiu de forma mais evidente sobre o acúmulo de biomassa pela parte aérea, quando comparada à biomassa radicular. Todas as espécies apresentaram menor desenvolvimento da parte aérea no tratamento –Ca. Somente *Tabebuia chrysotricha* (Ipê-amarelo cascudo) apresentou redução de biomassa radicular associada à falta de Ca.

Os efeitos da falta de Mg sobre o acúmulo de biomassa por parte das espécies foram menos acentuados do que os observados no tratamento –Ca. Apenas *Croton floribundus* (Capixingui) apresentou menor biomassa da parte aérea, atribuída ao suprimento inadequado de Mg. O acúmulo de biomassa radicular por *Tabebuia chrysotricha* (Ipê-amarelo cascudo) foi o parâmetro biométrico vegetal mais sensível à falta de Mg.

Os efeitos relatados para o tratamento –Mg foram semelhantes aos observados no tratamento –S. Portanto, dentre os macronutrientes, o Mg e o S foram aqueles que menos influenciaram a produção de matéria seca da parte aérea e das raízes.

Os tratamentos com omissão de micronutrientes praticamente não resultaram em diferenças significativas para a produção de matéria seca da parte aérea e de raiz pelas espécies estudadas.

Tabela 2. Matéria seca da parte aérea para as seis espécies estudadas, para os tratamentos completos, –N, –P, –K, –Ca, –Mg, –S, –B, –Cu e –Zn.

Tratamento	Ingá	Capixingui	Pau d’alho	Ipê amarelo	Guarantã	Pau Viola
			(g)			
Completo	9,15 a	9,40 a	9,90 a	7,00 a	8,30 a	9,20 a
–N	7,25 b	7,02 b	7,15 b	6,05 b	7,50 a	7,90 a
–P	7,78 b	7,30 b	7,68 b	6,83 ab	7,37 a	7,75 a
–K	8,02 ab	10,35ab	7,48 b	7,55 a	8,37 a	9,12 a

Tratamento	Ingá	Capixingui	Pau d’alho	Ipê amarelo	Guarantã	Pau Viola
			(g)			
Completo	9,0 ab	9,83 a	9,03 a	7,90 a	9,35 a	11,70 a
– Ca	8,05 b	7,23 b	6,73 b	5,00 b	6,38 b	6,20 c
– Mg	10,08 a	8,48 ab	9,23 a	6,85 a	8,95 a	8,10 b
–S	8,35 b	9,28 a	8,38 ab	6,95 a	8,15 a	8,33 b

Tratamento	Capixingui	Ipê amarelo	Guarantã	Pau d’alho	Ingá
			(g)		
Completo	8,38 a	7,63 ab	8,63 a	6,43 a	9,05 a
– B	7,53 a	7,68 ab	9,55 a	7,13 a	8,73 a
– Cu	6,20 a	6,38 b	7,00 a	8,55 a	8,08 a
– Zn	9,58 a	9,18 a	7,53 a	6,95 a	7,90 a

Teste de Tukey a 5% de significância. Letras minúsculas nas colunas indicam diferenças estatísticas entre os tratamentos.

Sabe-se que as espécies florestais nativas, de diferentes classes ecológicas (pioneiras, secundárias e clímax) respondem diferentemente quanto a alguns parâmetros, tais como crescimento, demanda de nutrientes, concentração de nutrientes nas folhas e resposta à adubação (Gonçalves *et al.*, 2008). Alguns resultados de acúmulo de matéria seca da raiz demonstraram que mesmo entre as espécies classificadas como pioneiras (guarantã, capixingui e pau d'alho) existiram diferenças nos tratamentos sem N, P e K, quando comparados ao tratamento completo. O mesmo comportamento foi notado para as espécies secundárias (ipê amarelo e pau-viola) em função de tais nutrientes (Tabelas 2 e 3). Portanto, o manejo da fertilidade do solo em áreas degradadas de restinga deve priorizar a disponibilização permanente de nutrientes nos primeiros anos da implantação da vegetação (Casagrande *et al.*, 2012).

Os macronutrientes N, P, K, Ca, Mg e S foram aqueles que mais influenciaram a produção de matéria seca da parte aérea e da raiz. Para o acúmulo de matéria seca da parte aérea, a ordem decrescente de limitação foi: $N \approx Ca > P \approx K > Mg > S > B, Cu, Zn$. Para acúmulo de matéria seca da raiz, verificou-se: $N > P \approx K \approx Ca > Mg > S > B, Cu, Zn$.

5. Teores de nutrientes na matéria seca da parte aérea

Em geral, os teores de nutrientes da parte aérea das plantas estudadas não apresentaram diferenças estatísticas relacionadas aos tratamentos. Algumas diferenças para Ca, Mg e Zn foram observadas (Tabela 4). Os teores de nutrientes obtidos nesse estudo estão de acordo com as faixas encontradas nos trabalhos de Duboc (1994) e de Renó (1994). Segundo Drechsel & Zech (1991), as concentrações de nutrientes associadas com deficiências nutricionais diferem caso a caso, e as concentrações ótimas ainda não foram claramente definidas para as plantas de ecossistemas florestais.

Tabela 3. Matéria seca da raiz para as seis espécies estudadas, para os tratamentos completos -N, -P, -K, -Ca, -Mg, -S, -B, -Cu e -Zn.

Tratamento	Ingá	Capixingui	Pau d'alho (g)	Ipê amarelo	Guarantã	Pau Viola
Completo	8,02 a	9,02 a	8,28 a	9,90 a	6,70 a	9,70 a
-N	6,02 b	6,27 b	7,25 b	9,15 a	7,00 a	8,97 ab
-P	6,78 ab	8,02 a	7,38 b	10,05 a	6,50 a	8,40 b
-K	7,37 ab	9,25 a	7,40 b	10,53 a	7,20 a	8,30 b

Tratamento	Ingá	Capixingui	Pau d'alho (g)	Ipê amarelo	Guarantã	Pau Viola
Completo	8,60 a	7,03 a	10,10 a	12,13 a	8,05 a	9,43 a
-Ca	7,55 a	8,03 a	8,00 b	7,93 c	7,43 a	7,90 a
-Mg	8,18 a	7,13 a	7,58 ab	9,83 b	8,23 a	6,70 a
-S	7,70 a	8,28 a	8,30 b	10,55 ab	7,10 a	8,45 a

Tratamento	Ingá	Capixingui (g)	Pau d'alho	Ipê amarelo	Guarantã
Completo	9,75 a	9,13 a	9,25 a	9,80 a	8,90 a
-B	9,73 a	6,93 a	9,45 a	8,98 a	6,80 a
-Cu	8,65 a	7,35 a	10,35 a	7,30 a	8,73 a
-Zn	7,24 a	8,63 a	8,50 a	8,08 a	9,18 a

Teste de Tukey a 5% de significância. Letras minúsculas nas colunas indicam diferenças estatísticas entre os tratamentos.

Observaram-se diferenças estatísticas para os teores de P, K, Ca, Mg, B, Zn em relação aos tratamentos completos. Isso demonstra que as espécies florestais apresentam exigências nutricionais e respostas ao estresse nutricional diferenciadas, o que ressalta a importância da complementação nutricional como pressuposto de sucesso de projetos de recuperação florestal (Sorreano, 2006).

Tabela 4. Teores de N, P, K, Ca, Mg, S, B, Cu e Zn, na matéria seca da parte aérea das espécies nos tratamentos completos e nos tratamentos sem a adição dos nutrientes.

Tratamento	Ingá	Capixingui	Pau d'álho	Ipê amarelo	Guarantã	Pau Viola
%						
N -Completo	0,75 a	0,89 a	1,00 a	1,07 a	1,10 a	1,15 a
P -Completo	0,18 a	0,28 a	0,27 a	0,19 a	0,19 a	0,16 a
K -Completo	0,71 a	0,93 a	0,87 a	0,86 a	0,81 a	0,61 a
-N	0,63 a	0,70 a	0,82 a	0,80 a	0,91 a	0,97 a
-P	0,15 a	0,22 a	0,17 b	0,14 a	0,19 a	0,13 a
-K	0,59 a	0,71 b	0,71 a	0,66 b	0,64 a	0,49 a

Tratamento	Ingá	Capixingui	Pau d'álho	Ipê amarelo	Guarantã	Pau Viola
%						
Ca -Completo	0,37 a	0,24 a	0,33 a	0,41 a	0,52 a	0,64 a
Mg -Completo	0,48 a	0,20 a	0,32 a	0,46 a	0,39 a	0,34 a
S -Completo	0,14 a	0,14 a	0,25 a	0,13 a	0,20 a	0,12 a
-Ca	0,21 b	0,19 a	0,16 b	0,30 a	0,40 a	0,30 b
-Mg	0,30 b	0,17 a	0,20 b	0,33 a	0,30 a	0,28 a
-S	0,10 a	0,11 a	0,16 a	0,11 a	0,16 a	0,09 a

Tratamento	Capixingui	Ipê amarelo	Guarantã	Pau d'álho	Ingá
mg kg ⁻¹					
B -Completo	49 a	56 a	54 a	42 a	39 a
Cu -Completo	13 a	17 a	21 a	19 a	9 a
Zn -Completo	101 a	78 a	69 a	88 a	70 a
-B	31 b	47 a	41 a	39 a	33 a
-Cu	9 a	14 a	16 a	13 a	7 a
-Zn	67 b	54 b	49 a	60 b	58 a

Teste de Tukey a 5% de significância. Letras minúsculas nas colunas indicam diferenças estatísticas entre os tratamentos. OBS: As comparações nas colunas (para cada ensaio) são referentes aos tratamentos completo e sem o respectivo nutriente (exemplo: N-Completo x-N).

Referências Bibliográficas

- Andrade, M.L.F. 2010. Deficiência nutricional em três espécies florestais nativas brasileiras. Dissertação de Mestrado. Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo, Piracicaba-SP.
- Araújo, D.S.D., Lacerda, L.D. 1987. A natureza das restingas. *Ciência Hoje*, 6: 42-48.
- Barbosa, L.M. 2000. Manual sobre princípios da recuperação vegetal e áreas degradadas. (Série Manuais Ambientais). São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo, 76 p.
- Barros, N.F., Novais, R.F., Neves, J.C.L. 1982. Interpretação de análises químicas do solo para o crescimento de *Eucalyptus* spp. *Revista Árvore*, 6: 38-44.

- Bergmann, W. 1992. Colour atlas nutritional disorders of plants: visual and analytical diagnosis, 386 p.
- Bizuti, D.T.G. 2011. Ciclagem do fósforo em Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos de Picinguaba e Santa Virgínia – SP. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba.
- Bonilha, R.M. 2011. Caracterização da fertilidade do solo, distribuição do sistema radicular e índice de qualidade do solo no Ecossistema Restinga do Litoral Paulista. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos, Araras.
- Bonilha, R.M., Casagrande, J.C., Soares, M.R., Reis-Duarte, R.M., Zumkeller, D.S. 2010. Distribuição do Sistema Radicular em Floresta de Restinga do Parque Estadual da Ilha Anchieta. *In: FertBio, Guarapari-ES. Anais da FertBio.*
- Casagrande, J.C., Reis-Duarte, R.M., Silva, O.A., Barbosa, L.M. 2002. Limitações da Fertilidade do Solo para Desenvolvimento da Mata de Restinga do Parque Estadual da Ilha Anchieta (SP). *In: Anais do 14º Congresso da Sociedade de Botânica de São Paulo, Rio Claro – SP.*
- Casagrande, J.C., Santos, D.A., Reis-Duarte, R.M. 2003. O Desenvolvimento do Sistema Radicular da Floresta de Restinga do Parque Estadual da Ilha Anchieta, Ubatuba, SP. *In: Anais do 54º Congresso Nacional de Botânica. Belém-PA.*
- Casagrande, J.C., Soares, M.R., Bonilha, R.M., Reis-Duarte, R.M., Castellar da Cunha, J.A. 2012. Interação solo-planta-clima para a restauração de ecossistemas naturais – “a restinga é edáfica”: consequências para sua recuperação. *In: IV Simpósio de Restauração Ecológica, Desafios Atuais e Futuros. Instituto de Botânica, São Paulo.*
- Dias, L.E., Alvarez, V.H., Brienza Júnior, S. 1991. Formação de mudas de *Acácia mangium* Willd. 2. Resposta à nitrogênio e potássio. *Revista Árvore, Viçosa, 15: 11-22.*
- Drechsel, P. & Zech, W. 1991. Foliar Nutrient levels of broad-leaved tropical trees: a tabular review. *Plant and Soil, 131: 29-46.*
- Duboc, E. 1994. Requerimentos nutricionais de espécies nativas. Dissertação de Mestrado. ESAL Lavras-MG.
- Faria, M.P., Siqueira, J.O., Vale, F.R., Curi, N. 1996. Crescimento inicial da *Acácia* em resposta a fósforo, nitrogênio, fungomicorrízico e rizóbio. *Revista Brasileira de Ciência do Solo, 20: 209-216.*
- Fontes, P.C.R. 2004. Diagnóstico do estado nutricional das plantas. UFV, Viçosa-MG.
- Furlan, A., César, O., Monteiro, R., Timoni, J.L., Melo Neto, J.E. 1989. A Vegetação da Restinga do Núcleo de Desenvolvimento Picinguaba, Parque Estadual da Serra do Mar. *In: Anais do 40º Congresso Nacional de Botânica, p. 145. Cuiabá.*
- Gonçalves, J.L.M., Nogueira, L.R.J., Ducatti, F. 2008. Recuperação de solos degradados. *In: Kageyama, P.Y.; Oliveira, R.E.; Moraes, L.F.M.; Engel, V.L.; Gandara, F.B. (eds.). Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais. Botucatu: FEPAF, p.113-163.*
- Johnson, C.M., Stout, P.R., Broyer, T.C., Carlton, A.B. 1957. Comparative chlorine requirement of different plant species. *Plant and Soil, 8: 337-353.*
- Lana, M.C. & Neves, J.C. 1994. Capacidade de suprimento de potássio em solos sob reflorestamento com eucalipto no Estado de São Paulo. *Revista Árvore, 18: 115-122.*
- Lima, H.N., Vale, F.L., Siqueira, J.O., Curi, N. 1997. Crescimento inicial a campo de sete espécies

- arbóreas nativas em resposta a adubação mineral com NPK. *Ciência e Agrotecnologia*, 21:189-195.
- Malavolta, E. 1980. Elementos de nutrição mineral de plantas. São Paulo: Agronômica Ceres.
- Malavolta, E., Vitti, G.C., Oliveira, S.A. 1989. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. Associação Brasileira para Pesquisa de Potássio e do Fósforo. Piracicaba, SP.
- Mielniczuk, J. 1997. Formas de potássio nos solos do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 1:55-61.
- Molina, E. 1997. Fertilización y nutrición de peñibaye para palmito. Research report, Centro de Investigaciones Agronómicas. Universidad de Costa Rica, San José. 26p.
- Pereira, E.G., Siqueira, J.O., Vale, F.R., Moreira, F.M.S. 1996. Influência do nitrogênio mineral no crescimento e colonização micorrízica de mudas e árvores. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 31: 653-662.
- Pereira, O.J. Restinga. 2002. In: Araújo, E.L., Moura, A.N., Sampaio, E.S.B., Gestinari, L.M.S., Carneiro, J.M.T. (eds.). Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil. Recife: UFRPE/Imprensa Universitária, p. 38-40.
- Renó, N.B., Siqueira, J.O., Curi, N., Vale, F.R. 1997. Limitações nutricionais ao crescimento inicial de quatro espécies arbóreas nativas em Latossolo Vermelho-Amarelo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 32: 17-25.
- Renó, N.B. 1994. Requerimentos nutricionais e resposta ao fósforo e fungo micorrízico de espécies arbóreas nativas do sudeste brasileiro. Dissertação de Mestrado. ESAL, Lavras.
- Sarruge, J.R. 1975. Soluções nutritivas. *Summa Phytopathologica*, 1: 213-233.
- Silva, J.R.A., Falcão, N.P.S. 2002. Caracterização de sintomas de carências nutricionais em mudas de pupunheira cultivadas em solução nutritiva. *Acta Amazonica*, 32: 529-539.
- Silva, I.R., Furtini Neto, A.E., do Vale, F.R., Curi, N. 1997. Crescimento inicial de quatorze espécies florestais nativas em resposta à adubação potássica. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 32: 205-212.
- Siqueira J.O., Curi, N., Vale, F.R. do, Ferreira, M.M., Moreira, F.M.S. 1995. Aspectos de solos, nutrição vegetal e microbiologia na implantação de matas ciliares. CEMIG, Belo Horizonte.
- Soares, M.R., Casagrande, J.C., Oliveira, M.S., Monteiro, M.I. 2012. In: Nutrição mineral de espécies nativas em solos do cerrado. IV Simpósio de Restauração Ecológica, Desafios Atuais e Futuros. Instituto de Botânica, São Paulo.
- Sorreano, M.C.M. 2006. Avaliação da exigência nutricional na fase inicial do crescimento de espécies florestais nativas. Tese de Doutorado. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba.
- Sorreano, M.C.M., Malavolta, E., Silva, D.H., Cabral, C.P., Rodrigues, R.R. 2008. Deficiência de micronutrientes em mudas de sangra d'água (*Croton urucurana*, Baill.). *Cerne*, 14: 126-132.
- Sorreano, M.C.M., Rodrigues, R.R., Boaretto, A.E. 2012. Guia de nutrição para espécies florestais nativas. Oficina de textos, São Paulo.
- Sun, J.S., Simpson, R.J., Sands, R. 1992. Nitrogen activity of two genotypes of *Acacia mangium* as affected by phosphorus nutrition. *Plant and Soil*, 44: 51-58.



TRABALHOS VOLUNTÁRIOS



Coordenação Especial de
Restauração de Áreas Degradadas

ÁREA 1: MÉTODOS E TÉCNICAS ALTERNATIVAS PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

LEVANTAMENTO FLORÍSTICO EM ÁREAS DE SUCESSÃO NATURAL EM NAZARÉ PAULISTA – SP

ZABLITH, M.¹; CULLEN Jr., L.²; PADUA, C.V.²; PEDRO, P.M.² & NOVOA, S.¹

1 – Escola Superior de Conservação Ambiental e Sustentabilidade; 2 – IPÊ – Instituto de Pesquisas Ecológicas. Nazaré Paulista. São Paulo, Brasil.

marinazablith@gmail.com

Resumos: O sucesso de iniciativas de restauração depende da compreensão dos processos locais de sucessão natural. O estudo da regeneração oferece subsídios às ações de restauração quanto à resposta dos ecossistemas a diversos graus de distúrbios, às mudanças que influenciam nas comunidades em nível de estrutura e dinâmica, além de possibilitar a criação de modelos que ajudem a prever a trajetória de uma área degradada. Nesse sentido, foram levantadas espécies arbustivo-arbóreas em doze áreas de regeneração no município de Nazaré Paulista, São Paulo (23° 10' S, 46° 24' W), e se analisou se as variáveis ambientais influenciam na composição florística desses locais. O município está inserido no Sistema Cantareira, que fornece água para uma parte da Região Metropolitana de São Paulo, sendo, por esse motivo, alvo de projetos de restauração. Em cada área foram instalados quatro transectos de 25 x 4 metros, amostrados os indivíduos com altura ≥ 1 metro, e feitas análises químicas de solo, quantificação de mata num raio de 250 e 500 metros ao redor dos pontos de amostragem, determinadas as altitudes e classes de relevo. Foi amostrado um total de 1.558 indivíduos pertencentes a 29 famílias e 90 espécies. Os resultados de análises multivariadas (cluster, PCA, CCA) indicam que a presença das famílias Myrtaceae e Sapindaceae são fortemente influenciadas pela disponibilidade de nutrientes, e a presença de alumínio no solo favorece espécies típicas do Cerrado. A família Asteraceae e o gênero *Baccharis* são importantes na regeneração em locais com histórico de fogo por adaptarem-se bem a solos empobrecidos, e a família Solanaceae é muito presente e dispersa em locais com poucas fontes de alimento para a fauna local. O fato da maior parte das espécies identificadas ter dispersão zoocórica significa que a paisagem da área de estudo possui permeabilidade entre os fragmentos para o trânsito de aves e outros animais dispersores. Das variáveis analisadas, as características químicas de solo são as que mais influenciam a regeneração. Sugere-se, no entanto, que o histórico de uso também seja levantado, para obtenção de um diagnóstico mais preciso. A compreensão da regeneração na região deve contribuir na tomada de decisão de quais espécies devem ser usadas para diferentes graus de distúrbios e características ambientais de cada área. A partir do estudo foi estabelecida uma lista de espécies de ocorrência regional funcionais para restauração ecológica.

Palavras-chave: Regeneração natural, comunidade arbustivo-arbórea, restauração ecológica, variáveis ambientais, análises multivariadas.

MONITORAMENTO DE RAVINAMENTO EM ÁREA COM OCORRÊNCIA DO PROCESSO DE ARENIZAÇÃO NO MUNICÍPIO DE SÃO FRANCISCO DE ASSIS, SUDOESTE DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL (RS)

VIEIRA, C.L.¹ & VERDUM, R.²

1- Doutoranda no Programa de Pós-graduação do Departamento de Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ, Brasil; 2- Professor no Programa de Pós-graduação em Geografia e PPG em Desenvolvimento Rural, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS, Brasil.

clucasvieira@yahoo.com.br

Resumo: Compreender a dinâmica erosiva atuando sobre depósitos arenosos recentes a sudoeste do estado do RS, associada a fatores como topografia, clima, relevo e atividades agrícolas torna-se fundamental para o entendimento do processo de arenização. Ravinas e voçorocas, frequentemente associadas aos areais, localizam-se junto a cerros areníticos ou nas cabeceiras de drenagem, sobre terrenos suavemente ondulados. Predominam as gramíneas na fisionomia dos campos com arenização, com destaque para *Elionurus* sp. Para demarcação da área de estudo e monitoramento da erosão em superfície foram utilizadas 13 estacas de bambu com um metro de comprimento, afixadas a uma profundidade de 15 cm, posicionadas paralelamente em margens opostas e distantes 5,5 metros uma da outra. A ravina foi classificada em três seções e cinco setores internos, para melhor identificação dos locais colonizados pela vegetação nativa e monitoramento da dinâmica erosiva, sendo: ponto inicial da ravina, enrocamento interno, canal principal com taludes livres; área de contribuição superficial (Ac), taludes estáveis (Te), taludes instáveis (Ti), áreas de deposição (Ad) e canal principal (C), respectivamente. Realizou-se a coleta, herborização e a identificação das espécies vegetais nativas, permitindo o monitoramento da cobertura vegetal na superfície e nos taludes da ravina. O traçado da seção transversal foi realizado a partir de medidas em distâncias padronizadas seguindo uma linha amarrada em estacas paralelas, dispostas em margens opostas da ravina. Um conjunto de nove paliçadas de bambu cobertas com fibra orgânica foi instalado em pontos definidos como de maior mobilidade de sedimentos. Na base das paliçadas foram instalados retentores orgânicos de sedimento e uma régua foi colocada no centro de cada paliçada, para verificação do acúmulo de material junto às estruturas de contenção. Verificou-se que as áreas com maior mobilização de sedimentos foram os terços superiores e médios dos taludes ensolarados, localizados mais a jusante do ponto inicial de monitoramento. Os pontos localizados a montante da ravina apresentaram intensa mobilização de sedimentos, principalmente pelo trânsito de gado bovino. As técnicas desenvolvidas para monitoramento, de baixo custo e fácil implantação, foram adequadas quanto ao objetivo proposto, gerando dados bastante significativos para compreensão da dinâmica erosiva na ravina estudada. (Apoio: CAPES/CNPq)

Palavras-chave: Ravina, dinâmica erosiva, areais.

A PRODUTIVIDADE PRIMÁRIA LÍQUIDA DE MADEIRA DE REFLORESTAMENTOS VISANDO À RESTAURAÇÃO FLORESTAL É AFETADA PELA DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS NATIVAS?

BERNARDINI, L.E.¹; CAMPOE, O.C.² & BRANCALION, P.H.S.³

1- Graduando na Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"; 2 - Instituto de Pesquisa e Estudos Florestais; 3- Professor ESALQ.

luis.bernardini@usp.com

Resumo: As florestas tropicais pluviais são reconhecidas por apresentarem os maiores níveis de diversidade de espécies arbóreas, bem como potencial de absorção e retenção de biomassa acima e abaixo do solo e carbono atmosférico. Tendo em vista essas duas características marcantes desses ecossistemas, o entendimento do papel da diversidade de espécies arbóreas na produtividade primária de florestas em processo de restauração florestal tem implicações diretas no aperfeiçoamento de projetos visando à venda de créditos de carbono, plantios de compensação e plantios de exigência legal à restauração ecológica. O objetivo desse trabalho foi avaliar se existe correlação entre os parâmetros ecofisiológicos, ligados à radiação fotosintetizante interceptada (RFA), eficiência de uso da luz, fisiologia funcional das folhas e produtividade primária líquida de madeira (PPLM) com a riqueza de um plantio de restauração florestal. O projeto foi realizado em um experimento instalado em maio de 2006 na EECF de Anhembi, pertencente ao LCF da “ESALQ/USP”. Nesse experimento foram implantadas parcelas de 45 x 48 m, com 480 indivíduos cada, em esquema inteiramente casualizado, contendo 3 tratamentos 20, 60 e 120 espécies. Foram avaliados, para o período de setembro de 2011 até setembro de 2012 (62 meses até 74 meses de idade), toda a biomassa de fuste dos indivíduos, PPLM a RFA incidente e RFA interceptada, o índice de área de vegetação (IAV) e o índice de área foliar (IAF), a transmitância através do dossel florestal (TAD), eficiência de uso da luz (EUL) e coeficiente de extinção de luz (k). Na avaliação final de PPLM, apesar do tratamento com maior diversidade de espécies arbóreas ter tido o maior valor de produtividade, não houve diferença estatística significativa. Para as avaliações de IAF, IAV, TAD, o tratamento menos diverso teve os menores valores para estes parâmetros avaliados, mostrando que o dossel de reflorestamentos com menos espécies nativas são menos complexos no que diz respeito à captação de luz. O coeficiente de extinção de luz teve valores estatísticos significantes para dois períodos, mostrando que maior diversidade de espécies arbóreas auxilia no sombreamento da área, contribuindo para o estabelecimento da comunidade. A eficiência de uso da luz não se mostrou significativamente diferente, mas os tratamentos menos diversos apresentaram maior eficiência de uso da luz. Assim, a maior diversidade de espécies pode favorecer o sucesso da restauração florestal.

Palavras-chave: Restauração florestal, produtividade de madeira, ecofisiologia.

SEMEADURA DIRETA VS. PLANTIO DE MUDAS: COMPARAÇÃO ENTRE METODOLOGIAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL NA BACIA DO RIO XINGU, BRASIL

CURY, R.T.S.^{1,2}; SANTOS, C.M.²; COSTA, D.N.¹ & CARVALHO Jr, O.¹

1- Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia, Canarana, MT, Brasil; 2- Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR, Brasil.

rtscury@gmail.com

Resumo: Embora as taxas de desmatamento tenham reduzido significativamente nos últimos anos, milhares de hectares de matas ciliares degradadas carecem de iniciativas e incentivos para restauração florestal na borda sul Amazônica. Este estudo teve início em 2010 e foi realizado em uma área ciliar degradada (afluente do Rio Tanguro), zona de ecótono entre Floresta Amazônica e o Cerrado. A área está isolada do gado e do fogo há mais de 6 anos, no entanto apresenta predomínio de *Urochloa* sp. Este trabalho avaliou o desempenho de quatro técnicas de restauração florestal: plantio de mudas (trat. 1), plantio de mudas com adição de 50g de fertilizante na cova (NPK; trat. 2), plantio de mudas e semeadura direta (trat. 3), e semeadura direta (trat. 4). Os tratamentos 1, 2 e 3 eram compostos por 108 mudas de 21 espécies distribuídas em 12 parcelas (N = 12) de 5 x 5 m cada. A mistura de sementes

utilizada nos tratamentos 3 e 4 era composta por cerca de 16.792 sementes de 41 espécies nativas, adubo verde (*Canavalia* sp. e *Cajanus* sp.) e solo. Foi realizada uma aplicação prévia de dessecante em área total. Dois anos após a implementação das técnicas foram avaliados a sobrevivência das mudas plantadas e o estabelecimento das mudas que recrutaram a partir da semeadura direta. As densidades de mudas plantadas sobreviventes foram similares entre as técnicas, sendo 293 mudas por hectare no trat. 1, 400 no trat. 2 e 506 no trat. 3. O trat. 4 apresentou maior número de indivíduos estabelecidos, com 2,72% de emergência (6.093 mudas por hectare) e estabelecimento de 41% das espécies utilizadas (17 espécies), sendo semelhante aos outros tratamentos (trat. 1, sete espécies e 33% de sobrevivência; trat. 2, 11 espécies e 52% de sobrevivência; e trat. 3, 14 espécies e 66,6% de sobrevivência). A adição das leguminosas pode ter facilitado o estabelecimento das mudas recém geminadas (trat. 4) e aumentado a sobrevivência após plantio (trat. 3). Provavelmente, as leguminosas, além de melhorar as condições do solo, reduzem os efeitos do estresse microclimático sobre as mudas durante o período de estiagem, que pode durar até cinco meses na região, e retardam a invasão de gramíneas que competem com a muda jovem. Os custos de implantação da técnica com semeadura direta foi cerca de seis vezes menor que o custo para plantio de mudas, dado que estimula a sua implantação em larga escala. O uso de sementes nativas é viável, porém com ressalvas quanto à sua disponibilidade e espécie. (Apoio: IPAM, LABRE-UEL, CAPES)

Palavras-chave: Adubação verde, microclima, reflorestamento, mata ciliar, Floresta Amazônica.

FERRAMENTA WEB DE INDICAÇÃO DE ESPÉCIES DE OCORRÊNCIA REGIONAL PARA PROJETOS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NO ESTADO DE SÃO PAULO

DRUGOWICH, M.I.¹; GUARDIA, M.C.²; MARDEGAN, C.M.¹; CRESTANA, M.S.M.¹; ROQUE, A.A.O.¹; GOMES, C.C.¹ & FREITAS, E.R.¹

1 - Coordenadoria de Assistência Técnica Integral – CATI, Campinas, SP, Brasil; 2 - Núcleo de Pesquisa em Sementes, Instituto de Botânica, São Paulo, SP, Brasil.

m.c.guardia@gmail.com

Resumo: O estado de São Paulo, no último século, desmatou a grande maioria de sua vegetação nativa, em grande parte devido às pressões exercidas pelo crescimento urbano e industrial sobre a área rural e seus recursos. Porém, na última década, conforme constatações de diferentes órgãos da administração pública, a cobertura vegetal natural vem crescendo, em grande parte devido ao aumento da consciência ecológica da população, do cerceamento das leis de uso do solo, da crescente exigência de adequação ambiental das propriedades rurais, entre outros fatores. Tal crescimento deve-se a diferentes ações e projetos de recuperação de áreas desmatadas. O objetivo deste trabalho é divulgar o desenvolvimento de uma ferramenta de suporte à comunidade envolvida em tais projetos, que aumenta a especificidade da lista recomendada às áreas a serem restauradas. A metodologia utilizada foi a realização da justaposição dos mapas de hipsometria (CATI a partir do MDE do sensor ASTER), fisionomias florestais (Projeto Biota/Fapesp), classificação climática de Köppen-Geiger e agrupamentos de solos (modificado de IAC/EMBRAPA), com vistas à geoespacialização de feições com características semelhantes, utilizando-se do software ArcGIS 9.3 para o processamento das informações e do pacote ArcGIS Server para a preparação da interface web. O cruzamento efetuado resultou na obtenção de 222 feições (polígonos com características semelhantes), às quais foram atribuídas uma compilação de listas de espécies vegetais com mais de 148 trabalhos de florística e fitossociologia realizados por diversas instituições paulistas, nas diversas regiões do estado, aliadas às espécies indicadas pela resolução SMA 08/08. O mapa resultante do cruzamento permite

uma melhor definição de áreas com características similares, melhorando assim o detalhamento das listas de espécies recomendadas para as particularidades de cada região. A ferramenta web permite ao usuário obter uma lista com ampla diversidade de espécies, de acordo com a coordenada geográfica da região de interesse. O aumento de espécies indicadas por meio do presente trabalho possibilitará uma maior gama de opções por diversidade nas áreas a serem recuperadas, aumentando-se assim a diversidade da flora local, mantendo-se a obrigatoriedade estabelecida em lei e sendo mais específica tanto em âmbito regional como local, com a averiguação pontual das recomendações.

Palavras-chave: Recuperação de áreas degradadas, fitogeografia, SIG, banco de dados.

INDUÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL DE UMA ÁREA DEGRADADA ATRAVÉS DE TÉCNICAS NUCLEADORAS

RONCHI, D.L.¹ & IZA, O.B.²

1- Universidade Regional de Blumenau – FURB; 2 - Universidade do Vale do Itajaí – UNIVALI.

daianeronchi@hotmail.com

Resumo: A restauração dos fragmentos florestais constitui um dos maiores desafios das atividades ligadas ao meio ambiente e as técnicas nucleadoras podem auxiliar significativamente na árdua tarefa de restaurar. Este trabalho teve como objetivos induzir a regeneração natural em uma área degradada através da associação de técnicas nucleadoras, caracterizar a chuva de sementes e avaliar a regeneração natural. O estudo foi realizado no Campus V da Universidade Regional de Blumenau, localizado na região noroeste do município de Blumenau, Santa Catarina, em uma área que sofreu terraplanagem. Foram instalados vinte poleiros artificiais do tipo seco, sendo que dez poleiros receberam coletores permanentes de sementes para caracterizar a chuva de sementes. A base de todos os poleiros foi incrementada com matéria orgânica (grama) e a cada quinze dias foram colocados frutos nos poleiros. Quinzenalmente os diásporos e fezes foram recolhidos e triados, além disso, foram registradas e identificadas as espécies que se estabeleceram via regeneração natural. Nos 12 meses de estudo foram coletadas 4.048 sementes, sendo que 3.304 (81,6%) foram caracterizadas como sementes zoocóricas e 744 (18,4%) como anemocóricas. No conjunto de sementes foram registradas 32 espécies, sendo que 20 permaneceram como morfoespécies. Os diásporos identificados pertenceram a 11 famílias, sendo as mais representativas Melastomataceae, Poaceae, Urticaceae e Primulaceae. No inverno houve maior número de sementes (1921), diferindo das outras estações ($p < 0,001$), seguido pela primavera (932) e outono (630), sendo que este não diferiu do verão, 566 sementes ($p > 0,05$). Quanto à distribuição das sementes, nas diferentes síndromes de dispersão, ao longo das estações, apenas no outono as anemocóricas e zoocóricas não diferiram ($p > 0,05$), nas demais estações diferiram entre si, sendo que no inverno houve maior número de sementes zoocóricas e no verão ocorreram mais sementes anemocóricas. Quanto à regeneração natural, foram caracterizadas 22 espécies colonizadoras, pertencentes a 11 famílias botânicas. A associação dos poleiros secos com a matéria orgânica e a colocação de frutos exerceram efetiva função nucleadora para possibilitar a regeneração natural, desempenharam incremento quantitativo de propágulos zoocóricos na área, no entanto, a falta de nutrientes orgânicos no solo fez com que houvesse pouca germinação das sementes mais exigentes.

Palavras-chave: Regeneração natural, poleiros secos, nucleação, restauração ecológica, dispersão de sementes.

EFEITO DA COMPETIÇÃO DE GRAMÍNEAS EXÓTICAS NO CRESCIMENTO DE SETE ESPÉCIES DE ÁRVORES EM UMA PASTAGEM TROPICAL

PEREIRA, S.R.¹; LAURA, V.A.¹ & SOUZA, A.L.T.²

1- Embrapa Gado de Corte, Campo Grande, MS, Brasil; 2- Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, Brasil.

silvia.pereira@colaborador.embrapa.br

Resumo: A competição com gramíneas afeta negativamente o crescimento de espécies arbóreas em áreas de pastagens, podendo restringir a recuperação florestal destes ambientes. Contudo, este efeito pode diferir entre espécies arbóreas e ao longo do tempo. Este estudo avaliou o crescimento da porção aérea de sete espécies de árvores (*Mimosa caesalpiniiifolia* Benth., *Copaifera langsdorffii* Desf., *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub., *Pterogyne nitens* Tul., *Dimorphandra mollis* Benth., *Dipteryx alata* Vog. e *Hymenaea stigonocarpa* Mart. ex Hayne), introduzidas em uma pastagem tropical no Centro-Oeste do Brasil, dominada pela gramínea exótica *Urochloa brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) R.D. Webster. Especificamente o experimento avaliou se a competição com gramíneas, acima e abaixo do solo, influenciou a taxa de crescimento relativo e a altura de árvores, ao longo do desenvolvimento das destas espécies. Cinco blocos foram demarcados em janeiro de 2009, no interior de cada bloco três parcelas foram marcadas correspondendo a três tratamentos de manejo de gramíneas: 1) gramíneas removidas (as gramíneas foram totalmente removidas com a aplicação do herbicida glifosato); 2) gramíneas cortadas (as gramíneas foram roçadas a uma altura de aproximadamente 10 cm do solo durante toda a condução do experimento) e 3) controle (as gramíneas foram mantidas intactas). Dentro de cada parcela foram semeados 10 conjuntos de cinco sementes de cada espécie, para garantir que ao menos uma planta por conjunto pudesse ser monitorada. Todas as espécies, com exceção de *D. alata* (espécie sem dormência), receberam tratamento de superação de dormência para que germinassem em período semelhante. Após a emergência das plantas, a altura das mesmas foi registrada em intervalos de três meses, por 22 meses. Com 16 meses de monitoramento, todos os indivíduos de *M. caesalpiniiifolia* e de *P. dubium* morreram nos tratamentos controle e gramíneas cortadas. Ao final do experimento, nas parcelas em que as gramíneas foram totalmente removidas, os indivíduos de todas as espécies ficaram com alturas médias maiores, quando comparados aos outros dois tratamentos que não diferiram entre si. Os resultados deste estudo mostraram que gramíneas exóticas influenciaram fortemente o crescimento inicial de indivíduos de espécies arbóreas e que apenas o corte raso das porções aéreas destas plantas exóticas não diminuiu seu efeito negativo na altura das espécies arbóreas, após 22 meses. (Apoio: FUNDECT e CAPES)

Palavras-chave: *Urochloa brizantha*, recuperação de áreas degradadas, desenvolvimento inicial.

RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA COM O USO DE TÉCNICAS ORGÂNICAS ISOLADAS NO VALE DO PARAÍBA PAULISTA

SOUZA, D.C.¹; ANDRADE, A.¹ & FIALHO, T.M.¹

1 - Instituto de Oikos de Agroecologia. São Paulo, SP, Brasil.

diegocerveira@hotmail.com.br

Resumo: Localizado no domínio da Mata Atlântica, o Vale do Paraíba Paulista foi historicamente explorado através de técnicas agrícolas intensivas, estando sua cobertura florestal atual extremamente reduzida. Inserida em uma matriz antrópica com predomínio de áreas de

pastagens altamente perturbadas, com baixa produtividade e condições edáficas com graves distúrbios, tal cobertura é representada pelos maciços florestais restantes nas encostas da Mantiqueira e Bocaina, e pelos pequenos fragmentos florestais isolados na planície. Neste contexto, o Instituto Oikos de Agroecologia vem desenvolvendo ações de restauração florestal em áreas ciliares de preservação permanente desde 2003, já tendo restaurado mais de 32,0ha, com o plantio de quase 50.000 mudas de espécies nativas. Desde o princípio, técnicas orgânicas de plantio foram utilizadas na implantação e manutenção das áreas, dentre tais técnicas destaca-se a adubação orgânica com materiais como composto orgânico, farinha-de-osso e torta-de-mamona. No entanto, o desenvolvimento insatisfatório dos plantios, juntamente com análises da fertilidade do solo e das condições nutricionais das plantas, têm mostrado que esse tipo de adubação, usada de maneira isolada, não tem sido capaz de fornecer as condições básicas para o desenvolvimento das mudas plantadas, nas condições de degradação das áreas. Resultados de análises químicas dos solos mostraram que três parâmetros edáficos estão fora dos padrões aceitáveis para o desenvolvimento da maioria das espécies florestais da Mata Atlântica, reduzindo o sucesso dos plantios, e a adubação orgânica isolada não está sendo suficiente para romper tais barreiras, sendo elas: 1) o alto teor de alumínio, com valores de soma de H e AL próximos a $115\text{mmol}/\text{dm}^3$; 2) a baixa presença de nutrientes nos colóides do solo, com índices de saturação por bases inferiores a 4,0%; e 3) a elevada acidez do solo, com valores de pH inferiores a 3,9. Desta maneira, mostram-se necessárias alterações nas formulações de adubos orgânicos usados, no que se refere principalmente à quantidade de material, assim como o uso de técnicas de correção da acidez e toxicidade por alumínio, importantes para garantir a absorção dos nutrientes e o adequado desenvolvimento dos indivíduos implantados. Porém, mais estudos sobre as condições de fertilidade e nutrição mineral de plantas nas condições de estudos são necessários, para garantir que os povoamentos implantados em tais condições consigam ser técnica e economicamente viáveis.

Palavras-chave: Vale do Paraíba, fertilidade do solo, adubação orgânica.

FERTILIZAÇÃO ORGÂNICA ISOLADA E EM CONJUNTO COM A FERTILIZAÇÃO QUÍMICA EM ÁREA DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL NO VALE DO PARAÍBA PAULISTA

SOUZA, D.C.¹; ANDRADE, A.¹ & FIALHO, T.M.¹

1- Instituto Oikos de Agroecologia, Lorena, SP, Brasil.
diegocerveira@hotmail.com

Resumo: A disponibilização de nutrientes em quantidades adequadas é essencial para se garantir o desenvolvimento satisfatório de plantios de restauração florestal. A fim de suprir as demandas nutricionais das espécies florestais implantadas, a fertilização é técnica essencial na implantação e na manutenção das áreas, uma vez que a grande maioria dos solos destinados à restauração encontra-se com baixa fertilidade natural devido ao histórico de cultivo intensivo. Neste contexto, o uso de materiais orgânicos é uma alternativa para garantir o desenvolvimento das espécies florestais, reduzindo a entrada de insumos químicos na área, no entanto, plantios conduzidos com o uso destes materiais de maneira isolada não vêm apresentando bons resultados. O presente trabalho objetivou comparar o desenvolvimento inicial de espécies florestais nativas implantadas em área de restauração florestal sob 2 formas de fertilização: 1) fertilização orgânica isolada na cova de plantio (2,0kg de húmus-de-minhoca, 0,5kg de farinha-de-osso e 0,5kg de torta-de-mamona); 2) fertilização orgânica (idem anterior) em conjunto com o uso de fertilizantes químicos NPK (150g de NPK 06-30-06

na adubação de base e 150g de NPK 05-20-05 na adubação de cobertura). O experimento foi instalado em fevereiro de 2013 através do plantio de forma aleatória, em área de restauração, de 400 indivíduos pertencentes a 19 espécies, onde 200 receberam adubação orgânica isolada e 200 a adubação orgânica em conjunto com a química. Para verificar a influência dos diferentes tratamentos foi feito o acompanhamento da altura total das mudas, e os dados submetidos a análises de média e variância. Aos 4 meses pós-plantio, a taxa de crescimento das mudas foi 50% superior quando o fertilizante químico foi usado (0,20 e 0,40 cm sem e com o uso, respectivamente). Tal efeito variou com a espécie, sendo mais forte nas espécies pertencentes ao grupo das pioneiras, como esperado, que apresentam maiores exigências nutricionais devido a suas maiores taxas de crescimento. Assim sendo, foi possível concluir que embora o uso de materiais orgânicos seja importante para o desenvolvimento das espécies florestais em plantios de restauração, o uso de fertilizantes químicos desempenha um papel positivo, acelerando nesta fase inicial o desenvolvimento das mudas e assim aumentando as chances de sucesso do plantio. Novos testes serão realizados nas condições de estudo para se comparar o uso da adubação orgânica e química de maneira isolada.

Palavras-chave: Restauração ecológica, fertilidade do solo, nutrição mineral de espécies nativas.

GERMINAÇÃO DE SEMENTES E DESENVOLVIMENTO INICIAL DE PLÂNTULAS DE *Escobedia grandiflora* (L. f.) KUNTZE EM DIFERENTES TEMPERATURAS

TAMAKI, V.¹; KURITA, F.M.K.¹ & MEDINA, I.A.¹

1- Instituto de Botânica de São Paulo, Núcleo de Pesquisas em Plantas Ornamentais, São Paulo, SP.
vtamaki@gmail.com

Resumo: Durante o desenvolvimento dos trabalhos da equipe de resgate da flora do Instituto de Botânica, dentro do projeto Rodoanel Mário Covas - Trecho Norte, uma espécie considerada “presumivelmente extinta” no estado de São Paulo foi resgatada, a *Escobedia grandiflora* (L. f.) Kuntze. Cerca de 60 frutos foram colhidos (contendo $2.923,67 \pm 776,23$ sementes por fruto) e a partir das sementes iniciaram-se alguns experimentos para se tentar propagar a espécie. O objetivo do presente trabalho foi avaliar a germinação de sementes e o desenvolvimento inicial das plântulas em diferentes temperaturas. As sementes foram coletadas de plantas, provenientes da cidade de Guarulhos/SP, em março de 2013. Foram depositadas 25 sementes em cada uma das quatro placas de Petri (total de 100 sementes em cada tratamento), que foram irrigadas a cada dois dias com água destilada. Os tratamentos térmicos foram 15 °C, 20 °C, 25 °C e 30 °C. Estas foram mantidas sob fotoperíodo de 12 horas e com radiação fotossinteticamente ativa de $45 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ até a ocorrência da germinação. Após sessenta dias foram avaliadas a porcentagem de germinação e a sobrevivência das plântulas. Os resultados mostraram que as sementes mantidas sob 15 °C demoraram mais para germinar (cerca de 15 dias), sendo que nas demais temperaturas o tempo médio foi de sete dias. Em relação à porcentagem de germinação, as sementes colocadas sob 25 °C apresentaram a maior média ($61\% \pm 7\%$) em comparação às outras. Em relação à taxa de sobrevivência, apenas na temperatura de 30 °C as plantas morreram e foi no tratamento de 25 °C que ocorreu a maior sobrevivência das plantas (cerca de 25%). Portanto, estes resultados sugerem que 25 °C é a temperatura mais adequada para a germinação e desenvolvimento inicial das plântulas, porém após sessenta dias é aconselhável transferi-las para algum substrato, pois observou-se que a taxa de sobrevivência tende a diminuir com o passar do tempo. (Órgão financiador: Instituto de Botânica e DERSA)

Palavras-chave: Ameaçada de extinção, resgate da flora.

RESTAURAÇÃO FLORESTAL POR SEMEADURA DIRETA: CUSTO DAS SEMENTES PODE INVIABILIZAR A TÉCNICA

CAVA, M. G. B.¹; ISERNHAGEN, I.²; GUERIN, N.³ & DURIGAN, G.⁴

1- Universidade Estadual Paulista, Botucatu, Brasil; 2- Embrapa Agrossilvipastoril, Sinop, Mato Grosso, Brasil; 3- Bióloga, Mestre em Ciências da Eng. Ambiental pela USP de São Carlos, São Paulo, Brasil; 4- Instituto Florestal, Assis, São Paulo, Brasil.

mariocava@uol.com.br

Resumo: A restauração florestal por semeadura direta tem sido apontada como técnica alternativa ao plantio de mudas, por apresentar menores custos. Na região do Alto Xingu, estado do Mato Grosso - MT, a técnica torna-se ainda mais vantajosa diante do déficit na produção de mudas para a grande demanda, difícil acesso às áreas a restaurar e, sobretudo, baixo custo das sementes. Visando a avaliar o potencial da semeadura direta em relação a outras técnicas de restauração, instalamos dois experimentos, sendo um em Canarana, MT, e o outro em Assis, estado de São Paulo - SP. A densidade de semeadura de espécies florestais utilizadas baseou-se na porcentagem de germinação das sementes e na densidade relativa de espécies que se desejava obter na comunidade restaurada. As espécies (11) e a densidade de semeadura utilizada foram as mesmas em ambos os experimentos e, com base nos preços de mercado, efetuamos análise de custos relativos às sementes, para aplicação da técnica nas duas regiões, em comparação com o custo de obtenção de mudas das mesmas espécies. O custo total de sementes para restauração de um hectare por semeadura direta foi de R\$ 514,19 no Mato Grosso e R\$ 2.249,91 em São Paulo (preço médio de mercado em cada região). O custo de aquisição de mudas das mesmas espécies que foram utilizadas na semeadura direta, para a restauração de um hectare, utilizando-se o espaçamento usual de 3 m x 2 m (1.667 mudas/ha), seria de R\$ 1.700,34 (mudas em tubetes ao preço médio de R\$ 1,02) em SP e R\$ 4.167,50 (mudas em sacos de polietileno ao preço médio de R\$ 2,50) no MT. Avaliando-se a viabilidade econômica da restauração por semeadura direta apenas com base nos custos de obtenção das espécies a plantar (sementes ou mudas), conclui-se que na região do Xingu a semeadura direta é vantajosa, correspondendo a 12% do custo de obtenção de mudas. Porém, é desvantajosa no estado de São Paulo, com o custo 24% superior ao de mudas para plantio da mesma área. Naturalmente, os custos da restauração envolvem também operações de plantio e manutenção pelos anos subsequentes, que também diferem entre as técnicas comparadas e precisam ser analisadas. No entanto, não se pode ignorar as diferenças regionais relativas à disponibilidade e custos de mudas e sementes na tomada de decisão sobre técnicas a adotar em cada região.

Palavras-chave: Técnicas de plantio, viabilidade econômica, diferenças regionais.

ENRIQUECIMENTO DE UMA FLORESTA EM RESTAURAÇÃO ATRAVÉS DE SEMEADURA DIRETA DE ESPÉCIES ARBÓREAS NATIVAS NO MUNICÍPIO DE ARARAS / SP

MACHADO, M.S.C.¹ & GANDOLFI, S.¹

1- LERF – Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal; ESALQ – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” / USP.

manoela.machado@usp.br

Resumo: O método da semeadura direta possui potencial para melhorar a restauração florestal tropical e, para aplicação dessa técnica, é essencial determinar a quantidade de sementes que seja suficiente para atingir a densidade de regenerantes necessária, assim como utilizar elevada diversidade de espécies, porque a dispersão de sementes tende a ser muito baixa e lenta. O objetivo do presente trabalho é avaliar se uma semeadura direta de enriquecimento, feita usando-se espécies arbóreas da Floresta Estacional Semidecidual (secundárias iniciais e climácicas) e realizada no sub-bosque de uma floresta em restauração, implantada há 6 anos em uma área da Usina São João do Município de Araras (SP), irá produzir, após 6 meses, uma densidade de plântulas maior ou igual a valores pré-estabelecidos *a priori* no início do projeto. Para o cálculo da densidade de plântulas que se espera alcançar em campo, foram assumidas taxas médias de germinação de 50% para todas as espécies secundárias e 25% para todas as espécies climácicas. Na ocasião da semeadura direta foram distribuídas aleatoriamente 40 sementes de 16 espécies secundárias iniciais e 140 sementes de 14 espécies climácicas nas entrelinhas das árvores pioneiras, estabelecidas através de semeadura direta. Após 3 meses de monitoramento da germinação e sobrevivência de plântulas em campo, foi observada grande amplitude térmica, de 3°C a 41°C e apenas 6 plântulas, o que pode ser explicado pela falta de chuva do período. Ao final de seis meses, será descrita a composição florística e a estrutura fitossociológica da comunidade de plântulas obtida e então comparada com a comunidade que se tentou implantar. Além disso, está sendo testada a germinação das espécies em laboratório sob condições controladas. Do grupo das climácicas, foi observado que *Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze, *Cordia americana* (L.) Gottschling & J.S.Mill., *Dictyoloma vandellianum* A. Juss. e *Lafoensia pacari* A. St.-Hil. tiveram taxas de germinação entre 60% e 80%, *Machaerium brasiliense* Vogel, de 27%, e outras 9 espécies tiveram taxas menores que 20%. Assim, é possível verificar que as sementes estão viáveis e portanto não seria essa a causa da baixa germinação observada em campo. Está sendo feito um guia de identificação a partir das plântulas obtidas em laboratório, para auxiliar a identificação em campo. Com os resultados obtidos nesse experimento, será possível apontar melhorias para o método de semeadura direta de enriquecimento que possam complementar projetos de restauração ecológica. (Apoio: FAPESP)

Palavras-chave: Biodiversidade, germinação, restauração ecológica, sementes.

CULTIVO DE ESPÉCIES RARAS E AMEAÇADAS ORIUNDAS DO TRECHO NORTE, RODOANEL MARIO COVAS, NO VIVEIRO TAMBORIL DO INSTITUTO DE BOTÂNICA, VISANDO À CONSERVAÇÃO “EX SITU” E À REINTRODUÇÃO NA NATUREZA

SHIRASUNA, R.T.¹ & BARBOSA, L.M.²

1- Assistente de Pesquisa do Instituto de Botânica de São Paulo; 2- Pesquisador Científico VI do Instituto de Botânica de São Paulo. Caixa Postal: 68041, CEP: 04045-972, São Paulo, SP, Brasil.

regina.shirasuna@hotmail.com

Resumo: A parceria Desenvolvimento Rodoviário S.A. (DERSA)/Instituto de Botânica (IBt) para o trecho norte do Rodoanel Mario Covas, iniciada em agosto/2012, com duração de três anos, está promovendo a continuidade da ampliação da coleção viva de espécies raras e/ou com algum grau de ameaça no estado de São Paulo. Tais espécies vem sendo cultivadas em condições de viveiro e reintroduzidas no Instituto de Botânica especialmente para este fim. O objetivo deste trabalho é a propagação dessas espécies com a finalidade de conservação “*ex situ*” e reintrodução em UCs. Até a presente data, foi incorporado um total de onze espécies raras ou com algum grau de ameaça, no Viveiro Tamboril (pertencente ao Instituto de Botânica).

ca), oriundas do trecho norte: (*Asemeia monninoide* (Kunth) J.F.B.Pastore & J.R.Abbott (quase ameaçada), *Axonopus aureus* P.Beauv. (quase ameaçada), *Buchnera longifolia* Kunth (em perigo crítico), *Dichanthelium sabulorum* var. *polycladum* (Ekman) Zuloaga (rara), *Escobedia grandiflora* (L.f.) Kuntze (presumivelmente extinta), *Gomesa handroi* (Hoehne) Pabst. (rara), *Ichnanthus bambusiflorus* (Trin.) Döll (presumivelmente extinta), *Krapovickasia macrodon* (A.DC.) Fryxell (rara), *Mandevilla emarginata* (Vell.) C.Ezcurra (quase ameaçada), *Peperomia blanda* (Jacq.) Kunth var. *blanda* (nova ocorrência SP), *Zygopetalum maxillare* Lodd. (vulnerável). Destacam-se *Escobedia grandiflora* (L.f.) Kuntze e *Ichnanthus bambusiflorus* (Trin.) Döll, espécies consideradas presumivelmente extintas. A primeira espécie é um subarbusto terrícola pertencente à família Orobanchaceae, encontrada no município de Guarulhos, em ADA, e a segunda espécie, da família Poaceae, foi localizada no município de Nazaré Paulista, por ocasião de vistoria em área destinada à compensação ambiental, tratando-se de uma graminácea robusta com ramos decumbentes. Trabalhos de propagação estão sendo desenvolvidos para posterior reintrodução na natureza.

Palavras-chave: Espécies ameaçadas de extinção, preservação, propagação.

RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DO RANCHO PIRAJUSSARA, DESCALVADO, SP

SCANAVACA JÚNIOR, L.¹ & ADORNO, M. F. C.²

1- Embrapa Meio Ambiente, São Paulo, SP, Brasil; 2- Consultora autônoma.

laerte.scanavaca@embrapa.br

Resumo: O Brasil é o país com a maior biodiversidade do mundo. A biodiversidade é muito importante para as atuais e futuras gerações da humanidade e é reservatório de medicamentos, alimentos, fibras, entre outros. Com o exagerado crescimento da população humana, principalmente no último século, todos os ecossistemas estão sofrendo pressão antrópica, deste modo, tudo o que puder ser preservado, deverá ser preservado. O objetivo do plantio é a recomposição da mata ciliar com a utilização de produtos não madeireiros da mesma. Após um incêndio numa Mata Ciliar que fica numa transição entre a Floresta Estacional Semidecidual e o Cerrado, iniciou-se o processo de recuperação e enriquecimento da mesma com o objetivo de produção de frutos. O rancho possui 23.080,630 m² no município de Descalvado, SP. A área foi tomada por capim colônia com 4 m de altura. Resistiram ao incêndio 375 árvores de 21 espécies, com altura média de 13,31 m, que serviram de poleiros para as aves. Foram plantadas 636 mudas de 80 espécies de 34 famílias, sendo 40 nativas e 36 exóticas, 3 da Amazônia e 33 de outros continentes. As mudas foram plantadas em curvas de nível, no espaçamento de 3 m e 2 m entre as plantas, na mesma curva de nível. As espécies secundárias tardias e climáticas foram rodeadas por quatro espécies pioneiras. Deste modo, foram plantadas 576 mudas de 62 espécies pioneiras e 60 mudas de 18 espécies não pioneiras. O custo da implantação foi de R\$ 31.864,00/ha. Apesar da grande seca ocorrida na época da implantação, a restauração foi boa em função da baixa porcentagem de falha (26,73%), uma vez que, na literatura, há relatos de porcentagem de falhas de 40 a 60%. Este fragmento de mata está atraindo a fauna, em função do rancho ser rodeado por fazendas de cana-de-açúcar. Foram mantidos e respeitados os serviços ambientais da APP, sem a interferência na filtragem, purificação da água, regulação do lençol freático pela floresta, como também abrigo e sustentabilidade da fauna, provando que é possível obter o sustento da propriedade com produtos não madeireiros.

Palavras-chave: Frutíferas, diversidade genética, custo de implantação.

RESTAURAÇÃO FLORESTAL DE BAIXO CUSTO ATRAVÉS DA SEMEADURA DIRETA EM LINHA SEM CONTROLE DE PLANTAS DANINHAS

LOPES, T.A.¹ & GANDOLFI, S.¹

1- LERF – Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal; ESALQ – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” / USP.

thayana.lopes@usp.br

Resumo: A semeadura direta de espécies arbustivo-arbóreas é um método de restauração florestal com grande potencial de uso. Visando a reduzir os custos de implantação de novas florestas, buscou-se, como alternativa ao controle químico de plantas daninhas, a semeadura direta nas entrelinhas de espécies arbustivas ou arbóreas rústicas de rápida germinação, rápido crescimento, boa cobertura e cujas sementes são de fácil obtenção como a Lobeira, *Solanum lycocarpum* A.St.-Hil. e o Fumo-Bravo, *Solanum granuloso leprosum* Dunal, para rapidamente sombrear as entrelinhas e suprimir as espécies invasoras. O projeto vem sendo realizado em duas áreas de 600m² (20x30m) no Município de Piracicaba (SP). Nelas foram semeadas 42 espécies arbustivo-arbóreas típicas de Florestas Estacionais Semidecíduais e espera-se que, após um ano, mesmo sem nenhum controle de espécies invasoras, ambas estejam totalmente recobertas por um dossel contínuo. Em cada área foram semeadas 20 linhas que distavam entre si 1m. Na primeira linha, foram semeadas 15 espécies pioneiras, nas duas linhas seguintes foram semeadas duas espécies pioneiras de pequeno porte (Fumo Bravo e Lobeira), e na quarta linha, 15 espécies secundárias e 10 espécies climáces, repetindo essa sequência até a última linha. Não houve pré-tratamento das sementes antes da semeadura direta. O experimento foi implantado utilizando delineamento inteiramente casualizado. Após seis meses e um ano, serão feitas ANOVAs e testes de comparações entre médias relativas ao número médio de indivíduos e à cobertura média entre as linhas de plantio. Ademais, será feita a descrição da composição florística e estrutura fitossociológica de acordo com métodos tradicionais. Visando a analisar a viabilidade das sementes empregadas, estão sendo realizados testes de germinação em laboratório. Parte das plântulas emergidas serão mantidas em casa de vegetação e depois herborizadas, para auxiliarem na identificação das plântulas emergidas em campo. Parte das 42 espécies utilizadas, inclusive espécies pioneiras, tem germinado mostrando que estavam viáveis e capazes de germinar quando foram semeadas, mesmo sem terem passado por pré-tratamentos ou quebra de dormência. Após a implantação, em junho de 2013, seguiu-se um período de chuvas e depois um período de frio intenso e seca. Nestas condições, até o momento, apenas algumas espécies germinaram em campo. O monitoramento segue, estimando-se que com as chuvas da primavera essa germinação ampliar-se-á.

Palavras-chave: Restauração ecológica, biodiversidade, espécies nativas.

CARACTERIZAÇÃO DA CHUVA DE SEMENTES DE UM FRAGMENTO DE MATA CILIAR DO ASSENTAMENTO GUANABARA, AMAMBÁI-MS, PARA FINS DE RESTAURAÇÃO

CLEMENTINO, J.A.¹; FERNANDES, S.S.L.²; LIMA, C.T.N.C.¹; LINÊ, J.D.B.¹; PEREIRA, Z.V.¹ & SILVA, E.P.¹

1- Universidade Federal da Grande Dourados. Dourados, MS, Brasil; 2- Universidade Estadual do Mato Grosso do Sul. Dourados, MS, Brasil.

juliana.clementino@hotmail.com

Resumo: Através da chuva de sementes, tem sido possível a realização de um diagnóstico prévio da dispersão das espécies no local, indicando se há ou não a necessidade de intervenção com técnicas nucleadoras, podendo até ser um local potencial para coleta de propágulos para semeadura direta, comumente utilizada na restauração de áreas degradadas. Este trabalho teve por objetivo conhecer a chuva de sementes de um fragmento de mata ciliar, da área de preservação permanente (APP) do assentamento Guanabara, município de Amambai-MS, com o intuito de utilizá-lo para fins de restauração, tanto para a área em estudo, como para áreas similares da região. O estudo foi realizado na área de preservação permanente do assentamento Guanabara, onde foram alocados 21 coletores de 1m² com malha de 1x1mm na profundidade de 50cm, suspensos aproximadamente a 1,30m do solo, dispersos aleatoriamente em 1ha. As coletas foram realizadas mensalmente durante 6 meses. Na triagem foram separados os frutos e as sementes das impurezas e identificados mediante literatura especializada. Durante os 6 meses de coleta foram amostrados 13.301 propágulos correspondentes a 633 sementes.m⁻², sendo 5085 (242 sementes.m⁻²) de candeia (*Gochnatia polymorpha* (Less.) Cabrera), 732 (35 sementes.m⁻²) de canela-de-veado (*Helietta apiculata* Benth.) e 80 (4 sementes.m⁻²) de maria-mole (*Guapira opposita* (Vell.) Reitz). A densidade de sementes na área em estudo corresponde a 74 sementes/m²/dia. A riqueza da chuva de sementes encontrada foi de 49 espécies, distribuídas em 40 gêneros e 26 famílias botânicas, sendo destas 71,4% de espécies arbóreas, 14,3% de herbáceas, 6,1% de arbustos e sem caracterização e 2% de herbáceas. Quanto à síndrome de dispersão, 59,2% (29 spp.) são zoocóricas, 28,6% (14 spp.) anemocóricas, 6,1% (3 spp.) autocóricas e sem caracterização. O índice de diversidade de Shannon correspondeu a 3,37 nats/indivíduo e a equabilidade de Pielou a 0,86, indicando alta diversidade com baixa dominância de espécies. A predominância de espécies arbóreas e zoocóricas indica que a chuva de sementes da área em estudo apresenta grande potencial para subsidiar o enriquecimento de áreas em processo de restauração.

Palavras-chave: Síndrome de dispersão, propágulos, restauração ecológica.

AVALIAÇÃO DA TAXA DE SOBREVIVÊNCIA DE ESPÉCIES NATIVAS EM DIFERENTES CONCENTRAÇÕES DE HIDROGEL PARA FINS DE RESTAURAÇÃO AMBIENTAL

BOGARIM, E.P.A.¹; PEREIRA, Z.V.¹ & ARRUDA, E.J.¹

1- Faculdade de Ciências Exatas e Tecnologia – FACET/UFGD – Dourados-MS – Brasil.
ep-bogarim@bol.com.br

Resumo: As diferentes formas de exploração dos recursos para práticas agrícolas têm resultado ao solo acelerado processo de degradação. Além de afetar gradativamente o modo de produção e causar desequilíbrio de suas características, esse tipo de problema exige um grande custo para sua recuperação. O uso de mudas para restauração de áreas com solos degradados tem crescido consideravelmente, em especial em locais isolados e de difícil regeneração natural. O presente trabalho teve como objetivo avaliar a taxa de sobrevivência de espécies nativas em distintas concentrações de hidrogel, com o intuito de desenvolver um mecanismo de recuperação de solos e pastagens em processo de desertificação. Para tal, foi instalado um experimento na Casa de Vegetação da Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD), de modo que tal composto fosse aplicado em mudas de diferentes espécies, para acompanhamento das condições favoráveis ou não ao crescimento e desenvolvimento das mesmas, para recuperação (total ou parcial) de áreas degradadas. As espécies utilizadas foram *Myrciaria floribunda* (H.West ex Willd.) O.Berg., *Genipa americana* L. e *Hymenaea stigonocarpa* Mart. ex Hayne ou *Hymenaea courbaril*

var. *stilbocarpa* (Hayne) Y.T. Lee & Langenh., sendo as mesmas escolhidas com base no seu uso comercial ou disponibilidade no acervo da universidade. Todas as espécies foram envolvidas em diferentes concentrações de hidrogel (0%, 25%, 50% e 75%) e submetidas a dois diferentes períodos de molha, sendo esses 10 e 20 dias. Cada parcela da amostra foi composta por 12 indivíduos, com 4 repetições, o que totalizou 48 mudas por parcela. Das espécies utilizadas, *M. floribundas* e desenvolveu com maior facilidade, tendo uma taxa de mortalidade quase nula, cerca de 10% sem uso do hidrogel e total sobrevivência com as demais concentrações. Por outro lado, *G. americana* não se mostrou adaptável, uma vez que apresentou taxa de mortalidade superior a 40% sem uso do hidrogel. Com as concentrações de hidrogel, sua taxa de mortalidade foi de 25%, 30% e 15% respectivamente. Fatores como circunferência do caule, tamanho das folhas, peso seco e peso fresco também foram mensurados a fim de se comprovar a eficácia da aplicação do hidrogel na sobrevivência das mudas. É importante ressaltar que os dados foram obtidos em condições externas controladas, o que pode refletir em diferentes resultados quando aplicados a campo. (Apoio: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Capes)

Palavras-chave: Polímero argiloso, plantas nativas, tecnologia ambiental, recuperação de áreas degradadas.

TRANSPosição DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO PARA RESTAURAÇÃO DA ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE DA FAZENDA EXPERIMENTAL DA UFGD, MUNICÍPIO DE DOURADOS, MS

ABREU, T.S.S.¹; PEREIRA, Z.V.¹; FERNANDES, S.S.L.²; FIGUEIREDO, F.G.¹; LOBTCHENKO, J.C.¹ & SILVA, A.F.¹

1- Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais, Universidade Federal da Grande Dourados. Dourados, MS, Brasil; 2- Universidade Estadual do Mato Grosso do Sul. Dourados, MS, Brasil.

thali_abreu@yahoo.com.br

Resumo: A transposição de solos tem sido uma técnica eficiente na restauração de áreas degradadas, pois consiste na seleção de áreas próximas aos locais em restauração de onde são retiradas pequenas amostras de solo que, quando transpostas, tendem a fornecer ao solo degradado, sementes, microrganismos e nutrientes. Nesse contexto, esse estudo teve por objetivo avaliar a transposição do banco de sementes do solo de dois fragmentos florestais (Fm-floresta madura e Fr-floresta referência do local em estudo) de Floresta Estacional Semidecidual para restauração da APP da Fazenda Experimental da Grande Dourados. Foram alocadas 40 parcelas de 1m² com 3cm do solo coletado e 2cm de serrapilheira, totalizando 5cm. Os tratamentos foram: T1 (Fm-com galharia), T2 (Fm-sem galharia), T3 (Fr-com galharia) e T4 (Fr-sem galharia). Aos três meses após o experimento, os regenerantes foram identificados a campo, sendo mensurados os diâmetros no nível do solo e a altura. No tratamento T1, o índice de diversidade Shannon (H') foi de 1,93 e a equabilidade (J') de 0,80, já no T2, o H'=1,79 e J'= 0,86. A maior diversidade conferida ao T2 pode estar relacionada à maior intensidade de luz que favoreceu o aparecimento de espécies herbáceas, pois no T1 foram encontradas 6 espécies arbóreas, uma herbácea e uma liana, enquanto que no T2 foram encontradas 7 espécies arbóreas e 4 herbáceas. Nos tratamentos T1 e T2, as espécies que se destacaram no valor de importância (VI) foram: candiúva (*Trema micrantha* (L.) Blume) e canafistula (*Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub.), ambas espécies pioneiras que apresentam facilidade em germinar a pleno sol. Nesse caso, o uso de galharia (T1) não se mostrou ser uma técnica necessária para que o banco de sementes de solo da Fm expressasse sua diversidade de espécies. Na floresta

referência, o T3 apresentou o $H' = 2,49$ e $J' = 0,88$ e no T4, o $H' = 2,32$ e $J' = 0,90$. Observaram-se, no T3, 8 espécies arbóreas, 6 herbáceas e 3 lianas e, no T4, 4 espécies arbóreas, 7 herbáceas e 2 lianas. No Fr, o T3 favoreceu o desenvolvimento em dobro de espécies arbóreas, tendo em destaque as espécies candiúva e juá-da-roça (*Solanum sisymbriifolium* Lam.) com maiores VI. Já no T4, as espécies que se destacaram foram candiúva e embaúba (*Cecropia pachystachya* Trécul). Tendo em vista a diversidade de espécies arbóreas pioneiras encontradas nesse estudo, sugere-se que a transposição de solos apresenta um certo potencial para utilização na restauração do local e de áreas degradadas da região. (Apoio: CNPq)

Palavras-chave: Restauração ecológica, banco de sementes do solo, espécies pioneiras.

COMPORTAMENTO DE MUDAS DE ESPÉCIES DE BREJO SUBMETIDAS A ALAGAMENTO EM VIVEIRO

MELLO, F.N.A.¹; ATTANASIO, C.M.²; GANDOLFI, S.¹ & CARLINI-GARCIA, L.A.²

1- Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – ESALQ-USP, Piracicaba, SP, Brasil; 2- Agência Paulista de Tecnologia Agropecuária – APTA, Polo Regional Centro-Sul, Piracicaba SP, Brasil.

fnamello@usp.br

Resumo: As matas de brejo ocorrem em áreas inundáveis, caracterizadas por solos permanentemente encharcados devido ao afloramento do lençol freático. Geralmente estas formações estão associadas a nascentes e olhos de água, enquadrando-se legalmente como áreas de preservação permanente (APPs), locais bastante visados para conservação e restauração devido aos serviços ambientais proporcionados em relação à qualidade da água. Tal condição de saturação hídrica pode ter sido um importante fator na seleção das espécies presentes nestes ambientes, o que reflete o fato de muitas delas apresentarem adaptações morfológicas, anatômicas e fisiológicas como estratégias de sobrevivência. Tendo em vista a importância destas modificações para o sucesso de uma plântula, o presente estudo procurou descrever o comportamento de mudas de dez espécies de árvores submetidas a alagamento e condição normal de viveiro. Foram utilizados vinte indivíduos das espécies *Cecropia pachystachya* Trécul (embaúba), *Dendropanax cuneatus* DC. (Decne & Planch. (maria mole), *Myrsine guianensis* (Aubl.) Kuntze. (Capororoca), *Tapirira guianensis* Aubl. (peito de pombo), *Guarea kunthiana* A.Juss., *Cedrela odorata* L., *Calophyllum brasiliense* Cambess. (guanandi), *Inga vera* subsp. *affinis* (DC.) T.D.Penn., *Ficus insipida* Willd. e *Citharexylum myrianthum* Cham. (pau viola), com dez indivíduos submetidos a alagamento e dez mantidos em condições normais de viveiro. As mudas foram encharcadas gradualmente a cada quinze dias e, em quatro tempos, foram tiradas medidas de tamanho, projeção de copa, diâmetro na base do caule e número de folhas, até a saturação hídrica completa, com as mesmas medidas tomadas para as mudas não alagadas. A análise das espécies nas diferentes condições foi baseada na distância de Mahalanobis, considerando a média das variáveis da última medição. Os resultados mostraram que os agrupamentos ocorreram independentemente do alagamento, sugerindo pouca variação dentro das espécies nas diferentes condições. Analisando através da distância média é possível observar agrupamentos com espécies que apresentaram estruturas como raízes adventícias e lenticelas hipertróficas mais cedo, com tais modificações presentes com apenas 15 dias de alagamento parcial. Não foi possível verificar influência do alagamento no desenvolvimento das espécies, e houve uma maior similaridade entre as espécies que lançaram estruturas adaptativas primeiramente.

Palavras-chave: Alagamento, aclimação, viveiro, espécies paludícolas, restauração, matas de brejo.

RECUPERAÇÃO DE ÁREA MINERADA NA AMAZÔNIA ATRAVÉS DA TÉCNICA DE NUCLEAÇÃO

TAVARES, S.C.¹; TENFEN, V.¹ & PINTO, P.M.¹

1- Alcoa World Alumina Brasil S.A. Juruti, PA, Brasil.
susieufra@hotmail.com

Resumo: O processo de recuperação das áreas mineradas da mina de bauxita de Juruti iniciou-se a partir do segundo semestre de 2011 e segue os princípios da restauração ambiental sistêmica, onde se busca, através de diferentes técnicas de nucleação, induzir a reabilitação natural do meio degradado o mais próximo possível da sua condição original. Este estudo tem por finalidade avaliar os indicadores ambientais nessas áreas, de acordo com os resultados esperados para cada técnica de nucleação aplicada: transposição de solo orgânico, poleiros artificiais, transposição de galharias, plantio de mudas, assim como a formação dos módulos de restauração. A avaliação dos indicadores ocorreu no período de setembro a outubro de 2012. Foram utilizadas parcelas de 10x10m que ocuparam 10% das áreas. No que se refere à diversidade de espécies, foi possível identificar até 25 espécies nas parcelas e em todas as áreas também foram observadas síndromes de interação planta/animal, através da presença de fezes, pegadas de animais, herbivoria e ninhos nos poleiros artificiais. Essas verificações indicam que as técnicas de nucleação aplicadas estão alcançando as respostas esperadas, principalmente no que se refere ao transporte e manutenção do banco de sementes contido no solo e nas galharias. Em todas as áreas avaliadas, o solo apresenta a cobertura vegetal entre 80% e 100%, estando de acordo com o que se espera no plano de recuperação para o 1º e 2º ano. Ainda nesse primeiro ano de monitoramento, foi possível registrar a presença de espécies de bagueiras que são vegetais funcionais importantes para a manutenção e atração da fauna sobre os platôs, sendo que estes vegetais são esperados para o 3º-5º após a implantação do plano. O modelo desenvolvido para a Alcoa Juruti tornou-se referência para a implantação em outras grandes mineradoras da região.

Palavras-chave: Restauração Ambiental, Mineração.

BANCO DE SEMENTES DO SOLO DO COMPONENTE ARBUSTIVO-ARBÓREO DE UMA MATA DE GALERIA NO MUNICÍPIO DE AMAMBAI-MS

FERNANDES, S.S.L.¹; PEREIRA, Z.V.P.²; ZAVALA, C.B.R.²; FROES, C.Q.²; GOMES, F. F.² & SILVA, S.G.²

1- Universidade Estadual da Grande Dourados. Dourados, MS, Brasil; 2- Universidade Federal da Grande Dourados. Dourados, MS, Brasil.
shaline_sefara@hotmail.com

Resumo: Este estudo teve por objetivo conhecer o banco de sementes de um fragmento de mata de galeria no município de Amambai-MS, bem como fornecer subsídios para a recuperação e conservação desses ecossistemas da região. No banco de sementes do solo, foram coletadas 50 amostras (20 cm x 20 cm) no interior da mata de galeria, em pontos distribuídos ao acaso, a uma profundidade de 0 a 5 cm, desprezando-se a serrapilheira. Na composição florística do banco de sementes foram encontradas 24 famílias, distribuídas em 40 gêneros e 43 espécies. Foram amostrados 894 indivíduos num total de 2m², o equivalente a 447 plantas/m². Desse total, 60,5% foram pertencentes a espécies herbáceas, 23,3% foram de porte arbóreo, 6,9% de lianas, 2,3% de arbustos e epífitas e 4,7 % não foram classificadas. A dominância de espécies herbáceas ao invés de arbóreas, no banco de sementes, pode estar relacionada ao ciclo de vida dessas espécies e à produtividade de sementes. A diversidade e

equabilidade obtida para as amostragens do banco de sementes ($H' = 2,04$ e $J = 0,54$) refletem uma baixa diversidade de espécies com uma maior concentração de indivíduos de espécies dominantes. O destaque da espécie arbórea pioneira *Cecropia pachystachya* Trécul, nos parâmetros avaliados, indica que as sementes dessa espécie dominam o banco de sementes do fragmento florestal em estudo, demonstrando uma boa viabilidade dos diásporos. A presença de herbáceas e arbóreas pioneiras no banco de sementes do solo tende a favorecer a germinação de espécies que necessitam de sombreamento para se desenvolver. Tal fato foi observado durante acompanhamento do banco, onde as espécies secundárias iniciais *Ocotea corymbosa* (Meisn.) Mez, *Campomanesia guazumifolia* (Cambess.) O.Berg e *Psidium sartinianum* (O.Berg) Nied. desenvolveram-se sombreadas. A espécie *Solanum americanum* Mill. (maria-pretinha) foi a única de hábito arbustivo encontrada no banco, com valores de importância significativos. Na síndrome de dispersão, 51,1% foram classificadas como anemocóricas, 23,3% zoocóricas, 16,3% autocóricas e 9,3% não foi possível a definição. Observou-se que a maioria das herbáceas apresentaram dispersão anemocórica e que todas as espécies arbóreas, exceto *Croton urucurana* Baill., são zoocóricas. Nesse sentido, apesar da dominância de espécies herbáceas anemocóricas, a embaúba, uma espécie arbórea, evidencia viabilidade do uso do banco de sementes para restauração de áreas degradadas. (Apoio: Capes)

Palavras-chave: Diásporos; processos ecológicos; restauração ecológica.

CHUVA DE SEMENTES COMPONENTE ARBUSTIVO-ARBÓREO DE UMA MATA DE GALERIA NO MUNICÍPIO DE AMAMBAI-MS

FERNANDES, S.S.L.¹; PEREIRA, Z.V.P.²; GOMES, F.F.²; ABREU, A.C.G.²; ABREU, T.S. S.² & LOBTCHENKO, G.²

1– Universidade Estadual da Grande Dourados. Dourados, MS, Brasil; 2- Universidade Federal da Grande Dourados. Dourados, MS, Brasil.

shaline_sefara@hotmail.com

Resumo: Estudos sobre a chuva de semente têm sido cruciais para definição de estratégias de manejo na recuperação de áreas degradadas, pois permitem conhecer a dinâmica de dispersão de sementes no fragmento e seu estado de conservação. Nesse sentido, esse estudo teve por objetivo conhecer a riqueza da chuva de um fragmento de mata de galeria no município de Amambai-MS, bem como fornecer subsídios para a recuperação e conservação desses ecossistemas da região. Na chuva de sementes, foram colocados aleatoriamente 25 coletores de 0,64 m² dispostos em 1 ha. Durante o período de amostragem da chuva de sementes, foram coletados 7495 propágulos (468 sementes.m-2.ano-1), sendo 2881 (180 sementes.m-2.ano-1) de canela-de-veado (*Helietta apiculata* Benth.), 2871 (179,4 sementes.m-2.ano-1) de maria-mole (*Dendropanax cuneatus* (DC.) Decne. & Planch), 365 (22,8 sementes.m-2.ano-1) de candeia (*Gochnatia polymorpha* (Less.) Cabrera) e 313 (19,6 sementes.m-2.ano-1) de gameleira (*Ficus obtusiuscula* (Miq.) Miq.). A densidade de sementes da área em estudo corresponde a 1,3 sementes/m²/dia. A riqueza da chuva de sementes na amostragem foi de 44 espécies distribuídas em 39 gêneros e 25 famílias, com apenas 4 espécies identificadas ao nível de gênero. A forma de vida dominante foi arbórea (81,8%), onde 36,4% foram classificadas como secundárias iniciais, 29,5% secundárias tardias, 13,6% pioneiras e 20,5% sem classificação. As lianas foram representadas por 13,6% das espécies amostradas. A proporção de espécies arbustivo-arbóreas zoocóricas (65,9%), encontradas na chuva de sementes desse estudo, segue o padrão de dispersão esperado para florestas tropicais. Grande parte das sementes de espécies anemocóricas (29,5%) encontradas na chuva de sementes foi de lianas, provavelmente pela facilidade dessas plantas alcançarem o dossel

superior da mata de galeria. As sementes de duas espécies arbóreas que apresentaram autocoria (4,5%) pertencem à família Euphorbiaceae e Rutaceae, que por característica têm frutos secos com dispersão por gravidade ou por deiscência explosiva. Na avaliação da riqueza da chuva de sementes, o índice de diversidade de Shannon correspondeu a 3,2 nats/indivíduo e a equabilidade de Pielou a 0,85, demonstrando que a chuva de sementes apresenta uma boa distribuição nos coletores, indicando a possibilidade de sua utilização em técnicas de restauração como semeadura direta ou plantios de enriquecimento. (Apoio: Capes)

Palavras-chave: Síndrome de dispersão; processos ecológicos; restauração ecológica.

AValiação DO POTENCIAL DA CHUVA DE SEMENTES: ALTERNATIVA PARA A RESTAURAÇÃO FLORESTAL DE UMA MATA RIPÁRIA DO RIO APA, PONTA PORÃ-MS

SILVA, E.P.¹; FIGUEIREDO, F.G.¹; CLEMENTINO, J.A.¹; FERNANDES, S.S.L.¹ & PEREIRA, Z.V.¹

1- Laboratório de Restauração Ambiental - UFGD. Dourados, MS, Brasil.

emersonsilva@ufgd.edu.br

Resumo: A restauração ecológica de áreas degradadas a partir da chuva de sementes, em remanescentes florestais, tem mostrado resultados muito significativos. Denominada como o conjunto de sementes dispersas pelas árvores, arbustos, ervas e lianas de fragmentos florestais e depositados no solo, a chuva de sementes tem um importante papel na restauração de vegetação ciliar degradada. O estudo desta técnica de restauração proporciona a compreensão das espécies que estão produzindo frutos e em qual época do ano estão produzindo e permitindo determinar a síndrome de dispersão das espécies. Neste sentido, este trabalho teve como objetivo avaliar o potencial da chuva de sementes de uma Área de Preservação Permanente (APP) do rio Apa, localizado na região Sudoeste do estado de Mato Grosso do Sul, município de Ponta Porã. Para o desenvolvimento do trabalho, foram instalados 25 coletores medindo 1m² cada um, distribuídos de forma sistemática em uma área de 1 hectare, no período da estação chuvosa. No trabalho em questão, as coletas foram transportadas para o Laboratório de Restauração Ambiental (LABRA), onde foram triadas e identificadas. Foram identificadas 2030 sementes, distribuídas em 34 espécies, 29 gêneros e 31 famílias, sendo 51,67% arbóreas, 13,53 arbusto, 28,8% lianas e 6% plantas espontâneas. Obteve-se um índice de diversidade de Shannon (H') $H' = 3,22$ e um índice de equabilidade de Pielou (J') $J' = 0,91$, o que representa uma chuva de sementes com alta diversidade de espécies heterogêneas entre si. Sugere-se que a chuva de sementes da área em estudo pode ser utilizada para subsidiar os modelos de restauração da APP em estudo e de matas ciliares da região.

Palavras-chave: Restauração de mata ciliar, propágulos, dispersão.

CHUVA DE SEMENTES EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA ESTACIONAL RIBEIRINHA NO MUNICÍPIO DE DOURADOS, PARA FINS DE RESTAURAÇÃO

SILVA, A.F.¹; LINÊ, J.D.B.¹; FIGUEIREDO, F.G.¹; FERNANDES, S.S.L.¹ & PEREIRA, Z.V.¹

1- Universidade Federal da Grande Dourados. Dourados, MS, BRASIL.

adriana-bio@hotmail.com

Resumo: A chuva de sementes pode ser considerada uma importante técnica de nucleação, sendo uma ferramenta nos processos de restauração ecológica, onde as sementes que caem decorrente da dispersão propiciam o desenvolvimento e a introdução de novos indivíduos no ambiente. A instalação de coletores e a avaliação da chuva de sementes nas

comunidades vegetacionais remanescentes, próximas de áreas degradadas, proporcionam o provimento de uma diversidade de espécies e a variabilidade genética das mesmas. As sementes coletadas podem ir para canteiros de semeadura indireta ou lançadas em áreas degradadas, possibilitando a formação de núcleos através da semeadura direta. Dessa forma, esse estudo teve por objetivo conhecer a dinâmica da chuva de sementes de um fragmento de floresta estacional semidecidual ribeirinha, da Fazenda Experimental da Universidade Federal da Grande Dourados (FAECA), com o intuito de auxiliar na restauração da área de preservação permanente (APP) em estudo. O estudo foi realizado na APP da FAECA, onde foram alocados 25 coletores de 1 m², com malha de 1x1 mm, na profundidade de 50 cm, suspensos aproximadamente a 1,30 m do solo, dispersos aleatoriamente em 1 ha. As coletas foram realizadas mensalmente durante 5 meses. Na triagem, foram separados os frutos e as sementes das impurezas e identificados mediante literatura especializada. Durante os 5 meses de coleta, foram amostrados 3.305 propágulos correspondentes a 132 sementes.m⁻², sendo 890 (35,6 sementes.m⁻²) de canela-de-veado (*Helietta apiculata* Benth.) e 844 (33,8 sementes.m⁻²) de tingui (*Amorimia rigida* (A.Juss.) W.R.Anderson). A densidade de sementes na área em estudo corresponde a 22 sementes/m²/dia. A riqueza da chuva de sementes encontrada foi de 21 espécies, distribuídas em 21 gêneros e 19 famílias botânicas, com apenas 3 identificadas em nível de morfoespécie. O hábito mais abundante foi de arbóreas (66,7%), seguido de lianas (16,7%) e epífitas (4,2%). Apenas 12,5% não foram possíveis à classificação. A síndrome de dispersão mais abundante foi zoocórica (45,8%), seguida da anemocórica (29,2%), autocórica (12,5%) e sem caracterização (12,5%). O índice de diversidade de Shannon correspondeu a 2,76 nats/indivíduo e a equabilidade de Pielou a 0,86, indicando alta diversidade com baixa dominância de espécies. A presença de espécies arbóreas e zoocóricas demonstram que a chuva de sementes da área em estudo pode ser potencial para a restauração da APP da FAECA, assim como de áreas degradadas da região. (Apoio: UFGD)

Palavras-chave: Síndrome de dispersão, restauração ecológica, propágulos.

A INFLUÊNCIA DA PRECIPITAÇÃO NA DEPOSIÇÃO DA SERRAPILHEIRA EM DOIS ECOSSISTEMAS DA CAATINGA EM TRIUNFO/PE

SILVA, L.F.¹; ALMEIDA, G.V.L.¹; CAMPOS, P.R.R.¹ & SILVA, R.S.O.¹

1- Universidade Federal Rural de Pernambuco/UAST, Serra Talhada, PE, Brasil.
luzia@uast.ufrpe.br

Resumo: Com a intensa devastação da Caatinga, a produção de biomassa foi reduzida drasticamente, o que favoreceu a exposição direta dos solos, deixando-os com baixos níveis de fertilidade, que os tornam susceptíveis à degradação. A serrapilheira é a matéria orgânica depositada no solo, que fornece nutriente e reduz processos erosivos. Neste contexto, objetivou-se analisar a deposição, a decomposição (acúmulo) da serrapilheira e identificar os fatores que as interferem em dois ecossistemas da Caatinga na cidade de Triunfo-PE. Na coleta da deposição da serrapilheira foram utilizados, na área da Caatinga submontana e regeneração, 30 coletores com dimensões 0,50 m x 0,50 m x 0,10 m, com fundo de manta de nylon e malha de 1 mm de abertura, suspensos a 0,50 m da superfície do solo e distribuídos sistematicamente, em transectos, nas duas áreas. Para a coleta da serrapilheira acumulada sobre o solo, nas duas áreas, foi utilizado um quadro de madeira com dimensões de 0,50 x 0,50 m, sem fundo. Este quadro foi colocado sobre a manta orgânica e coletado todo o material até a superfície. Os materiais depositados e decompostos foram coletados a cada 30 dias, no período de fevereiro a maio de 2012, e conduzidos ao laboratório da UFRPE/UAST. Na separação das folhas, das flores, dos

frutos, das sementes, dos ramos e da miscelândia (material de origem animal e partes não identificáveis), obtiveram-se, na Caatinga submontana, depositados 9.697,33 Kg.ha⁻¹ e desse total, 1.906,27 Kg.ha⁻¹ (73%) eram folhas. A média de serrapilheira acumulada, nesta mesma área, foi 14.046,00 Kg.ha⁻¹, cujos ramos representaram a maioria do material acumulado com 4.442,53 Kg.ha⁻¹ (32%). Na área da caatinga em regeneração foram depositados 2.097,07 Kg.ha⁻¹ e desse total, 1.270,13 Kg (61%) eram folhas, enquanto que na acumulada foi de 2.621,07 Kg.ha⁻¹, onde os ramos representaram 40% de todo o material coletado, seguido de folhas, com 39%. Nos quatro meses de coleta, observou-se que a deposição massiva ocorreu quando não houve precipitação acima de 100 mm no mês anterior, pois nos meses de outubro de 2011 e fevereiro de 2012 houve precipitação de 108,7 e 106,5 mm, respectivamente, e nos três meses subsequentes a precipitação diminuiu. As frações folhas e ramos foram os principais componentes da serrapilheira total e apresentam estreita relação com a precipitação, com ápices de produção após intervalo de escassez hídrica.

Palavras-chave: Semiárido, degradação dos solos, nordeste.

POTENCIAL DO BANCO DE SEMENTES DE BORDA E INTERIOR FLORESTAL PARA RESTAURAÇÃO DE PASTAGEM ABANDONADA EM UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA NA RESERVA BIOLÓGICA DE POÇO DAS ANTAS, RJ

VIGNOLI, C.P.¹²; SARTORI, R.A.¹ & RODRIGUES, P.J.F.P.¹

1- Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ, Brasil;

2- Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro – UniRio, RJ, Brasil.

clara_vignoli@hotmail.com

Resumo: A Reserva Biológica de Poço das Antas (RBPDA) é um fragmento do bioma Mata Atlântica onde habitam populações do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia* L.). Com a ocupação e utilização antrópica da região, extensas áreas de floresta foram desmatadas. A nucleação acelera a sucessão ambiental, permitindo a utilização de mecanismos de restabelecimento da própria natureza com a mínima entrada de energia externa ao sistema, funcionando como um catalisador da regeneração natural. O objetivo do estudo foi analisar em que estágio sucessional florestal é mais eficiente, considerando o banco de sementes do solo como técnica nucleadora. Foram escolhidas uma área de borda florestal (SJ) e outra de interior (SM), marcando-se 18 parcelas de 1 m² com 5 cm de profundidade em cada área. O solo retirado juntamente com a serrapilheira foi realocado em sítios antrópicos de pastagem, com formação mamemolar. O SJ apresentou 18 indivíduos pertencentes a 7 espécies, sendo 4 de hábito arbóreo, um índice de diversidade de Shannon (H') H' = 1,79 e índice de equabilidade de Pielou (J') J' = 0,92, sendo *Trema micrantha* (L.) Blume a espécie com maior IVI (104). No SM estiveram presentes 60 indivíduos pertencentes a 5 espécies, sendo 3 arbóreas, apresentando um índice de diversidade de Shannon (H') H' = 0,82 e índice de equabilidade de Pielou (J') J' = 0,511, sendo Liana 1 a espécie com maior IVI (173). O SJ contribuiu para recuperação em diversidade e o SM contribuiu em densidade de indivíduos, porém a presença de indivíduos arbóreos foi mais significativa em SJ. Conclui-se que a escolha do período sucessional do solo para transposição deve ser efetuada de acordo com a necessidade relativa à estrutura e função do local a ser restaurado. (Apoio: Banco Mundial, Ministério da Ciência e Tecnologia, Ministério do Meio Ambiente, Probiol e Jardim Botânico do Rio de Janeiro).

Palavras-chave: Transposição de solo; nucleação; sucessão.

CATALIZAÇÃO DA CHUVA DE SEMENTES ATRAVÉS DE POLEIRO ARTIFICIAL COMO ALTERNATIVA PARA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM ÁREAS DE PASTAGEM NA RESERVA BIOLÓGICA POÇO DAS ANTAS, RJ

VIGNOLI, C.P.^{1,2}; SARTORI, R.A.¹ & RODRIGUES, P.J.F.P.¹

1- Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro; 2- Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro – UniRio, RJ, Brasil.

clara_vignoli@hotmail.com

Resumo: A Reserva Biológica Poço das Antas abriga um dos últimos remanescentes de planície costeira do bioma Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro, apresentando atualmente alterações de origem antropogênica nos processos e padrões dos ecossistemas. A nucleação apresenta-se como uma técnica eficaz e de baixo custo que se alinha com os princípios da conservação da natureza, utilizando meios que auxiliam os processos naturais com elementos do próprio ecossistema. O estudo teve como objetivo atrair dispersores através de poleiros artificiais, para gerar um incremento na chuva de sementes nos locais impactados. Os poleiros foram confeccionados com 3 varas de bambu de 5 metros de altura, unidas a 30 cm do topo, e um coletor de tela de mosquito com 1 metro de circunferência, acoplado entre as varas. Foram distribuídos 18 poleiros em pastos abandonados sobre morrote e 18 poleiros em pastos abandonados na baixada, utilizando como controle o mesmo número de coletores sem poleiro distribuídos aleatoriamente nas mesmas áreas. As sementes foram classificadas em nível de dispersão, quantificadas e identificadas. No poleiro de morrote foram recolhidas, num período de 18 meses, 254 sementes pertencentes a 24 espécies e, no poleiro de baixada, 1.185 pertencentes a 24 espécies. Nos coletores controle foram encontradas 24 sementes pertencentes a 5 espécies no pasto baixada e 21 sementes pertencentes a 3 espécies em pasto morrote. Nos coletores controle (sem poleiro), em ambas as áreas, as famílias presentes foram predominantemente anemocóricas. Por outro lado, os poleiros artificiais contribuíram de forma significativa para a recuperação nas áreas degradadas, através da atração da fauna e incrementando a chuva de sementes com espécies zoocóricas. Portanto, a técnica de nucleação utilizada catalisou novos processos de colonização das áreas degradadas (Apoio: Banco Mundial, Ministério da Ciência e Tecnologia, Ministério do Meio Ambiente, Probiol e Jardim Botânico do Rio de Janeiro).

Palavras-chave: Mata atlântica; nucleação; áreas degradadas.

AValiação DE MODELOS DE CONTROLE DE ERVAS DANINHAS EM REFLORESTAMENTO COM ESPÉCIES NATIVAS NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

SILVA, A.P.¹; RESENDE, A.S.² & LELES, P.S.S.¹

1- Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica, RJ, Brasil; 2- Embrapa Agrobiologia. Seropédica, RJ, Brasil. apsflorestal@yahoo.com.br

Resumo: As atividades de restauração florestal atualmente deparam-se com um sério problema, que diz respeito ao controle de plantas daninhas. Diante dessa dificuldade, modelos de restauração precisam ser estudados, objetivando diminuir a competição que essas plantas, principalmente gramíneas forrageiras, exercem sobre as espécies florestais implantadas e assim favorecer o desenvolvimento dessas plantas. O objetivo do trabalho foi avaliar a influência de quatro modelos adotados na condução do reflorestamento, no crescimento inicial de espé-

cies florestais nativas. O experimento foi instalado em área de encosta, ocupada por pastagem abandonada de capim braquiária, *Urochloa humidicola* (Rendle) Morrone & Zuloaga. Foram plantadas oito espécies (*Anadenanthera colubrina* var. *cebil* (Griseb.) Altschul); *Schinus terebinthifolius* Raddi; *Handroanthus chrysotrichus* (Mart.) ex DC. Mattos) Standl.; *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong.; *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub.; *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake; *Cordia superba* Cham.; *Inga laurina* (Sw.) Willd.), adotando o espaçamento 3,5 x 1,7 m. O delineamento experimental foi o de blocos casualizados, com quatro repetições, onde cada bloco foi composto por quatro parcelas, uma para cada tratamento, contendo 40 plantas (5 por espécie). As mudas, antes de serem levadas para o campo, foram padronizadas quanto à altura e diâmetro do coleto. Os tratamentos avaliados foram: T1 - consórcio com leguminosas *Canavalia ensiformes* (L.) DC. e *Cajanus cajan* (L.) Huth nas entrelinhas; T2 - capina química com glifosato; T3 - coroamento (0,5 m de raio); e T4 – coroamento e plantio de eucalipto na entrelinha. Cinco meses após o plantio, em maio de 2012, todas as mudas receberam coroamento, para então, em janeiro de 2013, implantar os tratamentos. Em junho de 2013, foi realizada a primeira mensuração da altura das plantas, com auxílio de uma vara graduada. Os tratamentos com herbicida e com leguminosas apresentaram melhores resultados. O primeiro acarretou diferença em altura, em relação ao menor valor (tratamento com coroamento), com amplitudes variando de 10 %, no caso da *I. laurina*, a 149 % para a *H. chrysotrichus*. No tratamento com leguminosas, maior diferença também foi observada para a espécie *T. chrysotricha*. Esses estudos, mesmo que preliminares, mostram que o controle químico proporcionou maiores crescimentos em altura das espécies florestais, tornando-se uma importante ferramenta nos programas de restauração florestal. O estudo encontra-se em andamento, onde serão feitas avaliações complementares. (Apoio: CAPES)

Palavras-chave: Plantas daninhas, restauração florestal, espécies arbóreas, crescimento inicial.

VIVEIRO TAMBORIL: UMA REFERÊNCIA PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA E A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

SILVA, P.F.B.¹ & BARBOSA, L.M.¹

1- Instituto de Botânica. São Paulo, SP, Brasil.

paulinipeti@hotmail.com

Resumo: O Viveiro Tamboril, unidade vinculada à Coordenação Especial de Restauração de Áreas Degradadas (CERAD) e inaugurado em junho de 2012, mantém uma coleção de espécies raras e ameaçadas de extinção, coletadas pelas equipes ligadas a projetos de florística, resgate de plantas e restauração ecológica, relacionados ao Rodoanel Mário Covas. O objetivo desta pesquisa foi o de analisar a capacidade do viveiro em multiplicar plantas, por meio do fornecimento de condições adequadas à germinação de sementes e manutenção no local, visando à sua utilização em projetos de restauração ecológica, mantendo-se a diversidade genética regional. As sementes utilizadas no experimento foram extraídas de uma amostra fecal, coletada em 25 de julho de 2012, no município de Piracaia-SP, e identificada como de lobo-guará. O material coletado foi levado para o Viveiro Tamboril, onde ficou armazenado em sacola plástica, em condições ambiente, durante 7 dias. Após esse período, beneficiaram-se 36 sementes, que foram lavadas e, posteriormente, plantadas em dois substratos diferentes: 18 na areia e 18 na terra. O recipiente com as sementes já plantadas foi mantido sob sombrite de 50% e irrigado 3 vezes ao dia. O experimento foi acompanhado diariamente, apresentando as primeiras evidências de germinação 30 dias após o plantio. No

dia 19 de outubro de 2012, foi realizado o transplante das mudas. Selecionaram-se as que apresentavam no mínimo 3 pares de folhas, totalizando 10 mudas transplantadas em tubetes com substrato comercial de vermiculita, sem quebra de torrão, e mantidas no mesmo local de germinação. Depois de transplantadas, as mudas apresentaram ótimo desenvolvimento no local, atingindo cerca de 10 cm de altura, e foram identificadas como *Solanum lycocarpum* A. St.-Hil., conhecida popularmente como lobeira. Além de servir de alimento para o lobo-guará e outros mamíferos do cerrado, a lobeira é uma espécie importante no processo de recolonização natural de clareiras e áreas perturbadas, dada sua ampla distribuição em áreas alteradas e sua dispersão por animais. O desenvolvimento e manutenção de pesquisas como esta demonstram a importância do local e das condições apropriadas (sombra, irrigação e proteção contra pragas e doenças), para a germinação das sementes até o desenvolvimento inicial das mudas. Assim, o Viveiro Tamboril assume importante papel no resgate e multiplicação de plantas, promovendo a conservação das espécies e da biodiversidade regional.

Palavras-chave: Sementes, *Solanum lycocarpum*, germinação, multiplicação de plantas.

TESTES DE VIABILIDADE DE SEMENTES DE *Tabebuia pentaphylla* (L.) Hemsl, ARMAZENADAS PARA FINS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM CERRADO DO DISTRITO FEDERAL

LIMA, P.A.F.¹; BUSSINGUER, A.P.¹; MARTINS, R.C.C.¹; ATAIDE, M.V.R.¹ & LIMA, M.F.¹

1- Universidade de Brasília (UNB). Brasília, DF, Brasil.
pedrofons@gmail.com

Resumo: O teste de condutividade elétrica baseia-se no princípio de que, com o processo de deterioração, ocorre a lixiviação dos constituintes celulares das sementes embebidas em água, devido à perda da integridade dos sistemas celulares. Desta forma, alta condutividade significa baixa qualidade da semente e baixa condutividade, ou seja, menor saída de lixiviados da semente sugere o melhor vigor desta. Os testes de condutividade elétrica e pH são feitos a partir de sementes embebidas em água, apontando a viabilidade de cada semente. Este trabalho teve como objetivo verificar a eficiência do armazenamento de *Tabebuia pentaphylla* (L.) Hemsl, a partir do teste de condutividade elétrica e pH, para a possibilidade do uso em projetos de restauração ecológica no bioma Cerrado. As sementes foram coletadas na Fazenda Água Limpa (FAL), da Universidade de Brasília, DF, em seguida armazenadas por dois anos, sob condições controladas em câmara fria, calibrada para uma temperatura aproximada de 10°C. Na avaliação da viabilidade das sementes pelo teste de condutividade elétrica e pH, foi empregado o método individual de análise, contando as sementes e em seguida colocando-as em recipientes contendo 50 ml de água destilada, para serem embebidas em câmara de temperatura constante de 25°C. O experimento foi realizado no laboratório de sementes florestais da Universidade de Brasília, DF, onde foram empregados três tratamentos: 1, 2 e 4 horas, com 10 repetições, totalizando 300 amostras, apontando o tempo de embebição mais adequado. Após as medições da condutividade elétrica das sementes, as amostras foram encaminhadas para o teste de pH, onde a avaliação de cada semente foi feita a partir do método colorimétrico, na adição de uma gota de fenolftaleína a 1% e carbonato de sódio anidro a 0,8g⁻¹. A avaliação foi em função da tonalidade de coloração. Nas amostras que apresentaram coloração rosa escura, as sementes foram computadas como viáveis; rosa – clara, sementes viáveis com a possibilidade de originarem plântulas anormais; e incolor, sementes mortas. Partindo do princípio que baixos índices de condutividade significam alto vigor das sementes, o melhor tempo de embebição foi o de 2 horas, apresentando baixos

valores de condutividade. Já na análise do pH, o tempo de 1 hora apresentou 99% de viabilidade, 2 horas apresentou 98% e 4 horas 100% de viabilidade. Desta forma, o método de armazenamento da espécie é eficiente, possibilitando realizar o armazenamento das sementes para uso futuro em projetos de restauração ecológica, no bioma Cerrado.

Palavras-chave: Restauração ecológica, viabilidade, armazenamento.

CARACTERIZAÇÃO DA CHUVA DE SEMENTES DE UM FRAGMENTO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL SITUADA NA FAZENDA COQUEIRO NO MUNICÍPIO DE DOURADOS, MS

FIGUEIREDO F.G.¹; PEREIRA, Z.V.¹; FERNANDES, S.S.L.¹; DA SILVA, E.P.¹ & FROES, C.Q.¹

1- LABRA – Laboratório de Restauração Ambiental

figueiredofabricio@hotmail.com

Resumo: Esse estudo teve por objetivo conhecer a expressão da chuva de sementes de um fragmento de floresta estacional semidecidual situado na Fazenda Coqueiro, município de Dourados, MS. Foram alocados 25 coletores de forma aleatória, com malha de 1x1mm e profundidade de 50 cm, suspensos cerca de 1,30 m do solo. As coletas foram realizadas mensalmente, por um período de 6 meses e, durante a triagem, foram separados os frutos e as sementes das impurezas e identificados mediante bibliografia especializada. Durante as coletas, foram amostrados 4.249 propágulos, resultando em uma densidade de 23,60 sementes nos 25m²/dia durante os 6 meses de estudo, correspondendo a 169,96 sementes/m², das quais 1935 (10,75 sementes/m²/dia) de mandioca (*Schefflera morototoni* (Aubl.) Maguire, Steyerf. & Frodin) Cabrera), 585 (3,25 sementes.m²/dia) de Figueira-branca (*Ficus guaranítica* Chodat) e 241 propágulos (1,33sementes.m²/dia) de cipó-timbó (*Serjania lethalis* A.St.-Hil.). As espécies mencionadas corresponderam a 64,97% da chuva de sementes. A riqueza da chuva de sementes encontrada foi de 30 espécies, distribuídas em 28 gêneros e 22 famílias botânicas, sendo destas 70% de espécies arbóreas, 23,33% de lianas, 6,67% de arbustos. Quanto à síndrome de dispersão, 50% são zoocóricas, 33,33% anemocóricas, 16,67% autocóricas ou sem caracterização. Dentre as espécies arbóreas, 50% foram de secundárias iniciais, 13% de secundárias tardias, 10% de pioneiras e 27% sem caracterização. O índice de diversidade de Shannon correspondeu a 3,23 e a equabilidade de Pielou foi de 0,92. A diversidade de chuva de sementes composta por espécies arbóreas com dispersão zoocórica indica que a área em estudo pode ser utilizada como referência para estudos voltados para restauração, como semeadura direta. (Apoio: CNPq e LABRA)

Palavras-chave: Restauração ecológica; propágulos; floresta estacional.

DESENVOLVIMENTO INICIAL DE PLÂNTULAS DE *Escobedia grandiflora* (L. f.) KUNTZE EM DIFERENTES SUBSTRATOS

TAMAKI, V.¹; KURITA, F.M.K.¹ & MEDINA, I.A.¹

1- Instituto de Botânica de São Paulo, Núcleo de Pesquisas em Plantas Ornamentais, São Paulo, SP.

vtamaki@gmail.com

Resumo: *Escobedia grandiflora* (L. f.) Kuntze, considerada “presumivelmente extinta” no estado de São Paulo, foi resgatada durante o desenvolvimento dos trabalhos da equipe de

resgate da flora do Instituto de Botânica, dentro do projeto Rodoanel Mário Covas- Trecho Norte, na cidade de Guarulhos/SP, em março de 2013. Cerca de 60 frutos foram colhidos e, a partir das sementes, iniciaram-se alguns experimentos para se tentar cultivar a espécie. O objetivo do presente trabalho foi avaliar o desenvolvimento inicial das plântulas com dois diferentes substratos: casca de *Pinus* e fibra de coco moída. As sementes foram germinadas em placas de Petri, tendo sido irrigadas a cada dois dias com água destilada, até obtenção das plântulas. Foram utilizadas 100 plântulas por tratamento, sendo distribuídas 25 plântulas em cada uma das quatro caixas tipo gerbox, para cada um dos dois tipos de substratos usados, casca de *Pinus* e fibra de coco moída. As plântulas foram adubadas semanalmente com Peters® 20:20:20 (1g.L⁻¹), foram mantidas sob fotoperíodo de 12 horas com radiação fotosinteticamente ativa de 45 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e temperatura de 26 $\pm$ 2°C. Após sessenta dias, foram avaliados a porcentagem de sobrevivência das plântulas, o comprimento da parte aérea e o número de folhas. Os resultados mostraram que as plântulas mantidas no substrato de casca de *Pinus* apresentaram a maior média de sobrevivência (34 $\pm$ 2%), quando comparado ao outro tratamento no qual a porcentagem foi de apenas 2%. Em relação ao comprimento da parte aérea e ao número de folhas, as plântulas crescidas em casca de *Pinus* tiveram a maior média de comprimento (1,0 $\pm$ 0,1 cm), porém não se observaram diferenças no número de folhas. Portanto, estes resultados sugerem que a casca de *Pinus* é o substrato mais adequado para o desenvolvimento inicial das plântulas do que a fibra de coco moída. (Órgão financiador: Instituto de Botânica e DERSA)

Palavras-chave: Ameaçada de extinção, crescimento, resgate da flora.

SELEÇÃO DE ESPÉCIES POTENCIAIS PARA CONTROLE DE EROSÃO E RESTAURAÇÃO DE MARGENS DE CORPOS HÍDRICOS

HIROSE, A.T.¹& KAGEYAMA, P.Y.²

1- PPGI Ecologia Aplicada ESALQ-CENA (USP). Piracicaba, SP, Brasil; 2- LCF - ESALQ (USP). Piracicaba, SP, Brasil.
alicehirose10@gmail.com

Resumo: A remoção da cobertura vegetal nativa, o tipo de uso, ocupação e manejo inadequados do solo, além do represamento do rio Paraná devido à construção da UHE Engº Sérgio Motta (Porto Primavera), num contexto desfavorável do meio físico, vêm causando contínua degradação ambiental, com processos erosivos múltiplos na bacia do alto Paraná. Considerando-se a escassez de metodologias específicas no Brasil, o presente estudo teve como objetivos propor critérios de seleção de espécies e avaliar preliminarmente o potencial de contribuição de hábitos distintos em práticas de controle de erosão e restauração de margens de corpos hídricos. Foram realizadas expedições a campo para observações e descrição das espécies quanto às condições do ambiente de ocorrência, disponibilidade hídrica, características morfológicas, hábitos de crescimento, bem como coleta de material botânico para identificação taxonômica. As buscas foram realizadas ao longo das margens do rio Paraná e reservatório de Porto Primavera, afluentes navegáveis e ilhas, remanescentes de mata ciliar/galeria, mata em regeneração e formações de várzea. Dentre os 43 táxons identificados: 35 foram classificados como nativos, 20 ocorreram em ambiente não alagável, de solos com boa drenagem, e outros 22 em locais sujeitos a alagamentos sazonais, sendo 11 com a base do caule submersa; 27 indicaram potencial de contribuir para a proteção de diques marginais contra processos erosivos de origem pluvial, sendo 26 por meio de recobrimento vegetal adensado e 1 por meio de revestimento do solo; outros 13 indicaram potencial para a proteção da base e bordas de diques marginais, contra processos erosivos de origem fluvial e também pluvial, por meio de barreiras vegetais

em combinação com os demais tipos. Dentre as 10 gramíneas e afins, 9 indicaram potencial para a proteção do solo e controle de erosão. Cerca de 22 táxons abrangendo subarbusivas, arbustivas, arbustivo-arbóreas e trepadeiras indicaram potencial para proteger o solo contra a erosão e ao mesmo tempo contribuir para a restauração, por fornecerem recursos para a fauna. O mesmo foi verificado para 10 das 11 leguminosas que, inclusive, indicaram potencial para recuperação do solo, pela confirmação da capacidade nodulífera. Os resultados foram distintos entre diferentes hábitos, grupos e espécies, requerendo estudos em nível populacional e consorciação entre espécies. (Apoio: CESP)

Palavras-chave: Critérios de seleção de espécies; ambiente de ocorrência; hábito de crescimento e morfologia; recuperação do solo; interação com a fauna.

CARACTERIZAÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DA MATA CILIAR DO RIO APA

SILVA, E.P.; LINÊ, J.D.B.¹; FIGUEIREDO, F.G.¹; CLEMENTINO, J.A.¹; FERNANDES, S.S.L.¹ & PEREIRA, Z.V.¹.

1- Laboratório de Restauração Ambiental (LABRA) - Dourados, MS, Brasil.
emersonsilva@ufgd.edu.br

Resumo: Em evidência no cenário da restauração ecológica, a utilização do banco de sementes vem sendo estudada, sobretudo em áreas que sofrem perturbações, de forma a avaliar o potencial desta técnica na restauração da área degradada. O banco de sementes é tido como um estoque de sementes viáveis existente no solo e continuamente enriquecido pela chuva de sementes local. Mesmo após perturbações como o desflorestamento sem destruir o potencial de germinação das espécies estocadas na camada fértil do solo, este estoque pode ser manejado de forma a induzir a germinação das sementes. Este trabalho foi desenvolvido em um trecho da Área de Preservação Permanente (APP) do rio Apa, município de Ponta Porã, Mato Grosso do Sul. Foram realizadas 2 coletas, uma na estação chuvosa e outra na estação seca. Em cada uma das coletas foram retiradas 60 amostras de solo, perfazendo um total de 120 (cento e vinte) amostras. As amostras foram retiradas de forma aleatória, utilizando-se um gabarito quadrado de 20 x 20 cm e profundidade de 5 cm, lançado ao acaso na área. Na avaliação foi possível identificar 1055 indivíduos distribuídos em 51 espécies e 21 famílias. O índice de Shannon Winer (H') H' foi de 2.778, enquanto a equabilidade de Pielou (J') J' foi de 0.707. O alto grau de antropização do local de estudo refletiu diretamente nas espécies encontradas no local, desta forma as três espécies mais representativas foram *Cynodon dactylon* (L.) Pers. com 224 indivíduos, *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster com, 192 indivíduos, e *Cyperus aggregatus* (Willd.) Endl. com 140 indivíduos. A espécie arbórea com maior representação foi a *Cecropia pachystachya* Trécul, com 25 indivíduos. Desta forma, é possível concluir que o potencial de regeneração do banco de sementes está altamente prejudicado nesta vegetação ciliar. Em se tratando de uma APP, faz-se necessária uma imediata interferência, com a finalidade de restaurar os processos ecológicos desta área.

Palavras-chave: Restauração ecológica, áreas degradadas, mata de galeria.

Escobedia grandiflora (L. f.) Kuntze – GERMINAÇÃO DE SEMENTES RESGATADAS NA ÁREA DO RODOANEL Mário covas – TRECHO NORTE

ASPerti, L.M.¹ & SANTOS, M.R.O.²

1- Instituto de Botânica, São Paulo, SP; 2- Instituto Florestal, São Paulo, SP.
lilian.asperti@gmail.com

Resumo: O Cerrado é um dos *hot spots* para a conservação da biodiversidade mundial, com muitas espécies ameaçadas de extinção. *Escobedia grandiflora* (L. f.) Kuntze, Orobanchaceae, é um subarbusto que ocorre no Brasil, do MT ao RS, em áreas abertas, campos de altitude, campo limpo, campo rupestre e cerrado *lato sensu*. Conhecida como açafraão-do-cerrado, suas raízes são usadas como corante e aromatizante em alimentos. Na lista oficial das espécies vegetais ameaçadas (Resolução SMA 48/2004, São Paulo), *E. grandiflora* consta como espécie de Cerrado “presumivelmente extinta” no estado de São Paulo. Apesar de bastante utilizada na região Centro-Oeste como condimento, não há trabalhos quanto à sua produção. Temperaturas inadequadas e excesso ou deficiência hídrica podem afetar adversamente a germinação e o estabelecimento das plântulas. Este trabalho objetivou obter informações quanto às condições mais adequadas para germinação de sementes de *E. grandiflora*, tais como temperatura, luminosidade e disponibilidade hídrica, visando a subsidiar sua propagação. Os frutos foram coletados de plantas encontradas em área antropizada de vegetação remanescente de Cerrado (campo sujo), bairro Cabuçu, Guarulhos, SP, pertencente ao Trecho Norte do Rodoanel Mário Covas. Foram realizados testes de laboratório: teor de água das sementes (4x400, 105°C/24h); germinação em diferentes temperaturas (20, 25, 30 e 35°C); condições de luminosidade: 12 h e ausência de luz (4x100, sobre papel); e diferentes disponibilidades hídricas (utilizando 5ml de água ou soluções com duas concentrações de PEG 6000 (-0,4 e -0,8MPa). Os parâmetros analisados foram taxas de germinação, plântulas normais e anormais, número de sementes mortas e índice de velocidade de germinação. Os melhores resultados para a velocidade de germinação e plântulas normais foram obtidos a 25°C, em água, 12h de luz. A temperatura mostrou-se determinante para a germinação, pois sua diminuição (20°C) influiu negativamente e sua elevação acarretou aumento de plântulas anormais, ou germinação praticamente nula, mesmo resultado obtido nos tratamentos com menor disponibilidade hídrica. A ausência de luz é fator limitante para a germinação de sementes de *E. grandiflora*, indicando serem fotoblásticas positivas. Essa seletividade quanto ao microclima pode estar relacionada à sua condição de espécie considerada extinta no estado de São Paulo. (Apoio: Instituto de Botânica/Dersa)

Palavras-chave: Açafraão-do-cerrado, Orobanchaceae, ameaçada de extinção.

MONITORAMENTO DA REGENERAÇÃO NATURAL DA FLORESTA OMBRÓFILA DENSA SUBMONTANA APÓS O CORTE E ABANDONO PELA BANANICULTURA NA REGIÃO DA JURÉIA, VALE DO RIBEIRA, SP

MOURA, C.¹; LIBORIO, L.C.¹; ARZOLLA, F.A.R.D.P.¹; VILELA, F.E.S.P.¹; PAULA, G.C.R.¹; COFFANINUNES, J.V.² & WEISSENBERG-BATISTA, E.W.³

1- Instituto Florestal. DRPE, São Paulo, SP, Brasil; 2-UNESP. Registro, SP, Brasil; 3- Faculdades Integradas do Vale do Ribeira. Registro, SP, Brasil.

claudio.moura@bol.com.br

Resumo: Uma das grandes dificuldades da prática de monitoramento sistemático da restauração florestal refere-se à falta de consenso na literatura científica em relação aos indicadores mais adequados para a avaliação do sucesso dessa atividade e, conseqüentemente, dos ganhos ambientais. O abandono tem sido considerado uma estratégia de longo prazo que conduz ao desenvolvimento de uma floresta secundária que permite o restabelecimento de algumas funções da floresta, tal como a absorção de água no solo, a captação do carbono atmosférico e transferência de nutrientes do solo para a biomassa, além de ficarem menos suscetíveis à erosão. A Estação Ecológica de Juréia-Itatins (EEJI), criada pela Lei nº 5.649/87, com 79.270 hec-

tares, caracteriza-se como uma das áreas melhor protegidas e preservadas da Mata Atlântica do Brasil. Entre 2004 a 2006, a EEJI sofreu vários desmatamentos para a implantação de banais e, após alguns anos, vários deles foram abandonados. Este trabalho apresenta os resultados preliminares do monitoramento da regeneração natural da vegetação em uma área de 4,27 ha, de Floresta Ombrófila Densa Submontana suprimida para a introdução da bananicultura no interior da EEJI, subdividida em duas porções, de 2,39 ha (Área 1) e 1,88 ha (Área 2), abandonadas por sete e cinco anos, respectivamente, submetidas à mesma forma de degradação (bosqueamento, queima, plantio da bananeira *Musa* sp. e corte da floresta). Na Área 1 foram amostradas 26 espécies arbustivo-arbóreas, das quais 11 espécies são pioneiras (42,31%), seis secundárias iniciais (23,08%), três secundárias tardias (11,54%), quatro de sub-bosque (15,38%) e duas (7,69%) clímax. Já na Área 2, foram identificadas 26 espécies arbustivo-arbóreas, sendo 11 pioneiras (42,31%), 11 secundárias (42,31%), das quais seis secundárias iniciais (23,08%) e duas são secundárias tardias (7,69%), e quatro espécies são arbustos de sub-bosque (15,38%). Nessas duas áreas, a síndrome de dispersão predominante foi a zoocoria (61,53% e 53,85%, respectivamente). Como as áreas degradadas são circundadas por remanescentes da floresta nativa da EEJI, isto tem favorecido a regeneração natural pelas fontes de propágulos existentes no entorno, assim como por sua fauna dispersora. Em curto prazo, avaliaremos a capacidade da bananeira *Musa* sp. permanecer no ambiente, mesmo sem tratos culturais e sombreadas no sub-bosque de uma floresta regenerante em franco desenvolvimento.

Palavras-chave: Restauração ecológica, sucessão secundária, Unidade de Conservação.

ESTÁDIO INICIAL DE SUCESSÃO EM FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL: IMPLICAÇÕES PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

CIELO-FILHO, R.¹; SOUZA, J.A.D.¹ & FRANCO, G.A.D.C.¹

1- Instituto Florestal. São Paulo, SP, Brasil.
roque@if.sp.gov.br

Resumo: Projetos de recuperação florestal no estado de São Paulo devem atender a um conjunto de normas legais. Contudo, questiona-se a coerência dessas normas com mecanismos que atuam na organização das comunidades vegetais. Neste trabalho, apresentamos uma abordagem para o desenvolvimento de modelos de recuperação que visa a atender às metas legais e incorporar mecanismos ecológicos presumivelmente importantes na recuperação florestal baseada no plantio de mudas. Para isso, desenvolvemos um modelo básico de recuperação a partir de informações obtidas em um estudo fitossociológico da vegetação em estágio inicial de sucessão secundária na Floresta Estadual de Avaré – SP, no qual foram registradas 64 espécies florestais. O modelo deixou de atender a quatro das oito metas definidas pela Resolução SMA 08/2008. Um estudo florístico da mesma vegetação registrou 87 espécies, permitindo a adequação do modelo, quanto ao número de espécies (80). Como não foram encontradas espécies ameaçadas na vegetação estudada, foi preciso recorrer a fontes externas para se obter um mínimo de 5% de tais espécies. O percentual de espécies com menos de 12 indivíduos (74%) foi reduzido com ajustes na abundância das espécies, ficando abaixo do valor máximo de 10% preconizado pela legislação. Esses ajustes também permitiram aumentar o percentual de indivíduos de espécies não-pioneiras (34%), atingindo a meta legal (40-60%). Assim, obteve-se um modelo recomendado para a recuperação florestal em sítios vizinhos à área de estudo, com condições abióticas similares. Nessa abordagem, os estudos florístico e fitossociológico auxiliaram na definição das espécies a serem plantadas e o último permitiu definir a densidade das espécies. Em futuras edições da resolução, a meta referente ao uso de espécies ameaçadas

poderia ser abolida. Em relação ao percentual de indivíduos de espécies não-pioneiras, nossos dados permitiriam sugerir uma redução do limite mínimo, mas tal alteração poderia constituir um risco de estagnação do processo sucessional em áreas com restrições no banco e, especialmente, na chuva de sementes. Restrições no afluxo de pólen e sementes podem comprometer a reprodução de espécies autoincompatíveis raras, portanto, não se recomenda uma alteração na meta referente ao percentual máximo de espécies com menos de 12 indivíduos. A meta referente ao número mínimo de 80 espécies recebeu respaldo empírico, considerando os dados florísticos e fitossociológicos em conjunto. (Apoio: CNPq)

Palavras-chave: Legislação ambiental, regeneração natural, restauração ecológica, sucessão secundária.

INFLUÊNCIA DO MANEJO SILVICULTURAL INTENSIVO NA REGENERAÇÃO NATURAL DE ESPÉCIES NATIVAS NO SUB-BOQUE EM PLANTIOS DE RESTAURAÇÃO

MOREIRA, G.G.¹; BRANCALION, P. H. S. ¹; CAMPOE, O.C. ²; LEMOS, C.C.Z. & STAPE, J.L.⁴

1- Autores, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” - ESALQ/USP; 2- Co-Autor, Instituto de Pesquisas Florestais - IPEF; 3- Co-Autora, International Paper do Brasil, 4- Co-Autor, North Carolina State University (NCSU-USA).
gabriela.goncalves.moreira@gmail.com

Resumo: Devido à reduzida resiliência das áreas degradadas, os reflorestamentos de espécies nativas constituem hoje o principal método de restauração florestal empregado em paisagens antropizadas. Nesse tipo de reflorestamento, técnicas de manejo intensivo e favorecimento da ocupação inicial da área pelas espécies plantadas têm se mostrado eficientes para estabelecer povoamentos florestais em áreas degradadas. Contudo, para que a restauração ecológica seja bem sucedida, é preciso que essas alternativas de favorecimento desses reflorestamentos não limitem a regeneração de espécies nativas no sub-bosque. Nesse contexto, esse trabalho tem como objetivo avaliar se, e eventualmente como, o manejo silvicultural intensivo influencia a regeneração natural de espécies nativas no sub-bosque. O projeto foi realizado em um plantio de restauração com vinte espécies nativas, instalado em março de 2004 na Estação Experimental do Departamento de Ciências Florestais da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz-ESALQ/USP, em Anhembi-SP. Foi testado, em esquema fatorial e delineamento em blocos ao acaso, o efeito da maior densidade de plantio, maior proporção de pioneiras, e intensidade de manejo (adubação e controle de plantas daninhas). Foram instaladas oito sub-parcelas de 3 x 3 m em cada parcela experimental efetiva (10% da área da parcela efetiva), nas quais foram avaliados, na estação seca e chuvosa, todos os indivíduos com altura superior a 50 cm presentes na regeneração. Em relação aos resultados, a média da riqueza encontrada na época chuvosa (8 anos) foi de 2,37 para o manejo usual, enquanto no manejo máximo, 4,62; a densidade de indivíduos com o manejo usual foi de 6,63, já com o manejo intensivo, o valor foi de 48. Na época seca (8,5 anos), em relação à densidade, foi encontrado o valor de 9,50 no manejo usual, contra os 38,88 no manejo intensivo; levando em consideração a riqueza, o valor encontrado foi de 3,25 para o primeiro manejo e 4,62 para o segundo. Já na terceira época avaliada, novamente chuvosa (aos 9 anos), observou-se o valor de 17,19 para densidade e 3,94 para riqueza, no manejo com menor tratamento silvicultural, e 88,69 para a densidade e 10,18 para riqueza, para o manejo com maior tratamento silvicultural. Esses resultados obtidos mostram que o fator manejo apresentou uma diferença significativa entre o tratamento usual e máximo, indicando que o manejo silvicultural intensivo favorece a riqueza e densidade da regeneração natural do sub-bosque de uma floresta restaurada. Com base no exposto, conclui-se que o manejo intensivo em plantios de restauração, com destaque para o tratamento silvicultural do plantio (maior adubação e con-

trole de competidores por maior período), influencia positivamente a regeneração natural de espécies nativas no sub-bosque. (Agência financiadora do projeto: FAPESP)

Palavras-chave: Densidade, riqueza, adubação, mato competição, cobertura de gramináceas.

EFEITO ALELOPÁTICO DAS SEMENTES DE *Sesbania virgata* (Cav.) Pers. SOBRE A GERMINAÇÃO DAS SEMENTES DE ESPÉCIES NATIVAS UTILIZADAS NA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS

VERONESI, M.B.¹; SIMÕES, K.¹; SANTOS JUNIOR, N.A.² & BRAGA, M.R.¹

1- Núcleo de Pesquisa em Fisiologia e Bioquímica - Instituto de Botânica, São Paulo, SP, Brasil; 2- Núcleo de Pesquisa em Sementes - Instituto de Botânica. São Paulo, SP, Brasil.

bragamr@hotmail.com

Resumo: *Sesbania virgata* Cav. Pers., nativa da América do Sul, tem sido amplamente utilizada na restauração de áreas mineradas, principalmente como espécie pioneira para uma cobertura inicial do solo. Apesar de muito importante, entre outros fatores por se desenvolver mesmo em solos pobres, tem se observado que forma populações muito adensadas, chegando a inibir o processo de sucessão ecológica, o que sugeriria uma ação alelopática. Estes fatores fizeram com que o grupo de pesquisa do IBt se dedicasse a vários estudos no sentido de elucidar este comportamento. Diante disso, este trabalho teve como objetivo avaliar a tolerância de espécies que co-ocorrem com *S. virgata* aos aleloquímicos exsudados por ela. Para isso, foram avaliados efeitos dos exsudados sobre o metabolismo de carboidratos durante a germinação de sementes *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong. (tamboril) e *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. (canafístula), espécies nativas de matas ciliares. As sementes foram escarificadas mecanicamente e germinadas em caixas Gerbox em água destilada, contendo 0,1% (v/v) de Derosal® durante 5 dias. Ao lado de cada espécie nativa foi depositada uma semente de *S. virgata*, caracterizando a co-germinação. Coletas foram realizadas diariamente e o material foi seco em estufa a 60°C e utilizado para análises de carboidratos solúveis e amido. Foram observadas alterações morfológicas no comprimento e diâmetro da radícula de tamboril ao longo dos 5 dias, a partir do início da embebição. Foi observado atraso na mobilização dos carboidratos solúveis de tamboril aos 3 dias, sendo detectados maiores teores de oligossacarídeos da série da rafinose no tratamento co-germinação. Também houve atraso na mobilização do amido aos 5 dias de embebição, quando sementes de tamboril foram co-germinadas com *S. virgata*. Para canafístula não foram observadas diferenças nos parâmetros biométricos na co-germinação com *S. virgata*, porém houve redução nos teores de açúcares redutores aos 4 e 5 dias em relação às sementes controle. Os dados obtidos demonstram que mesmo espécies co-ocorrentes com *S. virgata* são influenciadas pelos aleloquímicos exsudados por ela. (Apoio: FAPESP e CNPq)

Palavras-chave: Alelopatia, mata ciliar, restauração de áreas degradadas.

PLANO DE REVEGETAÇÃO E ESTABILIZAÇÃO DAS DUNAS EXISTENTES NO PARQUE ESTADUAL DE ITAÚNAS, ESPÍRITO SANTO, BRASIL

PINTO, F.P.¹ & COSTALONGA, S.A.¹

1- Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, ES, Brasil.

fpinto@iema.es.gov.br

Resumo: O Parque Estadual de Itaúnas (PEI) é uma unidade de conservação de proteção integral, localizada no litoral do extremo norte do ES, possuindo 3.480 hectares formados pelos ecossistemas de alagado, mata de tabuleiro, mangue, rio e restinga. Nesta última, ocorreu uma degradação significativa em 21,70 ha de dunas, afetando a dinâmica de mobilização da areia, o que vem causando impactos ambientais e socioeconômicos. Objetivando sanar esses problemas e preservar os ecossistemas presentes no parque, foi implantado o Projeto de Recuperação das Dunas, cuja primeira fase ocorreu entre os anos de 2010 e 2011, visando à restauração de 0,6 ha; em 2012 teve início a segunda fase, cujo objetivo é restaurar 1,7 ha, sendo que, até o momento, foi executado 0,13 ha. A metodologia inovadora para ambas as etapas consistiu de: implantação de uma cerca quebra-vento para conter o avanço da areia e proteger as mudas da ação do vento; recobrimento de 100% do solo com coco triturado, de forma a manter sua umidade, minimizando a variação térmica, além de fornecer matéria orgânica por um período prolongado; e a utilização de polímero hidroretentor de acrilamida (hidrogel). As mudas foram plantadas com espaçamento 1x1m e na primeira fase consistiram de 6500 mudas distribuídas em 15 espécies; para a segunda fase, utilizaram-se apenas as espécies que tiveram maior sucesso no recobrimento da área na etapa anterior, *Dalbergia ecastaphyllum* (L.) Taub. e *Ipomoea pes-caprae* (L.) R.Br., prevendo-se uma ação de enriquecimento posterior. O índice de sobrevivência para a primeira fase foi de 65%, sendo que a mortalidade foi devida ao soterramento por areia, excesso de insolação e herbivoria; já o índice de sobrevivência da segunda etapa foi de 95%. Após 7 meses, as espécies nativas plantadas já recobrem cerca de 40% da área da segunda etapa e em ambas as áreas é possível observar a ocorrência de regeneração natural, com o surgimento de novas espécies. Diante disso, percebe-se que o conjunto de técnicas e a seleção de espécies mais resistentes às condições inóspitas do local proporcionaram um excelente resultado. Nos próximos anos será concluída a segunda etapa e a área do projeto será ampliada, de forma a totalizar 08 hectares de revegetação para estabilização das dunas.

Palavras-chave: Restauração ecológica, unidades de conservação, cerca quebra-vento, coco triturado.

POLEIROS ARTIFICIAIS COMO FERRAMENTA DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE DA FAZENDA EXPERIMENTAL DA UFGD

ABREU, T.S.S.¹; PEREIRA, Z.V.¹; FERNANDES, S.S.L.²; ABREU, A.C.G.¹; ZOCCA, C.R.¹; REIS, P.S.¹ & FIGUEIREDO, F.G.¹

1- Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais, Universidade Federal da Grande Dourados. Dourados, MS, Brasil; 2- Universidade Estadual do Mato Grosso do Sul. Dourados, MS, Brasil.

thali_abreu@yahoo.com.br

Resumo: A capacidade nucleadora de indivíduos arbóreos remanescentes em áreas abandonadas após uso na agricultura ou em pastagens mostrou que os mesmos atraem pássaros e morcegos que procuram proteção, repouso e alimentos. Estes animais propiciam o transporte de sementes de espécies mais avançadas na sucessão, contribuindo para o aumento do ritmo sucessional de comunidades florestais secundárias. Os poleiros artificiais são estruturas que representam os galhos das árvores, no sentido de proporcionar locais para animais pousarem e forragearem suas presas. O objetivo desta técnica é incrementar o número de propágulos levados à área degradada por meio de animais dispersores, tais como aves e morcegos, que fazem uso dos poleiros e, com isso, observar o estabelecimento de núcleos de diversidade de sementes e plântulas. O estudo foi realizado próximo à borda da APP da Fazenda Experimental da UFGD, onde foram instalados 75 poleiros artificiais de bambu com 2 metros de altura e com duas estruturas para o pouso das aves em forma de

X. Os tratamentos foram: T1 (apenas poleiros-testemunha), T2 (poleiros com coletores), T3 (poleiros com galharia), T4 (poleiros com oferta de alimento) e T5 (poleiros com galharia mais oferta de alimento), com 15 repetições cada. Com avaliações quinzenais, observou-se que a presença de aves passou a ser mais frequente no T2. Com 5 meses de observação, foram encontrados em todos os tratamentos uma riqueza de 9 famílias, 13 gêneros e 13 espécies. Classificando quanto a síndrome de dispersão, apenas 2 destas espécies são anemocóricas (*Gochnatia polymorpha* (Less.) Cabrera - candeia e *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster - Capim braquiária), totalizando 3318 indivíduos; as espécies que mais se destacaram dentre as zoocóricas foram *Cecropia pachystachya* Trécul – embaúba, com 2563 indivíduos, e *Trema micrantha* (L.) Blume – candiúva, com 525 indivíduos. Percebe-se a influência da fauna dispersora, especialmente aves, no incremento do número de propágulos levados à área degradada, elevando assim a probabilidade de estabelecimento de plântulas e a formação de núcleos de diversidade. Estudos dessa natureza são fundamentais para compreensão dos processos de sucessão ecológica, podendo fornecer subsídios para gestão de projetos de restauração de áreas degradadas da região. (Apoio: CNPq)

Palavras-chave: Restauração ecológica, propágulos, técnicas de nucleação.

SEMENTES RECALCITRANTES REALMENTE EXISTEM?

BARBEDO, C.J.¹; CENTENO, D.C.²; FIGUEIREDO-RIBEIRO, R.C.L.F.¹

1- Instituto de Botânica. São Paulo, SP, Brasil; 2- Universidade Federal do ABC.
claudio.barbedo@pesquisador.cnpq.br

Resumo: Na década de 70, as sementes foram divididas em recalcitrantes e ortodoxas. Na década de 80, foi necessário criar a categoria das intermediárias e, a partir de 90, um gradiente entre as categorias ortodoxas e recalcitrantes tem sido considerado por vários autores. Atualmente, os termos “ortodoxa” e “recalcitrante” são apropriados apenas para fins tecnológicos, não para estudos científicos. As diferenças entre sementes recalcitrantes e ortodoxas parecem residir apenas no estágio de maturidade no qual se desprendem da planta mãe, as recalcitrantes em uma fase muito imatura. Isto implica que pouco progresso deve ser esperado para expandir a capacidade de armazenamento com a aplicação de qualquer tipo de tratamento após a colheita dessas sementes “recalcitrantes”. Esforços devem ser voltados a ampliar o período de maturação das sementes, mantendo-as ligadas à planta-mãe até que o processo de maturação tenha sido concluído. São propostas equações que descrevem a diversidade de respostas das sementes das diferentes espécies, baseando-se no teor de água das sementes no momento de seu desligamento da planta-mãe. Isso permite que se estimem a tolerância à dessecação e a longevidade das sementes em armazenamento. (Apoio: FAPESP, CNPq)

Palavras-chave: Armazenamento, conservação, maturação, tolerância à dessecação.

AValiação DA EFICIÊNCIA DO APOrTE DE SEMENTES EM DIFERENTES TIPOS DE POLEIROS ARTIFICIAIS, TUNAS DO PARANÁ – PR

ABDALLA, S.E.¹; VIEIRA, R.S.²; AMARAL, W.³ & DUNAISKI JR., A.⁴

1- Bióloga, Companhia Paranaense de Energia – COPEL; 2- Biólogo, graduando em Engenharia Florestal – UFPR; 3- Biólogo, Msc., doutorando em Agronomia – UFPR; 4- Biólogo, Msc., doutorando em Engenharia Florestal – UFPR.
sandra.abdalla@copel.com

Resumo: O impacto das atividades humanas sobre o meio ambiente reflete-se no crescente aumento do número de paisagens fragmentadas, levando a taxas alarmantes de perda de biodiversidade e ao empobrecimento dos recursos genéticos. Como estas áreas geralmente não apresentam conexão com outros remanescentes vegetacionais, o processo natural de sucessão torna-se dificultado, justificando a intervenção antrópica por meio de técnicas de restauração ecológica. Desta forma, a utilização de técnicas de nucleação representa uma das melhores formas de acelerar o processo de sucessão em áreas degradadas, propiciando a ocorrência de interações interespecíficas, além de permitir um aumento na probabilidade de ocupação destes ambientes por outras espécies. Com base nisso, este trabalho teve como objetivos avaliar a eficiência no aporte de sementes de três tipos de poleiros artificiais, em uma área degradada no município de Tunas do Paraná – PR. Para isso utilizou-se o delineamento experimental inteiramente casualizado, sendo distribuídos aleatoriamente, na área de estudo, cinco blocos com quatro tratamentos cada (T1: poleiro seco, T2: poleiro vivo, T3: cabo aéreo e T4: testemunha). Ao todo foram contabilizadas 23.749 sementes, correspondentes a 73 espécies integrantes a 20 famílias botânicas. A família mais representativa foi Asteraceae (49%), seguida por Poaceae (32%) e Lythraceae (4%). Deste total, apenas 9% apresentaram síndrome de dispersão zoocórica, sendo o restante classificado como anemocórica (69%) e autocórica (22%). Apesar de não apresentarem diferenças significativas quanto ao número total de sementes, a eficiência dos poleiros T1 e T2 puderam ser comprovadas através do número de espécies zoocóricas encontradas (17 e 15 respectivamente), diferindo significativamente ($p < 0,01$) dos tratamentos T3 e T4. Para o T3 verificou-se a ocorrência de apenas uma espécie zoocórica, sendo inclusive este valor inferior ao encontrado na testemunha (4 espécies), do qual não apresentou diferença estatística ($p > 0,05$). Os poleiros seco e vivo mostraram-se mais eficientes que o cabo aéreo, podendo este último ter sido influenciado pelo pequeno diâmetro do cabo utilizado (0,4 cm). A contribuição de poleiros artificiais para o aporte de sementes foi comprovada neste estudo, porém, para a verificação da real eficiência desta técnica na restauração de áreas, recomenda-se a realização de investigações que abordem a sobrevivência dos propágulos no campo. (Apoio: Faculdades Integradas “Espírita”)

Palavras-chave: Nucleação, restauração ecológica.

CRITÉRIOS PARA INDICAÇÃO DE ESPÉCIES ALICERCE PARA A RESTAURAÇÃO FLORESTAL NO ESTADO DE SÃO PAULO

FRISON, S.¹; ENGEL, V.L.^{1,3} & DURIGAN G.^{2,3}

1- Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP), Pós-Graduação – Ciência Florestal, Botucatu, SP, Brasil; 2- Instituto Florestal, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Assis-SP, Brasil; 3- Bolsistas de produtividade em pesquisa do CNPq.

sergiannefrison@hotmail.com

Resumo: A escolha correta de espécies para projetos de restauração florestal é o primeiro desafio para assegurar o êxito das iniciativas. As espécies inicialmente introduzidas no novo ecossistema devem reunir um conjunto de atributos que sirvam como alicerce para uma estrutura e funcionamento iniciais. Tais espécies devem ser capazes de catalisar os elementos necessários de uma trajetória de desenvolvimento normal dos processos e funções do ecossistema em formação. Inspirado no método de restauração *framework species*, desenvolvemos um protocolo de avaliação de espécies alicerce potenciais, baseado nos atributos ecológicos de espécies arbóreas, processos ecológicos e sua importância para restauração florestal. A escolha dos atributos fundamentou-se no conhecimento científico teórico sobre ecologia de comunidade

des e sucessão e no conhecimento sobre as espécies. O protocolo consiste na investigação de atributos como porte, arquitetura da copa, ritmo de crescimento, fixação de nitrogênio, potencial de regeneração, desenvolvimento a plena luz, época da primeira reprodução, síndromes de dispersão e polinização e período de floração e frutificação. A avaliação do potencial alicerce das espécies baseia-se na atribuição de pesos aos atributos e notas às suas categorias correlatas, fundamentadas no seu papel esperado na restauração florestal, tais como: formação rápida de dossel, atração da fauna, favorecimento da regeneração, rápida colonização da área e disseminação por áreas extensas. O protocolo pode ser adaptado a condições ambientais distintas, modificando-se o peso dos atributos conforme os filtros ecológicos mais atuantes em cada situação, levando-se em consideração o estado de degradação do ecossistema e as causas dos distúrbios. Os pesos dos atributos também podem ser modificados em função do objetivo da restauração. Além disso, o protocolo deve ser aplicado ao maior número possível de espécies no contexto regional, na busca de um grupo ideal para cada situação ambiental. A utilização do método de seleção de espécies alicerce potenciais tem por finalidade permitir uma escolha mais assertiva quanto ao conjunto de espécies a ser utilizado na restauração florestal, tendo em vista o conhecimento científico da relação entre processos ecológicos, atributos e sua importância para a construção das comunidades. (Apoio: CAPES e CNPq)

Palavras-chave: Atributos ecológicos, espécies arbóreas, *Framework Species Method*, restauração ecológica.

SELEÇÃO DE ESPÉCIES ALICERCE POTENCIAIS PARA A RESTAURAÇÃO FLORESTAL NO ESTADO DE SÃO PAULO

FRISON, S.¹; ENGEL, V.L.¹ & DURIGAN G.²

1- Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP), Pós-Graduação – Ciência Florestal, Botucatu, SP, Brasil; 2- Instituto Florestal, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Assis-SP, Brasil; 3- Bolsistas de produtividade em pesquisa do CNPq.

sergiannefrison@hotmail.com

Resumo: O conhecimento prévio da função ecológica das espécies, bem como das condições ambientais locais, podem direcionar a seleção de espécies que respondem a distúrbios de maneiras diferentes e que sejam mais aptas a se estabelecerem em condições ambientais distintas. Para a restauração florestal, alguns autores defendem que a escolha de um número pequeno de espécies, cujo desempenho e função possam desencadear rápida recobertura do terreno e restabelecer processos ecológicos fundamentais, pode ser mais eficiente que uma alta diversidade de espécies. Este grupo pode ser denominado como espécies alicerce da restauração. Investigamos o potencial alicerce para a restauração de espécies características de três formações florestais do estado de São Paulo – o Cerradão, a Floresta Estacional Semidecidual e a Floresta Ombrófila Densa. Desenvolvemos um protocolo de avaliação baseado em atributos funcionais desejáveis para a restauração. A escolha dos atributos ecológicos baseou-se no conhecimento científico teórico sobre ecologia de comunidades e sucessão e no conhecimento sobre as espécies. A atribuição de pesos aos atributos e notas de suas respectivas categorias foi feita com base nos papéis esperados das espécies alicerce na restauração florestal, tais como, formação rápida de dossel, atração da fauna, favorecimento da regeneração, rápida colonização da área, disseminação por áreas extensas. Ao todo, onze atributos ecológicos compuseram o protocolo aplicado às espécies mais representativas de cada formação florestal, partindo-se da premissa de que tais espécies têm ocorrência naturalmente ampla e são abundantes nas comunidades naturais, podendo ser consideradas como espécies características do ecossistema de referência. Os resultados da

avaliação apontaram baixa correspondência entre a ordem hierárquica de representatividade da espécie na formação e seu ranqueamento com base em atributos favoráveis para a restauração. Contudo, o método possibilitou a identificação de espécies de alto potencial como alicerce, podendo ser recomendado para a fase de planejamento da restauração. Também recomendamos o plantio de mudas de espécies alicerce apenas sob condições de proximidade à áreas fonte de sementes e sob a presença de agentes dispersores. (Apoio: CAPES e CNPq)

Palavras-chave: Formações florestais, ecossistema de referência, atributos ecológicos, *Framework Species Method*, restauração ecológica.

ÓXIDO NÍTRICO EXÓGENO ALTERA A EXSUDAÇÃO DE SUBSTÂNCIAS COM ATIVIDADE ANTIFÚNGICA E FITOTÓXICA EM SEMENTES DE *Sesbania virgata* (CAV.) PERS.

ZERLIN, J.K.^{1,2}; SIMÕES, K.²; VITOR, S.C.³; SALVIANI, E.E.³; SALGADO, I.³; GASPAR, M.²

1- Doutoranda, Pós-Graduação em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente, Instituto de Botânica, São Paulo, SP; 2-Núcleo de Pesquisa em Fisiologia e Bioquímica, Instituto de Botânica, São Paulo, SP; 3- Departamento de Biologia Vegetal, UNICAMP, Campinas, SP.

gaspar.marília@gmail.com

Resumos: Substâncias exsudadas por sementes durante a embebição auxiliam na germinação e estabelecimento da plântula no ambiente. Sementes de *Sesbania virgata* exsudam grande quantidade de açúcares e proteínas durante a germinação, o que as torna atrativas para o crescimento de microrganismos. A liberação de compostos que atraem positivamente alguns organismos também pode influenciar negativamente o desenvolvimento de outras espécies. Sementes de *S. virgata* exsudam sesbanimida A e a (+)-catequina, substâncias que possuem atividade antifúngica e fitotóxica. Este trabalho teve por objetivo analisar o efeito do radical livre gasoso óxido nítrico (NO) sobre a exsudação de sementes de *S. virgata* e avaliar alterações na atividade antifúngica e fitotóxica destes exsudatos. As sementes foram embebidas em água destilada, sendo a seguir fumigadas com 60 ppm de gás NO (tratamento) ou ar comprimido (controle) por 12 horas. Os exsudatos foram coletados após 12, 24, 48 e 72 horas de embebição e analisados quanto ao teor de taninos condensados e catequina. Alterações na atividade fitotóxica dos exsudatos foram avaliadas por bioensaios de plântulas de *A. thaliana* e de atividade antifúngica por bioautografia com o fungo *Cladosporium cladosporioides*. Após 24 horas houve diminuição do teor de catequina, que pode estar relacionada a um efeito direto do NO na decomposição da substância e não à diminuição em sua síntese, tendo em vista que a catequina comercial também apresenta teor reduzido no tratamento com NO. Foram observados efeitos inibitórios dos exsudatos sobre o desenvolvimento da parte aérea e radicular de plântulas *A. thaliana*, sendo estes efeitos mais acentuados do que os observados com catequina comercial, embora sem diferenças entre os exsudatos de sementes controle e tratadas. A análise por bioautografia possibilitou a detecção de quatro zonas inibitórias do crescimento do fungo *C. cladosporioides*. O tratamento com NO diminuiu a atividade antifúngica no 1º e 2º dia, porém no 3º dia o NO induziu aumento de atividade antifúngica de uma substância ainda não identificada, presente nos exsudatos somente neste dia. Estes resultados sugerem que o NO altera a exsudação de compostos secundários durante o processo de embebição de sementes de *S. virgata* sem, no entanto, alterar o potencial alelopático e antifúngico destas sementes e, consequentemente, seu estabelecimento no ambiente. (Apoio: CAPES/CNPq)

Palavras-chave: NO gasoso; exsudatos; catequina; metabólitos secundários.

RECRUTAMENTO DE SEMENTES POR POLEIROS ARTIFICIAIS EM UMA ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE DEGRADADA, CAMPO VERDE – MT

LÁRIOS, M.C.¹; PIETRO-SOUZA, W.² & SILVA, N.M.²

1- Instituto de Biociências – UFMT. Cuiabá, MT, Brasil; 2- Instituto de Ciências Exatas e Naturais – UFMT. Rondonópolis, MT, Brasil.

marisalarios@hotmail.com

Resumo: Técnicas nucleadoras, que promovam a chegada de propágulos via dispersão de sementes, são primordiais para favorecer a colonização inicial de áreas em processo de recuperação ambiental. Nesse sentido, objetivou-se com este trabalho avaliar a contribuição dos poleiros artificiais em termo de fornecimento de sementes a serem utilizadas como técnica de nucleação. O estudo foi conduzindo em uma unidade de restauração ecológica situada em área de preservação permanente no município de Campo Verde, MT. Os poleiros artificiais foram montados com varas de bambus (eixo principal e hastes para o pouso das aves). Abaixo dos poleiros artificiais, instalaram-se coletores confeccionados com tela de nylon e área de 1 m². Os poleiros artificiais foram instalados em duas áreas distintas, sendo a primeira sem vegetação e a segunda com vegetação ciliar. Em cada ambiente instalaram-se 16 parcelas experimentais, totalizando 32, onde avaliaram-se três diferentes alturas de poleiros (2,5 m; 3,5 m e 4,5 m), mais o tratamento controle (sem poleiro), todos com quatro repetições. O delineamento experimental foi o de blocos ao acaso em esquema fatorial 2x4 (dois ambientes, quatro tratamentos). A distância entre as parcelas foi de 10 m e, entre os blocos, 5 m. Foram contabilizadas somente as sementes que não eram dispersas pelo vento. Foram três avaliações, realizadas em junho, julho e agosto de 2012. Os dados foram submetidos à análise de variância e teste de médias (Tukey). No total, aportaram nos coletores 3314 sementes no decorrer das três coletas, com maiores valores na primeira avaliação (1315 sementes). Não houve diferenças estatísticas entre os ambientes (com e sem vegetação ciliar), porém os poleiros alocados próximos à vegetação ciliar apresentaram o maior valor (1987 sementes). Em relação à altura dos poleiros artificiais, também não interferiram estatisticamente na produção de sementes, no entanto observam-se maiores valores para os poleiros artificiais confeccionados com altura superior a 3,5 m. A ocorrência de vegetação próxima a área de instalação dos poleiros artificiais e variações em termos de altura dos poleiros não contribuíram para aumento dos valores de sementes recrutadas por animais dispersores, sugerindo o uso desta técnica, também em áreas sem nenhuma vegetação. (Apoio: CNPq e FAPEMAT)

Palavras-chave: Unidade demonstrativa de restauração ecológica, técnicas nucleadoras, dispersão de sementes.

RESTAURAÇÃO DO CERRADO POR SEMEADURA DIRETA - ESTABELECIMENTO DE SEIS ESPÉCIES ARBÓREAS AOS DOIS ANOS

SILVA, R.R.P.¹; ROCHA, G.P.E. da¹; MARIANO, G.R.² & VIEIRA, D.L.M.²

1- Universidade de Brasília. Brasília, DF, Brasil; 2- EMBRAPA – CENARGEN. Brasília, DF, Brasil.

daniel.vieira@embrapa.br

Resumo: A semeadura direta de árvores para a restauração do cerrado é uma técnica promissora, porém é necessário desenvolver métodos que facilitem o estabelecimento das plântulas nos primeiros anos do plantio. Este trabalho tem como objetivo avaliar a germinação e sobrevivência das plântulas de espécies nativas do Cerrado semeadas diretamente em campo e verificar se a adubação e o consórcio com espécies agrícolas de crescimento rápido

favorecem ou não seu estabelecimento. O experimento foi realizado em uma área agrícola convertida em reserva legal na Fazenda Sucupira (EMBRAPA), localizada em Brasília-DF. A semeadura foi realizada em linhas de 30 metros, testando-se fatores adubação (química, orgânica e sem adubação) e uso de plantas companheiras (adubação verde, plantas agrícolas e sem companheiras), totalizando nove tratamentos (linhas) em cinco blocos. Doze espécies nativas foram semeadas igualmente nos tratamentos, mas neste trabalho foram avaliadas apenas seis espécies devido a não emergência de duas das espécies (*Annona crassiflora* Mart. e *Acrocomia aculeata* (Jacq.) Lodd. ex Mart.) e da baixa emergência de outras quatro (*Terminalia argentea* Mart, *Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. & Hook.f.ex S.Moore, *Eriotheca pubescens* (Mart. & Zucc.) Schott & Endl. e *Caryocar brasiliense* Cambess. Foram avaliadas a emergência e sobrevivência das plântulas aos 60, 90, 120, 210, 390 e 780 dias após o plantio. Durante os dois anos avaliados, das 6.480 sementes das seis espécies que foram semeadas, 3.200 (49%) emergiram e 66% dessas estavam vivas na última avaliação. A porcentagem de emergência e sobrevivência das seis espécies avaliadas foi, respectivamente, de: *Eugenia dysenterica* DC. (74-69), *Hymenaea stigonocarpa* Mart.ex Hayne (63-70), *Anacardium occidentale* L. (52-49), *Magonia pubescens* A.St.-Hil. (52-79), *Aspidosperma macrocarpon* Mart. (36-49) e *Dipteryx alata* Vogel (19-79). A adubação química e o consórcio com plantas agrícolas não influenciaram significativamente a emergência e sobrevivência das espécies nativas. A técnica de semeadura direta para as espécies avaliadas mostrou-se eficiente para o período avaliado, mas necessita de acompanhamento nos anos seguintes para verificar se isso se confirma principalmente em relação ao crescimento dessas plantas. (Apoio: CNPq)

Palavras-chave: Competição, emergência e sobrevivência.

SEMEADURA DIRETA A LANÇO PARA RESTAURAÇÃO DO CERRADO: ESTABELECIMENTO DE HERBÁCEAS, ARBUSTOS E ÁRVORES

MOTTA, C.P.¹; MARIANO, G.R.¹; CIROTTI, M.F.S.²; SAMPAIO, A.B.³; PELLIZZARO, K.F.⁴ & VIEIRA, D.L.M.⁵

1- Bolsista DTI/CNPq Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, Lab. Ecologia e Conservação; 2- Bolsista PIBIC/CNPq Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, Lab. Ecologia e Conservação; 3- Pesquisador Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade do Cerrado e Caatinga/ ICMBio; 4- Analista Rebio Contagem/ICMBio 5- Pesquisador Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, Lab. Ecologia e Conservação.

motta.cp7@gmail.com

Resumo: A semeadura direta tem se mostrado uma alternativa para a restauração ecológica. A técnica é barata, as plântulas oriundas da semeadura direta não têm deformação do sistema radicular e a alta densidade de sementes plantadas assemelha-se às fases iniciais da sucessão. Porém, existem poucas experiências descritas sobre semeadura direta, sendo necessários mais estudos sobre sua eficiência. O objetivo deste estudo foi avaliar o estabelecimento de ervas, arbustos e árvores ao final da estação chuvosa, cinco meses após o plantio (dezembro de 2012), na Reserva Biológica da Contagem em Brasília-DF. Foram semeados 0,97 ha com 19 espécies nativas do cerrado (9 árvores, 6 arbustos e 4 ervas), divididos em 15 parcelas de 65 x 10 m. Em cada uma das 15 parcelas foram distribuídas 9 sub-parcelas amostrais de 1m². Ao final da estação chuvosa (abril de 2013), 16 espécies foram amostradas; *Tibouchina candolleana* (Mart. ex DC.) Cogn., *Parinari obtusifolia* Hook. f. e *Davilla elliptica* A. St.-Hil., não germinaram em campo. Das 184 sementes/m² de árvores plantadas, havia 1,8 plântulas após cinco meses. Das 182 sementes/m² de arbustos, havia 4,6 plântulas. Das 124 sementes/m² de ervas, havia 0,7 plântulas. A espécie arbórea *Magonia pubescens* A. St.-Hil. teve a maior porcentagem de germinação e estabelecimento, com 88% de plantas vivas do

total semeado, seguida por *Hymenaea courbaril* var. *stilbocarpa* (Hayne) Y.T. Lee & Langenh. e *Eremanthus glomeratus* Less. com 43% e 39%, respectivamente. As ervas, agrupando *Trachypogon* sp., *Aristida* sp., e *Aristida* sp. 2, tiveram 1% de plantas vivas, e os arbustos *Zeyheria montana* Mart. e *Aspilia* sp. tiveram 9% e 8%, respectivamente. As espécies que tiveram menor porcentagem de germinação e estabelecimento foram: as árvores *Tachigali vulgaris* L.G.Silva & H.C.Lima. e *Eugenia dysenterica* DC., com 2%; a erva *Achyrocline satureioides* (Lam.) DC., com 0,3%; e os arbustos *Lepidaploa aurea* (Mart. ex DC.) H.Rob.ex. e *Mimosa* sp., com 1%. Espécies que possuem sementes grandes tiveram alta germinação e estabelecimento. Um veranico após o plantio pode ter reduzido o estabelecimento inicial das plântulas, uma vez que o solo gradeado expõe as sementes à dessecação. Algumas espécies mostram-se adequadas para a semeadura direta a lanço, enquanto outras devem ser mais estudadas quanto à profundidade de plantio, tratamentos pré-germinativos, uso de cobertura, como o realizado em plantios em linhas com cobertura morta. (Apoio: ICMBio, Fundação Grupo Botânico de Proteção à Natureza e CNPq Proc. nº 561847)

Palavras-chave: Restauração ecológica, espécies nativas.

AValiação DA INFLUÊNCIA DAS LIANAS NO CRESCIMENTO DO TRONCO DE ÁRVORES PELA APLICAÇÃO DE DENDRÔMETROS: ESTUDO CASO DA MATA DA PEDREIRA, CAMPUS DA ESALQ, PIRACICABA, SP

VENEGAS-GONZÁLEZ, A.¹; SÁ, P.A.T.¹; BRANCALION, P.¹; VIDAL, E.¹ & TOMAZELLO FILHO, M.¹

1- Depto. Ciências Florestais ESALQ-USP. Piracicaba, SP, Brasil.

avenegas@usp.br

Resumo: A avaliação contínua do incremento da circunferência do tronco possibilita determinar com precisão o ritmo e a taxa de crescimento das árvores para estudos eco-fisiológicos. Neste contexto, o presente trabalho teve como objetivo a avaliação da influência das lianas no crescimento do tronco de árvores de 5 espécies nativas em um fragmento florestal degradado. No estudo realizado na Mata da Pedreira, Piracicaba, SP, foram selecionadas árvores de 5 espécies, sendo *Trichilia claussoni* C. DC., *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J. F. Macbr., *Aloysia virgata* (Ruiz & Pav.) A. Juss., *Bauhinia forficata* Link e *Ceiba speciosa* (A. St.-Hil.) Ravenna. Foram selecionadas 10 árvores/espécie, localizadas em parcelas submetidas a 2 tratamentos (i) *manejo das lianas* (retirada das lianas da copa das árvores e do solo) e (ii) *sem manejo das lianas* (testemunha). Foram confeccionados dendrômetros, de acordo com a metodologia descrita por Tomazello Fo. e Botosso (2001), e instalados no DAP do tronco das árvores. A avaliação do incremento em circunferência do tronco, pela leitura dos dendrômetros, foi realizada a cada 15 dias, por um período de 3 meses, e, posteriormente, a cada 30 dias, sempre pela manhã (8:00-10:00 h) e em um mesmo percurso. Os dados de incremento do tronco das árvores foram transferidos para uma planilha eletrônica e analisados para determinar o efeito das lianas no crescimento em diâmetro do tronco das árvores. Os resultados demonstram que as árvores de *C. speciosa* e *P. gonoacantha* apresentam o maior incremento acumulado do tronco nas parcelas permanentes com o manejo de retirada das lianas, com significância estatística, sendo o menor incremento do tronco obtido para as árvores de *A. virgata*, de 0,2 mm. As árvores das 5 espécies apresentaram a tendência de redução do crescimento em diâmetro do tronco pelo efeito da ocupação de suas copas pelas lianas, exceto as de *T. claussoni*. Constatou-se, da mesma forma, que as lianas hiperabundantes, ocupando a copa das árvores e a superfície do solo, prejudicam o desenvolvimento de toda a floresta, alterando a dinâmica de crescimento das árvores e retardando ou impedindo

a sua regeneração e processos sucessionais. Os resultados indicaram que os dendrômetros são equipamentos acurados e potenciais para a avaliação do efeito negativo das lianas para a utilização em projetos de restauração florestal.

Palavras-chave: Dendrômetros, fragmento florestal, bioindicadores.

A COMPARAÇÃO DA SERRAPILHEIRA EM DOIS ECOSSISTEMAS DA CAATINGA NO ESTADO DE PERNAMBUCO

SILVA, R.S.O.¹; SILVA, L.F.¹; ALMEIDA, G.V.L.¹ & CAMPOS, P.R.R.¹

1- Universidade Federal Rural de Pernambuco/UAST, Serra Talhada, PE, Brasil.

oliveirarafeela765@gmail.com

Resumo: Uma das formas de se conservar uma comunidade florestal é entender a diversidade de plantas, a produção da biomassa vegetal e a composição da serrapilheira produzida de acordo com o tipo de vegetação. Neste contexto, objetiva-se analisar a deposição e a decomposição (acumulada) da serrapilheira em dois ecossistemas na Caatinga no estado de Pernambuco. As áreas escolhidas foram: Caatinga em Regeneração, há 15 anos, e Caatinga submontana, com árvores de porte maior, presentes na Cidade de Triunfo-PE. Para deposição da serrapilheira, foram utilizados, em cada área, 30 coletores confeccionados em quadro de madeira com dimensões 0,50 m x 0,50 m x 0,10 m, constituídos de tela plástica com malha de 1,0 mm, que permite apenas a passagem de água, evitando-se o início da decomposição do material depositado. Os coletores foram suspensos à altura média de 1,00 m da superfície do solo, em transectos a 30 m distância. Eles permaneceram nas áreas escolhidas no período de janeiro a maio de 2012. O material depositado foi recolhido a cada 30 dias e transportado ao laboratório da UAST/UFRPE, para triagem. Após a triagem, os materiais foram acondicionados em sacos de papel e colocados em estufas a 70°C, até ser obtido peso constante em balança de precisão. Para a coleta da serrapilheira acumulada sobre o solo, nas duas áreas, foi utilizado um quadro de madeira com dimensões de 0,50 x 0,50 m, sem fundo. Na área de Caatinga submontana, a porcentagem de folhas foi de 73% e 21% de ramos de serrapilheira depositada e, na acumulada, 23% de folhas e 32% de ramos, enquanto que na área em regeneração, a porcentagem de folhas foi de 61% e 23% de ramos na serrapilheira depositada e, na acumulada, 39% e 40%, respectivamente. A quantidade da fração folha no material depositado foi maior na Caatinga submontana, pois as árvores apresentaram porte mais elevado, arquitetura definida e dossel compacto, enquanto que as árvores na área em regeneração estão em processo de formação, com pequenos maciços vegetais e sofreram intensa interferência antrópica. Por outro lado, nesta área, a fração ramos teve maior destaque na porção acumulada, o que identifica a presença de espécies pioneiras. Desta forma, devem-se considerar outros fatores que possivelmente podem ter interferido nestes materiais depositados e acumulados, como temperatura, umidade relativa, precipitação, velocidade do vento e a fenologia de cada espécie, assim como o ano atípico com pouca precipitação na região do semiárido. (Apoio: FACEPE)

Palavras-chave: Semiárido, biomassa vegetal, deposição e decomposição.

SEMEADURA DIRETA EM LINHAS PARA RESTAURAÇÃO DO CERRADO: ESTABELECIMENTO DE HERBÁCEAS, ARBUSTOS E ÁRVORES

MARIANO-REZENDE, G.¹; MOTTA, C.P.¹; CIROTTI, M.F.S.²; SAMPAIO, A.B.³; PELLIZZARO, K.F.⁴ & VIEIRA, D.L.M.⁵

1- Bolsista DTI/CNPq Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, Lab. Ecologia e Conservação; 2- Bolsista PIBIC/CNPq Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, Lab. Ecologia e Conservação; 3- Pesquisador Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade do Cerrado e Caatinga/ ICMBio; 4- Analista Ambiental da Reserva Biológica da Contagem/DF – ICMBio; 5- Pesquisador Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, Lab. Ecologia e Conservação.

gustavomrezende@gmail.com

Resumo: Plantios de restauração são feitos geralmente apenas com árvores, não contemplando o estrato herbáceo e arbustivo. A semeadura direta é uma alternativa que pode adequar-se ao plantio dos estratos herbáceo, arbustivo e arbóreo. Avaliou-se o estabelecimento de 18 espécies (4 herbáceas, 4 arbustivas e 10 arbóreas) nativas do cerrado ao final da estação chuvosa. O plantio foi realizado em dezembro de 2012 na Reserva Biológica da Contagem em Brasília – DF. Foram preparadas 36 linhas com 30 metros cada. A área foi primeiramente roçada, as linhas foram preparadas com enxada rotativa de um microtrator e após a semeadura, a palha seca roçada foi enleirada margeando as linhas, para reduzir a emergência de gramíneas invasoras e para manter água no solo. Semeou-se uma semente de cada espécie por metro, porém para as sementes muito pequenas foram utilizadas mais sementes, de acordo com seu peso. Cinco meses após o plantio, 16 espécies foram registradas, pois *Parinari obtusifolia* Hook.f. e *Davilla elliptica* A.St.-Hil. não germinaram em campo. Das espécies arbóreas, *Magonia pubescens* A. St.-Hil. teve a maior germinação (67%) e estabelecimento (63%, estabelecidas/semeadas), seguida por *Hymenaea courbaril* var. *stilbocarpa* (Hayne) Y.T. Lee & Langenh. ex Hayne (69% de germinação e 55% de estabelecimento) e *Aspidosperma tomentosum* Mart. (53% de germinação e 48% de estabelecimento). As espécies *Machaerium opacum* Vogel e *Eugenia dysenterica* DC. apresentaram germinação e estabelecimento menores que 10%. Das espécies arbustivas, *Lepidaploa aurea* (Mart. ex DC.) H.Rob. teve germinação de 28% e estabelecimento de 27% e *Mimosa* sp. com 14% de germinação e 8% de estabelecimento. Para as espécies herbáceas, *Achyrocline satureioides* (Lam.) DC apresentou 23% de germinação e 21% de estabelecimento, as espécies *Trachypogon* sp. e duas *Aristida* sp. foram agrupadas e apresentaram 14% de germinação e 8% de estabelecimento. As baixas porcentagens de germinação de *Solanum lycocarpum* A. St.-Hil., *E. dysenterica* e *M. opacum* podem ser explicadas pela baixa viabilidade das sementes. Melhores técnicas de plantio devem ser estudadas para espécies com sementes muito pequenas, como *Mimosa* sp., *A. satureioides* e *Tibouchina candolleana* (Mart. ex DC.) Cogn., ou simplesmente deve-se aumentar a densidade de plantio. A semeadura em linhas com utilização de palhada tem mais sucesso que a semeadura a lanço, considerando porcentagem de estabelecimento e a facilidade de manejo, mas é mais cara e não ocupa todo o solo. (Apoio: ICMBio, Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza e CNPq Proc. nº 561847)

Palavras-chave: Restauração ecológica, diversidade de estratos, espécies nativas, germinação.

RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA: TÉCNICAS DE COBERTURA DO SOLO PARA CONTROLE DE BRAQUIÁRIA

BARBOSA, J.B.M.¹; BORGES, L.A.¹; RUELA, D.M.¹; LIMA, P.A.F.²; SILVA JÚNIOR, Y. G.V.¹; MALAQUIAS, J.V. ³; AQUINO, F.G. ³ & ALBUQUERQUE, L.B. ³

1- Bolsista CNPq. Brasília, DF, Brasil; 2- Mestrando UnB. Brasília, DF, Brasil; 3- Embrapa Cerrados. Brasília, DF, Brasil. julieneagro@gmail.com

Resumo: A braquiária é uma forrageira que vem causando problemas em área de restauração ecológica pelo seu poder de competição e crescimento agressivo e, por conta

disso, diversos estudos vêm sendo conduzidos na tentativa de controlar populações. Na restauração é importante desenvolver ou adaptar técnicas alternativas, sem o uso de produtos químicos, para o controle da braquiária. O objetivo deste trabalho foi testar técnicas de cobertura do solo para controle de braquiária, utilizando plantas de cobertura e manta plástica no processo de restauração. O estudo foi realizado no Centro de Transferência de Tecnologias de Raças Zebuínas com Aptidão Leiteira (CTZL), Núcleo Rural Ponte Alta, Gama/DF. Este trabalho foi desenvolvido dentro do projeto AQUARIPARIA (implantado em dez/2011), em uma de suas técnicas de plantio: nucleação 3x3 (plantios em “+” com arbórea no centro e quatro arbustivas nas pontas, distando 1m uma da outra e entre os núcleos 3m). O experimento para testar as diferentes técnicas de cobertura do solo foi instalado em março/2013 nos núcleos das três parcelas de nucleação. O delineamento experimental utilizado foi blocos completos casualizados, em fatorial (4 tipos de tratamentos x 2 épocas), com três repetições. Os tratamentos foram: T1 - plantio de mudas de amendoim-forrageiro (*Arachis pintoi* Krapov. & W.C. Greg.); T2 - manta plástica (1,20x2m); T3 - semeadura a lanço de estilosantes campo grande (*Stylosanthes capitata* Vogel + *Stylosanthes macrocephala* M.B. Ferreira & Sousa Costa) e T4 - testemunha. Para o monitoramento da percentagem de cobertura foi utilizado um quadrado de ferro (50x50cm) lançado aleatoriamente. A percentagem de cobertura de braquiária foi comparada entre abril e agosto/2013, bem como entre os tratamentos. Utilizou-se análise de variância (ANOVA) e o teste de Tukey, com nível de significância de 5%. A manta plástica foi o tratamento mais eficiente, onde não houve desenvolvimento da braquiária, diferenciando-se estatisticamente dos demais tratamentos ($F=128,37$; $p<0,01$). Também foi verificada diferença estatística entre as épocas ($F=9,76$; $p<0,01$). Como não houve efeito de interação, o tratamento T2 foi o mais eficiente, e os tratamentos T1 e T3 não diferiram estatisticamente, nas duas épocas ($F=1,14$; $p>0,05$). Diante dos resultados, verificou-se que a manta plástica foi eficiente no controle de braquiária, embora a durabilidade do material seja pequena. (Apoio: Financiamento AquaRipária/CNPq proc. nº 561944/2010-5)

Palavras-chave: Amendoim-forrageiro, estilosantes, manta plástica, nucleação.

LISTA PRÉVIA DA FLORA DE UM REMANESCENTE PERTURBADO NA TRANSIÇÃO CERRADO/AMAZÔNIA NO NORTE DE MATO GROSSO

CORREA, A.L.¹; SANTOS, J.P.¹; SANTOS, V.A.H.F.¹; VARGAS, R.¹ & GARCIA M.N.¹

1– Universidade Federal de Mato Grosso, Campus de Sinop. Sinop, MT, Brasil.
anderson.florestall@gmail.com

Resumo: O estado de Mato Grosso é deficiente de experiências em campo de restauração florestal e essa carência relaciona-se inclusive a informações das espécies regionais indicadas para a atividade. Nesse contexto, o objetivo desse estudo foi fornecer uma lista prévia da flora de uma área em processo de regeneração natural e espera-se com essa iniciativa dar suporte às ações no estado. Localizada no campus da UFMT, a área do remanescente é de aproximadamente 24 hectares e sofre perturbações há mais de 20 anos. Para amostragem, uma área de bordadura foi respeitada depois da qual foram alocadas parcelas sistemáticas de 10x50m, distantes entre si 100 metros. Em cada parcela admitiram-se sub-parcelas de 2x2m e 10x10m de modo a caracterizar a regeneração natural. Foram mensurados os diâmetros e a altura dos indivíduos do dossel e regenerantes, além da coleta e herborização de material botânico e posterior consulta a guias, especialistas e coleções. Até o momento foram distintas 54 espécies dentre os 1277 indivíduos amostrados, a nível específico foram identificadas 40 espécies de 29 famílias botânicas, 14 espécies foram identificadas a nível genérico e 131 indivíduos não possuem ainda qualquer identidade

botânica. A partir do avanço na determinação das espécies, a diversidade na área aumentará, contudo, comparada a outros remanescentes na região, nota-se que esta diversidade é menor. As famílias com mais representantes, em ordem decrescente, atualmente são: Euphorbiaceae, Fabaceae, Apocynaceae, Hypericaceae e Burseraceae. As espécies com maior ocorrência foram *Mabea fistulifera* Mart. (376), *Vismia guianensis* (Aubl.) Choisy (98), *Aspidosperma macrocarpon* Mart. (90), *Trattinnickia rhoifolia* Willd. (43), *Talisia esculenta* (ambess.) Radlk. (43), e *Trattinnickia burserifolia* Mart. (41) que juntas representam 54% dos indivíduos amostrados. Apesar de não ser monodominante na área, a espécie exótica *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit representa 2,34% dos indivíduos e sua ocorrência é maior do que várias das espécies nativas regionais. A lista resultante desse trabalho possibilita a escolha principalmente de espécies para o grupo de preenchimento, em projetos de restauração florestal na região.

Palavras-chave: Levantamento florístico, restauração florestal, seleção de espécies.

PROJETO AQUARIPÁRIA: IMPLANTAÇÃO DE EXPERIMENTOS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM ZONAS RIPÁRIAS (RESULTADOS PRELIMINARES)

ALBUQUERQUE, L.B.²; AQUINO, F.G.²; SOUSA, S.R.¹; de SOUSA, A.C.S.¹; PACHÊCO, B.S.¹; RUELA, D.M.¹; SILVA, Y.G.¹; PAIS, N.O.²; MENDONÇA, W.R.²; LIMA, P.A.F.¹; PEREIRA, C.D.²; REATTO, A.²; MALAQUIAS, J.V.²; GONÇALVES, J.F.Jr.³; BAMBI, P.³; HENKE-OLIVEIRA, C.³; SAITO, C.H.³; OLIVEIRA-FILHO, E.C.² & LIMA, J.E.F.W.²

1- Bolsistas CNPq; 2- Embrapa Cerrados; 3- Universidade de Brasília.

lidiamar.albuquerque@embrapa.br

Resumo: A restauração ecológica é um processo que visa a iniciar ou acelerar a recuperação de um ecossistema em relação à sua saúde, integridade e sustentabilidade. O Projeto AquaRipária tem como objetivo avaliar métodos de restauração ecológica em zonas ripárias do bioma Cerrado. Para atingir tal objetivo foram definidos multicritérios para seleção das três: área 1: rio Jardim, Planaltina-DF; área 2: córrego Capão Comprido, Brazilândia-DF, e área 3: córrego Ponte Alta, Gama-DF. O protocolo de restauração ecológica, implantado de set/2011-mar/2012, consiste na avaliação da: paisagem, dinâmica de matéria orgânica, qualidade da água, de fungos micorrízicos arbusculares, do solo, florística e do experimento de restauração ecológica, com espécies nativas. O número de tratamentos (três repetições) variou conforme o tamanho da área. Na área 1 foram instalados: T1-nucleação Anderson 3x3m; T2-Linha de Recobrimento e Linha de Diversidade (LR&LD) e T3-controle com braquiária; na área 2: T1-nucleação 3x3m; T2-nucleação 5x5m; T3-poleiro; T4-nucleação+poleiro; T5- LR&LD; T6-controle com braquiária e na área 3: idem à área 2+T7-controle sem braquiária e T8-semeadura direta. Neste trabalho serão apresentados os resultados do monitoramento anual da restauração (jan/2012 a jan/2013), com análise da porcentagem de sobrevivência das mudas e análise da cobertura de regenerantes. A análise da sobrevivência inicial (90 dias) na área 1 foi de 98,53% (arbóreas) e 85,35% (arbustivas), na área 2 foi, respectivamente, de 97,32% e 61,54% e na área 3: 90,78% e 81,43%. Esta maior mortalidade das arbustivas foi em consequência da herbivoria por formigas. A cobertura de regenerantes está sendo testada como indicador da restauração. Na área 1 verificou-se aumento da cobertura de, respectivamente, 1,07, 1,96 e 2,47 vezes nos tratamentos T1 a T3. O sucesso dos regenerantes foi favorecido pela proximidade desta área aos fragmentos de mata, acelerando o processo de regeneração natural. Na área 2, nos tratamentos de T1 a T6, a variação do percentual de cobertura de regenerantes foi muito pequena. Apenas o T4 apresentou aumento de 1,86 vezes, provavelmente, favorecido pelos métodos de atração de fauna: poleiro e nucleação. Na área 3, os tratamentos que apresentaram aumento da cobertura

foram T4 (4,11 vezes), T5 (3,58) e T1 (3,17). Verificou-se que, em função do histórico de uso e a distância dos fragmentos, os percentuais de cobertura de regenerantes variaram inversamente ao incremento de *Urochloa* sp.. (Apoio: CNPq proc. nº 561944/2010-5).

Palavras-chave: Nucleação, mata de galeria, recuperação de áreas degradadas.

DIRETRIZES PARA DESENVOLVIMENTO DE MODELOS DE GESTÃO EM ÁREAS DEGRADADAS NO MEIO RURAL

PECHE FILHO, A.¹; RIBEIRO, A.I.²; MEDEIROS, G.A.²; MARQUES, B.V.³ & FENGLER, F.H.³.

1- Instituto Agronômico. Campinas, SP, Brasil; 2- UNESP – Campus Sorocaba; 3- Consultor Autônomo.
peche@iac.sp.gov.br

Resumo: Com relação às questões que envolvem a gestão ambiental de áreas degradadas no meio rural, entende-se que há um imenso vazio profissional no que se refere à prática das atividades relacionadas com administração, gerenciamento e execução das obras de recuperação de áreas degradadas. Muitos agricultores não conseguem conduzir os trabalhos de recuperação e não se dão conta de que não estão agindo da melhor forma. Na verdade, é necessário um estímulo ou uma determinação para que ocorra uma mudança de atitudes e, conseqüentemente, adoção de um modelo de gestão que valorize a restauração da biodiversidade local e faça do agricultor um instrumento útil à proteção e recuperação de ambientes naturais. Esse trabalho tem como objetivo apresentar uma proposta construtivista para diagnóstico, avaliação e proposição de um modelo de gestão para execução de obras e ações relevantes na recuperação de áreas degradadas, como também ações para prevenção de impactos ambientais cotidianos. O desenvolvimento da proposta é constituído de quatro fases bem distintas. A primeira é a elaboração de um croqui de referência espacial, contendo um roteiro de visita com diversos pontos para a análise da paisagem ambiental. A segunda permite que o profissional e o agricultor realizem uma análise de cenário local, elencando os principais fatores que caracterizam a paisagem e que merecem ser contemplados no processo de recuperação. A terceira fase consiste em avaliar os elementos e dados de campo, alinhar estratégia operacional e estruturar ações para as diferentes frentes de recuperação. A quarta consiste em desenvolver um plano de atividades composto de programas e projetos de trabalho. A proposta foi testada em áreas do Centro de Engenharia e Automação do Instituto Agronômico de Campinas (IAC) em, Jundiá – SP. Os resultados mostram a análise de 33 locais degradados (pontos), contemplando 61 análises de paisagens e 106 cenários de atividades. Conclui-se que as diretrizes propostas permitiram elaborar um modelo de gestão com ações claras para administrar, gerenciar e operacionalizar as questões envolvidas nas diferentes atividades de restauração ambiental do campus experimental.

Palavras-chave: Gestão ambiental, planejamento, recuperação, áreas degradadas, educação.

AVALIAÇÃO DE CÓRREGOS URBANOS DO MUNICÍPIO DE SOROCABA: PROPOSTAS DE RESTAURAÇÃO

SMITH, W.S.^{1,2}; LIMA, A.M.P.¹ & SILVEIRA, R.H.S.¹

1- Universidade de Sorocaba. Sorocaba, SP, Brasil; 2- Programa de Pós Graduação em Processos Tecnológicos e Ambientais.

welber_smith@uol.com.br

Resumo: Nas últimas décadas, devido ao crescimento populacional e da urbanização, os cursos da água vêm sendo alterados em função do processo crescente de degradação. Esse trabalho teve como objetivo a avaliação ambiental de quatro córregos urbanos do município de Sorocaba e, a partir do diagnóstico, foram elaboradas propostas de restauração. A caracterização foi realizada por meio de análises físicas, químicas e biológicas da água, destacando as concentrações de oxigênio dissolvido, condutividade, sólidos totais dissolvidos, coliformes fecais, turbidez, pH, e além de uma ampla caracterização, avaliação dos habitats e das intervenções existentes nos cursos d'água. Além disso, foi utilizado geoprocessamento para elaboração de mapas com a caracterização das áreas de preservação permanente (APP) e fragmentos de vegetação. Através da topografia, foram delimitadas a bacia hidrográfica e as áreas de estudos das intervenções ali localizadas. O desafio do estudo foi criar um paralelo entre avaliar a eficácia de um projeto de restauração de cursos d'água em área urbanizada e propor o planejamento de ações para a preservação destes. Os córregos analisados apresentam inúmeras interferências e impactos, podendo ser salientado que o córrego Itavuvu é o mais impactado dos quatros estudados, onde os parâmetros analisados estão acima dos valores estabelecidos na resolução Conama 357/2005. Além disso, pode ser salientado o lançamento de esgoto no córrego Barcelona, demonstrado pelo alto valor de coliformes termotolerantes. De acordo com a classificação pelo índice de impacto ambiental, o córrego Barcelona apresentou-se razoável, Lavapés, ruim, Itanguaraguataú e Itavuvu, classificados como péssimos. Após as análises e avaliações das intervenções, podem-se propor ações de restauração para cada córrego conforme suas problemáticas e deficiências. Sugere-se, nos córregos avaliados, a recuperação do leito natural, desocupação das várzeas, controle das cheias e utilização de interceptores para a contenção de efluentes. Além disso, deve-se recuperar a mata ciliar, reconfigurar o canal fluvial e buscar a melhoria da qualidade da água através da remoção das fontes de poluição orgânica.

Palavras-chave: Degradação, urbanização, recuperação, avaliação, intervenção, mata ciliar, riachos.

PROPOSTA DE CORTINAMENTO VEGETAL E ESTABILIZAÇÃO DO TALUDE A PARTIR DO ACOMPANHAMENTO DA RENERAÇÃO NATURAL DE UMA ÁREA DA UNIDADE DE REMEDIAÇÃO DE SOLOS E BORRAS – SAPOTEC, NO MUNICÍPIO DE NOVA SANTA RITA/RS

TRENTIN, B.A.¹ & FORNECK, E.D.¹

1- Unilasalle. Canoas, RS, Brasil.
brunoalvestrentin@gmail.com

Resumo: A restauração ecológica é uma atividade intencional que inicia ou acelera a recuperação de um ecossistema em relação à sua saúde, integridade e sustentabilidade. Normalmente o ecossistema que necessita de restauração foi degradado, perturbado, ou inteiramente destruído, como resultado direto ou indireto de ações humanas. Uma vez que a decisão de restaurar é tomada, o projeto exige planejamento cuidadoso e sistemático, e monitoramento da recuperação do ecossistema. Neste contexto, o presente trabalho tem por objetivo sugerir o cortinamento vegetal como alternativa no processo de restauração ecológica e a estabilização de um talude a partir do acompanhamento da regeneração natural, realizado na Unidade de remediação de solos e de borras - SAPOTEC, no município de Nova Santa Rita no Rio Grande do Sul, Brasil. Junto ao topo dos taludes, ao lado da cerca

que delimita as instalações da unidade citada, foram plantadas no ano de 2008 algumas mudas de espécies lenhosas nativas do Rio Grande do Sul, paralelas à cerca, sendo que algumas dessas mudas não se estabeleceram e foram replantadas no ano de 2009. Foi instalado junto ao talude um sistema de irrigação que auxilia na manutenção da cobertura vegetal do talude e que otimiza o índice de pega das mudas plantadas. Anualmente, é elaborado um relatório com base nas observações feitas na área referentes à regeneração natural, estabilização do talude e o índice de pega das mudas plantadas no cortinamento vegetal. Durante os quatro anos de monitoramento já realizados, além das gramíneas que surgiram espontaneamente, alguns arbustos e árvores jovens de espécies nativas também foram encontrados, salientando que estas espécies estabelecidas espontaneamente têm importância crucial na manutenção da estabilidade do talude. Como amostra da eficiência do cortinamento vegetal, é observada, em alguns espécimes, a presença de flores, o que indica a maturação sexual destes indivíduos e, portanto, a estabilidade do seu microhabitat, atraindo fauna nativa, consequentemente favorecendo o surgimento de novas espécies. O plantio de cortinamento vegetal, a regeneração natural e a estabilização do talude continuarão sendo monitorados, a fim de avaliar sua total efetivação no ambiente antigamente degradado.

Palavras-chave: Restauração ecológica; espécies nativas; estabilização.

GEOREFERENCIAMENTO E MARCAÇÃO DE MATRIZES ARBÓREAS EM COMUNIDADES TRADICIONAIS NA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DO PRATIGI, IGRAPIÚNA – BA

MOTA R.O.^{1,3}; COLARES, C.C.A.^{1,3}; CONCEIÇÃO, S.R.^{1,3}; FIGUÊREDO, F.L.S.² & MENEZES, C.M.¹

1- Menezes & Menezes Serviços Ambientais; 2- OCT – Organização de Conservação das Terras do Baixo Sul da Bahia; 3- Centro de Ecologia e Conservação (ECOIA)/UCSal. Salvador, BA, Brasil.

ccacolares@yahoo.com.br

Resumo: Ações de reflorestamento são essenciais para a conservação dos recursos hídricos, do solo e das espécies da flora e fauna, tendo como objetivo a restauração das relações ecológicas do ambiente. A coleta de sementes deve ser feita de árvores previamente selecionadas denominadas matrizes, considerando os objetivos do plantio florestal a ser formado. A identificação de matrizes florestais é a primeira etapa para a produção de mudas, utilizadas em ações de recuperação ambiental, sendo de suma importância, pois dela dependerá o sucesso da produção de mudas. As matrizes foram identificadas e selecionadas através dos seguintes atributos: crescimento uniforme e boa produtividade; saúde e vigor; e copa bem distribuída e proporcional à altura do vegetal. Para as plantas matrizes de mesma espécie, foi mantida uma distância de aproximadamente de 100m, para preservar uma maior variabilidade genética. As plantas que se encontraram nesses padrões foram georreferenciadas através do GPS GRAMIN 60 CSx (Datum WGS 84 e projeção em UTM), fotografadas e os indivíduos marcados em campo com tinta acrílica ou similar, com um número sequencial de marcação. O sistema de classificação utilizado foi o APG III. A identificação de espécies em campo foi realizada por meio de bibliografia específica e a revisão nomenclatural das plantas identificadas foi feita utilizando-se das informações do site Lista de espécies da flora do Brasil 2012. Foi marcado um total de 2001 matrizes arbóreas em um total de 189 espécies, pertencentes a 42 famílias. Fabaceae foi a família representada pelo maior número de espécies (51 espécies), seguida por Lauraceae e Sapotaceae com 14 espécies cada, acompanhadas de Malvaceae e Moraceae, as quais apresentaram 8

espécies cada. O projeto “Produzindo Sementes Mudando Vidas” tem um grande potencial para desenvolver no Baixo Sul da Bahia, visto que essa iniciativa agrega cultura e conservação da biodiversidade e essa identidade promoverá, no Baixo Sul da Bahia, modelos para outras regiões do Brasil.

Palavras-chave: Reflorestamento, matrizes florestais, produção de mudas.

DIRETRIZES TÉCNICAS PARA REVEGETAÇÃO DE APP's NA BACIA DO RIO JUNDIAÍ – MIRIM

PECHE FILHO, A.¹; MORAES, J.F.L.¹; STORINO, M.¹. RIBEIRO, A.I.²; MEDEIROS, G. A.²; FENGLER, F.H.³ & MARQUES, B.V.³

1- Instituto Agrônomo. Campinas, SP, Brasil; 2- UNESP – Campus Sorocaba; 3- Consultor Autônomo.
peche@iac.sp.gov.br

Resumo: A Bacia do Rio Jundiaí-Mirim – Jundiaí - SP apresenta 18 sub-bacias e a calha central com diferentes formas de degradação. Após o mapeamento da ocupação e uso do solo, foram estabelecidas diretrizes básicas de caracterização das áreas de APP, em função do nível de degradação. O objetivo deste trabalho é mostrar os resultados da hierarquização dos projetos, organização de ações e planejamento adequado para revegetação nas áreas de proteção ambiental. Em uma primeira etapa, para cada uma das sub-bacias foi realizado um diagnóstico sumário sobre a situação ambiental. Numa segunda etapa, foram formatadas diretrizes metodológicas para restauração em cada situação. A terceira etapa envolveu a elaboração de projetos, critérios para preparação das equipes e acompanhamento operacional da execução de práticas conservacionistas, correções químicas, preparo do solo e coveamento para o plantio. Na etapa final têm-se critérios para o plantio, monitoramento e manutenção das mudas. O mapa de uso e ocupação de solo mostra que 78% da APPs apresentam vegetação de porte alto e de certa forma protegidas. Dentre elas, 41% são matas nativas, 37% com vegetação exótica pura ou com vegetação de sub-bosque avançada. Áreas totalmente desprovidas de vegetação ou urbanizadas representam 22%. Essas informações permitiram classificar a APP da bacia em pelo menos três grandes áreas de atuação: áreas de vigilância e enriquecimento, áreas mistas (vegetação exóticas e nativas) e áreas de recuperação. Como critério de hierarquização das sub-bacias, priorizaram-se as unidades que apresentaram mais projetos de enriquecimento de áreas com matas nativas, em um segundo momento, projetos de manejo e enriquecimento das áreas mistas e, posteriormente, projetos em áreas de recuperação. Os resultados do trabalho mostram a seguinte escala de prioridades para sub-bacias: 1º Ribeirão Soares, 2º Jundiaí -Mirim – Calha, 3º Ribeirão do Tanque, 4º Ribeirão da Escada, 5º Ribeirão do Albino, 6º Córrego da Roseira, 7º Ribeirão dos Perdoes, 8º Córrego da Represa Nova, 9º Córrego da Toca, 10º Ribeirão Areião, 11º Córrego do Portal II, 12º Ribeirão da Ponte Alta, 13º Ribeirão Caxambuzinho, 14º Caxambu, 15º Ribeirão Van Melle, 16º Córrego do Horto, 17º Córrego do Tarumã e 18º Córrego do Ananás. Conclui-se que estas diretrizes permitiram a adequação de projetos em áreas com maior potencial de resposta, otimizando a revegetação como ferramenta essencial para restauração ambiental da bacia.

Palavras-chave: Gestão ambiental; planejamento; áreas degradadas; restauração; bacias hidrográficas.

AVALIAÇÃO DO DESENVOLVIMENTO DE ESPÉCIES FLORESTAIS NATIVAS DA MATA ATLÂNTICA PLANTADAS NO ENTORNO DA RESERVA BIOLÓGICA DO TINGUÁ, RIO DE JANEIRO, BRASIL

FRANÇA JUNIOR, H.M.¹; MENDONÇA, T.P.¹; ARÊAS, P.M.T.¹ & PAULO, N.F.¹

1-Entidade Ambientalista Onda Verde. Nova Iguaçu, RJ, Brasil

h.junior@ondaverde.org.br

Resumo: A atividade de restauração de áreas degradadas com espécies florestais nativas da Mata Atlântica é uma prática recente e que vem crescendo nas últimas décadas, porém necessita de aprimoramento dos conhecimentos silviculturais, ecológicos e genéticos, visando a estabelecer a sucessão ecológica, assim como toda a interação ecossistêmica. O objetivo desse estudo foi o de avaliar o desenvolvimento de espécies florestais nativas da Mata Atlântica, plantadas em áreas degradadas localizadas no entorno da Reserva Biológica do Tinguá, no município de Nova Iguaçu, RJ. Foi avaliado um plantio heterogêneo com 40 espécies em uma área de 0,53 ha. O modelo sucessional utilizado baseou-se na separação das espécies em três grupos funcionais: pioneiras e secundárias iniciais, como sombreadoras, e secundárias tardias, como sombreadas. Para avaliar o desenvolvimento das espécies, foi realizada uma biometria (altura total e diâmetro à altura do solo – DAS) aos 22 meses após o plantio. Todas as espécies de estágios iniciais utilizadas mostraram um bom desempenho quanto ao desenvolvimento, destacando – se *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan, *Joannesia princeps* Vell., *Mimosa artemisiana* Heringer & Paula, *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F.Mcbr. e *Plathymentia reticulata* Benth., apresentando valores médios de DAS superiores a 9 cm e altura total superior a 6 m. O bom desenvolvimento das espécies sombreadoras favoreceu claramente as espécies tardias, como observado em *Caesalpinia echinata* Lam., *Eugenia uniflora* L. e *Genipa americana* L., todas apresentando valores médios de DAS superiores a 2 cm e altura total superior a 2 m. *Cedrela fissilis* Vell. apresentou bom desenvolvimento em DAS (7,44 cm) e baixo desenvolvimento em altura (1,73 m), fato que se deve provavelmente ao ataque da broca do cedro (*Hypsipyla grandella* Zeller). O modelo de plantio utilizando espécies florestais nativas da Mata Atlântica, testado neste trabalho, teve excelente desempenho e tem grande potencial para restabelecer processos ecológicos nas áreas degradadas no entorno da Reserva Biológica do Tinguá e em áreas vizinhas, com características semelhantes. (Apoio PETROBRAS AMBIENTAL)

Palavras-chave: Restauração ecológica; áreas degradadas; Mata Atlântica.

ÁREA 2: AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO DE PROJETOS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

ESTRUTURA DE COMUNIDADES DE MORCEGOS EM ÁREAS RESTAURADAS

JACOMASSA, F.A.F.¹; BERNARDI, A.P.²; MENDES, C.P.¹; ALVES, R.S.C.³; COSTA, T.C.S.⁴&PIZO, M.A.⁵

1- Programa de Pós-Graduação em Zoologia, UNESP, Rio Claro, SP, Brasil; 2-Programa de Pós-Graduação em Recursos Genéticos Vegetais, UFSC, Florianópolis, SC, Brasil; 3-Graduando em Ecologia, UNESP, Rio Claro, SP, Brasil; 4-Graduando em Ciências Biológicas, UNESP, Rio Claro, SP, Brasil; 5-Departamento de Zoologia, UNESP, Rio Claro, SP, Brasil.

fabioafj@gmail.com

Resumo: Muitos trabalhos foram feitos avaliando a flora de áreas restauradas, porém trabalhos com fauna são escassos. Com esse objetivo foi estudada a estrutura de comunidades de morcegos em três áreas restauradas de diferentes idades, estruturalmente semelhantes (área 1- 15 anos, 2- 26 anos e 3- 58 anos), uma natural (área 4) e outra peri-urbana (área 5) no estado de São Paulo. Usamos redes de neblina para captura de morcegos, de abril de 2011 a março de 2012, totalizando um esforço de 16200h.m² por área. Foram 646 capturas (49 recapturas) de 23 espécies. Phyllostomidae apresentou 13 espécies, Vespertilionidae nove e Molossidae uma. Espécies frugívoras representaram 52% das espécies (95,5% das capturas), insetívoras 43%, e 5% sanguinívoras. Na área 1 foram 46 capturas (2 recapturas) de 5 espécies, na 2 foram 173 (26) de 14 espécies, na 3 foram 264 (14) de 16 espécies, na 4 foram 49 (2) de cinco espécies, e na 5 foram 114 (5) de 10 espécies. As espécies mais abundantes foram *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818) (293 capturas) e *Sturnira lilium* (E. Geoffroy, 1810) (156), ocorrendo em todas as áreas; e *Carollia perspicillata* (Linnaeus, 1758) (105). ocorrendo nas áreas 2, 3 e 4. As espécies *Phyllostomus discolor* Wagner, 1843, *P. hastatus* (Pallas, 1767), *Histiotus velatus* (L. Geoffroy, 1824) e *Anoura geoffroyi* Gray, 1838 ocorreram em somente uma área (2, 3, 5 e 5 respectivamente) e foram pouco abundantes. A curva de acúmulo de espécies não estabilizou nas áreas 1, 4 e 5, mostrando que essas áreas necessitam maior esforço amostral. Nenhuma espécie ameaçada foi registrada. Houve maior abundância e riqueza nas áreas restauradas 2 e 3, não havendo diferenças significativas desses parâmetros entre essas áreas, mas sim similaridade (Sorensen 66%), havendo somente diferenças entre áreas quando estas foram comparadas às áreas 1 e 4 (Kruskal-Wallis chi-squared = 13.8748, df = 4, p < 0.05) com similaridade dessas áreas restauradas entre ~30% com a área 1 e ~50% com a 4. A espécie *C. perspicillata* só ocorreu nas áreas onde há presença de sub-bosque. As espécies *P. discolor* e *P. hastatus*, consideradas sensíveis às mudanças ambientais e indicadoras de qualidade ambiental, foram registradas nas áreas 2 e 3. Pelo menos para as áreas restauradas mais antigas a estrutura da comunidade de morcegos está equivalente, tanto na riqueza quanto na abundância, a outras áreas naturais do estado de São Paulo, no entanto mais trabalhos devem ser feitos para atestar o retorno da fauna às áreas restauradas. (Apoio: Capes)

Palavras-chave: Restauração de fauna, Santa Bárbara d'Oeste, Iracemápolis, Cosmópolis, Rio Claro.

TÉCNICAS INTERVENCIONISTAS E RELAÇÃO COM A CONCENTRAÇÃO DO CARBONO E NITROGÊNIO NO SOLO

VALLE, L.D.^{1,2}; BARRETO, M.G.¹; CASTELLI, K.R.^{1,2}; MOREIRA, M.Z.³ & SILVA, A.M. da¹

1– UNESP Campus Sorocaba, SP; 2– Alunos do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental – UNESP; 3– Laboratório de Ecologia Isotópica – CENA – USP – Piracicaba, SP.

ldvflorestal@gmail.com

Resumo: Neste estudo apresentamos informações sobre concentração de Carbono (C) e Nitrogênio (N) em solos de áreas de plantio de eucaliptos, submetidas a intervenções por técnicas de restauração de áreas degradadas. O projeto de restauração foi instalado há seis anos numa fazenda localizada no município de Bofete – SP, com a intenção de analisar quais os melhores resultados para as diferentes técnicas. Em uma das áreas aplicou-se a técnica da transposição de banco de sementes via serrapilheira. Numa segunda área houve a implantação de poleiros através de eucaliptos mortos em pé. Numa terceira área usou-se o método do abandono de eucalipto para desenvolvimento de sub-bosque. Uma quarta área, considerada área de referência (AR), compreende uma área coberta com remanescente de floresta natural. Para a análise foram coletadas trinta e duas (32) amostras de solo, oito (8) em cada uma das três (3) áreas que sofreram intervenção e outras oito (8) na AR. Em laboratório, as amostras foram secas em estufa a 60°C, destorroadas e passadas em peneira de 0,35mm. A fração <0,35mm foi transportada ao Laboratório de Ecologia Isotópica do CENA – USP para análise dos teores de carbono (C) e nitrogênio (N) por cromatografia gasosa, após queima da amostra em meio oxidante em um equipamento analisador Carlo Erba 1110. Foi verificada maior concentração de C nos solos da AR (média de 8,3 g.kg⁻¹). As áreas submetidas a intervenções apresentaram concentração de C na seguinte ordem: eucalipto - 56% menor do que a AR; seguido pelo banco de sementes (33%) e poleiro (21%). De maneira similar, os solos da AR também concentram mais N (valor médio 0,7 g.kg⁻¹). As áreas submetidas à intervenção seguiram o mesmo padrão do C, ou seja: eucalipto - 55% abaixo em relação à AR; banco de sementes - 36% abaixo e poleiro -15% abaixo. Os resultados baseados na concentração de C e N corroboram o reportado na literatura, ou seja, solos degradados levam geralmente mais do que seis anos para que a acumulação de C e N do solo fique em padrões similares a AR, chegando, em alguns casos, a duas décadas ou mais.

Palavras-chave: Concentração de C e N no solo, técnicas de restauração ecológica, qualidade do solo.

COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO COMO INDICADORES DE RESTAURAÇÃO EM UMA MATA CILIAR INUNDÁVEL NO RIO DAS VELHAS, MINAS GERAIS

LONDE, V.¹; SOUSA, H.C.¹ & KOZOVITS, A.R.¹

1- Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Biomas Tropicais, DEBIO, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG, Brasil.

vlonde.ecologia@gmail.com

Resumo: A vegetação é um parâmetro importante na classificação de habitats, pois as plantas são elementos conspícuos e estacionários do ecossistema, havendo relativa facilidade em sua mensuração e acompanhamento ao longo do tempo. No presente trabalho objetivou-se conhecer a estrutura do estrato arbóreo, a composição florística e as diferentes

formas de vida da vegetação, além de averiguar se as espécies implantadas estabeleceram-se com sucesso em um trecho de mata ciliar reabilitada às margens do Rio das Velhas, município de Sabará, MG, após cinco anos do plantio. Para tal, foram sorteadas 15 parcelas de 100 m², nas quais foram amostrados todos os indivíduos arbóreos e coletado material botânico fértil destes e de outros estratos da vegetação. Foram registrados 220 indivíduos arbóreos, pertencentes a 27 espécies, com altura média de 5,4 m, diâmetro de 7,4 cm e área basal total de 12547,1 m²ha⁻¹. Constatou-se que três das espécies arbóreas plantadas não se desenvolveram, enquanto outras três exóticas surgiram. Houve registros de arbustos, ervas e trepadeiras, com aumento de 76% na riqueza total de espécies, embora sendo a maioria composta por espécies infestantes. As espécies arbóreas mais abundantes foram *Croton urucurana* Baill. com 28 indivíduos, *Mimosa bimucronata* (DC.) Kuntze e *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F.Macbr., com 27 indivíduos cada, e *Samanea tubulosa* (Benth.) Barneby & J.W.Grimes com 21. Possivelmente as árvores da área têm ainda a crescer e a acumular biomassa, mas atenção especial deve ser dada às espécies exóticas estabelecidas, recomendando-se o manejo extensivo de ervas e arbustos invasores que podem comprometer a regeneração natural na floresta estudada. A estrutura e a composição florística foram indicadores úteis na avaliação da estrutura da área estudada, sendo recomendados para uso em outras pesquisas em áreas em processo de restauração.

Palavras-chave: Estrutura fitossociológica, formas de vida, indicadores vegetais.

ANÁLISE DA IMPORTÂNCIA DE TRÊS ESPÉCIES DE PLANTAS NA ATRAÇÃO DE AVES DISPERSORAS DE SEMENTES EM UM FRAGMENTO EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO, NO MUNICÍPIO DE PIRACICABA, SP

ROBINSON, V.^{1,2}; GODOY, F. I.¹; GABRIEL, V. A.¹ & PIZO, M.A.²

1- Casa da Floresta Assessoria Ambiental Ltda., Piracicaba, SP, Brasil; 2- Departamento de Zoologia. Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP), campus de Rio Claro, SP, Brasil.

vivian.estagio@casadafloresta.com.br

Resumo: A restauração de áreas degradadas pode beneficiar espécies típicas do ambiente original, com a expansão e criação de habitats, tornando-se uma ferramenta de extrema importância para a conservação. Frugívoros atraídos por plantas zoocóricas utilizadas em plantios não apenas podem dispersar sementes dessas plantas como também trazer sementes alóctones, promovendo a diversidade genética local. Assim, é fundamental entender as condições em que o processo de dispersão de sementes opera, a fim de subsidiar programas de recuperação ambiental. Além disso, o conhecimento sobre as relações interespecíficas é uma questão chave para promover a conservação de espécies da flora, da fauna e de suas interações. Este trabalho avaliou a importância das espécies: *Cecropia pachystachya* Trécul, *Schinus terebinthifolius* Raddi e *Trema micrantha* (L.) Blumena na atração de aves frugívoras em uma área de preservação permanente de 6,2 há, replantada em 2006, no município de Piracicaba, São Paulo. Apenas *C. pachystachya* foi utilizada no plantio, o que indica que as outras espécies foram introduzidas pela fauna. Observações focais foram realizadas em pelo menos dois indivíduos de cada espécie, totalizando dez horas de observação por espécie. Foram registradas 28 espécies de aves alimentando-se dos frutos. Os pássaros *Myiozetetes similis* (Spix, 1825), *Tangara sayaca* (Linnaeus, 1766), *Turdus leucomelas* Vieillot, 1818, e *Ramphocelus carbo* (Pallas, 1764) foram comuns entre as três espécies vegetais. Utilizando-se de uma adaptação da fórmula de Murray (2000), encontrou-se a importância de 0,10 para *C. pachystachya*, de

0,17 para *S. terebinthifolius* e de 0,73 para *T. micrantha*. O grande valor observado para essa última, em relação às outras, pode ser justificado pelo grande número de espécies visitantes e de relações exclusivas, especialmente com aves que são predominantemente insetívoras ou granívoras. A importância de *T. micrantha* para esse grupo foi de 0,91, o que provavelmente se deve à alta concentração de lipídios de seu fruto. Como as árvores frutificam no mesmo período, os resultados indicam que *T. micrantha* possui grande importância para a comunidade estudada. Logo, seu uso em plantios de restauração é recomendado, quando se objetiva a atração de maior número de espécies de aves. (Apoio: Casa da Floresta Assessoria Ambiental, UNESP-Rio Claro, Instituto de Pesquisa e Estudos Florestais - IPEF).

Palavras-chave: Restauração ecológica, dispersão de sementes, atração de aves frugívoras.

BIOLOGIA REPRODUTIVA DE MORCEGOS EM ÁREAS RESTAURADAS

JACOMASSA, F.A.F.¹

1- Programa de Pós-Graduação em Zoologia, UNESP, Rio Claro, SP, Brasil.

fabioafj@gmail.com

Resumo: A reprodução é um dos mecanismos chave para o reestabelecimento e resiliência de uma comunidade, podendo atestar, juntamente com outros parâmetros, a funcionalidade ecossistêmica. Estudos com fauna são importantes para colaborar com o conhecimento desse parâmetro em áreas restauradas. Com esse objetivo foi estudada a biologia reprodutiva de morcegos em três áreas restauradas de diferentes idades (área 1- 15 anos, 2- 26 anos e 3- 58 anos), uma natural (área 4) e outra peri-urbana (área 5) no interior do estado de São Paulo. Os animais foram capturados usando-se redes de neblina, de abril de 2011 a março de 2012, totalizando um esforço de 16.200h.m² por área. Foram considerados os status reprodutivos para fêmeas (grávidas, lactantes e pós-lactantes), bem como espécimes jovens das populações destas comunidades. Machos adultos, por estarem sempre aptos à reprodução e ainda haver dificuldades de detecção da sua aptidão reprodutiva em campo, foram desconsiderados. De um total de 646 capturas de 23 espécies de morcegos, 180 delas, de 11 espécies (três famílias: Molossidae, Phyllostomidae e Vespertilionidae), trouxeram informações sobre o status reprodutivo das espécies de morcegos nas cinco áreas (quatro espécies na área 1, seis na área 2, cinco na área 3, quatro na área 4, e quatro também na área 5), onde 10 espécies (das mesmas três famílias supracitadas) foram registradas reproduzindo nas áreas restauradas. Os estros das espécies registradas estão de acordo com a literatura mostrando que, pelo menos para estas espécies, as áreas restauradas oferecem condições à reprodução. Destaca-se um indivíduo jovem de *Phyllostomus discolor* Wagner, 1843 capturado na área restaurada 2. As espécies de sua subfamília (Stenodermatidae) são consideradas sensíveis às mudanças ambientais e indicadoras de qualidade ambiental. Este trabalho mostra que essas áreas restauradas estão oferecendo condições à reprodução de morcegos, desde espécies menos sensíveis à qualidade de habitat até mesmo aquelas mais exigentes e que, ao que tudo indica, pelo menos para esse parâmetro, estão cumprindo sua função. (Apoio: Capes)

Palavras-chave: Restauração de fauna, Santa Bárbara d'Oeste, Itacemópolis, Cosmópolis, Rio Claro.

MONITORAMENTO DA COMUNIDADE DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE EM UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA EM RESTAURAÇÃO

ROCHA, A.^{1,2}; HOMEM, D.R.¹ & LIMA, E.F. de¹

1- Casa da Floresta Assessoria Ambiental Ltda, Piracicaba, SP, Brasil; 2- Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, SP, Brasil.

alessandro.estagio@casadafloresta.com.br

Resumo: No último século, grande parte da formação vegetal nativa do estado de São Paulo foi convertida com intenso uso antrópico. A Mata Atlântica, bioma mais representativo do estado, possui, atualmente, apenas 11,4% de sua cobertura original, sendo mais de 80% constituída por fragmentos com menos de 50 ha. Essas áreas, embora de pequeno porte, são relevantes para a conectividade funcional da paisagem e a manutenção de populações de diversos grupos faunísticos. Nesse contexto, a restauração de áreas florestais tem um papel inexorável na manutenção e dispersão dos mamíferos de médio e grande porte, pois representam incremento de habitat e de corredores florestais. O monitoramento ocorre em um fragmento de 26,6 ha, onde se iniciou o processo de restauração em 2006, área pertencente ao Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais (IPEF), em Piracicaba, São Paulo. A coleta de dados foi iniciada em 2010, utilizando os métodos de transecção de pegadas, parcelas de areia e registros oportunos. As transecções totalizaram 52,3 km percorridos. As parcelas de areia foram distribuídas em oito linhas, cada uma com cinco parcelas de 50 x 50 cm, equidistantes a cada 10 m, checadas e limpas por quatro dias consecutivos. Foram realizadas 13 campanhas, totalizando 2080 parcelas•dia. Registramos até o momento 14 espécies de mamíferos de médio e grande porte, sendo 10 espécies silvestres nativas, duas exóticas e duas domésticas. Notamos o predomínio de espécies de hábito frugívoro (seis espécies): *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766), *Coendou prehensilis* (Linnaeus, 1758), *Didelphis albiventris* (Lund, 1840), *Eira barbara* (Linnaeus, 1758), *Mazama gouazoubira* (G. Fischer, 1814), *Nasua nasua* (Linnaeus, 1766) e *Procyon cancrivorus* (G. Cuvier, 1798); as quais podem contribuir para a dispersão de sementes autóctones e alóctones, auxiliando no processo de restauração florestal. Outro fator relevante é o registro de *Coendou prehensilis* (Linnaeus, 1758), que utiliza o estrato arbóreo para locomoção, o que destaca a efetividade da restauração florestal na área de estudo. Desta forma, a atividade de reflorestamento de nativas está contribuindo para a conectividade estrutural e funcional da paisagem, além de atuar no desenvolvimento gradual de alguns processos ecossistêmicos, evidenciados pelo uso direto e indireto do fragmento restaurado por mamíferos de médio e grande porte.

Palavras-chave: Restauração florestal, mastofauna, conectividade estrutural e funcional.

CRESCIMENTO DE ESPÉCIES NATIVAS EM UM PLANTIO DE RECUPERAÇÃO DE CERRADO SENTIDO RESTRITO NO DISTRITO FEDERAL

PASSOS, F.B.¹; OLIVEIRA, M.C.²; RIBEIRO, J.F.³; OLIVEIRA, F.F.⁴; SOUSA, S.R.⁵ & AQUINO, F.G.³

1- Doutorando em Biodiversidade e Biotecnologia, Rede Bionorte/Unemat, CampusNova Xavantina, MT, Brasil; 2- Universidade de Brasília, Faculdade UnB Planaltina, DF, Brasil; 3- Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, Brasil; 4- Mestre em Ecologia, Universidade de Brasília, DF, Brasil; 5- Mestranda em Ciências Florestais, Universidade de Brasília, DF, Brasil.

mcrisoliveira@unb.br

Resumo: Como parte do processo de geração de conhecimento sobre recuperação de áreas degradadas do bioma Cerrado, sobretudo para áreas de reserva legal, o objetivo desse estudo foi avaliar a sobrevivência e o desenvolvimento de espécies nativas savânicas e florestais, no período de cinco anos, em uma área de Cerrado sentido restrito do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) em Brasília, Distrito Federal. Foram plantadas 885 mudas pertencentes a 19 espécies nativas de usos múltiplos, que ocorrem naturalmente em ambientes savânico e florestal, com média de 46 mudas por espécie. A única exceção foi para a espécie *Solanum lycocarpum* A. St.-Hil. que foi plantada via semeadura direta. O plantio foi realizado em uma área de 1 hectare, com espaçamento de 3 x 3 m. Os resultados mostraram que as espécies savânicas, de maneira geral, apresentaram maior percentagem de sobrevivência e de desenvolvimento diamétrico ao longo do tempo, comparadas às florestais. Entretanto, estas apresentaram maior desenvolvimento de altura em relação às savânicas. *Solanum lycocarpum* destacou-se por apresentar altos índices de sobrevivência, de altura e diâmetro, no grupo savânico, em 2005 e 2009. Dentre as florestais, *Copaifera langsdorffii* Desf. e *Genipa americana* L. apresentaram elevada taxa de sobrevivência. *Inga cylindrica* (Vell.) Mart. e *Anadenanthera peregrina* (L.) Speg. destacaram-se por apresentar taxa de sobrevivência relativamente constante e considerável incremento de altura, nos dois períodos analisados. Tal consórcio mostrou-se promissor, pois pode acelerar a dinâmica sucessional de ambientes perturbados de Cerrado sentido restrito, uma vez que foram selecionadas espécies com características múltiplas, por exemplo, de atração de fauna e de uso comercial pela propriedade rural. (Apoio: Embrapa Cerrados, INMET, UnB/FUP)

Palavras-chave: Bioma Cerrado, área perturbada, mudas nativas, crescimento, sobrevivência.

ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO EM ÁREAS EM RECUPERAÇÃO AMBIENTAL NO MUNICÍPIO DE RIO BRILHANTE-MS

NOVAK, E.¹; CARVALHO, L.A.¹; OLIVEIRA, A.C.C.¹; HERNANDO, I.D.¹

1- Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, Campus Dourados, MS.

elainenovak_@hotmail.com

Resumo: A relevância do papel da conservação do solo está relacionado ao melhor entendimento dos processos que governam a sua funcionalidade, como os atributos físicos do solo, sendo também utilizados como indicadores da qualidade ambiental. O objetivo deste trabalho foi avaliar a qualidade do solo em áreas sob processo de recuperação ambiental, através de análises de seus atributos físicos. O trabalho foi conduzido no município de Rio Brilhante, estado de Mato Grosso do Sul (21°48'07" S/ 44°32'47" W). O solo é classificado como Latossolo Vermelho Eutrófico típico, de textura argilosa. De acordo com o sistema de classificação Köppen (Cwa), o clima é caracterizado como mesotérmico úmido, verões quentes e invernos secos. Foram selecionados para o estudo, como área testemunha, dois remanescentes de vegetação nativa, com fisionomia florística de área de transição entre Cerrado e Mata Atlântica e aqui identificados como N1 e N2 e sete áreas em recuperação ambiental, identificadas como Rec1 a Rec7, em uma área de cultivo de cana-de-açúcar, identificada como C1. Em cada área foram realizadas amostragens de forma aleatória em duas profundidades (0,00 – 0,15 m e 0,15 – 0,30 m) com cinco repetições. Foram avaliados os seguintes atributos físicos do solo: densidade do solo, resistência mecânica do solo à penetração (RMP), porosidade total, macroporosidade e microporosidade. Os dados foram submetidos à análise descritiva, adotando-se a comparação de médias a 5% de probabilidade, pelo teste de Scott-Knott, sen-

do os valores médios originados das cinco repetições ao acaso, submetidos também à técnica de análise multivariada, por meio da PCA, e à análise de agrupamento (cluster analysis). Os resultados obtidos mediante análise dos atributos físicos do solo indicaram que os remanescente de vegetação nativa e as áreas em recuperação, Rec1 e Rec7, apresentam melhores condições físicas do solo (em termos de compactação) nas diferentes profundidades avaliadas, pois, comparativamente, apresentam valores mais próximos aos encontrados no solo de vegetação nativa. Entretanto, avaliações dos atributos químicos e biológicos são fundamentais para que se possa realmente mensurar a qualidade do solo nas áreas em recuperação.

Palavras-chave: Atributos físicos do solo, qualidade do solo, recuperação de áreas degradadas.

AVALIAÇÃO DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS DO SOLO EM ÁREAS EM RECUPERAÇÃO AMBIENTAL EM UMA ÁREA DE TRANSIÇÃO ENTRE CERRADO E MATA ATLÂNTICA

NOVAK, E.¹; CARVALHO, L.A.¹; OLIVEIRA, A.C.C.¹; SANTOS, C.F.¹ & HERNANDO, I.D.¹

1- Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, *Campus* Dourados, MS.

elainenovak_@hotmail.com

Resumo: A intervenção humana em áreas anteriormente compostas por florestas acarretam mudanças nas características do solo. O objetivo deste trabalho foi avaliar a qualidade do solo como base nas alterações dos atributos químicos e microbiológicos em diferentes sistemas de uso do solo (vegetação nativa, recuperação ambiental e cultivo de cana-de-açúcar). Para isso, cinco amostras indeformadas de solo, nas profundidades de 0,00-0,15m e 0,15-0,30m, foram coletadas para avaliação dos atributos químicos e 0,00-0,10m para avaliação dos atributos microbiológicos nos diferentes sistemas, sendo sete áreas em recuperação ambiental, duas com vegetação nativa e uma com cultivo de cana-de-açúcar, todas localizadas em uma propriedade rural particular no município de Rio Brilhante, MS, em transição entre os Biomas Cerrado e Mata Atlântica. As variáveis químicas analisadas foram: matéria orgânica, carbono (C), pH em CaCl₂, CTC, soma de bases (SB), potássio, fósforo, magnésio, cálcio, saturação de base e acidez potencial. Os parâmetros microbiológicos analisados foram: CBMS, C-CO₂, qMIC e qCO₂. Os dados foram submetidos à análise descritiva, adotando-se a comparação de médias a 5% de probabilidade, pelo teste de Scott-Knott, sendo os valores médios originados das cinco repetições ao acaso submetidos à técnica de análise multivariada, por meio da PCA, e à análise de agrupamento (cluster analysis). Os resultados mostraram que os maiores valores de CTC do solo foram encontrados na camada de 0-0,15m, sob vegetação nativa e áreas em recuperação (Rec1, Rec3 e Rec5), devido à maior concentração de MOS. Com relação a V%, a área de cultivo de cana-de-açúcar apresentou os menores valores, isso porque a cana-de-açúcar extrai os nutrientes do solo, principalmente os cátions básicos, para o seu desenvolvimento de forma rápida. A substituição da vegetação nativa por sistema de cultivo de cana-de-açúcar causou uma importante redução média no CBMS, em torno de 77,4%, entretanto, a conversão da área de cana-de-açúcar em áreas em recuperação ambiental teve um aumento entre 50% e 69,17%. Embora o tempo de abandono das áreas em recuperação ambiental seja relativamente curto, o desenvolvimento da cobertura vegetal foi um fator muito importante para promover a melhoria da qualidade do solo e restauração de algumas das áreas estudadas. Entretanto, é necessária a implantação de técnicas que visam a minimizar os efeitos das espécies competidoras para que, a longo prazo, a estrutura vegetacional estabeleça.

Palavras-chave: Qualidade do solo, uso do solo, recuperação de áreas degradadas.

INFLUÊNCIA DE PARÂMETROS EDÁFICOS NA ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO ARBÓREA E REGENERANTE

COLMANETTI, M.A.A.¹; BARBOSA, L.M.¹; COUTO H.T.Z.²; CASAGRANDE, J.C.³; SHIRASUNA, R.T.¹ & ORTIZ, P.R.T.¹

1- Instituto de Botânica de São Paulo. São Paulo, SP, Brasil; 2- Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ – USP). Piracicaba, SP, Brasil; 3- Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR). Araras, SP, Brasil.

michelcolmanetti@gmail.com

Resumo: O solo exerce grande influência em diversos aspectos da vegetação. No caso de reflorestamentos visando à restauração ecológica, os parâmetros do solo influenciam o desenvolvimento das mudas plantadas e dos espécimes que ocorrem naturalmente por meio da regeneração. Neste estudo, foram analisadas as relações entre as características químicas e físicas do solo, com a vegetação do estrato arbóreo e do estrato regenerante, da Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), em Mogi-Guaçu/SP. Os solos presentes na área foram classificados como Latossolo e Argissolo. As amostragens foram realizadas em 20 subparcelas (12,5 x 18 m), locadas em 20 parcelas permanentes, estabelecidas no início do reflorestamento. O diagrama de ordenação resultante da análise de componentes principais (PCA) não revelou agrupamentos das parcelas para as propriedades químicas e físicas do solo, no entanto, observou-se uma variação na fertilidade entre as parcelas, independente da classe de solo. A estrutura dos estratos arbóreo e regenerante também não foi influenciada pela diferentes classes de solo, presentes na RPPN. Entre as variáveis químicas e físicas, apenas densidade do solo apresentou limites críticos para o desenvolvimento das plantas, porém não se detectou, com base nas análises estatísticas, correlação com a vegetação. Houve maior número de correlações dos parâmetros do solo com a altura média do estrato arbóreo e a densidade (número de indivíduos ha⁻¹) do estrato regenerante. A saturação por alumínio (m%) apresentou correlação negativa com a altura média do estrato arbóreo, nas camadas mais profundas, 20-40 cm, e com a densidade (número de indivíduos ha⁻¹) do estrato regenerante, nas camadas mais superficiais, 0-10 e 0-20 cm. Destaca-se o maior número de variáveis do solo que correlacionaram positivamente, do que as que correlacionaram negativamente com parâmetros de estrutura da vegetação, ressaltando-se que estas variáveis não limitaram o desenvolvimento da vegetação. Concluiu-se que a qualidade dos parâmetros químicos e físicos do solo está associada ao seu histórico de uso e, no caso da RPPN, o solo pode não impor restrições ao crescimento da vegetação de um reflorestamento, para uma área com histórico de uso para agricultura e silvicultura, desde que sejam realizados os tratamentos culturais adequados no plantio de espécies nativas. (Apoio: CNPq e InternationalPaper/Brasil)

Palavras-chave: Restauração ecológica, solos, estrato arbóreo, estrato regenerante.

MONITORAMENTO DE UMA FLORESTA ATLÂNTICA URBANA RESTAURADA NO MUNICÍPIO DO RIO DE JANEIRO/RJ

MULER, A.E.¹ & BRAGA, J.M.A.¹

1- Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. Brasil.

aemuler@gmail.com

Resumo: Um dos grandes desafios da área de restauração consiste em como avaliar o sucesso dos projetos de restauração já implementados. Uma das formas é monitorar a área restaurada e compará-la a uma área conservada que sirva de referência. Dessa forma, o mo-

monitoramento é uma importante atividade para avaliar o sucesso de projetos de restauração e contribuir para a conservação das florestas tropicais. Neste contexto, este estudo monitorou 55 hectares de floresta urbana restaurada no município do Rio de Janeiro, que possui idade de 20 anos e que teve 76 espécies plantadas. Objetivou-se avaliar o sucesso da restauração por meio da comparação da estrutura, riqueza e diversidade do plantio às de uma floresta conservada adjacente. Para isso foram alocadas 30 parcelas de 10mx10m em cada uma das áreas. Para compor o estrato arbustivo-arbóreo foram incluídos os indivíduos com DAP $\geq$ 5cm (DAP = diâmetro à altura do peito - 1,3m do solo). Para inventariar os indivíduos juvenis, com DAS $\geq$ 1cm (DAS = diâmetro à altura do solo) e DAP < 5cm, foi alocada uma subparcela de 5mx5m em cada parcela de 10mx10m. Na avaliação do estrato arbustivo-arbóreo da área restaurada foram registradas 62 espécies pertencentes a 19 famílias. Já na área conservada foram registradas 71 espécies pertencentes a 31 famílias. Obteve-se para a composição arbustiva-arbórea da área restaurada um índice de diversidade de Shannon de $H' = 3,238$ e para a área conservada, um de $H' = 3,726$. O índice de equabilidade de Pielou da área restaurada foi $J' = 0,784$ e o da área conservada, $J' = 0,874$. O estrato arbustivo-arbóreo das duas áreas apresentou uma similaridade de 0,11 (Índice de Jacard). Na avaliação do estrato juvenil da área restaurada foram registradas 59 espécies pertencentes a 24 famílias. Já na área conservada foram registradas 69 espécies pertencentes a 31 famílias. Obteve-se para o estrato juvenil da área restaurada um índice de diversidade de Shannon de $H' = 3,106$ e para a área conservada, um de $H' = 3,578$. O índice de equabilidade de Pielou da área restaurada foi $J' = 0,778$ e o da área conservada, $J' = 0,845$. O estrato juvenil das duas áreas apresentou uma similaridade de 0,13 (Índice de Jacard). Os próximos estudos a serem desenvolvidos objetivam avaliar a composição do estrato regenerante da mesma área, com a finalidade de avaliar a dinâmica da floresta em desenvolvimento. (Apoio: Capes e FAPERJ)

Palavras-chave: Avaliação, padrões de sucesso, indicadores ecológicos, sucessão florestal.

CHUVA DE SEMENTES EM DIFERENTES SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL NO MUNICÍPIO DE BOTUCATU/SP

FIDELES, D.M.¹; ENGEL, V.L.¹ & MATTOS, E.C.¹

1– Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. Botucatu, SP, Brasil.
fideles.danila@gmail.com

Resumo: Um dos indicadores mais importantes a serem avaliados na restauração ecológica é a chuva de sementes. O conhecimento das espécies que estão se dispersando (e quando isso ocorre), aliado às informações de banco de sementes e de recrutamento de plântulas, permitem verificar possíveis barreiras que impeçam a continuidade do processo de sucessão nos ecossistemas em restauração. Este conhecimento pode ainda auxiliar na definição de estratégias de manejo adaptativo para áreas em restauração. Objetivamos com este trabalho analisar a composição e a sazonalidade da chuva de sementes de cinco diferentes modelos de restauração florestal em Botucatu-SP, em comparação a uma mata nativa de referência, a saber: T1 (controle); T2 (semeadura direta com 5 espécies de rápido crescimento); T3 (sistema agroflorestal “taugya” modificado com plantio de 20 espécies); T4 (consórcio de 25 espécies comerciais para madeira e lenha); T5 (plantio de alta diversidade com 40 espécies), num desenho em blocos ao acaso com 3 repetições e parcelas de 0,25 ha. Foram utilizados 4 coletores de 0,25m² de área amostral por parcela, num total de 72, para deposição da chuva de sementes, com coletas mensais por um ano. O material foi triado e os propágulos coletados foram classificados por morfoespécies, tamanho e síndrome

de dispersão, bem como quantificados e pesados. A chuva de sementes apresentou sazonalidade em relação à quantidade de sementes, ocorrendo maior deposição na estação chuvosa, e menor na estação seca. Na estação seca predominaram as sementes anemocóricas, representadas pelos propágulos de menores classes de tamanho. Em relação à deposição e riqueza de espécies, o número de propágulos dispersando-se seguiram a ordem: $T1 > T2 > T3 > T4 > T5$ > mata, mas a riqueza de espécies dispersando-se seguiu padrão inverso. Assim, apesar da influência da sazonalidade climática e do grau de abertura do dossel no número de propágulos dispersos, a riqueza e a complexidade do dossel afetam sua composição e riqueza de espécies. (Apoio: FAPESP)

Palavras-chave: Dispersão de sementes, regeneração natural, restauração ecológica, floresta estacional semidecidual, reflorestamento.

ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO IMPLANTADA EM ÁREA RECUPERADA SOBRE CAVA DE AREIA EM SÃO PAULO, SP

GONZALO, D.A.D.¹ & GOMES, E.P.C.²

1- Universidade de Santo Amaro, São Paulo, SP, Brasil; 2- Instituto de Botânica, São Paulo, SP, Brasil.
epcgomess@yahoo.com.ar

Resumo: A mineração é caracterizada como uma atividade econômica fundamental que sustenta setores básicos do país como as indústrias cerâmicas, cimenteira, vidreira, agricultura e construção civil. Nas minas de areia, a extração consiste em decapeamento do solo, seguido por lavra de desmonte hidráulico, da qual os rejeitos são depositados em bacias de decantação. A recuperação natural da vegetação é muito lenta pela falta de solo adequado e, em muitos casos, o processo de sucessão pode deter-se por décadas antes que a matéria orgânica e a estrutura do solo sejam restabelecidas. Para minimizar este impacto, a legislação exige e orienta a restauração da vegetação nativa nestes locais submetidos a esta atividade. Neste trabalho avaliamos a estrutura da vegetação após 9 anos de plantio, em área degradada por mineração de areia, no município de São Paulo. Procuramos determinar quais das espécies utilizadas estabeleceram-se melhor na área. Numa cava de extração desativada de 1.110 m², cerca de 150 indivíduos foram plantados. Na reamostragem todos os indivíduos lenhosos com DAP $\geq 2,0$ cm foram registrados e tiveram material reprodutivo e/ou vegetativo coletado. Foram encontrados 219 indivíduos vivos e um morto, e um total de 31 espécies das quais uma não identificada. O número de espécies foi ligeiramente superior ao utilizado no plantio. Mais de 70% dos indivíduos são de espécies dos estágios iniciais de sucessão. Quatro espécies apresentaram indivíduos com mais de 6 m de altura após os nove anos de plantio. As espécies que apresentaram o maior sucesso no estabelecimento são dos estágios iniciais de sucessão.

Palavras-chave: Mineração, plantio de nativas, restauração

MONITORAMENTO DA COMUNIDADE VEGETAL DE REMANESCENTE DE MATA ATLÂNTICA EM RESTAURAÇÃO NA REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO

KONDRAT, H.¹; ARAGAKI, S.¹; GOMES, E.P.C.¹

1- Instituto de Botânica, São Paulo, SP, Brasil
hebbekon@hotmail.com

Resumo: A restauração e conservação de remanescentes florestais são dependentes do entendimento da dinâmica das comunidades. Mudanças nas taxas demográficas de comu-

nidades vegetais podem ser avaliadas a partir de estudos de longa duração em ambientes com diferentes históricos de perturbações. Diversos estudos em florestas tropicais maduras têm registrado as taxas de mortalidade e recrutamento de árvores na busca de informações sobre a dinâmica e a estrutura das comunidades. São necessários também estudos em florestas urbanas em restauração, dedicados aos estratos inferiores, representativos da regeneração florestal e, possivelmente, mais sensíveis e dinâmicos às perturbações. O objetivo do trabalho foi avaliar a dinâmica de diferentes classes de tamanho de árvores e arbustos em remanescente florestal urbano em monitoramento. O estudo foi desenvolvido em 10 transecções permanentes de 2 m x 50 m, instaladas em 2006, em uma das áreas consideradas em melhor estado de conservação no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga em São Paulo, SP. Todos os indivíduos arbustivos e arbóreos com ao menos um caule de diâmetro a 1,3 m do solo (DAP) $\geq 2,5$ cm foram amostrados. No local, 10 subtransecções de 1 m x 50 m também foram consideradas para a amostragem dos indivíduos do sub-bosque com DAP $< 2,5$ cm e altura > 1 m. Em 2012, foram quantificados os indivíduos mortos, os recrutados e calculadas as taxas de mortalidade e recrutamento das classes de árvores e arbustos com DAP $< 2,5$ cm, $2,5 \leq \text{DAP} \leq 5$ cm e DAP > 5 cm. As classes de maior e menor tamanho apresentaram as maiores taxas de mortalidade no período estudado. A classe dos indivíduos menores foi a mais dinâmica, com as maiores taxas de recrutamento. A morte de exemplares grandes favoreceu a entrada de luz no estrato inferior da floresta e o recrutamento dos indivíduos pequenos. A regeneração de espécies tardias foi a predominante. O processo de restauração passiva está sendo efetivo. Não há a necessidade de enriquecimento com espécies, entretanto, a área deve permanecer protegida. O remanescente florestal, apesar de isolado e com entorno totalmente urbanizado, apresenta rica biodiversidade, importante fonte de propágulos para processos de restauração em áreas próximas. (Apoio: CAPES e CNPQ processo nº 475831/2012-8)

Palavras-chave: Demografia, parcelas permanentes, *turnover*, dinâmica florestal.

DECOMPOSIÇÃO DA SERRAPILHEIRA EM DOIS TRECHOS DE FLORESTA ATLÂNTICA, NO PARQUE ESTADUAL DAS FONTES DO IPIRANGA, SÃO PAULO, SP

VIEIRA, M.O.¹; SANTOS, A.R.¹; GOMES, E.P.C.¹ & LOPES, M.I.M.S.¹

1- Instituto de Botânica. São Paulo, SP, Brasil.

meire_o.v@hotmail.com

Resumo: O conhecimento dos processos relacionados ao aporte e decomposição da serrapilheira é considerado um valioso instrumento para estudos de diagnóstico ambiental e da intensidade dos impactos naturais ou antrópicos, permitindo a comparação entre diferentes sistemas por meio de parâmetros quantitativos de seu funcionamento. O presente trabalho teve como objetivo estimar e comparar a decomposição da serrapilheira em dois trechos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), sendo um deles com o sub-bosque dominado pelo bambu *Aulonemia aristulata* (Döll) McClure, no Parque de Ciência e Tecnologia (CienTec) e o outro, sem o domínio desta espécie, na floresta do Instituto de Botânica (IBt). O PEFI possui área total em torno de 520 ha e constitui-se em uma ilha florestal no sul da cidade de São Paulo. Para avaliar a razão de decomposição da serrapilheira acumulada sobre o solo foi utilizado o método do recobrimento do material, que envolve a comparação entre as quantidades de serrapilheira existentes no tempo 0 (zero) e após um intervalo de tempo (Δt), evitando-se a adição do material produzido pela copa das árvores por meio de telas de náilon de 2 mm. As amostragens foram realizadas no tempo zero (julho de 2011) e aos 3, 6, 9 e 12

meses (junho de 2012) de recobrimento da camada de serrapilheira, completando um ano de decomposição. O material coletado foi separado nas frações: O1 (folhas e partes lenhosas), bambu (folhas e colmos), O2 (material decomposto não identificável) e raízes. Do estoque inicial total acumulado sobre o solo (IBt 9.431 ± 1.764 kg/ha e CienTec 5.867 ± 782 kg/ha) 46% foi decomposto em um ano em ambas as áreas. A fração foliar e lenhosa (O1) apresentou 83% de decomposição, restando, após um ano, 1.452 ± 301 kg/ha no IBt e 944 ± 201 kg/ha no CienTec. A taxa de decomposição da serrapilheira de bambu foi mais elevada na floresta do IBt (81%) que na do CienTec (63%), onde é maior a presença de *Aulonemia aristulata*, sugerindo ser um material mais resistente à degradação. A fração O2, já decomposta, aumentou em torno de 1.200% em ambas as áreas. A biomassa estimada de raízes na camada de serrapilheira foi maior na área do IBt (885 ± 337 kg/ha) que na do CienTec (702 ± 158 kg/ha). Apesar da diferença de estoque inicial acumulado sobre o solo, ambos os trechos apresentaram taxas semelhantes de decomposição da serrapilheira e em torno de 46% ao ano. (Apoio: CNPq processo nº 475831/2012-8)

Palavras-chave: Floresta Atlântica, ciclagem de nutrientes, serrapilheira acumulada, matéria orgânica.

ACOMPANHAMENTO E MONITORAMENTO DO PROCESSO DE REGENERAÇÃO NATURAL DE UM FRAGMENTO FLORESTAL NO ESTADO DE MATO GROSSO DO SUL

CABREIRA, R.P.S.¹; BOGARIM, E.P.A.¹; HORBACH, M.S.¹ & PAULUS, L.A.R.¹

1-Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, MS, Brasil.

ps.ropsil@gmail.com

Resumo: O ritmo desenfreado das atividades econômicas vem causando ao meio ambiente danos muitas vezes irreversíveis. Recuperar uma área degradada significa devolver a ela sua integridade física e capacidade produtiva (função), independente da condição existente antes da degradação. O monitoramento da qualidade do ambiente em processo de reabilitação é o principal instrumento de avaliação das etapas que constituem um Plano de Recuperação de Áreas Degradadas - PRAD, bem como da sustentabilidade destas áreas, após a implementação das medidas corretivas e mitigadoras. O objetivo do presente trabalho é acompanhar o processo de regeneração natural de um fragmento florestal presente no município de Dourados-MS. Toda a coleta de dados foi feita com base nas informações obtidas em campo e observações feitas por funcionários e visitantes. Para a avaliação dos indicadores foi levada em consideração a integridade do solo, composição da vegetação, aparição da fauna e presença de fragmentos da formação de interesse a uma distância de até 100 metros. As saídas a campo foram realizadas trimestralmente, totalizando quatro visitas ao ano, período em que foi desenvolvido o relatório de acompanhamento da área. A indução à regeneração natural e atração de espécies dispersoras de sementes mostram-se altamente eficientes, a partir do momento em que pode ser percebida a presença de animais e da cobertura do solo. A participação dos visitantes e funcionários na busca de indicadores de qualidade ambiental foi uma ferramenta bastante importante nesse processo e de fácil identificação, uma vez que esses indicadores são, na maioria das vezes, visuais e descritivos.

Palavras-chave: Acompanhamento e monitoramento, recuperação de áreas degradadas, medidas mitigadoras.

AS AVES COMO UMA FERRAMENTA CHAVE PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DA BACIA MÉDIA DO RIO BOGOTÁ, COLÔMBIA

LAVERDE, D.O.¹; CONTRERAS-RODRÍGUEZ, S.^{1,2}; CAMARGO, P.^{1,3} & CHAPARRO, S.¹

1- Associação Ornitológica de Bogotá, Bogotá, Colômbia; 2- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil; 3- Universidad Nacional de Colômbia, Bogotá, Colômbia.

sandracontrerasrodriguez@yahoo.com

Resumo: Embora a conectividade sócio-econômica e ecológica, o rio Bogotá, que é um dos principais rios da Colômbia, tem sido afetado pelo manejo inadequado de resíduos sólidos e líquidos, e pela ocupação de seu curso, principalmente na bacia média. Este envolvimento tem criado alterações e prejuízos em seus componentes, como é o caso das aves, que desempenham um papel nos ecossistemas, como a dispersão de sementes, polinização, controle populacional e decomposição de cadáveres, o que implica no fornecimento de bens e serviços para a humanidade. Portanto, a Corporação Autônoma Regional de Cundinamarca, como uma das autoridades ambientais da Colômbia, está realizando o Controle de Inundações e Recuperação da Bacia Média, com a participação ativa de Associação Ornitológica de Bogotá fazendo a avaliação do estado e conservação das comunidades de aves e habitats. O objetivo deste trabalho é caracterizar a comunidade de aves da bacia média, identificando ações de conservação e restauração ecológica. Para isto, a equipe da associação está fazendo a caracterização dos pássaros, a formulação de estratégias de restauração, do monitoramento e avaliação do processo de restauração ecológica, e a estratégia de educação ambiental. Até o momento, nos 68 km se tem registro de 38 espécies de aves, destacando-se a presença da ‘tingua bogotana’ (*Rallus semiplumbeus*) e da ‘tingua de bico verde’ (*Gallinula melanops bogotensis*), ambas endêmicas e ameaçadas de extinção. Portanto, estão sendo consideradas as estratégias para reestruturar as exigências de hábitat (restauração ecológica) e enriquecer outras áreas para outras espécies (reabilitação e recuperação ecológica). Dentre os critérios para a formulação destas estratégias, tem-se em conta a história de intervenção e distúrbio, as metas de restauração e o estado atual da área (fatores bióticos, abióticos e sociais que limitam o avanço do processo sucessional natural).

Palavras-chave: Aves, restauração ecológica, bacia hidrográfica, Colômbia.

ANÁLISE DA APLICAÇÃO DE TÉCNICAS DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS EM PROJETOS APRESENTADOS A SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO RS

GUIMARÃES, L.S.^{1,2} & URRUTH, L.M.^{2,3}

1- Centro Universitário La Salle – UNILASALLE – RS; 2- Secretaria Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul – SEMA; 3- PPG Biologia Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS – RS.

luzinha-guimaraes@hotmail.com

Resumo: Os distúrbios florestais de origem antrópica vêm ocorrendo em maior escala, intensidade e frequência do que os distúrbios naturais. Esse desequilíbrio afeta a capacidade de resiliência das comunidades vegetais. A Lei 9.985/2000 diferencia os conceitos de recuperação (condição de não degradação) e restauração (condição de proximidade ao original). No RS, os projetos de restauração de áreas degradadas-PRAD que visam à reparação de danos ambientais precisam ser apresentados na Secretaria Estadual do Meio Ambiente-SEMA, passando por análise, aprovação e monitoramento durante sua execução. Diversas

técnicas de recuperação ou restauração de vegetação podem ser empregadas, dependendo dos tipos de dano, e das características físicas e bióticas locais. O objetivo deste trabalho é avaliar a adequação das técnicas propostas em PRAD, frente aos tipos de danos cometidos e às características das áreas degradadas. Foram analisados 58 PRAD protocolados na SEMA, e extraídas as variáveis: tipo do dano, de vegetação, e técnica empregada. Observou-se que 66% dos projetos decorrem de dano ambiental por corte raso de vegetação, 13% por uso de fogo, 13% por corte seletivo, 7% por mineração, e 1% de outros casos. Em 69% dos casos, os danos foram cometidos sobre matas ciliares. As técnicas mais frequentemente propostas foram o reflorestamento-REF (60%), condução da regeneração natural-CRN (21%), adensamento (12%), e enriquecimento (7%). As espécies mais frequentes em REF foram *Eugenia uniflora* L., *Luehea divaricata* Mart. & Zucc. e *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan. As técnicas empregadas nos projetos analisados muitas vezes não corresponderam àquelas originalmente propostas. Apenas 68% dos projetos que propuseram REF aplicaram a técnica. Por outro lado, praticamente o dobro dos projetos que propuseram a CRN de fato utilizou tal técnica, evidenciando a preferência por REF à CRN. Os projetos analisados podem ser entendidos como de recuperação, visto que buscam a mitigação dos danos, não visando à restauração da vegetação. A comprovação do sucesso da técnica empregada ficou comprometida porque apenas 62% dos projetos passaram por monitoramento. A preferência por CRN ao REF deve-se provavelmente ao baixo custo e pouca mão-de-obra. As três espécies mais indicadas em REF são típicas de vegetação secundária inicial, portanto adequadas para plantios a sol pleno. E sua indicação também se deve à grande amplitude ecológica que possuem e alta disponibilidade em viveiros no Estado.

Palavras-chave: Gestão ambiental pública; métodos de restauração; restauração florestal.

AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO DA VEGETAÇÃO DE UMA ÁREA EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO, PIRACICABA, SP

FORMENTON, N.C.¹; BENEDETTI, F.A.¹; JARDIM, C.B.¹; DUCATTI, M.¹; VASCONCELOS, A.A.¹

1- Casa da Floresta Assessoria Ambiental Ltda. Piracicaba – SP.

felipe.estagio@casadafloresta.com.br

Resumo: A partir da década de noventa, intensificaram-se as iniciativas de recuperação de áreas degradadas e o conceito de restauração ecológica começou a ser cada vez mais aplicado. Nesse sentido, a avaliação e monitoramento de projetos de restauração tornam-se imprescindíveis para constatar se as técnicas aplicadas estão sendo eficientes. Dentro deste contexto, o presente estudo foi desenvolvido com o objetivo de monitorar a dinâmica da vegetação, avaliando a composição e estrutura de uma área em processo de restauração no município de Piracicaba-SP. O sítio estudado corresponde a uma área de preservação permanente restaurada há 7 anos, de 6,18 ha, na qual foram utilizadas 81 espécies nativas em um sistema de plantio convencional. Três anos e meio após o plantio, em 2010, foram alocadas 36 parcelas permanentes de 5 x 10 m, distantes 50 m entre si, onde foi realizado o levantamento fitossociológico dos indivíduos arbóreos (CAP ≥ 10 cm), e do estrato regenerante (CAP ≤ 10 cm, altura entre 20 cm e 1 m) avaliado em subparcelas de 25 m², as quais foram reamostradas em 2012. Ao comparar o estrato arbustivo-arbóreo entre os dois períodos amostrados, observou-se um incremento no porte da vegetação, com evolução do diâmetro médio de 3,96 cm, em 2010, para 7,90, em 2012, e um aumento na altura média e área basal de 2,08 m e 2,92 m²/ha, respecti-

vamente. Por outro lado, houve redução no número de indivíduos arbóreos, passando de 417 a 338, no entanto com um incremento no número de espécies, subindo de 67, em 2010, para 79, em 2012. Com relação ao estrato regenerante, observou-se uma redução significativa na diversidade de espécies, com perda de 19 famílias e 35 espécies. Tal motivo pode ser associado à morte de espécies herbáceas de ciclo anual e à herbivoria da superpopulação de capivaras presente na área estudada. O estrato regenerante é densamente colonizado pelo ipê-de-jardim (*Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth.), que apesar de ter sua densidade absoluta reduzida, tem potencial invasivo bastante conhecido e é ainda a espécie mais abundante dentre os regenerantes. Para a obtenção de respostas mais robustas foi iniciado o monitoramento da chuva de sementes e o estudo fenológico das espécies mais representativas presentes no local. (Apoio: Casa da Floresta Assessoria Ambiental e Instituto de Pesquisa e Estudos Florestais – IPEF)

Palavras-chave: Restauração ecológica, monitoramento de áreas restauradas, espécies nativas.

RESTAURAÇÃO DE FLORESTAS DE PRODUÇÃO NO ACRE COM PLANTIOS DE ENRIQUECIMENTO EM CLAREIRAS

ARAUJO, H.J.B.¹; CORREIA, M.F.¹ & MACIEL, A.T.N.¹

1 - Embrapa Acre. Rio Branco, AC, Brasil.

henrique.araujo@embrapa.br

Resumo: A exploração seletiva praticada na Amazônia brasileira tem empobrecido a floresta e a capacidade de regeneração das espécies madeireiras de valor comercial. Essa situação tende a se agravar e tornar-se irreversível. Por meio de técnicas de restauração, florestas exauridas podem ser conduzidas de maneira a minimizar esses efeitos. O plantio de mudas é um método rápido e eficiente de restauração, pois são melhores as condições de adubação, luminosidade, espaçamento e tratos de condução. Este trabalho objetiva descrever os métodos e os resultados preliminares de plantios de enriquecimento em clareiras de florestas destinadas à produção sustentável nos seringais Cachoeira (Xapuri-AC) e Filipinas (Brasiléia-AC) e na RL da Embrapa Acre (Rio Branco-AC). Foram utilizadas dez espécies consideradas sob pressão exploratória, portanto, em processo de escassez: amarelão (*Aspidosperma parvifolium* A.DC.), angelim (*Hymenolobium* sp.), cedro (*Cedrela odorata* L.), cerejeira (*Amburana acreana* (Ducke) A.C.Sm.), freijó (*Cordia alliodora* (Ruiz & Pav.) Cham.), ipê (*Tabebuia serratifolia* (Vahl) G. Nichols.), itaúba (*Mezilaurus itauba* (Meisn.) Taub. ex Mez), jatobá (*Hymenaea courbaril* L.), mogno (*Swietenia macrophylla* King) e timbaúba (*Enterolobium maximum* Ducke). Os plantios foram em linhas com o espaçamento de 5,0 m x 5,0 m (entre linhas e mudas), sendo aleatória a distribuição das espécies e posições dentro das clareiras. Foram utilizadas 100 clareiras de diferentes tamanhos (de 78,5 m² a 1.319,5 m²), com média de 319,8 m². Os plantios foram entre outubro/2011 a março/2012 e totalizaram 1.273 mudas, com distribuição equitativa entre as dez espécies. Os primeiros tratamentos de condução e o monitoramento foram entre outubro e novembro/2012. A taxa de sobrevivência, após onze meses, foi de 76,5%, significando mortalidade de 23,5%. Entre as mudas sobreviventes, 44,5% foram classificadas como saudáveis e 55,5% debilitadas, entre essas últimas, 66,6% foram atacadas por insetos. A altura média inicial das mudas era de 0,35 m e o diâmetro médio do talo de 0,55 cm e, onze meses após, a altura média de 0,54 m e o diâmetro médio do talo de 0,79 cm, significando crescimento médio de 0,19 m (54,3%) para a altura e de 0,24 cm (43,6%) para o diâmetro do talo. Considera-se

a taxa de sobrevivência satisfatória, dado que as mudas ficaram expostas, sem qualquer defesa química ou física, às adversidades naturais de florestas com alta diversidade de organismos fitófagos e patogênicos.

Palavras-chave: Regeneração florestal, espécies florestais amazônicas, exploração florestal seletiva.

ANÁLISE DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA ATRAVÉS DE INDICADORES EM ÁREA DE REFLORESTAMENTO NO PARQUE ESTADUAL MATA DOS GODOY, LONDRINA, PR

CARDOSO, L.B.¹ & QUEIROGA, J.L. de²

1- Universidade Estadual de Londrina. Londrina, PR, Brasil; 2-Embrapa Meio Ambiente. Jaguariúna, SP, Brasil.
libiouel@hotmail.com

Resumo: Os projetos de restauração de áreas degradadas têm por finalidade planejar a implantação de um novo ecossistema em áreas onde a cobertura vegetal foi parcial ou integralmente suprimida. Para acompanhar projetos de restauração torna-se imprescindível a definição e aplicação de indicadores que permitam verificar se seus objetivos estão sendo alcançados. Este estudo teve por objetivo analisar o processo de restauração ecológica de um reflorestamento com espécies nativas denominado “Projeto Primavera” no Parque Estadual Mata dos Godoy através da aplicação de um protocolo de monitoramento de áreas em restauração por uma matriz universal de indicadores ecológicos, definida pela Secretaria de Estado do Meio Ambiente de São Paulo (SMA), a fim de obter o grau de desenvolvimento deste ecossistema. Em uma área mais homogênea deste reflorestamento foram alocadas 5 parcelas amostrais de 12m x 12m para coleta de dados. Quatro indicadores universais foram analisados: cobertura do solo, estratificação, fitofisionomia (entendido como estágio sucessional) e presença de espécies lenhosas invasoras. A coleta de dados ocorreu em dezembro de 2011 e os resultados obtidos foram avaliados com base nos critérios de conformidade também estabelecidos pela SMA, que definem valores de referência para avaliação dos diferentes indicadores em função do tempo de implantação do projeto. Os resultados foram os seguintes: para o indicador cobertura de solo, definido a partir da medida linear da projeção das copas das árvores marcadas em cada parcela, o valor final de porcentagem foi superior a 80% e correspondeu a uma conformidade considerada adequada, isto é, não é necessário nenhum tipo de intervenção adicional. Quanto à estratificação, a área estudada possui dois estratos, um mais uniforme e outro com algumas espécies emergentes. Quanto ao indicador fitofisionomia, definido como a aparência apresentada por uma comunidade, de acordo com a metodologia utilizada, as observações realizadas indicaram que a comunidade encontrava-se em estágio sucessional capoeirinha/capoeira. Os indicadores estratificação e fitofisionomia demonstraram que a área analisada corresponde a uma conformidade considerada adequada. Não se observou a presença de espécies lenhosas invasoras na área, o que também é considerado adequado. De forma geral, os resultados obtidos a partir dos quatro indicadores analisados demonstraram que o projeto de restauração avaliado está alcançando os objetivos esperados.

Palavras-chave: Reflorestamento, restauração ecológica, indicadores ecológicos, monitoramento.

AVALIAÇÃO DA FRAGMENTAÇÃO DE HABITATS, A PARTIR DO ÍNDICE DE PROXIMIDADE

SILVA, R.A.¹; PEREIRA, J.A.A.¹; BARROS, D.A.¹; BORGES, L.A.C.¹ & GUIMARÃES, J.C.C.¹

1- Departamento de Ciências Florestais – Universidade Federal de Lavras. Lavras, MG, Brasil.

rossi Allan@gmail.com

Resumo: A fragmentação das florestas tropicais causa diminuição da biodiversidade, neste contexto, os estudos da paisagem em relação ao monitoramento do isolamento e a perda de área dos fragmentos se fazem necessários. O objetivo do trabalho foi avaliar espacialmente os fragmentos de Mata Atlântica nas nascentes da bacia hidrográfica do rio das Velhas, para subsidiar projetos de restauração ecológica, utilizando o índice de proximidade (PROX). O PROX é um índice adimensional e relaciona a proximidade e as áreas dos fragmentos. Para este estudo foram utilizados raios de 50 e 200 m de distância em sua fórmula. Estes raios são considerados suficientes para o deslocamento de grande parte das espécies que se movimentam nesta região. A paisagem definida possui 28.620 ha e os resultados do cálculo do PROX foram divididos em cinco classes de tamanho: classe 1, de 0 a 10^2 ; classe 2, de 10^2 a 10^3 ; classe 3, de 10^3 a 10^4 ; classe 4, de 10^4 a 10^6 ; e classe 5, de 10^6 a 18×10^6 . No local foram encontrados 89 fragmentos, que ocupam um total de 17.852 ha (63%) da paisagem. Para o raio de 50 m, a classe 1 obteve 35 fragmentos (ocupando 2,4% da área); classe 2, 15 (1,3%); classe 3, 18 (6,6%); classe 4, 12 (87,4%); e classe 5, 9 (2,3%). Para o raio de 200 m, a classe 1 obteve 17 fragmentos (ocupando 1,3% da área); classe 2, 13 (0,8%); classe 3, 19 (2,5%); classe 4, 31 (93%); e classe 5, 9 (2,4%). Na região estudada a classe 4 possui o maior fragmento (com 15.500 ha, ocupando 87% da área das matas) e este fato elevou o seu valor. Analisando as demais classes, nota-se que os fragmentos encontram-se distribuídos ao longo da paisagem. As classes 1 e 2, que representam os fragmentos mais isolados e menores, ocorrem em duas situações distintas: nas regiões mais íngremes e com maiores altitudes, normalmente, formados por campos nativos; e no caso das planícies, onde existe o uso antrópico do solo consolidado. No caso das classes 3, 4 e 5, os fragmentos apresentaram-se em locais onde existem limitações para as atividades agrárias. O PROX, ao ter seu raio aumentado de 50 para 200 m, diminuiu o valor da classe 4 e aumentou o valor de todas as outras classes. Isto ocorre devido ao fato do maior raio aumentar as probabilidades de se encontrar novos fragmentos, os quais se encontram mais isolados. Conclui-se que as classes 3, 4 e 5 devem ter prioridade na concessão de subsídios para a restauração ecológica, por possuírem grandes fragmentos, mais próximos entre si e em bom estado de conservação.

Palavras-chave: Conectividade, isolamento, áreas protegidas, PROX.

SIMILARIDADE FLORÍSTICA E FITOSSOCIOLÓGICA ENTRE COMUNIDADES ARBÓREAS SOB DIFERENTES INFLUÊNCIAS ANTRÓPICAS: UM ESTUDO DE CASO NO MUNICÍPIO DE GUARULHOS, SP, BRASIL

VIEIRA, M.O¹ & VIEIRA, L.T.¹

1- Faculdades Integradas Torricelli, Guarulhos, SP, Brasil.

meire_o.v@hotmail.com

Resumo: Os estudos florísticos e fitossociológicos buscam o entendimento da estrutura da comunidade vegetal. O presente trabalho, realizado durante o ano de 2010, inventa-

riou e comparou a similaridade florística e fitossociológica entre vegetação de porte arbóreo de um remanescente florestal de Mata Atlântica, sob pressão antrópica, localizado no município de Guarulhos, SP, com levantamento florístico/fitossociológico também em Guarulhos, no Parque Estadual da Cantareira, SP, sob plantio de *Pinus elliottii* Engelm. A comparação foi feita para verificar se fatores antrópicos presentes na área de estudo equiparavam-se com a influência de uma plantação de *Pinus* sobre a comunidade arbórea. As coletas foram realizadas de março a julho, em cinco parcelas de 2x50 m, coletando-se todos os indivíduos de porte arbóreo com perímetro à altura do peito (PAP) igual ou superior a 10cm, à 1,30 do solo, em estado vegetativo e reprodutivo, incluindo-se também árvores mortas. Foram inventariados 83 indivíduos distribuídos em 33 espécies, 26 gêneros e 17 famílias, 5 mortos e 5 indeterminados. As famílias mais abundantes foram Asteraceae, Myrtaceae, Sapindaceae, Euphorbiaceae, Fabaceae, Sapindaceae e Rutaceae; as menos abundantes foram Ulmaceae, Lauraceae, Flacourtiaceae, Bignoniaceae, Malvaceae, Hypericaceae, Nictaginaceae, Cyatheaceae e Vochysiaceae. Obteve-se área basal 7,05 m²/ha e densidade 2180 ind./ha, na comunidade sob pressão antrópica, e área basal 5,77 m²/ha e densidade 1660 ind./ha no núcleo Cabuçu. A altura média foi 7,26 e 5,27 m para a área de estudo e para o núcleo Cabuçu, respectivamente. O índice de Equabilidade J' foi de aproximadamente 0,899 nas duas áreas. A diversidade florística Shannon - Winer foi de 3,145 na área de estudo e de 3,519 nats.ind⁻¹ no núcleo Cabuçu. Os resultados revelaram vegetações em estágio pioneiro com altura e área basal semelhantes; os índices de Equabilidade J' também foram semelhantes e indicaram boa diversidade e homogeneidade na distribuição das espécies. A diversidade por Shannon - Winer está abaixo dos valores encontrados para outros trabalhos em áreas de Mata Atlântica. A similaridade florística 0,17 entre as duas comunidades revelou-se baixa. As diferenças obtidas entre as áreas podem estar ligadas aos tipos distintos de influência, ao tempo de isolamento entre áreas e às características edáficas.

Palavras-chave: Parque da Cantareira, Jardim Adriana, Jaccard.

CHUVA DE SEMENTES: IMPLICAÇÃO DA PREDACÃO DE SEMENTES NO PROCESSO DE RESTAURAÇÃO DA VEGETAÇÃO CILIAR DO RIO APA, PONTA PORÃ, MS

LINÊ, J.D.B.¹; FIGUEIREDO, F.G.¹; SILVA, E.P.¹; FERNANDES, S.S.L.¹ & PEREIRA, Z.V.¹

1- Laboratório de Restauração Ecológica, UFGD. Dourados, MS, Brasil.

josimo_line@hotmail.com

Resumo: Nas últimas décadas as matas ciliares, mesmo sendo áreas protegidas por lei, vêm sendo reduzidas a pequenos fragmentos pela antropização. O conhecimento da dinâmica da chuva de sementes do fragmento referência (local a ser restaurado) ou de remanescentes próximos ao local tem sido uma abordagem relevante para o estabelecimento de estratégias de restauração de áreas degradadas, principalmente pelo uso da técnica de semeadura direta. No entanto, alguns fatores podem implicar diretamente na utilização da chuva de sementes como técnica de restauração, entre elas, a predação das sementes. Neste trabalho foi avaliado o quanto a predação de sementes dentro da vegetação ciliar, após a dispersão, pode influenciar na restauração. Este trabalho foi desenvolvido durante estação chuvosa (novembro de 2012 a março de 2013), em um trecho da Área de Preservação Permanente (APP) do rio Apa, município de Ponta Porã, Mato Grosso do Sul. Para a realização do estudo foram instalados 25 (vinte e cinco) coletores de 1m² cada, produzidos com tela de nylon e distribuídos de forma sistemática em um trecho de 1 hectare da mata

ciliar. As sementes foram coletadas mensalmente e levadas para o Laboratório de Restauração Ambiental (LABRA), onde foram identificadas até o nível de espécie. Foram identificadas 1320 sementes distribuídas em 34 espécies e 20 famílias. Do total de sementes, 507 (38,4%) apresentavam sinais de predação, as três famílias mais predadas foram respectivamente: Meliaceae (14,9%), Moraceae (9,07%) e Anacardiaceae (8,67%). Entre as espécies, *Guarea guidonia* (L.) Sleumer, pertencente à família Meliaceae, foi a que apresentou maior número de sementes predadas, perfazendo 43,42%. Este tipo de estudo permite compreender a viabilidade da chuva de sementes frente ao processo natural de predação, o qual pode limitar o número de sementes disponíveis para a regeneração natural da mata. As informações obtidas mediante o estudo da chuva de sementes podem auxiliar na definição de estratégias de manejo e conservação de áreas degradadas que se utilizam da técnica semeadura direta.

Palavras-chave: Restauração ecológica, viabilidade de sementes, mata ripária.

RESTAURAÇÃO DAS FUNÇÕES ECOLÓGICAS DE AGROECOSSISTEMAS EM ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE

Viégas, L.B.¹; Piña-Rodrigues, F.C.M.² & Kawamura, P.G.³

1- Engenheiro Florestal, Mestrando em Ciência Florestal – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Faculdade de Ciências Agrônômicas; 2- Engenheira Florestal, Dr^a. Professora Associada, Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal de São Carlos, *campus* Sorocaba; 3- Biólogo, Mestre em Desenvolvimento rural e agroecologia, Centro Ciências Agrárias, Universidade Federal de São Carlos *campus* Araras.

lucasbertacini@yahoo.com.br

Resumo: Conciliar a restauração e a produção rural tem sido um grande desafio, em especial em áreas de preservação permanente de pequenas propriedades rurais. Nestes locais a restauração deve promover o retorno das funções ecológicas do ecossistema, ao mesmo tempo em que seja capaz de gerar produção agrícola, viabilizando econômica e ecologicamente o processo. A restauração de processos ecológicos pode ser avaliada por indicadores funcionais, que fornecem informações úteis sobre as condições do local de estudo e do seu funcionamento, além de determinar o grau de fragilidade diante da pressão antrópica. O objetivo deste trabalho foi monitorar e comparar a funcionalidade ecológica de diferentes modelos de restauração de áreas degradadas em áreas de preservação permanente, no município de Porto Feliz. Para tanto, um fragmento florestal (AR1) e um modelo de restauração florestal (AR2) foram utilizados como referência, tendo sido comparados com dois sistemas agroflorestais (F= arbóreas+adubo verde; H= arbóreas+agrícolas de ciclo curto) e um modelo de restauração florestal (R). A avaliação dos processos ecológicos foi realizada com protocolo de indicadores de estabilidade, confiabilidade e resiliência (n= 14) e manejo do sistema (n= 10), aplicados em cinco parcelas de 400 m²/área. A baixa diversidade funcional e de espécies florestais e agrícolas pode ter afetado o processo de restauração das funções ecológicas no local. Na análise de agrupamento, o sistema R foi o que mais aproximou de AR1 e AR2, já os SAFs são similares entre si, encontram-se em um mesmo agrupamento, e diferem-se somente quanto ao DAP, sendo 9,16±2,5cm (F) e 9,90±1,5cm (H). Mesmo que R esteja num agrupamento próximo às áreas referências, este demonstra alguns problemas quanto à estabilidade e resiliência, principalmente quanto à diversidade funcional do sistema. Porém, R possui uma estrutura de comunidade que contribui para a confiabilidade do sistema. É importante a realização de intervenções e manejo nas APPs, além dos 3 anos previstos pela legislação estadual paulista, para promover a melhoria das condições do processo sucessional. Os modelos de SAFs empregados não

proporcionaram, até os 4 anos, condições necessárias para a resiliência e estabilidade das áreas de preservação permanente, assim, há a necessidade de um monitoramento contínuo para a recuperação das funções ecológicas. (Apoio: PIBIC – CNPq)

Palavras-chave: Sistemas agroflorestais, indicadores ecológicos, avaliação, monitoramento florestal.

RECUPERAÇÃO AMBIENTAL POR MINERAÇÃO DE ARGILA, NO MUNICÍPIO DE IÇARA, SANTA CATARINA

CORREA, P.F.¹ & SANTOS. R.¹

¹Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC), Criciúma, SC, Brasil.

patricia@bioecologica.com.br

Resumo: Toda atividade de mineração resulta em impactos ambientais, independente do bem mineral extraído. A regeneração natural destes ambientes impactados depende do banco de sementes que se encontra na camada superficial do solo, porém após a extração mineral, não resta fonte de regeneração. Assim, estas áreas necessitam da intervenção humana para a recuperação e estabilidade do ecossistema. Esta intervenção inicia-se por meio da elaboração de um Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD), que é um instrumento que serve para nortear diretrizes para a recuperação de área impactada. Neste sentido, objetivou-se analisar os processos de mineração de argila do município de Içara, SC. Foi realizada pesquisa documental em 39 processos de recuperação ambiental de áreas degradadas por mineração de argila, do período de 2008 a 2012, do acervo da Fundação do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina. Foi realizado diagnóstico acerca das informações contidas em cada PRAD (técnicas de recuperação e uso futuro para as áreas mineradas). Com relação às metodologias empregadas, 26% dos processos não apresentaram PRAD e metodologia de recuperação; 15% indicaram cortina vegetal e vegetação herbácea nos taludes; 13% plantio em sistema sucessional, porém não especificando a metodologia; 13% plantio em sistema sucessional em duas etapas (início com vegetação herbácea e, posteriormente, plantio de espécies arbóreas), 8% plantio em sistema sucessional em duas etapas (início com o plantio de espécies pioneiras e, posteriormente, adensamento com espécies secundárias tardias e clímax). As demais metodologias apresentadas nos PRAD indicaram técnicas nucleadoras como: transposição de solo, de galharias e de chuva de sementes, poleiros artificiais, entre outras. Nas metodologias indicadas nos estudos analisados ficou evidente a falta do diagnóstico ambiental da área e do entorno. Com relação ao uso futuro para as áreas em recuperação proposto nos PRAD, indicaram criação de peixes, recreação ou reservatório para rizicultura (26%), atividades agrícolas ou reserva legal como medida compensatória (23%), e somente para a criação de reserva legal (20%). As demais áreas apresentaram várias indicações como: atividades agropastoris, loteamento, pastagem e plantio de eucalipto. Nota-se que a maioria dos usos futuros indicados para as áreas apontou atividades econômicas, não tendo a preocupação voltada para o restabelecimento da vegetação nativa e a preservação da área. (Apoio: FAPESC)

Palavras-chave: Recuperação de áreas degradadas, metodologia de recuperação ambiental, uso futuro de áreas mineradas.

AVALIANDO FUNCIONALIDADE EM RESTAURAÇÃO: UM CONJUNTO DE INDICADORES PARA MEDIR PROCESSOS ECOLÓGICOS

LOPES, G.R.¹; PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.²; TONON, D.D.³ & SILVA, J.M.S.²

1- Mestrado Profissional em Sustentabilidade na Gestão Ambiental – UFSCar. Sorocaba, SP, Brasil; 2- Departamento de Ciências Ambientais – UFSCar. Sorocaba, SP, Brasil; 3- Mestrado Acadêmico em Diversidade Biológica e Conservação – UFSCar. Sorocaba, SP, Brasil.

gabi.rosalopes@gmail.com

Resumo: Integridade ecológica e restabelecimento de processos são os principais objetivos dos esforços de restauração. O monitoramento ambiental é uma ferramenta disponível para detectar os sucessos (e/ou falhas) de tais esforços. Diferentes critérios e indicadores precisam ser delineados para se avaliar *status* e tendências, baseando-se nos objetivos da restauração. O Método Miyawaki usa conceitos de funcionalidade (densidade, competição, grupos ecológicos e diversidade funcional) para promover a restauração de processos ecológicos, como biomassa, estoque de carbono, serrapilheira, dispersão de sementes e atração de fauna. Com o objetivo de avaliar uma área recentemente restaurada (nove meses de idade) a partir do Método Miyawaki, no município de Sorocaba, SP, Brasil, um conjunto de indicadores foi estabelecido, baseado nos critérios de estabilidade e resiliência do ecossistema (a capacidade do ecossistema retornar ao equilíbrio após o distúrbio; n = 12) e confiabilidade (manutenção da produtividade no longo prazo; n = 9). Foram comparados os resultados obtidos a partir do conjunto de indicadores aplicados à área de estudo, com os obtidos a partir da avaliação de uma Floresta Secundária. A área restaurada apresentou 75% dos indicadores de estabilidade e resiliência com valores iguais ou maiores que os da Floresta Secundária, enquanto que a área de estudo apresentou confiabilidade igual ou superior à Floresta Secundária em apenas 57% dos indicadores. Portanto, apesar do potencial de restauração dos processos ecossistêmicos, ainda não se pode afirmar que o ecossistema formado pode sustentar sua produtividade no longo prazo. Contudo, o Método Miyawaki mostrou-se representativo para permitir um rápido processo de restauração do equilíbrio e produtividade após o distúrbio e para aumentar a diversidade funcional.

Palavras-chave: Restauração ecológica, Método Miyawaki, funcionalidade, indicadores.

APOORTE DE SERRAPILHEIRA EM ÁREAS DE RESTAURAÇÃO E FRAGMENTO FLORESTAL DO *CAMPUS* UFSCar – SOROCABA, SP

BELLEMO, A.C.¹; PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.¹; FENGLER, F.H.²; FILHO, A.P.²; RIBEIRO, A.I.³ & PIRATELLI, A.J.¹

1– Universidade Federal de São Carlos – *Campus* Sorocaba; 2– Instituto Agrônomo de Campinas; 3– Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – *Campus* Sorocaba.

adrianabellemo@gmail.com

Resumo: No atual contexto de intensa degradação da vegetação, ações de restauração florestal são extremamente necessárias para a conservação das áreas de cobertura vegetal remanescente. O presente estudo teve como objetivo comparar a deposição de serrapilheira em três áreas de restauração florestal (A1, A2 e A3) de mesma idade, composição florística e tamanho semelhantes; e em um fragmento florestal (F) de vegetação de Floresta Estacional Semidecidual como área testemunha, situados no *Campus* da UFSCar, em Sorocaba - SP, visando a monitorar os processos de recuperação das funções ecológicas de aporte de

biomassa. Para a realização do estudo, foram instalados quatro coletores em cada uma das três diferentes áreas de restauração ($n = 12$) e, utilizados quatro coletores na área do fragmento florestal, previamente instalados para estudos anteriores de aporte de serrapilheira ($n = 4$). As coletas do material formador da serrapilheira contida nos coletores foram realizadas mensalmente, por quatro meses. O material coletado do aporte foi triado, identificado e seco em estufa a 65°C , por 24 horas. Na sequência, o material foi pesado para obtenção da massa da matéria seca em gramas (g), sendo, posteriormente, separado nas frações como “folhas”, “ramos”, “material reprodutivo” e “outros”. Para a comparação do aporte de biomassa entre as áreas, foi empregada a análise de variância no modelo inteiramente ao acaso, com quatro repetições por tratamento, comparando-se as médias pelo Teste de Tukey. Segundo a análise estatística dos dados, houve diferença significativa ($F = 26,57$; $p = 0,05$) no aporte de serrapilheira entre as áreas de restauração, quando comparadas ao fragmento, e não houve diferença significativa ($F = 0,12$; $p = 0,95$) no aporte de serrapilheira entre os meses de estudo. Embora apresentando a mesma idade e composição florística, a área 2 foi a única similar a de maior produção (A3) e menor (A1). Sobre o aspecto da produção de serrapilheira, nenhuma das áreas de restauração pode ser comparada ao estágio de desenvolvimento do fragmento florestal estudado.

Palavras-chave: Biomassa, áreas de restauração, remanescente.

CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DE ÁREAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL DO CAMPUS UFSCar – SOROCABA, SP

BELLEMO, A.C.¹; PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.¹; FENGLER, F.H.²; FILHO, A.P.²; RIBEIRO, A.I.³ & PIRATELLI, A.J.¹

1– Universidade Federal de São Carlos – *Campus* Sorocaba; 2– Instituto Agrônomo de Campinas; 3– Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – *Campus* Sorocaba.

adrianabellema@gmail.com

Resumo: No atual contexto de intensa degradação da vegetação, ações de restauração florestal são extremamente necessárias para a conservação das áreas de cobertura vegetal remanescente. O presente estudo teve como objetivo avaliar a perturbação ambiental incidente em três áreas de restauração florestal (A1, A2 e A3) de mesma idade, composição florística e tamanho semelhantes situadas no *Campus* da UFSCar, em Sorocaba – SP. Para a realização do estudo, foi desenvolvido o mapeamento e interpretação visual das principais classes do uso e ocupação do solo, em imagens obtidas no Google Earth® no programa ILWIS 3.3 Academic (vias de acesso, edificações, corpos d’água; solo exposto; vegetação e áreas de restauração). A determinação do indicador de perturbação ambiental das áreas de estudo indica que as áreas A1 e A2 apresentam média perturbação ambiental, devido à proximidade com áreas urbanas e vias de acesso, formato irregular (não circular), médio-alto impacto de borda e conectividade com fragmentos pequenos/médios, enquanto que a área A3 apresenta baixa perturbação ambiental, devido à relativa distância com áreas urbanas e vias de acesso, formato circular, médio-baixo impacto de borda e conectividade com fragmentos grande/médios. A metodologia de caracterização ambiental demonstrou ser um indicador efetivo da perturbação ambiental incidente nas áreas de estudo e permitiu a identificação dos fatores que contribuem para a perturbação incidente, como a proximidade com os elementos estruturais da área de estudo (áreas urbanas e malha viária), a circularidade dos fragmentos florestais e o impacto de borda.

Palavras-chave: Perturbação ambiental, áreas de restauração.

MONITORAMENTO FLORESTAL EM ÁREAS ADJACENTES AO EMPREENHIMENTO RODOANEL - TRECHO NORTE, ESTADO DE SÃO PAULO, BRASIL

CATHARINO, E.L.M.^{1,2,5}; SUGIYAMA, M.^{1,2}; ARAGAKI, S.^{1,2}; GOMES, E.P.C.^{1,2} MELO,
M.M.R.F.^{1,2}; SCAF, M.F.^{1,2}; GARCIA, V.A.^{1,2}; SUMIDA, S.S.^{1,3}; AGENA, C.Y.^{1,3}; ZARA, K.R.^{1,3};
LORENZINI, G.^{1,3} & ZANDONÁ, L.R.^{1,4}

1- Instituto de Botânica, São Paulo, Brasil. 2- Pesquisador. 3- Apoio Técnico. 4- Pós-graduando. 5- Coordenação.
mccatrin@uol.com.br

Resumo: Alterações na dinâmica, estrutura e diversidade da vegetação podem ocorrer em consequência do efeito do aumento de borda de um remanescente, do estresse fisiológico provocado por mudanças diretas e indiretas no ambiente, notadamente as relacionadas com características do meio físico, tais como alterações em luminosidade, temperatura do ar e do solo, umidade relativa do ar, ventilação ou mesmo, meio físico, tais como alterações em luminosidade, temperatura do ar e do solo, umidade relativa do ar, ventilação. Em se tratando de áreas próximas à rodovia, tais modificações podem ser associadas às mudanças no nível de poluentes atmosféricos emitidos pelos veículos que nela trafegam, ou material particulado durante as obras de construção da mesma. Assim, este trabalho tem como objetivos: 1) analisar o estado de conservação de áreas pré-definidas para a instalação de parcelas permanentes para a realização de monitoramento em florestas remanescentes, associadas ao empreendimento Rodoanel - Trecho Norte; e 2) estabelecer um protocolo para o monitoramento futuro de possíveis alterações da dinâmica e estrutura da vegetação. As áreas pré-selecionadas estão localizadas próximas ao traçado da obra: Fernão Dias/DIBB e Torre, como áreas controle; e Pedra Grande, SABESP, Santa Maria, Candinha e Taipas, distribuídas ao longo do traçado. Em cada área foi instalada uma parcela permanente de 20x50m (1.000m²), subdividida em 10 subparcelas de 10x10m. No levantamento do estrato arbóreo, foram amostrados os indivíduos vivos e mortos em pé com DAP $\geq$ 5cm a 1,3m de altura do solo e estimadas suas alturas. Até o momento foram amostrados 743 indivíduos arbóreos de cinco parcelas. Foram calculados os parâmetros de densidade em ind./ha; área basal em m²/ha; indivíduos mortos em pé/ha; percentagem de mortos em pé em relação à densidade total e índice de ramificação/indivíduos. Pode-se concluir, em primeira análise, que as áreas Torre e Fernão Dias/DIBB apresentam as florestas mais maduras, já Santa Maria e Candinha possuem características de florestas degradadas e situação intermediária foi encontrada para Pedra Grande. Ao longo do trabalho, de caráter piloto para esse tipo de obra, espera-se aferir eventuais alterações por meio de análise de mudanças na dinâmica sucessional e na estrutura da vegetação. Para tanto, deverão ser avaliadas alterações nos parâmetros usuais, nas taxas de mortalidade e recrutamento, na riqueza e diversidade, verificando se haverá alterações na comunidade, principalmente nos ambientes mais próximos e adjacentes à rodovia em construção.

Palavras-chave: Dinâmica e estrutura da vegetação, parcela permanente, protocolo para monitoramento.

ESTRUTURA DE ÁREAS REFLORESTADAS COM DOIS ANOS DE IDADE, JUNTO À MATA CILIAR DO RIBEIRÃO TRÊS BOCAS, LONDRINA/PR

MASSI, E.H.G.¹; GOMES, G.B.¹; BIANCO, R.¹; MARTINS, H.C. & LOBO FARIA, P.C.²

1- Graduandos em Engenharia Ambiental, UTFPR, *Campus Londrina*, PR, Brasil; 2- Docente, Coordenação de Engenharia Ambiental, UTFPR, *Campus Londrina*, PR, Brasil.

edsonmassi@gmail.com

Resumo: Londrina é uma cidade com extensa rede fluvial, porém com baixa porcentagem de remanescentes de florestas nativas. Em 2009, a partir de uma iniciativa da Promotória do Meio Ambiente, foi implementado um programa de auxílio a pequenos proprietários rurais, para restauração de áreas de preservação permanente (APP) às margens do Ribeirão Três Bocas, em Londrina, Paraná. Nesse programa a ONG MAE cadastrou os proprietários interessados, intermediou a doação das mudas (produzidas pelo LABRE/UEL) e orientou os proprietários quanto ao plantio. O objetivo deste trabalho foi caracterizar a estrutura de três áreas de mata ciliar reflorestadas, com 2 anos de idade, às margens do Ribeirão Três Bocas. Informações sobre as plantas, como: espécie e altura foram obtidas a partir de censos realizados que totalizaram cerca de 90% em duas propriedades e 50% em uma delas. Na primeira propriedade foram amostradas 401 plantas, reconhecidas em 43 espécies, representando uma densidade aproximada de 1.782,2 plantas por hectare. Na segunda propriedade foram amostradas 282 plantas, pertencentes a 24 espécies, indicando uma densidade de 1.945 plantas por hectare. Na terceira propriedade foram analisadas 250 plantas, reconhecidas em 51 espécies, obtendo uma densidade de 2.400 plantas por hectare. As propriedades com maior riqueza também apresentaram maior índice de diversidade de Shannon (3,4; 3,4 e 2,3). A altura média das plantas na primeira propriedade foi igual a 3,0m (desvio padrão de 1,89), sendo bem maior que nas demais, cuja média foi respectivamente de 1,36m (desvio padrão de 0,76) e 1,12m (desvio padrão de 0,85). As principais espécies utilizadas foram as consideradas pioneiras, porém em cada propriedade percebeu-se o predomínio de diferentes espécies. Pau viola (*Citharexylum myrianthum* Cham.), sangra d'água (*Croton urucurana* Baill.) e coração de negro (*Poecilanthe parviflora* Benth.) foram as mais abundantes em cada uma das propriedades. Na primeira propriedade, ou seja, naquela em que as plantas apresentaram a maior altura, não foram detectados problemas silviculturais. Já nas outras duas, a cobertura do solo por capim e herbáceas e a presença de formigueiros foi evidente. Sugere-se a necessidade de um programa municipal mais efetivo, que forneça apoio e os subsídios necessários aos pequenos proprietários rurais para que possam realizar o manejo adequado, visando à obtenção de uma estrutura e fisionomia florestal das matas ciliares em restauração. (Apoio: Fundação Araucária e Programa de Ações Afirmativas)

Palavras-chave: Mata ciliar, monitoramento, pequenas propriedades rurais.

ESTUDO COMPARATIVO ENTRE AS TÉCNICAS DE NUCLEAÇÃO E METODOLOGIA DA CESP APLICADAS À RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS

CASTRO, A.G.¹; SCHMIDT, R.S.² & JÚNIOR, J.C.³

1- Instituto Florestal, São Paulo, SP, Brasil; 2- Cab Guaratinguetá, Guaratinguetá, SP, Brasil; 3- Universidade de Taubaté, Taubaté, SP, Brasil.

neia.gcastro@ig.com.br

Resumo: Foram comparadas duas técnicas de recuperação de áreas degradadas, a de nucleação e a técnica de sucessão ecológica desenvolvida pela CESP (Companhia Energética de São Paulo) e empregada na Reserva da Biosfera da Mata Atlântica - Posto Avançado de Roseira, Roseira, SP. Essa última técnica buscou atender um planejamento ecológica-

mente eficiente que aperfeiçoasse os processos, garantindo, assim, economia em fertilizantes, mão de obra e tempo, evitando o desperdício e possíveis impactos ambientais. A área destinada à recuperação possui 520 m², sendo dividida igualmente, em áreas denominadas 1 e 2. Estas áreas foram limpas, por meio de roçada manual, realizando o combate às formigas cortadeiras e coleta de solo para análise de fertilidade. Na área 1 aplicou-se a metodologia da CESP, plantando setenta mudas de espécies florestais, separadas em estágio de sucessão ecológica, sendo 50% pioneiras e 50% secundárias, com espaçamento de 2 x 2 m. As espécies plantadas foram as sugeridas pelas Resoluções SMA 47 de 26/11/2003 e SMA 8 de 31/01/08. Na área 2 foram utilizadas técnicas de nucleação, como: abrigo para fauna, semeadura direta, grupos de Anderson, transposição de solo e de chuva de sementes. A coleta dos dados e a observação da eficiência das técnicas foram realizadas em um período de 24 meses. Para a avaliação do incremento florestal foram coletados dados sobre altura e diâmetro das mudas plantadas, com o objetivo de verificar o desenvolvimento tanto em diâmetro como em altura, sendo utilizado o coeficiente de correlação de *Pearson* (*r*) para a análise estatística, obtendo-se *r* igual a 0,68, para a metodologia da CESP, e *r* igual a -0,78, para as técnicas de nucleação. Como os coeficientes de correlação encontrados estão entre $0,6 \leq |r| < 1$, pode-se afirmar que houve uma correlação entre as variáveis. Na área onde aplicaram-se as técnicas de nucleação houve uma economia financeira de 14%, porém na metodologia da CESP os resultados do processo de recuperação, no que diz respeito ao desenvolvimento arbóreo, foram imediatos. O ideal para um projeto de recuperação de áreas degradadas é que as duas técnicas analisadas sejam implantadas conjuntamente, devido às vantagens e desvantagens de cada método.

Palavras-chave: Recuperação de áreas degradadas, técnicas de nucleação, sucessão ecológica.

AVALIAÇÃO DA RESTAURAÇÃO PASSIVA DE UMA ÁREA DE MATA ATLÂNTICA APÓS O CORTE RASO DE UMA PLANTAÇÃO DE *Cupressus lusitanica* MILL.

CIELO-FILHO, R.¹ & SOUZA, J.A.D.¹

1 - Instituto Florestal. São Paulo, SP, Brasil.
roque@if.sp.gov.br

Resumo: Comparativamente a outras espécies florestais, *Cupressus lusitanica* Mill. possui um baixo potencial de promoção da regeneração de espécies nativas sob o dossel da floresta. Entretanto, após o corte raso de uma plantação de *Cupressus lusitanica* Mill. na Floresta Estadual de Avaré (FEA), sudeste do Brasil, uma vigorosa regeneração de espécies arbustivo-arbóreas da floresta atlântica foi observada, sem que nenhuma medida de manejo visando a estimular a regeneração tivesse sido implementada. Avaliamos a restauração passiva desse sítio, comparando sua vegetação com a vegetação estabelecida em clareiras artificiais, abertas em floresta secundária no Parque Estadual da Cantareira (PEC), sudeste do Brasil. As diferenças metodológicas, do contexto de paisagem e nos tipos vegetacionais entre os dois sítios, permitiam prever parâmetros compatíveis com estágios sucessionais mais avançados no sítio de referência (PEC), atuando no sentido de tornar a avaliação mais conservadora. A distribuição de frequência de síndromes de dispersão para espécies ($\chi^2 = 0.18$; DF = 2; $p = 0.915$) e a taxa de redução da abundância das espécies pioneiras em um gráfico de rol de abundância (ANCOVA: $F = 0.128$; DF = 1, 16; $p = 0.726$) não diferiram entre as duas áreas. As curvas de rarefação para riqueza de espécies e diversidade (Shannon) do PEC ficaram abaixo das curvas correspondentes da FEA. As proporções de espécies não pio-

neiras e de indivíduos de espécies não pioneiras foram maiores na FEA (testes binomiais: $z = 3.7$; $p = 0.0002$ e $z = 3.5$; $p = 0.0005$). A distribuição de frequência de síndromes de dispersão para indivíduos diferiu entre as duas áreas, devido a uma predominância mais acentuada de zoocoria na FEA ($\chi^2 = 80.69$; $DF = 2$; $p < 0.0001$). A taxa de redução da abundância das espécies não-pioneiras em um gráfico de rol de abundância foi menor na FEA (ANCOVA: $F = 11.440$; $DF = 1, 16$; $p = 0.0046$). Concluímos que a restauração passiva pode recuperar atributos da vegetação nativa após o corte raso de plantações florestais desprovidas de conspícua regeneração de espécies nativas no sub-bosque. No entanto, esse fenômeno pode ser influenciado por propriedades particulares da espécie florestal (capacidade de melhorar as condições edáficas), práticas de exploração (manutenção de pilhas de galhos que atraem dispersores) e integridade dos processos de dispersão de sementes pela fauna. (Apoio: CNPq)

Palavras-chave: Grupos funcionais, regeneração natural, recuperação florestal, sucessão secundária.

EFEITO DO HIDROGEL E COBERTURA MORTA NA SOBREVIVÊNCIA DE MUDAS DE *Spondias mombin* L. NA CAATINGA

GONÇALVES, M.P.M.¹; DAS CHAGAS, A.O.V.³; SILVA, A.P.²; GOMES, J.M.¹ & FELICIANO, A.L.P.¹

1- Universidade Federal Rural de Pernambuco, Pós Graduação em Ciências Florestais, Recife, PE, Brasil; 2 - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Pós Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Seropédica, RJ, Brasil; 3 - Universidade Estadual do Ceará, Faculdade de Educação de Crateús, Graduando em Ciências Biológicas, Crateús, CE, Brasil.

moreiraflorestal@hotmail.com

Resumo: Na Caatinga, as ações desenvolvidas no setor de restauração florestal ainda são muito escassas. A falta de conhecimento, no que diz respeito ao comportamento das espécies nativas e técnicas adequadas a sua implantação, pode ser considerado fator limitante ao sucesso das ações de restauração no Bioma. Técnicas que favoreçam a manutenção de umidade no solo no entorno das mudas plantadas, como o uso do hidrogel e bagana de carnaúba (resíduo agroindustrial da carnaúba), podem contribuir significativamente no aumento da sobrevivência das espécies plantadas, mesmo em período de escassez hídrica. Com base nisso, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a influência do uso de condicionador de solo (hidrogel) e diferentes coberturas mortas, na sobrevivência de *Spondias mombin* (cajá), em ano de escassez atípica de chuvas (seca) na Caatinga. Os tratamentos foram: T1 = testemunha; T2 = cobertura morta composta por bagana de carnaúba sobre a cova; T3 = cobertura morta composta por bagana de carnaúba sobre a cova e um litro de hidrogel dentro da cova; T4 = cobertura morta composta por restos de roçada sobre a cova e um litro de hidrogel dentro da cova. Em todos os tratamentos com bagana, utilizou-se a quantidade de cinco litros da mesma em um raio de até 0,5 metros do centro da cova. Cada tratamento foi composto por 4 repetições com 20 plantas, sendo o experimento implantado em uma área de preservação permanente de um riacho na Caatinga, no município de Crateús-CE, no ano de 2012. As avaliações foram realizadas nos períodos de 30, 60, 90, 150, 180 e 300 dias após plantio (DAP), contabilizando os indivíduos sobreviventes nos diferentes tratamentos. A precipitação registrada na área, no mês da implantação do experimento, foi 52 mm, ocorrendo o cessamento dessa durante todos os meses subsequentes do ano. De acordo com os resultados obtidos, T1, T2 e T4 tiveram, na primeira avaliação (30 DAP), 50%, 50% e 75% de indivíduos sobreviventes respectivamente, contudo, na segunda avaliação (60 DAP), todos os indivíduos encontravam-se mortos. O tratamento T3 manteve 75% de sobrevivência ao

final do experimento (300 DAP). O uso do hidrogel associado à cobertura morta de bagana de carnaúba foi o mais eficiente dos tratamentos estudados na manutenção da sobrevivência de mudas de *S. mombim*, ao longo do período avaliado, visto que foi o único tratamento que manteve indivíduos ao final de um ano de avaliação.

Palavras-chave: Bagana de carnaúba, cajá, condicionador de solo, semiárido.

USO DE ESPÉCIES VEGETAIS NATIVAS DE SOLOS ULTRAMÁFICOS NA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS PELA MINERAÇÃO DE NÍQUEL EM BARRO ALTO, GO

ATAÍDE, M.V.R.¹; JUNIOR, C.R.H.¹; OLIVEIRA, C.E.B.¹; ANDRADE, L.R.M.¹; JUNIOR, F.B.R.¹ & AQUINO, F.G.¹

1- Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, Brasil.
marquinniquin@gmail.com

Resumo: Os solos ultramáficos apresentam 70% de metais como Cr, Ni e Co. O Ni é extraído via processo de mineração, o que causa supressão da vegetação nativa. O processo de revegetação dessas áreas é particularmente desafiador, pois não é qualquer espécie que consegue sobreviver neste tipo de ambiente. O objetivo deste trabalho foi testar estratégias para recuperação de áreas degradadas pela mineração de níquel em Barro Alto, GO, por meio de cultivo de espécies nativas e leguminosas condicionadoras de solo. O experimento foi instalado em dezembro/2012, em área de talude formada por depósito de material estéril da mineração. Os tratamentos, contendo quatro repetições, foram: 1) solo sem semeadura = N; 2) coquetel de sementes de 13 espécies nativas de solos ultramáficos (3.704 sementes/m²) = NAT; 3) coquetel de sementes de quatro espécies leguminosas (14 sementes/m²) = LEG e 4) coquetel de sementes de espécies nativas mais coquetel de sementes de leguminosas = LEG+NAT. As 16 unidades experimentais consistiram de telas de anagem fixadas em molduras de madeira de 90cm x 90cm (0,81m²), colocadas sobre solo. As telas foram utilizadas na tentativa de fixar as sementes ao substrato íngreme. Em toda a área, foi realizada adubação corretiva (N, P e K) e aplicados 50ml de inoculante turfo-so contendo bactérias distróficas, recomendadas para adubos verdes. Para a avaliação da evolução da cobertura vegetal, utilizou-se o *software* de processamento de imagens digitais ENVI 4.3 (*Environment for Visualizing Images*). As imagens foram obtidas com câmera fotográfica digital (Sony-resolução de 16.1 megapixels). No processamento das imagens, utilizou-se a classificação supervisionada *maximum linkel load*. Cerca de 30 dias após a semeadura, observou-se a emergência das leguminosas (LEG e NAT+LEG) e de algumas espécies nativas (NAT e NAT+LEG). Aos 70 dias, as leguminosas apresentaram queda de folhas, demonstrando pouca tolerância às condições edáficas (LEG e NAT+LEG). Apesar do lento crescimento, algumas das espécies nativas foram mais tolerantes, floresceram e produziram sementes (NAT e NAT+LEG). Aos 160 dias de avaliação, a média de cobertura do solo em cada tratamento foi de N: 0,1707±0,1024; NAT:4,9135±3,7737; LEG1,0108±0,8350 e LEG+NAT: 5,4394±3,7544. Os tratamentos com maior cobertura foram o NAT e o NAT+LEG, o que leva a crer que as espécies nativas, bem como essas associadas às leguminosas, apresentaram maior potencial para a recuperação destes ambientes. (Apoio: Embrapa, Anglo American do Brasil, CNPq)

Palavras-chave: Cobertura vegetal, espécies nativas, revegetação.

LEAF-CUTTING ANTS AS BIOTIC FILTERS IN THE ASSEMBLY OF RESTORED ATLANTIC FOREST

FERREIRA, B.Z.¹ & DURIGAN, G.²

1- UNESP-Faculdade de Ciências Agrônomicas-Dep. de Recursos Naturais, Botucatu-SP; 2- Instituto Florestal de Assis-SP

bzferreira.bio@gmail.com

Resumo: Leaf-cutting ants have been included among the ecological filters involved in the community assembly of restored forests. These insects are highly polyphagous, cutting up to 50% of the plant species available in the vicinity of their colonies, and exhibit striking variability in the preference for plant species and plant tissues. We examined the preference of *Atta sexdens rubropilosa* (Hymenoptera: Formicidae: Attini) among seedlings of twenty tree species, planted in a large gap within a restored riparian forest 22 years old, to verify whether the insects can favor some species and impair others, thus influencing the dynamics of the restored community. The herbivory on the 400 seedlings planted (20 of each species) has been observed weekly. During the first 60 days (dec-jan/2013), a group of species suffered very frequent attacks, such as *Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze, (Lecythidaceae), *Croton floribundus* Spreng. (Euphorbiaceae), and *Aspidosperma cylindrocarpon* Müll. Arg. (Apocynaceae), with 90% of seedlings attacked at least once, followed by *Annona sylvatica* A.St.-Hil. (Annonaceae), with 85%. In the opposite positions, the less attacked species were *Albizia niopoides* (Spruce ex Benth.) Burkart var. *niopoides* (0%), *Eugenia myrcianthes* Nied. (5%), *Plinia cauliflora* (Mart.) Kausel, *Myracrodruon urundeuva* Allemão, and *Myroxylon peruiferum* L.f. (the three with 10%). Even though the mortality caused by herbivory was extremely low in these first 60 days (seedlings have resprouted), there is evident unbalance in terms of herbivory by leaf-cutting ants among species and that can potentially affect the community assembly in the long term, by changing the proportion among species in the community in the future and, probably, causing the local extinction of some species.

Palavras-chave: Restoration ecology, plant-animal relationships, ecological filters.

RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE MATAS CILIARES, FLORESTAS PARA A PRODUÇÃO FLORESTAL E FRAGMENTOS DE FLORESTAS DEGRADADAS COM ALTA DIVERSIDADE, COM BASE EM ECOSISTEMAS DE REFERÊNCIA

VIDAL, C.Y.¹; PARDI, M.M.¹; ROTHER, D.C.¹; GANDOLFI, S.¹; ATTANASIO, C.M.²; BRANCALION, P.H.S.³; IVANAUSKAS, N.M.⁴; FARAH, F.T.¹; VIANI, R.A.G.⁵ & RODRIGUES, R.R.¹

1- Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/ESALQ-USP); 2- Agência Paulista de Tecnologia de Agromercado (APTA-Piracicaba); 3- Laboratório de Silvicultura Tropical (LASTROP/ESALQ-USP); 4- Instituto Florestal (IF/SP); 5- Universidade Federal de São Carlos (UFSCar- campus Araras).

yurialoha@gmail.com

Resumo: Iniciativas de restauração ecológica realizadas nos últimos 30 anos subsidiam estudos científicos e o aperfeiçoamento de técnicas, embora poucas possuam delineamento experimental robusto e em larga escala. A implantação de estudos de longo prazo em florestas e áreas de restauração ecológica é um desafio, requer grande equipe de pesquisa, comprometimento de diversas instituições e parcerias estreitas. Nosso objetivo é apresentar este projeto, com uma rede de áreas de estudo de 40ha, em florestas, e cerca de 70ha, em áreas de restauração experimentalmente delineadas, desenvolvi-

do pelo Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF). O projeto está dividido em cinco módulos: 1) Manejo de fragmentos florestais e conservação da biodiversidade remanescente; 2) recuperação de matas ciliares; 3) recuperação de áreas com baixo potencial agrícola com florestas nativas de potencial econômico; 4) a avaliação de ecossistemas de referência das 4 principais fisionomias florestais do estado de São Paulo; 5) Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. Os resultados parciais indicam: 1) o manejo dos fragmentos deve focar no enriquecimento com espécies secundárias tardias e no controle de populações de lianas em desequilíbrio; 2) as metodologias para a restauração de matas ciliares devem permitir a redução dos custos operacionais e acelerar o desenvolvimento da cobertura vegetal; 3) o desempenho das espécies de valor econômico em áreas reflorestadas fornecem uma perspectiva positiva, combinando os interesses ambientais e econômicos; 4) 40ha de parcelas permanentes formam a base para compreensão das diferentes formações florestais; 5) áreas em processo de restauração usualmente apresentam baixa riqueza e presença de espécies exóticas. (Financiamento: CNPq processo nº 561897/2010-7)

Palavras-chave: Restauração ecológica; código florestal; fragmentos florestais remanescentes; monitoramento; silvicultura de nativas; parcelas permanentes.

AVALIAÇÃO DO PROGRAMA DE REFLORESTAMENTO DO TRECHO SUL RODOANEL E PERSPECTIVAS PARA AÇÕES FUTURAS

BARBOSA, K.C.¹; RÊGO, L.F.¹; ALMEIDA JR, A.G.¹; BARBOSA, M.A.^{1&} BARBOSA, L.M.²

1- Desenvolvimento Rodoviário S.A. – DERSA; 2– Instituto de Botânica de São Paulo.

karina.barbosa@ext.dersa.sp.gov.br

Resumo: O empreendimento do trecho sul do Rodoanel realizou diversas ações ambientais, destacando as de preservação, com a criação de parques e unidades de conservação; de revitalização, por meio de investimentos em unidades de conservação existentes; e a restauração florestal, através do plantio de mudas de espécies nativas que contribuíram para a mitigação e a compensação ambiental. O Programa de Reflorestamento do Trecho Sul realizou o plantio de mudas de espécies nativas em mais de 1.100 hectares e pelo menos 24 meses de manutenção sobre estas. Apesar do programa ainda estar em andamento e a maioria das áreas em fase de manutenção, alguns resultados já podem ser analisados. Atualmente, o balanço mostra-se positivo, visto que mais de 300 ha já tiveram as práticas de manutenções encerradas, áreas em sua maioria próximas a fragmentos florestais, protegidas por estarem inseridas em parques e unidades de conservação e de boa qualidade do solo; outros 425 ha possuem perspectivas de encerramento até o final de 2013 e 114 ha em 2014, estas com os plantios prosperando com desenvolvimento mais lento, devido a fatores externos tais como: geada, incêndio e invasão de animais domésticos. Aproximadamente 263 ha dos plantios apresentam problemas e não prosperam, devido à difícil recuperação pelas péssimas condições do solo como alta compactação e condições de drenagem. Pode-se concluir que nos esforços e programas de restauração, devem ser priorizadas áreas no interior de parques e unidades de conservação, desde que vigiadas. Os fatores de degradação, como fogo e animais domésticos, foram os mais recorrentes e devem receber maior atenção, pois sua influência no desenvolvimento e no sucesso das ações de restauração florestal é grande. Os esforços de preservação, quando somados com a integração entre os programas de plantios e compensação às UCs, potencializam, e muito, os resultados esperados. Assim, a experiência obtida com a execução e manutenção dos plantios do trecho

sul do Rodoanel deverá ser aproveitada nas compensações do trecho norte, por exemplo, ampliando as práticas de restauração florestal, além da execução do plantio de mudas, incluindo ações de condução de regeneração, enriquecimento com espécies nativas de final de sucessão, manejo de espécies exóticas e aproveitamento do *top soil* oriundo da supressão vegetal para as obras.

Palavras-chave: Compensação ambiental, conservação da biodiversidade, plantios compensatórios, trecho sul do rodoanel.

CHUVA DE SEMENTES: AVALIAÇÃO INICIAL EM DUAS ÁREAS DE MATA RIPÁRIA (BRASIL)

PACHÊCO, B.S.¹; de SOUSA, A.C.S.A.²; BEZERRA, G.S.²; SOUSA S.R.³; AQUINO, F.G.⁴ & de ALBUQUERQUE, L.B.⁴

1- Programa de Pós graduação em Ciências Biológicas – UNIMONTES, Montes Claros; 2-Bolsista/ estagiária - Embrapa Cerrados, Brasília DF; 3-Programa de Pós graduação em Ciências florestais – UNB, Brasília DF; 4- Pesquisadora Embrapa Cerrados, Brasília DF. Embrapa Cerrados, BR 020, Km 18, Planaltina, DF.

bpacheco1986@gmail.com

Resumo: A dispersão de sementes é um processo fundamental na dinâmica florestal. A chegada e provável estabelecimento de diásporos de diferentes espécies irão direcionar o desenvolvimento sucessional e as mudanças na comunidade. O conhecimento da variação da chuva de sementes é importante, pois contribui para a compreensão dos processos reprodutivos e da dinâmica dos ecossistemas. O objetivo deste trabalho foi avaliar a chuva de sementes (abundância e riqueza de espécies) em área em processo de restauração ecológica e em remanescente de mata ripária, localizados às margens do Rio Jardim (DF, Brasil). Foram instalados quatro coletores (50 x 50cm, a 15cm do solo, malha de nylon de 1mm²), distribuídos na diagonal de cada parcela dos tratamentos de restauração (T1: nucleação, T2: linha de recobrimento e diversidade, T3: controle) e na mata conservada (T4). Cada tratamento possui três repetições, sendo portanto 12 coletores/tratamento/mês. Os resultados correspondem às coletas realizadas entre março e agosto de 2012. O material depositado nos coletores foi recolhido mensalmente em sacos de papel e triado com auxílio de lupa, no Laboratório de Biologia Vegetal da Embrapa Cerrados. O material coletado foi separado em componentes grossos e finos. Do material fino, foram separadas as sementes, sendo estas quantificadas e identificadas em morfo-espécies. Nos seis meses avaliados, a abundância e a riqueza de espécies foram respectivamente: 15898 (22%) e 38 no T1, 24333 (34%) e 47 no T2, 31308 (43%) e 40 no T3 e 623 (1%) e 55 no T4. As famílias Melastomataceae e Poaceae foram, respectivamente, mais abundantes na mata e na área em restauração. A espécie exótica *Urochloa* sp. foi a mais abundante na área em restauração (66%). Nos meses de junho e julho foram registradas as maiores porcentagens de diásporos anemocóricos na mata e na área em restauração, respectivamente 54 e 40%. Dos tratamentos, o que apresentou maior riqueza de espécies foi o T4 (mata). Embora os dados sejam preliminares, permitem avaliar a chuva de sementes como indicador da qualidade ambiental do fragmento, uma vez que fornece informação sobre a capacidade de regeneração do ecossistema. (Apoio: Capes, CNPq, Embrapa)

Palavras-chave: Dispersão, metodologias de restauração, propágulos.

REAValiação DA COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E DA ESTRUTURA FITOSSOCIOLÓGICA DE UMA ÁREA RESTAURADA HÁ 15 ANOS NO MUNICÍPIO DE SANTA BÁRBARA D'OESTE, SP

RIBEIRO, N.B.¹; MÔNICO, A.C.¹ & GANDOLFI, S.¹

1— Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Piracicaba, SP, Brasil.

nathaliabernardes@terra.com.br

Resumo: A avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração constitui uma importante fonte de dados para o aprimoramento dos métodos utilizados. Desse modo, a re-amostragem da comunidade florestal, localizada no entorno da represa de captação de água de Santa Bárbara D'Oeste, está fornecendo importantes informações sobre a dinâmica do processo de restauração que ali está se desenvolvendo. No estudo realizado em 2010, foram demarcadas 100 parcelas (10x10m) onde foram amostrados 1.397 indivíduos arbóreos pertencentes a 59 espécies, dos quais 37,4% pertenciam ao grupo sucessional das espécies pioneiras, 11,8% foram classificadas como secundárias iniciais, 20,3% como climáceas e 30,5% não foram caracterizadas. Passados cerca de três anos, aplicou-se novamente o mesmo método de amostragem inicialmente utilizado, para permitir comparações entre ambos e acompanhar as mudanças na comunidade arbustivo-arbórea local. Apesar de apresentar uma fisionomia florestal bem desenvolvida, a composição e a estrutura descritas inicialmente indicavam que em pouco tempo grande parte do dossel existente poderia desaparecer. Procura-se agora conferir se essas alterações estão mesmo ocorrendo e se elas põem em risco a manutenção da floresta local como se supunha. Dados parciais já coletados indicam que uma grande mortalidade de indivíduos pioneiros plantados está efetivamente ocorrendo, que grandes clareiras estão se formando, que é pequena a regeneração de indivíduos, que há uma marcada invasão de gramíneas exóticas em muitas dessas clareiras e que permanecem na área poucos indivíduos de espécies finais da sucessão associados a indivíduos de espécies pioneiras que ainda permanecem vivos. O presente estudo, ao documentar um fato comum a muitas outras florestas implantadas nas últimas décadas no Brasil, ou seja, a eventual perda do dossel florestal e a regressão da comunidade florestal após mais de uma década de sua implantação, ressalta como o planejamento da composição e da estrutura inicial da uma floresta implantada pode ser crucial para a sua efetiva permanência posterior, sobretudo em paisagens muito fragmentadas, situação comum em muitas regiões brasileiras.

Palavras-chave: Restauração florestal, avaliação, monitoramento.

ANÁLISE DA DIVERSIDADE BIOLÓGICA COMO INDICADOR DE DEGRADAÇÃO EM AMBIENTES FLORESTADOS URBANOS

LAMMOGLIA, R.¹; LONGO, R.M.¹; MENDES, D.R.¹; CAROLINE, J.¹; LIMA, F.D.R.¹

1- Pontifícia Universidade Católica de Campinas, SP, Brasil.

rafaella.engambiental@yahoo.com.br

Resumo: O trabalho foi desenvolvido na A.I.R.E. (Área de Relevante Interesse Ecológico) Mata de Santa Genebra, em Campinas, interior de São Paulo. Está localizada em uma área que sofre forte influência antrópica, situando-se entre importantes rodovias e bairros urbanizados. A fragmentação dos ambientes é um processo intensificado pela ação humana. As florestas têm se reduzido a pequenas porções de terra que sofrem forte influência do

ambiente ao seu redor, denominando-se assim efeito de borda, alterando a dinâmica de um ecossistema. A pressão exercida pelas atividades urbanas reflete nos ambientes florestados e, nesse contexto, o presente trabalho tem o objetivo de coletar informações do perímetro da borda da mata para analisar os impactos sofridos pelo remanescente. Para a análise do fragmento, o perímetro da borda foi dividido em 40 pontos de amostragem, que foram georreferenciados e fotografados. Os dados para a análise da diversidade biológica foram coletados com o auxílio do quadrado de madeira de dimensões de 70 por 70 cm, dividido em espaçamentos de 10 por 10 cm, totalizando 36 sub-parcelas. A contagem dos indicadores foi realizada dentro de um espaço amostral de 36 sub-parcelas (100%), para cada sub-parcela foi determinada a presença ou ausência da atividade biológica observada: bioporos, onde se fez a contagem dos poros presentes oriundos das atividades biológicas, tipo canais; vegetação rasteira e raízes. A mata apresenta, em sua borda, diferentes características como áreas degradadas, sub-bosque sadio e grande quantidade de lianas. Para analisar os resultados, os dados obtidos nas análises foram agrupados de três em três pontos consecutivamente, fazendo-se a média desses. Observou-se que as áreas avaliadas, situadas no entorno de bairros residenciais e de estrada de terra, sofrem influência quanto à quantidade de raízes, principalmente as primárias, pois observou-se uma diminuição na quantidade nessas regiões. Plântulas e bioporos ocorrem com menor frequência nas áreas de borda próxima aos locais com atividade agrícola. Os resultados discutidos evidenciaram que os aspectos de vizinhança do fragmento interferem na dinâmica do ecossistema, pois foram identificados, nos resultados das análises, variações nas respostas das análises em torno do fragmento. Com os dados obtidos é possível verificar que há necessidade de ações de planejamento para diminuição das interferências que impactam o fragmento florestal, pois as análises dos resultados obtidos a partir das amostras coletadas mostraram que as atividades que são realizadas no entorno do fragmento florestal Mata de Santa Genebra influenciam na diversidade biológica. É necessária a manutenção do fragmento e seu entorno para que os impactos negativos das atividades antrópicas tenham menos interferência. (Apoio: CNPq)

Palavras-chave: Análise da diversidade biológica, efeito de borda, remanescente florestal.

DIAGNÓSTICO DA RESTAURAÇÃO DE UMA FLORESTA CILIAR NO MUNICÍPIO DE SORRISO-MT

DALL'OGGIO, O.T.¹; PICCINI, A.W.¹; SANTOS, J.P.¹ & MIRANDA, D.L.C.¹

1– Universidade Federal de Mato Grosso, Campus de Sinop. Sinop, MT, Brasil
onicedal@ibest.com.br

Resumo: A política de ocupação do norte mato-grossense na década de 70 não se preocupou com questões ambientais e resultou na degradação de nascentes e matas ciliares. O objetivo foi diagnosticar a restauração da floresta ciliar na Fazenda Santa Maria da Amazônia, Sorriso-MT. A restauração da área de 5 hectares iniciou em 2005 e foram plantadas 920 mudas, por hectare, de espécies nativas da Amazônia e do Cerrado, no espaçamento de 3,3m x 3,3m. Em abril de 2011, o plantio foi avaliado pelo estabelecimento de unidades amostrais (UA) com 10m de largura e comprimento variável. Em cada UA foram avaliados os indivíduos plantados, mensurando a altura (H), diâmetro à altura do peito (DAP), número de indivíduos vivos e mortos. Os indivíduos foram identificados, os resultados dos parâmetros calculados para as UA's foram transformados para a área de um hectare para comparação. Foi elaborada tabela fitossociológica para a área. Foram coletadas 44 amostras de serrapilheira utilizando gabarito de metal com dimensões de 30cm x 30cm, e no mesmo local foram coletadas amostras de solo

na profundidade de 0 a 20cm. Foram amostrados 315 indivíduos, pertencentes a 52 espécies, distribuídas em 22 famílias. A média da densidade de indivíduos, mortalidade, H e DAP foi de 618,15 indivíduos/hectare, 32,71%, 3,83m e 10,10cm respectivamente. As famílias com maior riqueza de espécies foram Fabaceae (13 spp.), Bignoniaceae (7 spp.), Anacardiaceae (5 spp.) e Rubiaceae (4 spp.). Das 52 espécies, 34 (65,39%) são clímax e 14 (26,92%) pioneiras, duas classificadas como de cerrado que não possuem classificação de grupo ecológico (3,84%) e duas exóticas (3,84%) que não foram classificadas. A média de serrapilheira acumulada foi de 3363,36 kg/ha, os valores estão próximos aos observados para áreas de cerrado conservados. A capacidade de troca de cátions (CTC) e matéria orgânica (MO) média no reflorestamento estudado foi de 5,4125 cmolc/dm³ e 20,4375 g/dm³ respectivamente. A MO é um importante item na sustentabilidade do ecossistema, os valores observados na área de estudo foram mais elevados do que na mata nativa (3,5 cmolc/dm³ e 10,2 g/dm³ para CTC e MO respectivamente). Quando avaliada no conjunto, a área de estudo não está restaurada e necessita de manejo.

Palavras-chave: Restauração florestal, monitoramento, regeneração natural.

AVALIAÇÃO DA RESTAURAÇÃO DE MATA CILIAR NO MUNICÍPIO DE SORRISO – MT

DALL’OGLIO, O.T.¹; ROCHA, E.M.¹; SANTOS, J.P.¹ & SANTOS, V.H.F.¹

1– Universidade Federal de Mato Grosso, Campus de Sinop. Sinop, MT, Brasil.

onicedal@ibest.com.br

Resumo: Áreas de preservação permanente (APPs) são locais protegidos e prestam serviços ambientais necessários às populações humanas, e, se degradadas, devem ser restauradas. O objetivo deste estudo foi avaliar a restauração de APP, mediante plantio de mudas em uma comunidade em Sorriso-MT, num tributário do rio Teles Pires. Foram instaladas quatro parcelas retangulares alocadas em sentido perpendicular ao curso d’água, com 10m de largura e comprimento variável, orientadas no sentido da margem do curso d’água até o final da faixa de plantio. Nas unidades amostrais (UAs) foram alocadas sub-parcelas de 10m x 2m, sistemáticas ao longo do seu comprimento. Na UA foi avaliado o crescimento e desenvolvimento dos indivíduos plantados, nas sub-parcelas quantificou-se a regeneração natural e a serrapilheira acumulada. Os resultados dos parâmetros calculados para as UAs foram transformados para a área de um hectare para comparação. Foi elaborada tabela fitossociológica para a área e calculada a diversidade pelo índice de Shannon e a similaridade pelo índice de Jaccard para o estrato arbóreo e regenerante. Foram amostrados 296 indivíduos, sendo 248 vivos e 48 mortos. Os indivíduos vivos são de 24 espécies e 15 famílias botânicas, com destaque para Fabaceae e Bignoniaceae. Quanto ao estágio sucessional, 15 (62,5%) espécies são classificadas como clímax, 7 (29,17%) pioneiras, uma exótica e uma não foi possível a classificação, e representam 4,17% cada. Já para a síndrome de dispersão, 14 espécies (58,33%) são zoocóricas, importantes para atração de agentes dispersores de sementes, sendo o índice de diversidade de Shannon (H') de 2,55. No estrato regenerante a densidade estimada foi de 43.486 ind./ha, com 19 espécies, sendo 9 (47,37%) delas coincidentes com as espécies plantadas. Um aspecto preocupante diz respeito à superpopulação de *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* (Griseb.) Altschul, espécie plantada, de ocorrência regional, com potencial para se tornar monodominante. Das espécies regenerantes, 42,11% são pioneiras, o índice de diversidade de Shannon (H') de 0,3298 foi devido a muitos indivíduos da mesma espécie. A similaridade florística entre os estratos foi de 26,47% e o acúmulo de serrapilheira foi de 2.194,36 kg/ha.

Palavras-chave: Restauração florestal, monitoramento, regeneração natural.

ESTABELECIMENTO DE METODOLOGIAS ALTERNATIVAS PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE REFLORESTAMENTOS COMPENSATÓRIOS NO TRECHO SUL DO RODOANEL MÁRIO COVAS

ORTIZ, P.R.T.¹; AGENA, C.Y.¹; SILVA, R.R.¹; SHIRASUNA, R.T.¹ & BARBOSA, K.C.²

1- Instituto de Botânica. São Paulo, SP, Brasil; 2- DERSA. São Paulo, SP, Brasil.

paulo.ortiz.ibt@gmail.com

Resumo: A avaliação de plantios compensatórios é uma importante ferramenta para verificar a qualidade dos reflorestamentos heterogêneos com espécies nativas. O objetivo deste trabalho foi avaliar indicadores de qualidade, agrupados em categorias, relacionados ao preparo da área, manutenção e estrutura do plantio. Certamente, estas informações subsidiarão as definições de parâmetros para restauração de áreas de compensação ambiental no trecho norte do Rodoanel. Em 12 meses, foram avaliadas pela equipe de restauração ecológica do Instituto de Botânica de São Paulo, com apoio da DERSA, 53 áreas de plantio compensatório, realizado como parte das compensações ambientais do trecho sul do Rodoanel Mário Covas. Foram avaliados 8 parâmetros em cada área (cercamento, controle de perturbações, solo, mortalidade, ataque de formigas, matocompetição, espécies arbóreas exóticas/invasoras, cobertura de copas), variando cada um deles de 1 a 3 pontos, sendo 1 para a melhor situação, 2 para a condição intermediária e 3 para a condição inadequada. A somatória dos níveis de adequação de cada indicador possibilitou a classificação das áreas, que variou de 8 a 24 pontos, agrupadas em 3 intervalos, sendo de 8 a 12 pontos, com ótimas perspectivas de restauração; de 13 a 18, com necessidade de medidas corretivas; e de 19 a 24 pontos, em condições críticas de restauração. As áreas analisadas totalizaram 649,35 ha. Desse total, 8,26 ha em áreas com idade entre 12 e 18 meses, que apresentaram 13,68% com ótimas perspectivas de restauração, 86,32% com necessidade de medidas corretivas e nenhuma área crítica; 42,1 ha em áreas entre 19 e 24 meses, onde 3,49% com ótimas perspectivas de restauração, 96,51% com necessidade de medidas corretivas e nenhuma área crítica; e 598,99 ha de áreas que ultrapassavam 24 meses do plantio, sendo 1,38% com ótimas perspectivas de restauração, 79,47% com necessidade de medidas corretivas e 19,15% em condições críticas de restauração. Com isto, foi possível concluir que há predominância de áreas classificadas como qualidade média, mas com bom potencial para restauração, em especial se forem implantadas medidas corretivas que possam acelerar o processo de restauração. Também foi possível concluir que o período de 24 meses de manutenção, nas situações em que se desenvolveram os reflorestamentos, não foi suficiente para se atingir um estágio de reflorestamento desejável, na maioria dos casos, recomendando-se um maior período de acompanhamento. (Apoio: DERSA)

Palavras-chave: Espécies nativas, monitoramento, reflorestamentos heterogêneos.

AVALIAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREA DE RECUPERAÇÃO FLORESTAL DE 31, 28 E 20 ANOS NO PARQUE ESTADUAL DE PORTO FERREIRA – SP

SILVA, D.B.B.¹; GODINHO, J.P.M.¹; MONTEIRO, R.¹; DICKFELDT, E.P.² & SOUZA, S.A.²

1- Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. Rio Claro, SP; 2- Instituto Florestal do Estado de São Paulo - PEPF. Porto Ferreira, SP.

dbbsmg@gmail.com

Resumo: O Parque Estadual de Porto Ferreira (PEPF) foi criado em 1962, em uma área de 611 hectares, com intuito de conservar a biodiversidade presente nas fitofisionomias de cerrado, floresta estacional semidecidual e mata ciliar. O PEPF representa, atualmente, um grande fragmento que ainda resiste ao avanço da expansão agrícola, industrial e urbana no nordeste do estado de São Paulo. A partir de 1982, na zona de recuperação, implantaram-se três plantios de espécies nativas arbóreas com o objetivo de recuperação florestal. Estes plantios ocorreram em 1982 (área 1) com 11 espécies de 6 famílias, 1985 (área 2) com 14 espécies de 9 famílias e 1993 (área 3) com 19 espécies de 12 famílias. Em todos os plantios usaram-se diferentes combinações de espécies em linha. Depois de trinta anos do primeiro plantio avaliou-se a presença das espécies plantadas e também das espécies regenerantes entre linhas. Para tanto adotou-se o perímetro à altura do peito (PAP) ≥ 15 cm como critério de inclusão dos indivíduos em parcelas de 100 m² (10x10m), medindo-se altura e PAP. A área 1 encontra-se com 24 espécies regenerantes e 10 espécies do plantio. A área 2 encontra-se com 31 espécies regenerantes e 11 espécies do plantio. A área 3 encontra-se com 19 espécies regenerantes e 15 espécies do plantio. Em todas as áreas encontraram-se espécies regenerantes com alto índice de valor de importância (IVI), dentre elas: *Miconia affinis* DC. E *Siparuna guianensis* Aubl. na área 1; *Trichilia pallida* Sw. na área 2; *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart. E *Byrsonima intermedia* A.Juss. na área 3. As espécies com síndrome de dispersão zoocórica foram as mais observadas entre os regenerantes em todas as áreas. Outros fatores como proximidade da área fonte e composição de espécies utilizadas foram importantes na estrutura de sub-bosque regenerante.

Palavras-chave: Fragmentação, florística, restauração florestal.

SOBREVIVÊNCIA DE MUDAS PÓS-FOGO EM EXPERIMENTOS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE MATAS RIPÁRIAS NO CERRADO

SOUSA, S.R.¹; DE SOUSA, A.C.S.A.²; RUELA, D.M.²; AQUINO, F.G.³; ALBUQUERQUE, L.B.³

1- Mestranda UNB; 2- Bolsista CNPq; 3- Embrapa Cerrados.

simonerdsi@gmail.com

Resumo: As matas ripárias exercem funções ecológicas importantes, mas são constantemente afetadas pelo tipo de uso da terra, sendo o fogo uma das consequências das atividades antrópicas que provoca mudanças na estrutura da vegetação. A restauração ecológica é uma tentativa de retornar o ecossistema à sua trajetória histórica. Neste contexto, o objetivo do trabalho foi avaliar a sobrevivência das mudas de espécies nativas pós-fogo, em área de mata ripária em processo de restauração ecológica. O experimento de restauração foi implantado em dez/2011, em uma área degradada de mata ripária (2,6ha) no Distrito Federal (rio Capão Comprido). Foram instalados quatro tratamentos com três repetições, totalizando 1092 mudas: T1= nucleação 3x3m, T2= nucleação 5x5m, T3= nucleação 5x5m+poleiro e T4= linhas de recobrimento e diversidade. A área experimental foi manejada, com coroamento (capina) de 0,60cm de raio/muda e adubação de manutenção com adubos orgânicos+pó-de-rocha. A área total coroada dos núcleos (plantios em cruz, com uma muda no centro e 4 nas pontas, distando 1m uma da outra) foi de 3,20m de diâmetro, enquanto do tratamento em linhas (T4) foi de 1,20m de diâmetro/muda. Depois de um ano e meio de plantio, ocorreu incêndio em toda a área experimental. Após o fogo, foram realizados dois monitoramentos: a) imediatamente após a queimada (maio/2013) e b) após dois meses (julho/2013). No primeiro monitoramento, a mortalidade total das mudas foi de 33,2%, sendo 2,7% pelo efeito do fogo e 30,5% por herbivoria (principalmente formi-

gas). Ao se analisar o efeito nos tratamentos, verificou-se que o fogo causou maior mortalidade no tratamento em linha (T4=32,7%) e os demais apresentaram: T1= 6,4%, T2= 1,6% e T3= 0,4% de mudas mortas. Em julho/2013, este percentual total aumentou para 42,2%, sendo 14,7% pelo efeito do fogo e 27,5% por formigas cortadeiras. Observou-se maior herbivoria nas mudas que rebrotaram depois do fogo, gerando maior mortalidade: T1=42,9%, T2=29,9%, T3=10,2% e T4=47,6%. O tratamento de linha de recobrimento e diversidade foi o que mais sofreu com o fogo, apresentando maior mortalidade em comparação com os tratamentos de nucleação. Os resultados indicaram que o plantio em núcleos associado ao coroamento de uma área maior, provavelmente, tenham beneficiado a sobrevivência das mudas. Desta forma, o tamanho do coroamento pode ser um fator chave na sobrevivência das mudas após o fogo, assim como o controle das formigas. (Financiamento: AquaRipária/CNPq proc. nº 561944/2010-5)

Palavras-chave: Matas ripárias, queimada, recuperação de áreas degradadas.

ATRIBUTOS QUÍMICOS DE SOLOS DEGRADADOS POR MINERAÇÃO EM FASE DE RECUPERAÇÃO NA MINA SERRA DA ONÇA, ESTADO DE RONDÔNIA.

CARLOS, R.S.¹; MELO, W.J.²; YADA, M.M.²; ALVES, S.C.N.²; LONGO, R.M.³; RIBEIRO, A.I.⁴; MELO, G.M.P.⁵; SILVA, E.G.¹ & ORNAGHI, A.M.¹

1- FATEC Campus de Jaboticabal; 2- UNESP Campus de Jaboticabal; 3- PUC Campinas; 4- UNESP Campus de Sorocaba; 5- Unicastelo, Campus de Descalvado.

robertasoutoo@gmail.com

Resumo: A exploração de recursos minerais na região Amazônica tem provocado a degradação do solo, chegando a impedir a resiliência dos ecossistemas. É o que ocorreu na Serra da Onça, localizada na Floresta Nacional do Jamari/RO, com a exploração de cassiterita. Destarte, os estudos atinentes à recuperação ambiental mostram-se de extrema importância, tornando-a possível em determinada área degradada. O projeto de recuperação dessas áreas iniciou-se em 1997, com a modelagem do terreno, construção de terraços, cultivo de leguminosas (adubos verdes) e, posteriormente, plantio de espécies nativas. Para fins deste as áreas foram classificadas em níveis de 1 a 7 de acordo com o manejo e o estado visual da vegetação, utilizando apenas o nível 7, com plantas cobrindo toda a área experimental e não mais necessitando de intervenção. O objetivo deste trabalho é avaliar o efeito de um plano de recuperação sobre os atributos químicos de áreas degradadas por mineração de cassiterita localizadas na Mina Serra da Onça, em Itapuã d'Oeste, RO, na Floresta Nacional do Jamari, cuja área afetada pela mineração é de 228,17 ha. O experimento foi estabelecido em delineamento inteiramente casualizado, com 14 tratamentos em 3 repetições, sendo: PL1, PL2, PL3, PL4, PL5, PL6, PL7, PL8, RS1, RS2, RU1, RC1, Mata e Capoeira, onde PL=piso da lavra, RS=rejeito seco (não sujeito à inundação), RU=rejeito úmido (sujeito à inundação) e RC=rejeito capeado (recebeu cobertura de solo fértil). Amostras de solo foram coletadas de forma aleatória no interior das parcelas por caminhamento em zigue-zague na camada 0-0,2 m, formada por 20 amostras simples, e analisadas com relação a pH(CaCl₂), matéria orgânica, P(resina), Ca, K e Mg trocáveis, acidez potencial (H+Al), soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions (CTC) e saturação por bases (V%). Os valores de pH variaram de 3,83 a 5,17, sendo que o solo do tratamento Mata tendeu a apresentar maior acidez (Tukey, p<0,05), diferindo apenas do tratamento PL7. Os solos dos tratamentos Mata e Capoeira apresentaram os menores valores de V%, resultado da calagem e da fertilização usadas no modelo proposto para recuperação. O solo do tratamento Mata apresentou maiores teores de K e de H+Al (0,90 e 140 mmol_c dm⁻³, respectivamente).

Quanto à matéria orgânica, os solos dos tratamentos Mata e Capoeira apresentaram os maiores teores e o tratamento PL8 foi a que mais se aproximou a esses valores. Os níveis de Ca, Mg e P não foram afetados pelos tratamentos.

Palavras-chave: Área degradada, cassiterita, ecossistema amazônico, estanho, fertilidade do solo.

AVALIAÇÃO DAS PRINCIPAIS INICIATIVAS DE REFLORESTAMENTO FEITAS PELO SETOR SUCROALCOOLEIRO NO ESTADO DE ALAGOAS, NORDESTE DO BRASIL

COSTA, A. dos S.¹; ALVES-COSTA, C.P.¹; PAULA, M.D. de¹; MALHADO, A.C.M.² & LADLE, R.J.²

1- Laboratório de Ecologia e Restauração da Biodiversidade (LERBIO), Universidade Federal de Pernambuco, Av. Prof. Moraes Rego, 1235. Cidade Universitária, 50670-901. Recife, Pernambuco, Brasil; 2- Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Alagoas Maceió, Alagoas, Brasil.

adrianacostabio@gmail.com

Resumo: O código florestal brasileiro (1965, 2012) determina que as propriedades rurais mantenham um percentual de sua área coberta por vegetação (reserva legal), bem como conservem a vegetação nas áreas de preservação permanente, como é o caso das matas ciliares ou da vegetação de encostas íngremes ou topos de morro. As iniciativas de reflorestamento são bastante recentes no nordeste brasileiro, de modo que o objetivo deste trabalho foi avaliar as sete principais iniciativas de reflorestamento feitas por diferentes usinas do setor sucroalcooleiro dentro do bioma Mata Atlântica no estado de Alagoas, nordeste do Brasil. Especificamente, foram avaliados os modelos de reflorestamento empregados e a efetividade dos projetos de reflorestamento em restaurar a diversidade de espécies nativas e a estrutura da vegetação, bem como ampliar as áreas núcleo dos remanescentes florestais (i.e., áreas do remanescente >100 m de distância de sua borda). Os dados foram coletados a partir de quatro parcelas (reflorestamento e remanescente) de 50m² (5x10m), até 500m de distância do fragmento florestal mais próximo), com oito parcelas no total para cada uma das sete áreas de estudo. Os reflorestamentos foram avaliados entre junho de 2007 e fevereiro de 2008, quando tinham entre 5 e 6 anos de seu plantio. O modelo de reflorestamento utilizado foi o plantio simultâneo de espécies de diferentes estágios sucessionais e espécies exóticas de rápido crescimento. O número de espécies empregado nos reflorestamentos variou de 42 a 111, com espaçamento entre espécies variando de 2x3m a 6x6m e nas áreas reflorestadas variando de 168 ha a 787 ha. Um total de 1.228.420 mudas foi plantado nas áreas reflorestadas, com um custo de aquisição de R\$ 501.072,00. As áreas reflorestadas tiveram em média 52% menos espécies e 34% menor densidade de árvores do que os fragmentos nativos próximos às áreas reflorestadas, e altura similar entre remanescentes e reflorestamentos. Quatro áreas aumentaram em cerca de 40% a cobertura florestal em torno de fragmentos, aumentando a porcentagem de área núcleo (>100 m de distância da borda do fragmento) e, portanto, minimizando os efeitos de borda. Apesar do pioneirismo dessas iniciativas na região nordeste, os projetos de reflorestamento dos produtores de cana de açúcar estão deixando de fornecer os benefícios de conservação desejados. As estratégias de restauração devem visar a mitigar o elevado nível de fragmentação proeminente na Mata Atlântica da região nordeste.

Palavras-chave: Biodiversidade, ecologia da paisagem, Mata Atlântica.

AVALIAÇÃO AMBIENTAL DE UMA CLAREIRA NO PARQUE ESTADUAL DAS FONTES DO IPIRANGA - PEFI, SP, APÓS RESTAURAÇÃO FLORESTAL

MENEGHETTI, G.I.P.¹ & SCAF, M.F.²

1- Meneghetti Consultoria Ambiental; 2- Instituto de Botânica de São Paulo
mscaf@ibot.sp.gov.br

Resumo: O Projeto de Restauração Florestal foi elaborado e executado pela Empresa Meneghetti Consultoria Ambiental em parceria com o Instituto de Botânica de São Paulo, em uma clareira localizada próximo à Rodovia dos Imigrantes, dentro do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga – PEFI, situado no município de São Paulo/SP, entre as coordenadas 23°38'08"S / 23°40'18"S e 6°36'48"W / 46°38'00"W. A vegetação do PEFI pertence ao grupo das florestas pluviais tropicais do domínio da Mata Atlântica e, mais especificamente, ao grupo das florestas estacionais semidecíduais de planalto. A área avaliada sofreu queimadas no passado e encontra-se colonizada por *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon., espécie agressiva de samambaia, indicadora de acidez de solo, o que dificulta e impede o estabelecimento da regeneração natural, indicativo de baixa capacidade de resiliência. O presente trabalho teve como objetivo avaliar as condições ambientais de uma área de aproximadamente 1.600 m², após 24 meses de plantio. A metodologia utilizada foi baseada nas orientações da Resolução SMA-SP nº 8 de 31 de janeiro de 2008, com plantio de 400 mudas distribuídas em 30 espécies florestais nativas de ocorrência no PEFI. A área foi preparada com a remoção das samambaias e das trepadeiras, efetuou-se calagem e adubação química de NPK 10-10-10. A manutenção foi realizada trimestralmente durante 24 meses, com adubações de cobertura com micronutrientes, controle de formigas cortadeiras e remoção manual de plantas invasoras. Observou-se o efeito da calagem na eliminação de *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon., favorecendo o aparecimento de plantas herbáceas. Houve a recuperação de mudas que foram atacadas por brocas *Hypsipyla grandella* e *Oncideres dejeani*; observou-se diminuição dos danos causados por lagartas e formigas e a diminuição de insetos sugadores como pulgões e cochonilhas, provavelmente pelo aparecimento de inimigos naturais e/ou aves predadoras. A sobrevivência das mudas foi superior a 95% e as espécies pioneiras atingiram em média 5m de altura, o dossel cobriu quase que 80% da área. O desenvolvimento das mudas foi satisfatório e a área encontra-se com boa cobertura florestal e diversidade de espécies. O manejo das plantas invasoras e o plantio diversificado proporcionou condições favoráveis para a restauração ecológica deste trecho da floresta, devendo-se, entretanto, monitorar as trepadeiras e samambaias, no limite da clareira.

Palavras-chave: Clareira, restauração ecológica, Unidade de Conservação.

RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA COM PLANTIO DE ESPÉCIES NATIVAS DE CERRADO EM UMA CLAREIRA NA RESERVA LEGAL DO CAMPUS DE BAURU DA UNESP

CHAVES, R.M.¹; CAVASSAN, O.¹; WEISER, V. de L.¹ & OLIVEIRA, A.G.¹

1- Departamento de Biologia, Faculdade de Ciências, Universidade Estadual Paulista. Bauru, SP, Brasil.
re.m.chaves@gmail.com

Resumo: No ano de 2000, deu-se início ao projeto de restauração ecológica em uma área de cerrado com indícios de degradação antrópica e invadida por braquiária, *Urochloa*

decumbens (Stapf) R.D.Webster, localizada na reserva legal do *Campus* de Bauru da UNESP. Na ocasião foram definidas quatro parcelas de 312,5 m² em uma clareira de 1250 m². Cada parcela recebeu um tipo de tratamento: P1- capinada, sem o enriquecimento com mudas de espécies nativas, P2- capinada, com o enriquecimento com mudas de espécies nativas, P3- não capinada, com o enriquecimento com mudas de espécies nativas e P4- controle. As dez espécies nativas introduzidas foram: *Gochnatia polymorpha* (Less.) Cabrera (ASTERACEAE), *Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore (BIGNONIACEAE), *Croton urucurana* Baill. (EUPHORBIACEAE), *Copaifera langsdorffii* Desf., *Inga vera* subsp. *affinis* (DC.) T.D.Penn., *Platypodium elegans* Vogel (FABACEAE), *Luehea grandiflora* Mart. & Zucc., *Pseudobombax longiflorum* (Mart. & Zucc.) A.Robyns (MALVACEAE), *Tibouchina stenocarpa* (Schränk & Mart. ex DC.) Cogn. (MELASTOMATACEAE) e *Cecropia pachystachya* Trécul (URTICACEAE). Após 13 anos de instalação do projeto, um novo monitoramento foi realizado na área e os parâmetros densidade, riqueza e altura foram avaliados nos diferentes tratamentos. Foram inventariados, na área em restauração ecológica, 257 indivíduos com altura igual ou superior a 1 m, pertencentes a 46 espécies de 28 famílias. Contatou-se uma maior densidade na P2 (3.008 indiv./ha), seguida por P1 (2.944 indiv./ha), P3 (1.408 indiv./ha) e P4 (864 indiv./ha), entretanto, uma maior riqueza em espécies na P1 (31 spp.), seguida por P2 (25 spp.), P3 (16 spp.) e P4 (13 spp.). Quanto ao parâmetro altura, dividido em duas classes, de 1 m a 5 m e de 5,1 m a 10 m, verificou-se que em todos os tratamentos a maioria dos indivíduos constituiu a classe de 1 a 5 m e que apenas 18,1% dos indivíduos na P2, 15,9% na P3, 7,6% na P1 e 3,7% na P4 constituíram a classe de 5 a 10 m. Os resultados obtidos sugerem que a capinação estimulou o brotamento ou redução da competição com a braquiária, acelerando o processo de recomposição vegetal e contribuindo com o aumento da densidade e riqueza em espécies, e que a introdução de mudas de espécies nativas favoreceu o aumento do número de indivíduos lenhosos com altura superior a 5 m.

Palavras-chave: Restauração de cerrado, densidade, riqueza, classes de altura.

A FAMÍLIA ARECACEAE NA REGENERAÇÃO NATURAL DE FLORESTA URBANA, SÃO PAULO, SP, BRASIL

SILVA, F.H.¹; MELO M.M.R.F.¹ & ARAGAKI, S.¹

1- Instituto de Botânica. São Paulo, SP, Brasil.

filomena_biologa@yahoo.com.br

Resumo: As palmeiras são importantes nos processos de restauração florestal, sendo beneficiadas pelo aparecimento de clareiras pequenas e grandes. Produzem uma grande quantidade de frutos, tendo uma dispersão facilitada pela avifauna (derrubadores e regurgitadores) e morcegos (mastigadores arborícolas). O objetivo do presente estudo foi verificar a abundância de espécies de palmeiras no estrato inferior de floresta urbana localizada no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), em São Paulo, entre as trilhas de Terra Batida (TTB), Nascente (TN) e Reserva Biológica (TRB), comparando as três trilhas durante a estação seca (outono e inverno) e úmida (primavera e verão), no período entre março de 2012 a março de 2013. Para tanto, coletaram-se palmeiras de 10 a 150cm de altura em 40 parcelas permanentes de 1m², aleatorizadas por meio de sorteio, totalizando 120m² de área amostral. Foram amostrados 591 indivíduos de palmeiras, representados pelas espécies *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude., *Euterpe edulis* Mart., *Geonoma gamiova* Barb. Rodr. e *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman. A estação seca apresentou 347 indivíduos e na úmida 244, predominando a espécie *E. edulis* em ambas. A densidade de plântulas de

palmeiras foi maior na TN, seguida da TTB e TRB nas duas estações. *E. edulis* apresentou maior densidade (152 indivíduos), *S. romanzoffiana* (41), *G. gamiova* (11), todas na TN e no período seco. Já a espécie *A. cunninghamiana* apresentou 29 indivíduos na TTB, no período seco. Foram encontradas plântulas de *A. cunninghamiana* na TRB, indicando o início de seu estabelecimento nessa trilha, sendo necessárias medidas de controle e manejo. A espécie *E. edulis* obteve maior regeneração entre as palmeiras amostradas. (Apoio: CNPq)

Palavras-chave: Banco de plântulas, palmeiras, regeneração natural.

A IMPORTÂNCIA DA INSTITUIÇÃO DE RESERVAS LEGAIS NO INCREMENTO DE VEGETAÇÃO NATIVA NA ÁREA DE ABRANGÊNCIA DO NÚCLEO REGIONAL DE PROGRAMAS E PROJETOS V (NRPP-V) DA CBRN/SMA

LEÃO, C.S.¹; AGUIAR, C.M.¹; SILVA, L.C.S.¹; KERR, N.F.¹ & FREIRE, R.B.¹

1- Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais. Presidente Prudente, SP, Brasil.

lauren@ambiente.sp.gov.br

Resumo: As áreas de reserva legal (RL) são de fundamental importância para as políticas de proteção aos recursos naturais e fomento à biodiversidade, tendo em vista a possibilidade de conversão de relevante porcentagem dos imóveis rurais em áreas protegidas e com cobertura de vegetação nativa nos mais diversos contextos ambientais. Neste sentido, foi realizado estudo com o objetivo de diagnosticar o impacto das áreas de RL instituídas na área de abrangência do NRPP-V, composto por 77 municípios na região sudoeste do estado de São Paulo. Foram analisadas as plantas georreferenciadas das áreas de reserva legal aprovadas no âmbito dos órgãos estaduais competentes (CBRN/CETESB), em comparação com os dados do inventário florestal (IF) sobre cobertura de vegetação nativa no estado de São Paulo. Como resultado, foi constatado que dos 234.608,49 hectares de vegetação nativa existente no âmbito da regional, apenas 2,41% são RL instituídas (formalmente aprovadas pelo órgão ambiental competente, através de termos de compromissos firmados entre o órgão e o proprietário da área), o que pode ser considerado um percentual pequeno no comparativo com o total de vegetação nativa, enquanto que as unidades de conservação federais e estaduais têm uma maior relevância, representando 20,1534% desta vegetação. Restam ainda 77,4366% de vegetação nativa, fora de UCs e RLs instituídas, que devem ser protegidas através de políticas públicas, sendo um dos instrumentos possíveis para esta proteção à instituição de RL. Considerando ainda que, dos 13.459,83 hectares de RLs instituídas, 58% estão compromissados para restauração, devemos ter um aumento da cobertura de vegetação nativa nas próximas décadas. Esforços governamentais para cumprimento da obrigação legal de instituição e restauração de RL, para todos os imóveis rurais, poderão levar ao incremento ainda maior da cobertura de vegetação nativa no âmbito da regional, que hoje representa somente 7,1162% da sua área total.

Palavras-chave: Reserva legal, restauração, vegetação nativa.

ÁREA 3: ESTUDOS DE CASO EM RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA (COMPENSAÇÕES E PASSIVOS AMBIENTAIS)

BIODIVERSIDADE COMPARADA EM DUAS AMOSTRAS DE MATAS NA REGIÃO NOROESTE DO RIO GRANDE DO SUL

SEVERO, B.M.A.¹; SILVA, D.F.¹; FAGUNDES, G.¹& KARIMI, T.S.¹

1- Herbário RSPF, MUZAR, ICB, Universidade de Passo Fundo, CEP 99052 900- Passo Fundo, RS.
dilana.ferreira@yahoo.com.br

Resumo: O Brasil tem a maior biodiversidade vegetal do mundo. Suas florestas são ricas em espécies de diferentes aspectos, cores, texturas, diâmetros e alturas, ostentando, ainda, abundante flora herbácea, arbustiva, trepadeira e epífita paralelas. Entre as exóticas, o eucalipto é explorado para diversas finalidades exigindo cultivo geralmente monoespecífico. Barreira de vento, produção florestal, controle de erosão, experimentação científica, produção industrial e ornamentação são algumas das finalidades para a introdução de espécies exóticas. Com o objetivo de analisar comparativamente duas matas diferentes, foi avaliado o processo de invasão/interferência de plantas exóticas em área preservada e a interferência de plantas nativas em área não autóctone. Os espaços analisados, ambos localizados no município de Colorado, região noroeste do RS, são: mata A, preservada, com 4,5ha e cerca de 80 anos; e mata B, implantada com eucaliptos de 1,5ha, com cerca de 14 anos. As análises foram feitas através de caminhadas com varredura das espécies em 1,5ha em ambos os espaços. Foi constatada a presença de 12 espécies arbóreas comuns, como camboatá-vermelho, camboatá-branco, pinheiro brasileiro, cafezinho, timbó, cincho e chal-chal. Conforme o esperado, a área A foi a mais rica, tendo sido constatada a presença de 34 espécies de 18 famílias. Nesta, não foi encontrado nenhum representante exótico. A área B, inicialmente de monocultura, já demonstra a constante introdução das espécies nativas regionais, características da Mata Ombrófila Mista, contando-se 22 espécies como a erva-mate, a canela-preta, a mamica-de-cadela, o angico e a pitangueira, entre outras. Além disso, todos os indivíduos observados não passavam de aproximadamente 3m de altura, o que dava, a esta coleção, um aspecto de sub-bosque em relação aos 12 m em média, da altura dos eucaliptos. Entre os vegetais ainda comuns em ambas as áreas estão a erva-de-rato (*Psychotria* spp.) e a pimenta-de-macaco (*Piper aduncum* L.). Além disso, há pteridófitas de ocorrência comum. No entanto, a presença de epífitas como orquídeas, cactáceas e bromélias somente foi constatada na área A, uma vez que os exemplares arbóreos nativos da área B encontram-se muito jovens e em franca regeneração. Ao contrário do que se acreditava, as plantas nativas concorrem com as exóticas. Este trabalho mostrou que, com o passar do tempo, plantas nativas invadem/retomam seu lugar nas plantações monoespecíficas de eucalipto, na região.

Palavras-chave: Plantas invasoras, vegetação exótica, mata nativa, eucalipto.

ANÁLISE DA INFLUÊNCIA DE TRÊS DIFERENTES COLORAÇÕES DE FLORES DE *Erythrina crista-galli* L. (CORTICEIRA-DO-BANHADO) NA ATRAÇÃO DE DIFERENTES POLINIZADORES

ALMEIDA, C.G.M. de¹; PACHECO, M.M.¹; OLIVEIRA, R.S.¹ & MARTINS, T. de A.¹

1- Acadêmicos do curso de Ciências Biológicas na Universidade Federal do Pampa. São Gabriel, RS, Brasil.
ma-uh@hotmail.com

Resumo: *Erythrina crista-galli* L. (Linnaeus, Carl Von) é uma planta encontrada no bioma Pampa e característica dessa paisagem sul-riograndense. É uma árvore nativa com uso medicinal, artesanal, ornamental no paisagismo urbano e possui potencial de utilização em áreas desprotegidas e degradadas, devido à sua rusticidade e à alta importância ecológica, abrigando plantas epífitas e atraindo várias aves e insetos. É frequentemente encontrada em ambientes úmidos como banhados e lagos, sendo considerada pioneira nestas áreas. Por estar bastante ameaçada em sua conservação devido ao uso indiscriminado no artesanato, é uma planta imune ao corte no Rio Grande do Sul pela Lei Estadual 9.519/92 (Art. 33º). Como é utilizada no reflorestamento é de suma importância que se conheça os seus polinizadores a fim de otimizar a sua dispersão. Com o objetivo de verificar se a coloração das flores influencia os polinizadores que a visitam, foram escolhidas e observadas três corticeiras da espécie *Erythrina crista-galli* L. As árvores foram numeradas de um a três representando as seguintes colorações respectivamente: rosadas, brancas e vermelhas. Foram observados os visitantes florais durante dezesseis horas para analisar os possíveis polinizadores. As observações foram feitas uma vez por semana, durante quatro semanas. Verificou-se que as flores rosadas receberam visitas de polinizadores somente no primeiro dia; na segunda semana foram observados vários furos nas flores, algumas anteras encontravam-se enrijecidas por dessecação e outras flores estavam sem anteras, o que sugere herbivoria; na terceira semana houve formação de novos botões florais e, no quarto dia, não se observou nada de diferente. Nas flores brancas, as visitas por polinizadores foram observadas somente na primeira semana; na segunda semana estas estavam fechadas; na terceira semana havia frutos em forma de vagem e no quarto dia estes estavam maiores. A planta de flores vermelhas foi a única que recebeu visita de polinizadores no primeiro e no segundo dia de observação, havendo maior número de visitas no segundo dia; no terceiro dia começou a formação dos frutos, e no quarto dia estes estavam um pouco maiores. 54,6% das abelhas e, 56,5% das vespas visitaram as flores rosadas, 65,4% das moscas visitaram as flores brancas, 95% dos beija-flores e 80% dos besouros visitaram as flores vermelhas. Desta forma, é possível concluir que as diversas colorações interferem na atração dos polinizadores.

Palavras-chave: Bioma Pampa, reflorestamento, nativa, banhados.

AÇÕES DO INSTITUTO DE BOTÂNICA NA COMPENSAÇÃO AMBIENTAL DO RODOANEL MARIO COVAS, TRECHO NORTE, SP, BRASIL

SHIRASUNA¹, R.T.; BARBOSA², L.M.; SILVA¹, R.R., AGENA¹, C.Y.; ISIDORO, W.³ & ORTIZ¹ P.R.T.

1- Assistente de Pesquisa do Instituto de Botânica de São Paulo, C.P. 68041, CEP: 04045-972, São Paulo, SP, Brasil;
2- Pesquisador Científico VI do Instituto de Botânica de São Paulo; 3- Técnico de Pesquisa do Instituto de Botânica de São Paulo.

regina.shirasuna@hotmail.com

Resumo: Com o início das obras do último trecho (norte) do projeto Rodoanel Mario

Covas, inicia-se a supressão das áreas diretamente afetadas pela obra, procedentes dos municípios de São Paulo, Guarulhos e Arujá. O projeto consiste de quatro componentes: levantamento florístico, resgate, monitoramento e restauração ecológica. O objetivo do componente restauração ecológica do Instituto de Botânica, SP, em cumprimento aos contratos, visa à orientação das ações do Programa de Gerenciamento de Plantios Compensatórios, como medida compensatória pelo corte de vegetação nativa e intervenções em áreas de preservação permanente (APPs), para implantação do projeto. Como condicionante do licenciamento ambiental do Programa de Conservação da Flora visa também ao máximo aproveitamento da serrapilheira, orientando sobre a utilização do *topsoil*, através da caracterização da vegetação e indicando áreas adequadas para o destino deste rico material, com a finalidade de compensação ambiental do projeto. A metodologia utilizada para a avaliação foi através da identificação das espécies herbáceo-subarborescentes e arbóreas, além da análise visual do aspecto da serrapilheira, com a elaboração de laudos técnicos encaminhados ao Desenvolvimento Rodoviário S.A. (DERSA). Concomitantemente, são realizados contatos com prefeituras, Cia. Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), Departamento de Água e Energia Elétrica (DAEE) e outros órgãos públicos, para indicação de áreas a serem restauradas, sucedidas de vistorias “*in loco*”, com a elaboração de relatórios, descrevendo o tipo de formação vegetal, condição do solo e grau de degradação da área. Através do programa ArcGis, as áreas foram georeferenciadas, limitadas e calculadas as áreas totais. Como resultados preliminares, entre agosto/2012 e julho/2013, foram vistoriadas 74 áreas (726,51 ha), localizadas nos municípios de Franco da Rocha, Guarulhos, Mairiporã, Nazaré Paulista, Piracaia, Salesópolis, Santa Isabel e São Paulo. Destas 74 áreas, 32 (190,36 ha) foram destinadas ao uso de *topsoil*, oriundo de florestas de transição entre Ombrófila/Estacional Semidecidual, e 42 áreas (536,15 ha) direcionadas a outras técnicas de compensação como plantio total de mudas, enriquecimento por espécies não pioneiras e manejo de espécies exóticas. Foram realizadas também vistorias em 26 áreas diretamente afetadas pela obra, com a caracterização da formação vegetal e elaboração de 12 laudos técnicos em orientação às ações de restauração ecológica. (Apoio: Desenvolvimento Rodoviário S.A. - DERSA)

Palavras-chave: Formação florestal, recuperação de áreas degradadas, serrapilheira.

ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA RESTAURAÇÃO DA CONECTIVIDADE DE POPULAÇÕES DE MAMÍFEROS FLORESTAIS, ISOLADAS POR ESTRADAS NA MATA ATLÂNTICA PAULISTA

ZIA, I.C.A.¹ & FREITAS, S.R.¹

1- Centro de Ciências Naturais e Humanas (CCNH). Universidade Federal do ABC (UFABC). Santo André, SP, Brasil. ingrid.zia@ufabc.edu.br

Resumo: A construção de estradas tem atuado negativamente com a perda de habitats naturais, acarretando mudanças na ocupação do solo e na paisagem. Assim, a transformação destes habitats naturais contínuos, em paisagens fragmentadas e isoladas das formações originais, ocorre de maneira intensa, entre eles no bioma da Mata Atlântica paulista. A crescente rede de estradas tem causado efeitos deletérios sobre a vida selvagem, aumentando o risco de mortalidade dos animais e alterando a quantidade e arranjo de manchas de habitat. Este trabalho teve como objetivo a aplicação de uma nova ferramenta, para selecionar áreas prioritárias para reduzir o isolamento de populações de mamíferos de habitat florestal, quando este isolamento se dá pela presença de rodovias, e também discutiu alternativas para mitigar os efeitos das estradas sobre estas populações nestas áreas. Para executar estes

procedimentos, usou-se o programa ArcGIS 9.3.1 e foram usados os mapas de rede de estradas, hidrografia, unidades de conservação de uso integral, além do mapa de uso e cobertura da terra do bioma Mata Atlântica. No mapa de uso e cobertura da terra do bioma Mata Atlântica, foi considerada a classe Floresta Ombrófila Densa, enquanto que, no mapa de rede de estradas, consideraram-se apenas as estradas pavimentadas. Posteriormente, criaram-se hexágonos com área 1000 km² e os mapas sofreram interposição, sendo quantificadas nas paisagens hexagonais: cobertura de Floresta Ombrófila Densa (%), área de unidades de conservação integral (%), densidade de estradas (km/km²) e densidade de hidrografia (km/km²). Para selecionar as áreas prioritárias, usou-se o seguinte critério: 1º) possuir mais de 50% de cobertura florestal; e 2º) possuir mais de 1% de unidades de conservação integral (UC). Nas áreas com maior densidade de hidrografia foram sugeridas medidas mitigadoras do efeito das estradas, como a modificação de dutos (*culverts*) para servirem como passagens de fauna, além de escoamento da drenagem sob a rodovia. Dentre os benefícios ecológicos deste trabalho, destacam-se os que incluem melhoramentos potenciais na viabilidade da população, que podem ser alcançados não somente com a mitigação do efeito das estradas, mas também por alargamento de habitats, implementação de corredores ecológicos entre fragmentos de habitats e a restauração da conectividade de populações isoladas.

Palavras-chave: Mitigação de impactos, ecologia de estradas, florestas tropicais, fauna afetada, geoprocessamento.

BRIOFLORA DO PARQUE ESTADUAL TURÍSTICO DO ALTO DO RIBEIRA (PETAR), ESTADO DE SÃO PAULO, BRASIL

VISNADI, S.R.

Instituto de Botânica. São Paulo, SP, Brasil.

svisnadi@uol.com.br

Resumo: O Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira (PETAR) situa-se num dos trechos mais bem conservados da Mata Atlântica de São Paulo, ao sul do estado, sendo também reconhecido internacionalmente pelo seu rico patrimônio espeleológico. O trabalho visa a ampliar a lista de espécies de briófitas para a Mata Atlântica do PETAR. Os registros da literatura e do material depositado no Herbário Maria Eneyda Pacheco Kauffmann Fidalgo (SP) acrescentam 72% das 109 espécies ora listadas para o Parque, as quais representam cerca de 12% das espécies conhecidas para o estado paulista. Esse acréscimo de espécies e a ocorrência de *Chiloscyphus quadridentatus* (Spruce) J. J. Engel & R. M. Schust. (citada pela primeira vez para São Paulo e ameaçada nesse estado) tornam evidente a importância do Petar na proteção da diversidade das briófitas do estado de São Paulo. A brioflora do Petar é típica da Mata Atlântica paulista, mas também possui algumas espécies restritas a esse ecossistema do parque, em São Paulo, e ambos os dados ressaltam a importância do Petar na conservação da brioflora da Mata Atlântica nesse estado. No Petar, onde o clima é úmido e o substrato mais disponível para as briófitas é rocha, a brioflora caracteriza-se pela variedade de formas de vida e pelo maior número de espécies generalistas e de sombra, em relação às espécies de sol. A maior semelhança entre a brioflora do PETAR e aquela da Mata Atlântica de localidades paulistas, com maiores números de espécies de briófitas, revela que São Paulo ainda carece de levantamentos brioflorísticos, que melhor caracterizem a flora de briófitas deste ecossistema no estado.

Palavras-chave: Antóceros, hepáticas, musgos, Mata Atlântica.

RECUPERAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATURAL DE UMA ÁREA MINERADA NO SUL DA BAHIA APOIADA NO ESTÍMULO À REGENERAÇÃO NATURAL E APROVEITAMENTO DE ESPÉCIES COMPETIDORAS: PRIMEIROS RESULTADOS

SIMONETTI, C.¹; HOFFMAN, C.² & SILVA NETO, A.¹

1- ERM Brasil. São Paulo, SP, Brasil; 2- ERM Boston, Boston, MA, EUA; 3- ERM Brasil. Salvador, BA, Brasil.
cristinasimonetti@erm.com

Resumo: Durante 65 anos (1941-2006), parte da Ilha Grande (IG) e da Ilha Pequena (IP), situadas em Camamu (BA), foram sítios de exploração e beneficiamento de barita. Na IP, a exploração, concentrada em afloramentos de rocha, restringiu-se a áreas pequenas, que juntas somam pouco menos de 4 hectares. Na IG, onde se concentrou a exploração e o beneficiamento, a área minerada estende-se por 47 hectares. Nela foram abertas cavas pouco profundas, que foram preenchidas com material estéril durante a operação. Ao final da operação, os empreendedores, com o objetivo maior de disciplinar o escoamento superficial e conter processos erosivos, procederam à remodelagem dos terrenos e ao plantio de *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster e de algumas fanerófitas nativas e exóticas. Posteriormente, passou-se à recuperação e enriquecimento da vegetação natural. Procedeu-se inicialmente a um estudo detalhado da cobertura vegetal e substratos das áreas mineradas e de áreas contíguas, não afetadas pelas atividades minerárias, cujos resultados serviram, respectivamente, de base e como parâmetros ao projeto de recuperação da vegetação natural. Com base nos dados fitossociológicos, estabeleceram-se metas de densidade e riqueza para as áreas em recuperação. Os trabalhos de recuperação da vegetação natural, iniciados em fevereiro de 2012, vêm se apoiando em três ações principais: coroamento de toda e qualquer fanerófita nativa, incluindo plântulas; roçadas da camada herbácea dominada por espécies exóticas, cujos restos vegetais são triturados e empregados na cobertura dos terrenos; e no enriquecimento com mudas e sementes de espécies nativas. Para acompanhar os esforços de recuperação, a cada seis meses são realizados levantamentos em parcelas permanentes circulares, com 706,86 metros quadrados – 16 na IG e três na IP – onde são identificados e medidos todos os indivíduos com perímetro à altura do solo igual ou maior a 2 centímetros e altura superior a 50 centímetros. Por ora, foram conduzidas três campanhas de monitoramento. Os resultados, ainda que preliminares, revelam o rápido avanço da sucessão secundária. A densidade média por hectare passou de 1599 para 3883 indivíduos na IP e de 1576 para 2897 indivíduos na IG; a riqueza passou de 22 para 33 espécies na IP e de 55 para 77 espécies na IG. Em ambas as ilhas ainda predominam espécies pioneiras e secundárias iniciais que colonizaram espontaneamente as áreas mineradas, resultado esperado dos esforços de recuperação.

Palavras-chave: Recuperação de áreas mineradas, enriquecimento da vegetação natural, sucessão secundária.

AÇÕES DE RESGATE DE PLANTAS EM PROCESSOS DE SUPRESSÃO DA VEGETAÇÃO: O BALANÇO DE 1 ANO DO PROJETO RODOANEL TRECHO NORTE

SANTOS JUNIOR, N.A.¹; TAMAKI, V.¹; SUZUKI, R.M.¹; GUARDIA, M.C.¹; BARBOSA, K.C.² & COSTA, J.P.¹

1- Instituto de Botânica. São Paulo, SP, Brasil; 2- Dersa. São Paulo, SP, Brasil.
njunior@ibot.sp.gov.br

Resumo: O Projeto Trecho Norte do Rodoanel, uma parceria estabelecida entre a Dersa e o Instituto de Botânica (IBt), representa uma iniciativa aprimorada das atividades semelhantes às que ocorreram no Trecho Sul do Rodoanel e reconhecida por diversas instituições como um modelo a ser seguido em processos de licenciamento de grandes empreendimentos lineares. Entre as ações propostas, é previsto o resgate da flora das áreas de vegetação a serem suprimidas, priorizando aquelas em algum grau de ameaça de extinção. Neste contexto, o presente trabalho visa a realizar um balanço do primeiro ano da parceria. Nos primeiros seis meses de trabalho, que se iniciou em setembro de 2012, a equipe do IBt percorreu todo o traçado da futura rodovia, no sentido de reconhecer as áreas potenciais para resgates futuros. No início de 2013, com a realização do processo licitatório para concessão da obra, o grupo do IBt passou a realizar a capacitação dos funcionários dos 6 lotes das empreiteiras contratadas para a construção. Esta ação foi feita por meio de cursos, através dos quais foram abordados conteúdos desde aspectos da botânica e da ecologia relacionados à necessidade do trabalho, até módulos práticos sobre as técnicas de resgate das plantas, manejo das plantas nos viveiros de espera, destinação e medidas de realocação das plantas. Capacitados os funcionários, o que ocorreu a partir do mês de março deste ano, a equipe do IBt passou a realizar incursões a campo para que fossem marcadas plantas para o resgate. Como resultados neste ano, foi realizada quase uma centena de incursões a campo para reconhecimento de áreas e marcação de plantas para um potencial resgate, que resultaram em 5055 plantas resgatadas, das quais perto de 600 foram doadas às prefeituras parceiras. No período, foi feita a capacitação de quase 100 funcionários dos lotes, por meio da realização de 10 cursos teórico-práticos. Nesta nova etapa, serão intensificadas as ações de resgate de plantas, bem como o início do processo de realocação das plantas para remanescentes vizinhos, o que permite concluir que as ações têm sido realizadas a contento.

Palavras-chave: Resgate da flora; espécies ameaçadas de extinção; licenciamento de empreendimentos rodoviários.

AVALIAÇÃO DA COMPOSIÇÃO DO BANCO E DA CHUVA DE SEMENTES DE UMA FLORESTA BAIXA DE RESTINGA, COMO FORMA DE AVALIAÇÃO DA SUA DINÂMICA E DO SEU ESTADO DE CONSERVAÇÃO

OLIVEIRA, M.A.M.¹; SANTOS JUNIOR, N.A.¹; OLIVEIRA, A.C.¹; ROSSI, L.¹ & CATHARINO, E.L.M.¹

1- Instituto de Botânica. São Paulo, SP, Brasil.

mmeratti@gmail.com

Resumo: As florestas de restinga estão em constantes processos de degradação e, como consequência, fatores cruciais à regeneração natural são afetados. Neste sentido, compreender a dinâmica da vegetação é essencial na definição de estratégias de restauração e de conservação ambiental. O objetivo do presente estudo foi caracterizar a composição da chuva e do banco de sementes de uma floresta baixa de restinga, degradada por atividades agrícolas, no intuito de verificar o aporte e o estabelecimento dos diásporos na área. As amostragens foram realizadas na Área de Preservação Ambiental de Ilha Comprida- SP, em um trecho de 1,5ha de floresta baixa de restinga, degradada para cultivo agrícola em 2004, abandonada e que passa pelo processo de regeneração natural. Para as coletas da chuva de sementes, foram instalados dez coletores com 1m x 1m x 0,15m, confeccionados com fundo de tela de sombrite a 50% e, para as do banco de sementes, foi utilizado gabarito de madeira com 0,5m x 0,5m lançado dez vezes a cada coleta, totalizando em 10m² de solo amostrados. As coletas da chuva de sementes foram mensais, enquanto aquelas do banco de sementes

foram trimestrais, ambas ocorrendo ao longo de um ano. Os diásporos amostrados foram identificados até o menor táxon possível, caracterizados de acordo com o grupo ecológico e síndrome de dispersão, calculados os índices fitossociológicos clássicos, além da limitação de sementes. Na chuva e no banco de sementes, foram amostrados 1627 e 2986 diásporos, respectivamente. Das 36 espécies encontradas na chuva, *Ossaea retropila* Triana, *Myrcia ilheosensis* Kiaersk., *Vernonanthura puberula* (Less.) H. Rob. e *Gaylussacia brasiliensis* Meisn. perfizeram 83% do total de sementes amostradas. Já no banco de sementes *Tibouchina clavata* (Pers.) Wurdack, Poaceae sp1, *Tapirira guianensis* Aubl., *Gaylussacia brasiliensis* Meisn. representam 73% do total de sementes. De forma análoga à chuva de sementes, porém com espécies distintas, houve equilíbrio entre espécies não pioneiras e pioneiras em ambos os indicadores amostrados. O equilíbrio entre espécies pioneiras e não pioneiras e predomínio de sementes zoocóricas indicam que, apesar da degradação da área, com a quantidade e densidade de espécies que chegam da chuva e se estabelecem no banco de sementes, a área tem potencial para se regenerar naturalmente. (Apoio: CNPq)

Palavras-chave: Dinâmica de restingas, restauração de áreas degradadas, regeneração natural.

ESTRUTURA DE CLAREIRAS DE ORIGEM ANTRÓPICA NA SERRA DA CANTAREIRA, SP, BRASIL

ARZOLLA, F.A.R.D.P.¹; VILELA, F.E.S.P.¹; PAULA, G.C.R.¹; SHEPHERD, G.J.² & MOURA, C.¹

1- Instituto Florestal, DRPE, São Paulo, SP, Brasil; 2- UNICAMP, Campinas, SP, Brasil.

fredericoarzolla@gmail.com

Resumo: Clareiras podem ter origem natural ou antrópica. O tipo de luz que adentra a clareira varia conforme o seu tamanho. No preenchimento de clareiras pequenas, destacam-se as espécies tolerantes à sombra, e de clareiras grandes, as espécies heliófilas. Os mecanismos de estabelecimento dos indivíduos podem ser a propagação por sementes ou a brotação de caules e raízes remanescentes. O objetivo deste trabalho foi caracterizar a estrutura do estrato arbustivo-arbóreo de clareiras de origem antrópica na Serra da Cantareira, analisando os componentes dos indivíduos originados por sementes e por brotação. O estudo realizou-se no Parque Estadual da Cantareira - PEC, em 11 locais onde houve o corte raso da floresta, em julho de 2006, para a instalação de torres da linha de transmissão Guarulhos-Anhanguera. Com o corte da vegetação, formaram-se clareiras que variaram entre 106 e 286 m², num total de 2.000 m². Foram amostradas árvores e arbustos com altura maior ou igual a 1,30 m, sendo o diâmetro medido a essa altura. Os indivíduos foram diferenciados conforme seu estabelecimento, por “sementes” ou por “brotação”. As clareiras foram comparadas por métodos de classificação e ordenação, utilizando-se matrizes de presença e ausência de espécies e de número de indivíduos. Foram amostrados 1.732 indivíduos, pertencentes a 140 espécies e 44 famílias. Destes, 1.336 indivíduos (77,2%) pertencentes a 83 espécies, originaram-se por sementes, com densidade de 6.680 ind./ha e dominância de 6 m²/ha; e 396 indivíduos (22,8%) pertencentes a 78 espécies, por brotação, com densidade de 1.980 ind./ha e dominância de 1,2 m²/ha. A similaridade florística entre os indivíduos estabelecidos por sementes e aqueles originados por brotação apresentou um valor baixo, próximo de 5%. Essa análise mostrou que o componente “brotação”, remanescente da floresta original, e o componente “semente”, da floresta em formação, constituem conjuntos florísticos diferentes, pertencentes a diferentes estágios sucessionais. No componente “sementes”, Euphorbiaceae, Asteraceae e Solanaceae apresentaram no total

978 indivíduos (73,2% do total), enquanto que no componente “brotação”, Sapindaceae, Rubiaceae, Meliaceae, Fabaceae e Salicaceae apresentaram maior abundância, 224 indivíduos (56,6% do total). O corte raso da floresta e o tamanho das clareiras favoreceram a ocorrência de espécies heliófilas, em detrimento às espécies tolerantes à sombra, que são abundantes em clareiras naturais e pequenas.

Palavras-chave: Sucessão secundária inicial, componente arbustivo-arbóreo, floresta ombrófila densa montana.

MONITORAMENTO E MITIGAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS DA IMPLANTAÇÃO DO NOVO TRAÇADO DA LINHA DE TRANSMISSÃO GUARULHOS-ANHANGUERA NO PARQUE ESTADUAL DA CANTAREIRA, SP

ARZOLLA, F.A.R.D.P.¹; VILELA, F.E.S.P.V.¹; DE PAULA, G.C.R.¹& DESCIO, F.¹

1- Instituto Florestal. São Paulo, SP, Brasil.

descio@ig.com.br

Resumo: Durante a construção de uma linha de transmissão, os impactos ambientais ocorrem pela abertura de acessos, pela remoção da vegetação para a instalação das torres, pela movimentação de terra para as fundações das mesmas, pela circulação de trabalhadores, máquinas e equipamentos, pela montagem das estruturas e por outras operações, que podem causar a degradação e reduzir as condições para a regeneração natural. A linha de transmissão Guarulhos-Anhanguera, que atravessa o Parque Estadual da Cantareira, foi instalada há cerca de 40 anos. Em 2006, foi desativada para a construção de um novo traçado, mais próximo aos limites do parque, ocasionando o corte de 0,2 ha de vegetação. Uma das exigências do processo de licenciamento da obra foi a realização de um programa de mitigação dos impactos da supressão da vegetação e de monitoramento da sua regeneração. Para a mitigação dos impactos negativos, foi adotado um conjunto de medidas. A queda das árvores foi direcionada para o centro da área. O abate das árvores de grande porte foi realizado de forma fracionada. Algumas árvores foram somente podadas, evitando-se o corte. Tanto o abate quanto a poda de galhos foi realizada com queda controlada de galhos para evitar danos à floresta adjacente. O material lenhoso gerado foi fracionado e distribuído no local para facilitar sua decomposição, cobrindo e protegendo os solos. Os depósitos de solo provenientes da escavação das fundações das torres foram descompactados e espalhados no local. A seguir, todo o terreno foi descompactado e recoberto com serrapilheira para reduzir os impactos do pisoteio e das intempéries, melhorando as condições para a germinação de sementes. Durante o processo de implantação dessas medidas uma equipe de pesquisadores permaneceu em campo, supervisionando os trabalhos e assegurando o cumprimento das medidas propostas. O monitoramento da regeneração natural das espécies arbustivo-arbóreas ocorreu em dois períodos, em 2006 e em 2010. Em 2006, somente 12 espécies haviam se instalado. Já em 2010, havia 140 espécies. Nesse segundo levantamento, foram amostrados 1732 indivíduos, dos quais 1.336 indivíduos e 83 espécies originaram-se por sementes, com densidade de 6.680 ind./ha e dominância de 6 m²/ha; e 396 indivíduos e 78 espécies, por brotação, com densidade de 1.980 ind./ha e dominância de 1,2 m²/ha. A adoção dessas medidas mitigadoras permitiu condições adequadas para a regeneração da floresta, evitando a degradação do sítio e reduzindo os danos causados.

Palavra-chave: Licenciamento ambiental, Unidade de Conservação, Mata Atlântica, regeneração natural.

ANÁLISE DO INVENTÁRIO FLORESTAL E DE LEVANTAMENTOS DE FAUNA DE ESTUDOS DE IMPACTO AMBIENTAL PARA ORIENTAÇÃO DE AÇÕES DE RESTAURAÇÃO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL NO MUNICÍPIO DE SÃO BERNARDO DO CAMPO/SP

ARAUJO, P.L. de¹

1- Secretaria de Gestão Ambiental, PMSBC. São Bernardo do Campo, SP, Brasil.

paulambiental@yahoo.com.br

Resumo: O município de São Bernardo do Campo, situado na região metropolitana de São Paulo, apresenta importantes remanescentes de Mata Atlântica, garantindo a presença de diversas espécies de fauna. Entretanto, encontram-se cada vez mais ameaçados, e protegê-los significa um desafio mediante as pressões da ocupação antrópica. Esse estudo baseou-se no mapa florestal e caracterização de fragmentos do “Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo”, Secretaria do Meio Ambiente / Instituto Florestal de 2005, que utilizou imagens dos satélites LANDSAT 5 e 7 (2000-2001) e fotografias aéreas de voo de 2000-2001, escala 1:35.000 da região da Mata Atlântica litorânea de SP. O levantamento das espécies de fauna foi obtido a partir dos estudos de impacto ambiental: EIA Uniduto, de 2010, com levantamentos na porção sul do município e também em área próxima ao Rododanel, e EIA COMGAS-RETAP, de 2011, cuja área de influência direta para levantamento do meio biótico foi de 400 metros ao longo da represa Billings. Cabe ressaltar que esses estudos foram importantes por trazerem levantamentos mais atualizados, visto a escassez de informações de fauna para o município. Também foi utilizado o boletim do Centro de Estudos Ornitológicos - CEO, de 2003, para complementar dados de aves. O mapa florestal mostra que São Bernardo está dentre os municípios que apresentam significativas áreas com remanescentes da vegetação natural, com 19.312 ha, correspondendo a 47% da área total do território. Também possui significativas áreas protegidas por unidade de conservação, que atualmente é apenas o Parque Estadual da Serra do Mar, com 11.690 ha, cerca de 30% da área total de São Bernardo. Entretanto, grande parte dos remanescentes está fragmentada, havendo 146 fragmentos com até 10 hectares, 89 com até 100 ha, e 25 entre 100 e 1000 ha. Apesar da fragmentação, os levantamentos de fauna permitem inferir a biodiversidade existente, visto à quantidade de espécies encontradas (218 espécies de fauna, sendo 28 de mastofauna, 167 de avifauna, 12 de herpetofauna e 11 de ictiofauna). Foram identificadas espécies ameaçadas de extinção como veado-mateiro e garça-branca-pequena. Pela localização das áreas de influência dos empreendimentos, onde foram realizados os levantamentos, percebe-se que outras áreas, além do PESM, têm papel importante na manutenção da biodiversidade. Tal panorama aponta a necessidade de ações para conexão de fragmentos e proteção dessas áreas.

Palavras-chave: Biodiversidade; fragmentação; Mata Atlântica; fauna.

UTILIZAÇÃO DA BROMÉLIA *Tillandsia usneoides* (L.) L. NO BIOMONITORAMENTO DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA NA REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO – SP, BRASIL

NIEVOLA, C.C.¹, ALBUQUERQUE, C.R.², FIGUEIREDO, A.M.G.², SILVA, B.C.², TICIANELLI, R.B.², FIGUEIRA, R.C.L.³, ALVES, E.S.¹, DOMINGOS, M.¹ & RIBEIRO, A.P.⁴

1- Instituto de Botânica. São Paulo, SP, Brasil; 2- Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN / CNEN, SP, Brasil); 3- Instituto Oceanográfico (IO-USP, SP, Brasil); 4- Universidade Nove de Julho, SP, Brasil.

Resumo: O controle da poluição atmosférica em grandes centros urbanos tem sido considerado um dos principais desafios enfrentado pelas autoridades governamentais e agências de proteção ambiental, ao redor do mundo. Nesse sentido, a cidade de São Paulo, que possui em sua região metropolitana aproximadamente vinte milhões de habitantes, nove milhões de veículos automotores e uma intensa atividade industrial, tem sido foco de constantes estudos que visam a quantificar os principais contaminantes oriundos das atividades antrópicas, bem como estimar os efeitos adversos de tais atividades ao meio ambiente e à população. Dessa forma, no presente trabalho, determinaram-se os teores de metais Cd, Cu, Fe, Mo, Ni, Pb e Sb em plantas de *Tillandsia usneoides* (L.) L., uma espécie epífita popularmente conhecida como barba de velho e capaz de absorver água e nutrientes diretamente do ar, com intuito de estimar a contribuição das atividades antrópicas na poluição atmosférica por metais na região metropolitana de São Paulo. As amostras foram coletadas em cinco pontos diferentes, localizados próximos aos trechos sul e oeste do Rodoanel Mario Covas (SP-21). A análise por ativação com nêutrons (NAA) e a espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP OES) foram as técnicas analíticas utilizadas na quantificação dos metais de interesse. Os resultados obtidos mostraram que houve um aumento na concentração de Mo, Sb, Cd, Cu, Ni e Pb na região do rodoanel, indicando serem esses elementos originados do tráfego de veículos. A partir das informações obtidas nesse estudo, pode-se afirmar a eficácia na utilização da bromélia *Tillandsia usneoides* como biomonitora para a avaliação da poluição atmosférica por metais. Além disso, é importante ressaltar que o biomonitoramento, por utilizar técnicas de amostragem menos onerosas que as do monitoramento convencional da qualidade do ar, é um possível método alternativo para delimitar e prever riscos ambientais associados às atividades antrópicas em regiões com potencial desenvolvimento econômico e poucas informações em relação à poluição atmosférica. (Apoio: DERSA, IO-USP, IBt)

Palavras-chave: Tráfego de veículos, metais, Bromeliaceae, Rodoanel.

EXPERIÊNCIA NA IMPLANTAÇÃO DE ESTRATÉGIAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM MATO GROSSO

SANTOS, J.P.¹; DAHER, F.R.G.²; POMPIANO, G.H.² & ARRUDA, C.R.²

1– Universidade Federal de Mato Grosso, Campus de Sinop. Sinop, MT, Brasil. 2– ONF Brasil, Cuiabá, MT, Brasil. julianopds@ufmt.br

Resumo: No norte do estado de Mato Grosso a exploração das florestas, agricultura e pecuária são responsáveis por economias crescentes e problemas ambientais, dentre eles a geração de áreas degradadas e ausência de políticas e práticas para recuperá-las. Nesse contexto a UFMT, campus Sinop, apoiada pela ONF Brasil e FAPEMAT implantaram estratégias experimentais de restauração florestal na Fazenda São Nicolau, no município de Cotriguaçu-MT. O presente trabalho consiste num relato de experiência vivenciado pela equipe no primeiro ano do projeto. Foram implantadas em DBC cinco estratégias que se consistiram nos tratamentos: T1) Plantio em área total de 30 espécies entre pioneiras (16) e Climáticas (13), no espaçamento 3x2m; T2) Plantio de 24 espécies preferencialmente pioneiras; T3) Plantio em área total de sementes de 13 espécies; T4) Condução da regeneração natural e T5) Implantação de poleiros naturais mediante plantio de mudas de 20 espécies, no espaçamento de 0,5m x 0,5m. Algumas das dificuldades encontradas foram: a) devido à falta de maquinário adequado na região, algumas linhas de plantio não saíram em nível; b) pela presença de regeneração natural, o plantio foi realizado em faixas; c) implantação tardia (fevereiro) no final do período chuvoso; d) margens que por alguns períodos do ano ficam alagadas, o que

difficultou a implantação do T1 e T2 e parcialmente foi adiado o plantio até a drenagem natural, e) plantio manual do T3 que seria mecanizado; f) animais (bovinos) invadiram a área que era isolada e acabaram por pisotear e matar algumas mudas; g) monitoramento pós-plantio não foi efetivado e, consequentemente, o replantio não foi realizado, devido à época. Atualmente, estão realizando a manutenção mediante roçada nas entrelinhas e coroamento das mudas, porém o atraso na primeira roçada pós-plantio e a expressão de invasoras na área são um complicador importante. Avaliação do que foi feito em campo e reuniões de trabalho foram realizadas pela equipe do projeto e, como resultado, foram redefinidas ações como o monitoramento, cobertura de falhas, tratos culturais e silviculturais. Espera-se que a ação desenvolvida mediante essa parceria possa contribuir para a restauração florestal no estado.

Palavras-chave: Restauração ecológica, nucleação, plantio com alta diversidade, espécies nativas regionais.

PRODUÇÃO DE MUDAS DE ESPÉCIES FLORESTAIS NATIVAS REGIONAIS PARA A RESTAURAÇÃO FLORESTAL NO ESTADO DE MATO GROSSO

SANTOS, J.P.¹; DAHER, F.R.G.²; FRANÇA, A.L.¹ & ARRUDA, C.R.²

1– Universidade Federal de Mato Grosso, Campus de Sinop. Sinop, MT, Brasil; 2– ONF Brasil, Cuiabá, MT, Brasil. julianopds@ufmt.br

Resumo: No estado de Mato Grosso ações de restauração florestal são escassas, assim como a oferta de mudas de espécies nativas regionais com qualidade morfofisiológica e genética é deficiente. Foi implantado um viveiro para a produção de mudas em tubetes, de modo a suprir o programa de restauração florestal de áreas de preservação permanente (APP) na Fazenda São Nicolau, no noroeste de Mato Grosso. A dificuldade em encontrar sementes de qualidade genética foi um obstáculo, as mesmas foram em partes coletadas na área da fazenda, adquiridas de rede de sementes da região e doadas pela UFMT, campus Sinop, e Embrapa Mato Grosso. A produção das mudas iniciou-se no fim do mês de julho de 2012, o substrato a ser utilizado inicialmente seria uma formulação tradicionalmente utilizada em viveiros do sudeste, contudo, devido à dificuldade na obtenção dos componentes, optou-se por adaptação com materiais de fácil aquisição na região. Para proceder à semeadura, previamente fez-se a superação de dormência, predominantemente do tipo tegumentar. Os diásporos foram semeados diretamente nos tubetes ou em sementeiras e, posteriormente, repicadas as mudas. As mudas foram irrigadas e fertilizadas de acordo com recomendações da literatura e análise da necessidade e frequência, pela equipe responsável. As mudas de algumas espécies estavam prontas em dezembro, contudo, devido ao cronograma de campo, elas foram expedidas em fevereiro de 2013, ou seja, seis meses após o início da produção. As mudas apresentaram dificuldades em desenvolver, devido à serragem não estar devidamente curtida, proporcionando um alto teor C/N, e não foram observadas pragas ou doenças. No total, foram produzidas 13000 mudas, de 35 espécies, que foram plantadas no campo de modo misto e arrançadas na linha de plantio em função do grupo ecológico, funcional, e arquitetura da planta. Para tanto, procedeu-se com a organização das mesmas ainda no viveiro, em agrupamentos denominados de “rocambole” pelos viveristas. Foi possível a produção de mudas para atender a demanda, contudo, ajustes são necessários, de modo a garantir a qualidade morfofisiológica das mudas e o sucesso do plantio.

Palavras-chave: Recuperação de áreas degradadas, propagação de plantas, sementes florestais.

ÁREA 4: ASPECTOS SÓCIO-ECONÔMICOS, POLÍTICOS, LEGAIS, CULTURAIS E EDUCACIONAIS, VINCULADOS À RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

A MINERAÇÃO DE BAUXITA E SEUS IMPACTOS SOBRE O MEIO BIÓTICO NA REGIÃO SUL DO ESTADO DE MINAS GERAIS, BRASIL

BARROS, D.A.¹; GUIMARÃES, J.C.C.²; PEREIRA, J.A.A.¹; BORGES, L.A.C.¹; SILVA, R.A.¹ & NASCIMENTO, G.O.¹

1– Departamento de Ciências Florestais – Universidade Federal de Lavras. Lavras, MG, Brasil; 2– Universidade Federal de Itajubá – campus de Itabira. Itabira, MG, Brasil.

joao.guimaraes77@gmail.com

Resumo: O aumento populacional, aliado aos avanços tecnológicos, gerou maior demanda por recursos minerais. Contudo, fazem-se necessários estudos ambientais prévios para determinação de ações mitigadoras, sendo atualmente um consenso que o planejamento do fechamento de minas deve ser concebido antes mesmo da operação, garantindo o aporte de recursos necessários ao encerramento do empreendimento durante sua vida útil. O presente trabalho objetivou analisar os impactos sobre o meio biótico, gerados pela mineração de bauxita no planalto de Poços de Caldas, MG, tendo sido realizado por meio de coleta de informações técnico-científicas já publicadas sobre o assunto e visitas técnicas às principais empresas mineradoras da região. A pesquisa descritiva pode assumir várias formas, entre estas os estudos exploratórios e os descritivos. Os corpos de minério localizados em remanescentes de floresta estacional semidecidual apresentam maior preocupação em termos ambientais, uma vez que a mineração implica a supressão da vegetação e, na maioria dos casos, identificou-se que as estratégias de recuperação ambiental não obtiveram êxito no retorno de ecossistemas florestais nativos, resultando na maioria dos casos na formação de fitofisionomia similar a pasto sujo, dominada por espécies exóticas (Reabilitação). Contudo, novas alternativas vêm sendo desenvolvidas desde 2005, baseadas na aplicação de conceitos de ecologia florestal, tais como sucessão ecológica e dinâmica de clareiras (Restauração Ecológica – RE), através do uso exclusivo de espécies nativas e *topsoil*, além do plantio de mudas em elevada densidade (4.000 mudas ha⁻¹). Quanto aos corpos de minério em campos de altitude, apesar do licenciamento ambiental ainda ser bastante simples pelo fato dos órgãos ambientais não reconhecerem sua importância ecológica, já existem ações de RE que preconizam uso de *topsoil* e semeadura a lanço exclusiva de espécies nativas coletadas nos campos do entorno. Pesquisas para mensurar a eficiência dos métodos adotados para a restauração de florestas nativas e de campos de altitude devem ser incentivadas, no sentido de ilustrar o estado da arte, assim como apontar melhorias metodológicas. Há necessidade de divulgação dos resultados atingidos com a RE, sensibilizando as comunidades adjacentes, além de capacitar os órgãos ambientais no sentido de exigir práticas de RE em detrimento às técnicas convencionais de Reabilitação, nas situações de intervenção em ecossistemas naturais. (Apoio:FAPEMIG e UNIFEI)

Palavras-chave: Atividade minerária, avaliação de impactos ambientais, *topsoil*, restauração ecológica, reabilitação.

AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DA MINERAÇÃO DE BAUXITA SOBRE O MEIO ANTRÓPICO, NO PLANALTO DE POÇOS DE CALDAS, MINAS GERAIS, BRASIL

BARROS, D.A.¹; GUIMARÃES, J.C.C.²; PEREIRA, J.A.A.¹; BORGES, L.A.C.¹; SILVA, R.A.¹ & NASCIMENTO, G.O.¹

1- Departamento de Ciências Florestais – Universidade Federal de Lavras. Lavras, MG, Brasil; 2– Universidade Federal de Itajubá – campus de Itabira. Itabira, MG, Brasil.

joao.guimaraes77@gmail.com

Resumo: A compatibilização do consumo das sociedades contemporâneas com a conservação de recursos naturais faz-se um grande desafio. Os impactos gerados pela atividade minerária sobre o meio antrópico devem ser avaliados, visando à definição de medidas que reforcem as práticas socioambientais a serem adotadas durante a vida útil dos empreendimentos, assim como deve prever no Plano de Fechamento de Minas a qualificação dos trabalhadores para atuação em novas atividades, de modo a manter a sustentabilidade econômica da região após o encerramento das atividades de mineração. Desta forma, o presente trabalho objetivou avaliar os impactos sobre o meio antrópico resultantes da mineração de bauxita na região de Poços de Caldas, MG, através de estudos exploratórios e descritivos, envolvendo a análise de artigos científicos e da legislação pertinente, e visitas às empresas. Pode-se considerar que os impactos sociais gerados pela mineração de bauxita, na maioria das vezes, são positivos, colaborando com o desenvolvimento regional, o que pode ser comprovado pelo recolhimento de impostos, geração de empregos diretos e indiretos, assim como o desenvolvimento de ações ambientais voltadas para a comunidade. Verificou-se a ocorrência de Educação Ambiental (EA) desenvolvida pelas duas maiores empresas, direcionada aos alunos do ensino fundamental e médio, inclusive envolvendo o treinamento didático-pedagógico de professores da rede pública na temática de EA. Contudo verificou-se uma lacuna na EA, especialmente quanto à divulgação de técnicas de restauração ecológica adotadas desde 2005 para a restauração de minas em floresta estacional semidecidual e em campos de altitude, uma vez que são técnicas muito avançadas na mitigação de impactos à biodiversidade, quando comparadas às técnicas convencionais de Reabilitação, muito utilizadas anteriormente, e cujos resultados em termos gerais demonstraram-se inadequados. Em termos econômicos, foi significativa a diferença quanto à geração de empregos e arrecadação de impostos, entre empresas que realizam a mineração e produção de alumínio no município, em relação àquelas que somente mineram e exportam o mineral para outra cidade responsável pelo beneficiamento. Na cadeia produtiva do alumínio, a geração de empregos dá-se principalmente no processo industrial de conversão da bauxita em alumina e em alumínio, sendo, portanto, que as empresas que realizam somente a mineração apresentam menor impacto positivo sobre o meio antrópico. (Apoio: FAPEMIG e UNIFEI)

Palavras-chave: Impactos sociais, educação ambiental, plano de fechamento de minas, restauração ecológica, reabilitação.

SEMEANDO CONHECIMENTO PARA COLHER RESTAURADORES AMBIENTAIS

REIS, P.S. dos¹; FERNANDES, S.S.L.²; ABREU, A.C.G.³; NEVOLETTI, C.T.¹; CLEMENTINO, J.A.⁴ & PEREIRA, Z.V.⁵

1- Acadêmicas de Gestão Ambiental - Bolsistas de Extensão PROEXT/MEC; 2- Doutoranda em Recursos Naturais, UEMS; 3- Mestranda de Biologia Geral- Bioprospecção, Bolsista CAPES; 4- Acadêmica de Gestão Ambiental - Bolsista de Iniciação Científica do CNPq; 5- Professora Orientadora UFGD. UFGD - Caixa Postal 322, 79825-480 Dourados – MS.

patrycia.santos1991.reis@gmail.com

Resumo: A educação ambiental é um importante instrumento de conscientização e valorização da prática da cidadania. Uma das maneiras de inserir a educação ambiental nas escolas é através de projetos de extensão desenvolvidos pelas universidades, onde os acadêmicos junto aos seus orientadores propiciam uma valiosa oportunidade de interação e troca de saberes. O projeto de extensão intitulado “Semeando conhecimento para colher restauradores ambientais” foi realizado através do envolvimento da comunidade acadêmica da Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD) e dos alunos do ensino médio da Escola Estadual João Paulo Reis Veloso em agosto de 2012, na cidade de Dourados, estado do Mato Grosso do Sul, Brasil. O projeto foi executado em duas etapas, a primeira iniciando-se com palestras sobre educação ambiental e recuperação de áreas degradadas, ministrada pelos acadêmicos dos cursos de Gestão Ambiental e do mestrado de Biologia Geral – Bioprospecção, da Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais da UFGD, aos alunos da escola. Na segunda etapa, os alunos participaram do plantio de sementes de espécies nativas no viveiro da Fazenda Experimental da UFGD. Com as palestras sobre a problemática ambiental gerada pela degradação dos recursos naturais, observou-se que os alunos tiveram uma percepção da importância do meio ambiente e se sensibilizaram de tal forma que questionaram as imagens de assoreamento de rios, supressão de florestas naturais, poluição dos cursos hídricos, entre outros. Na segunda etapa do trabalho, os alunos participaram de atividades no viveiro, como semeadura de sementes em tubetes com substrato. Foi possível observar, com a realização deste trabalho, que os alunos de ensino médio sensibilizaram-se com as palestras sobre recuperação de áreas degradadas e educação ambiental. Em campo, os alunos envolveram-se com entusiasmo, participando efetivamente na semeadura de sementes de árvores nativas e, por conseguinte compreenderam a importância desse processo na produção de mudas de espécies nativas para a recomposição da vegetação do ambiente degradado. Nesse sentido, com ações dessa natureza foi possível sensibilizar os alunos do ensino médio sobre os problemas ambientais gerados por ações antrópicas, proporcionando uma troca de saberes e ao mesmo tempo ensinando-os a serem agentes importantes na restauração ambiental. (Apoio: PROEXT/MEC, CAPES e CNPq)

Palavras-chave: Biodiversidade, aula de campo, educação ambiental.

MANEJO EMPÍRICO DA PRODUÇÃO DE CARVÃO E RESTAURAÇÃO AMBIENTAL

SILVA, R.A.¹; PEREIRA, J.A.A.¹; BARROS, D.A.¹; BORGES, L.A.C.¹ & GUIMARÃES, J.C.C.¹

1- Departamento de Ciências Florestais – Universidade Federal de Lavras. Lavras, MG, Brasil.
rossiellan@gmail.com

Resumo: A produção de carvão oriundo de matas nativas é realizada através do corte raso da floresta e posterior substituição por monoculturas. Porém, o município de Ouro Preto-MG, apesar de possuir em sua história a produção de carvão desde o início do século passado, atualmente apresenta grandes matas conservadas. O objetivo do trabalho foi caracterizar os motivos que possibilitaram a conservação dessas áreas naturais no município. Para tanto, foram realizadas 11 entrevistas com indivíduos locais, utilizando questionários semi-estruturados orientados para temas pré-determinados. Estes foram aplicados em contexto informal aproveitando a experiência e vivência dos entrevistados. Os participantes possuíam idades entre 21 e 88 anos e formações diversas, tais como: engenheiro florestal, biólogo, técnico em gestão ambiental e ciências contábeis. Dentre as funções ocupacionais dos entrevistados, destacam-se: gerentes de unidades de conservação, empresário do setor florestal, agricultores, motoristas (que transportaram lenha e carvão no passado), aposentados, dozeiros e secretário de meio ambiente. A análise dos dados oriundos das entrevistas mostrou que as áreas mais preservadas, ou seja, os grandes fragmentos, encontram-se em locais com

encostas íngremes e baixa fertilidade do solo; fato que pode ter dificultado ou impedido em algum momento a expansão das atividades agropecuárias. Hoje em dia existem várias unidades de conservação na região que ajudam na manutenção da biodiversidade, além do maior rigor na fiscalização pelos órgãos ambientais competentes. Constatou-se a necessidade local de madeira para combustível (lenha), a qual é usada nas atividades artesanais tradicionais da região, como a fabricação de doces e quitandas, vendidas para turistas e moradores. Quando os entrevistados foram questionados sobre a forma de manejo da atividade, aqueles que souberam responder, disseram que os locais desmatados ficavam sem nenhum tipo de intervenção por 10 ou 15 anos (pousio). Conclui-se que a restauração ambiental da região deu-se, principalmente, em função do elevado custo de implantação de monoculturas na região, bem como do regime de pousio utilizado, proporcionando a regeneração secundária em médio prazo; e ainda a criação e manutenção de áreas protegidas e a fiscalização ambiental.

Palavras-chave: Conservação ambiental, desmatamento, percepção ambiental, áreas protegidas.

RESTAURAÇÕES AMBIENTAIS E SISTEMAS AGROFLORESTAIS: FIXAÇÃO DE CARBONO EM ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE

VIÉGAS, L.B.¹ PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.² & KAWAMURA, P.G.³

1- Engenheiro Florestal, Mestrando em Ciência Florestal – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Faculdade de Ciências Agrônômicas; 2- Engenheira Florestal, Dr^a, Professora Associada, Departamento de Ciências Ambientais, Universidade Federal de São Carlos, *campus* Sorocaba; 3- Biólogo, Mestre em Desenvolvimento rural e agroecologia, Centro Ciências Agrárias, Universidade Federal de São Carlos *campus* Araras.

lucasbertacini@yahoo.com.br

Resumo: O CO₂ é um dos principais gases causadores do efeito estufa, responsável por 80% do aquecimento global e as florestas desempenham um papel significativo, pois possuem capacidade de estocar o carbono por longo prazo. Com isso, pesquisas sobre modelos de restauração florestal contribuem para a quantificação desse serviço ambiental nas diversas regiões do país. Os agroecossistemas, quando comparados com outros sistemas de produção, garantem tanto um volume maior de carbono fixado em certo período, como também a permanência destes estoques por prazo superior à maioria das práticas florestais. O objetivo foi avaliar a fixação de carbono de diferentes sistemas agroflorestais (SAF) e compará-los com projetos de restauração em florestas estacionais, no Vale do Paranapanema. Foram estudados três modelos de restauração florestal em área de preservação permanente. Foram instaladas 5 parcelas/tratamento de 400 m², no município de Porto Feliz-SP. Para a estimativa da fixação de carbono, foram amostradas todas as árvores com DAP ≥ 5 cm. Para a estimativa da biomassa (Y) acima do solo, adotou-se a equação alométrica de florestas tropicais sendo: $Y = \exp[-1.996 + 2.32 \cdot \ln(\text{DAP})]$. As estimativas de estoque de carbono basearam-se no fator 0,5. Para a comparação do aporte de biomassa e carbono com outras áreas de restauração foi empregado como referencial os dados obtidos em plantios de restauração em Floresta Estacional Decidual, no estado de São Paulo. Com os resultados obtidos pode-se observar que o modelo de SAF com horta e o SAF com feijão-guandu, ambos com 4 anos, propiciaram maior incremento de sequestro de carbono atmosférico, quando comparados a plantios de restauração de mesma idade. Estes foram superiores aos plantios de 1-2 e 5-6 anos, e similares aos plantios de três anos. O SAF com horta apresentou melhor resultado na fixação de carbono, com 9,95 t/ha de C, aos 4 anos. As três áreas de estudos tiveram melhores incrementos comparados aos plantios de restauração em matas ciliares no Vale do Paranapanema (< 6 anos). (Apoio: PIBIC – CNPq)

Palavras-chave: Sequestro de carbono; restauração florestal; alometria.

ENTRE INFORMALIDADE E LEGALIZAÇÃO: REALIDADE DA PRODUÇÃO COMUNITÁRIA DE SEMENTES FLORESTAIS TROPICAIS DO ALTO XINGU, SUDOESTE DA AMAZÔNIA

URZEDO, D.I.¹; VIDAL, E.J.¹ & PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.²

1- Universidade de São Paulo. Piracicaba, SP, Brasil; 2- Universidade Federal de São Carlos. Sorocaba, SP, Brasil.
danilo.ignacio@usp.br

Resumo: Os instrumentos legais que dispõem e regulamentam a comercialização de sementes e mudas florestais (Lei nº 10.711/2003, Decreto nº 5.153/2004 e Instrução Normativa Nº 56/2011) são relevantes marcos para a normatização do setor no Brasil, no entanto, apresentam entraves quando aplicados à realidade rural. O presente estudo teve como objetivo avaliar as implicações da legislação de sementes e mudas florestais na produção de comunidades do Alto Xingu (MT). Para isso, foram realizadas entrevistas semi-estruturadas, de julho a setembro de 2012, com produtores de sementes florestais (n= 47) da Rede de Sementes do Xingu, de grupos de diferentes origens socioculturais (agricultores familiares: 40%; indígenas: 34%, urbanos: 26%) e de ambos os sexos (homem: 55%; mulher: 45%), totalizando em atores e líderes de 10 municípios da região. Os produtores de sementes avaliaram como fundamental a existência de legislações para normatizar a comercialização de sementes (86%), porém a maioria (72%) desconhece as legislações vigentes, demonstrando a falta de mecanismos de disseminação dos processos legais, resultando na centralização das políticas do setor negligenciando o seu principal protagonista. Os produtores em atuação não apresentam o Registro Nacional de Sementes e Mudas (98%). Quanto à análise da qualidade das sementes, 51% dos entrevistados utilizam a semeadura em viveiro, enquanto nenhum envia amostras para laboratórios. Os produtores, majoritariamente, realizam as atividades a partir dos saberes e aprendizados locais, com ausência de técnico (87%), pois não teriam condições de custeá-lo (80%). Portanto, existem graves lacunas entre a realidade das comunidades e as exigências da legislação. Pela análise dos resultados, esta defasagem entre realidade e legislação pode inviabilizar ou desarticular iniciativas de grande relevância socioeconômica, sugerindo a necessidade de revisão, ajustes e adaptação dos processos para reconhecer a pluralidade de realidades do campo.

Palavras-chave: Legislação de sementes e mudas, comercialização de sementes, comunidades.

LEVANTAMENTO DA REGENERAÇÃO NATURAL EM DEPÓSITO DE LIXO ABANDONADO COMO SUBSÍDIO PARA A RESTAURAÇÃO

DIAS, E.¹ & IZA, O.B.²

1- UFSC. Florianópolis, SC, Brasil. 2- UNIVALI. Itajaí, SC, Brasil.
engflorestal.elisandra@gmail.com

Resumo: São barreiras ao sucesso de reflorestamentos na Mata Atlântica os elevados custos de implantação e manutenção associados à irregularidade de desempenho de projetos de restauração e por essa razão, a viabilidade da regeneração natural deve sempre ser considerada como uma das estratégias da restauração. Em local onde durante muitos anos os resíduos urbanos foram depositados, sem observação da técnica nem da legislação ambiental, foi realizado inventário qualitativo da flora local com objetivo de verificar sua diversidade e grau de degradação. Localizada na Serra Tomio, Rio do Sul, SC, domínio Floresta Ombrófila Densa formação Montana (27°12'97S"; 49°40'48W), a área foi utilizada por aproximadamente 25 anos, sendo a

atividade encerrada em 2003. Foram instaladas cinco parcelas lineares e sorteadas três onde a vegetação entre 0,50 m e 1,30 m foi identificada através do método expedito. Observou-se que em alguns locais os resíduos possuem cobertura de solo inferior a 0,10 cm e que há variedade de ambientes, desde o completamente aberto e sem vegetação, até locais com dossel fechado. Em todos eles há alguma regeneração natural, mesmo nos ambientes mais degradados. Foi identificado o potencial colonizador expressivo de *Pinus elliottii* Engelm., em função da proximidade com plantios comerciais, de outras espécies exóticas características de áreas degradadas e outras de uso humano como frutíferas e ornamentais. A restauração da área só será efetiva com a intervenção técnica que garanta a imobilização das fontes de contaminação, condições ambientais que facilitem o recrutamento da flora e ações de enriquecimento florestal.

Palavras-chave: Depósito clandestino de resíduos, regeneração natural, floresta ombrófila densa montana.

INFORMATIZAÇÃO E REVITALIZAÇÃO DA COLEÇÃO DE FUNGOS DO HERBÁRIO SP COMO INSTRUMENTO PARA A CONSERVAÇÃO DA DIVERSIDADE

ISHIDA, C.M.¹; PIRES, R.M.¹; PEDROSO, L.¹ & GUGLIOTTA, A.M.¹

1- Instituto de Botânica. São Paulo, SP, Brasil.

cmishida@ig.com.br

Resumo: O Herbário Científico Maria Eneyda Pacheco Kauffmann Fidalgo, do Instituto de Botânica, reconhecido pela sigla SP, possui cerca de 400 mil espécimes, incluindo quase todos os grupos de plantas e fungos. Devido à inestimável importância para trabalhos de pesquisa relacionados a levantamentos florísticos e aspectos da diversidade, toda amostra é testemunho de nossa riqueza, desempenhando um papel único em descrições de floras regionais e estudos taxonômicos e, em muitos casos, são *vouchers* para comprovação de autoria e validação de novas espécies. O herbário, desempenhando o papel de fiel depositário, garante a manutenção e conservação das amostras descritas em teses, dissertações e projetos relevantes de pesquisa sobre diversidade. Com um acervo de cerca de 35 mil exsicatas, o Herbário de Fungos, mantido pelo Núcleo de Pesquisas em Micologia, realiza atividades rotineiras como empréstimos, doações e catalogação, além da revitalização através da confecção de novas embalagens e procedimentos quarentenários. Do total de exsicatas, cerca de 18 mil são basidiomicetos e 12 mil são fungos liquenizados, os demais são espécimes pertencentes a outros grupos ou estão indeterminados. O acervo é, em sua maioria, proveniente do Brasil, sobretudo do estado de São Paulo, mas há também amostras coletadas em outras localidades. Essa elevada quantidade de registros reforça a necessidade de técnicas eficientes para o armazenamento, gerenciamento e recuperação de dados para que nenhuma informação seja perdida. Para que este processo seja efetivo, utiliza-se um software específico para herbários – BRAHMS 6, que armazena os dados dos espécimes coletados, como localidade de coleta, coordenadas geográficas, altitude, coletor, determinador, imagens, além de possibilitar a confecção de mapas de distribuição geográfica. Até o momento, a maior parte da coleção encontra-se informatizada, porém sem registros fotográficos. Devido à grande importância dos espécimes-tipo, estes foram prioritariamente incluídos. No total, foram incluídas as fotos dos 416 espécimes-tipo. Estes procedimentos foram realizados visando à disponibilização dos dados na Internet para subsidiar pesquisas científicas e ações de políticas públicas ambientais. (Apoio: CNPq, FUNDAP)

Palavras-chave: Diversidade, conservação, herbário, taxonomia.

PERCEPÇÃO AMBIENTAL DE PRODUTORES RURAIS DA CAATINGA SOBRE RESTAURAÇÃO FLORESTAL – ESTUDO DE CASO NO MUNICÍPIO DE CRATEÚS-CE

GONÇALVES, M.P.M.¹; DAS CHAGAS, A.O.V.²; GOMES, J.M.¹& FELICIANO, A.L.P.¹

1- Universidade Federal Rural de Pernambuco, Pós Graduação em Ciências Florestais, Recife, PE, Brasil; 2- Universidade Estadual do Ceará, Faculdade de Educação de Crateús, Graduando em Ciências Biológicas, Crateús, CE, Brasil. moreiraflorestal@hotmail.com

Resumo: A degradação ambiental das propriedades rurais na Caatinga pode ser considerada, em suma, reflexo do processo histórico de ocupação de suas terras, que foi marcada pelo uso exploratório inadequado das florestas e demais formações vegetacionais nativas, culminando hoje com um quadro de degradação de áreas nas propriedades rurais de difícil reversão natural. Ações de recuperação dessas áreas são de suma importância para a manutenção da biodiversidade. Nesse sentido, esse trabalho teve por objetivo analisar a percepção ambiental de proprietários rurais participantes de programas de recuperação de áreas, no município de Crateús-CE, em relação ao processo de recuperação de áreas de preservação permanente (APPs) e reserva legal (RL). As propriedades rurais envolvidas estão localizadas na bacia hidrográfica do Rio Poti, município de Crateús-CE. Foram entrevistados 14 produtores rurais com a utilização de questionário quali-quantitativo e observações de campo da situação das suas propriedades. De acordo com os dados coletados, pode ser constatado que a população pesquisada é composta na sua maioria por idosos e com pouco grau de instrução (ensino fundamental incompleto), sendo pouco observada a contribuição dos jovens nas atividades rurais na propriedade. Apesar de manterem na sua propriedade uma percentagem muito pequena de áreas com mata nativa conservada os proprietários atribuíram grande importância aos serviços ambientais ofertados pela restauração florestal, entre eles a proteção da biodiversidade e o aumento da quantidade e qualidade da água (78,47% e 71,43%, respectivamente). Por se tratar de ambiente semiárido, a conservação das florestas como fator de aumento na quantidade e qualidade da água é bastante valorizado pelos produtores, podendo assim ser uma correlação realizada em abordagens com fins de conscientização para ações de restauração de áreas. Já o uso de plantas medicinais da flora nativa como fator motivador na recuperação foi pouco valorizado, apesar da tradição de uso dessas na região. A legislação também é citada como um dos motivos de menor relevância para os produtores, na sua tomada de decisão em restaurar áreas em suas propriedades. Esse resultado reflete a pouca fiscalização observada na região no intuito de cobrança do cumprimento das legislações pertinentes à manutenção de áreas de preservação permanente e reservas legais.

Palavras-chave: Degradação ambiental, propriedades rurais, recuperação de áreas.

INDICADORES AMBIENTAIS EM PROJETOS DE PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS NA MATA ATLÂNTICA, SÃO PAULO, SP

COSTA, J.P.¹& SINISGALLI, P.A.A.²

1- Instituto de Botânica. São Paulo, SP, Brasil; 2- USP. São Paulo, SP, Brasil. janaina.pinhoiro.costa@usp.br

Resumo: Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) é um instrumento promissor na gestão ambiental e uma alternativa econômica para contribuir com as tradicionais políticas de comando e controle da política ambiental. No entanto, um dos aspectos mais relevantes e um dos grandes desafios do PSA é a determinação do serviço ambiental ou serviço ecossistê-

mico. No estado de São Paulo, o PSA é apresentado discretamente na Política Estadual de Mudanças Climáticas (PEMC) que instituiu o Programa de Remanescentes Florestais, atualmente subdividido com dois subprogramas: Mina d'água e Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN). O objetivo deste estudo foi analisar os indicadores ambientais utilizados na legislação estadual e nos projetos de PSA florestais, com foco na Mata Atlântica do estado São Paulo. A partir da publicação do MMA (2011) que levantou as iniciativas existentes no Brasil, foram avaliados 11 projetos de PSA-Carbono e 6 de PSA-Água que ocorrem na Mata Atlântica, no estado de São Paulo. Como resultado, constatou-se que o serviço ambiental proposto nos projetos não são valorados por meio de métodos diretos, ou seja, que quantifiquem o serviço ambiental propriamente definido, mas por meio de serviços associados, logo, define-se o serviço ambiental, por exemplo, a água, mas quantifica-se a erosão. Neste sentido, os indicadores da maioria dos projetos são bastante indiretos como, por exemplo, nos casos de PSA-Carbono, utiliza-se a restauração florestal, de PSA-Água, a quantificação da erosão e da restauração florestal. A legislação estadual atua de forma semelhante aos demais projetos: no caso do programa Mina d'água, os indicadores são a sucessão ecológica e a importância da nascente, e do programa RPPN, são as práticas conservacionistas. Portanto, a dificuldade de determinar métodos que definem o serviço ambiental em razão da ausência de estudos da dinâmica dos processos ecológicos determinam que os tomadores de decisões façam uso dos serviços associados, almejando alcançar o serviço ambiental que é o objetivo do pagamento. No entanto, a relação dos serviços associados e serviços definidos para o pagamento ainda é incerto, exigindo que, no futuro, novas propostas metodológicas sejam definidas para melhor avaliar o serviço ambiental, para que a política de PSA seja mais efetiva.

Palavras-chave: Legislação; carbono; água; restauração florestal.

MUDAS DE ESPÉCIES FLORESTAIS – PRODUÇÃO E DESTINAÇÃO NO INSTITUTO FLORESTAL

SANTOS, M.R.O.¹; CASTRO, A.G. de ²& ALMEIDA; E.M.R. de ²

1- Instituto Florestal, Seção de Silvicultura, Divisão de Dasonomia, São Paulo, SP;

2- Instituto Florestal, Viveiro Florestal, Divisão de Reservas e Parques Estaduais, Taubaté, SP.

marcia_oliveiras@yahoo.com.br

Resumo: O Instituto Florestal é referência nacional em espécies florestais, como instituição de pesquisa e como pioneiro na produção de mudas florestais, iniciada na década de 50, com a introdução de espécies de *Pinus* e *Eucalyptus*. Na década de 80, com os crescentes problemas ambientais, intensificaram-se as pesquisas com espécies nativas. No entanto a demanda, especialmente de mudas de espécies nativas, tem sido superior à sua produção. A fim de diagnosticar os problemas e propor soluções para sua cadeia produtiva, foi constituído, em 2011, o Grupo de Trabalho sobre Sementes e Mudas do Instituto Florestal (GTSM-IF), que realizou, nesse ano, Curso de Treinamento em Coleta e Manejo de Sementes Florestais e Oficina para elaboração de diretrizes para o Plano de Ação sobre Sementes e Mudas, com resultados apresentados no IV Simpósio de Restauração Ecológica. Em 2012 realizou a Oficina de Produção de Mudas Florestais, onde foram apresentados: o diagnóstico dos viveiros florestais no estado; diferentes modelos de viveiros florestais; experiência em produção de mudas numa aldeia indígena; o Programa de Reflorestamento das Estações Experimentais e Florestas Estaduais; a situação atual e as necessidades dos viveiros do IF. Definiram-se os objetivos da produção de mudas do IF e quais viveiros atenderão ao programa de produção florestal. As mudas produzidas serão para uso próprio, com destinação assim definida: nativas – conservação de ecossistemas e restauração; exóticas e nativas – manejo e experimentação. A demanda externa deverá ser suprida pelo mercado em desenvolvimento. As

unidades de Casa Branca, Taubaté e Assis serão responsáveis pela produção de 1.300.000 mudas/ano de nativas. Para produção de exóticas, ficaram os viveiros de Itapetininga, Bento Quirino e Mogi Guaçu. Foi elaborado um plano para revitalização dos mesmos: inclusão, na previsão orçamentária anual, de reformas, aquisição de equipamentos e materiais. Também foi apontada a necessidade de recursos humanos. Das ações para o cadastramento dos viveiros junto ao Registro Nacional de Sementes e Mudas, foram definidos e registrados seus responsáveis técnicos e está sendo elaborada a documentação necessária, como memoriais descritivos e planejamento da produção. Também se decidiu pela conversão de ocupação do solo, para 75% de cobertura com nativas. Para tanto, serão produzidas e plantadas, nos próximos 15 anos, 20 milhões de mudas de espécies nativas em 9.750 ha e 15 milhões de mudas de exóticas em 13.250 ha.

Palavras-chave: Espécies nativas; conservação; restauração.

ÁREAS DEGRADADAS NO MUNICÍPIO DE TRÊS RIOS: UMA ANÁLISE SOBRE A CONSCIÊNCIA ACERCA DA DEGRADAÇÃO ECOLÓGICA DO MUNICÍPIO

OLIVEIRA, L.M.S.¹; DERASMO, L.M.¹; RIENTE, L.A.¹; SOUZA, G.R.M.¹ & CORTINES, E.¹

1– Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto Três Rios, Departamento de Ciências Administrativas e do Ambiente.

lorranmarques@hotmail.com

Resumo: O município de Três Rios tem sua paisagem predominante composta por pastagens e voçorocas. O Vale do rio Paraíba do Sul foi palco do intenso cultivo de café e hoje é um cenário constantemente afetado pelas pastagens e queimadas, o que remete nossa atenção à degradação do ecossistema local. O objetivo foi entender a percepção da população quanto à atual situação de degradação dos ecossistemas do município. Para tanto, foram aplicados 60 questionários com perguntas fechadas e abertas, a pedestres com idade superior a 15 anos e com diferentes níveis de escolaridade. Verificou-se que 61,66% dos entrevistados não sabem o que é uma área degradada. Os exemplos mais citados para áreas degradadas foram poluição, esgoto a céu aberto, queimadas, lixo, mostrando que mesmo os que dizem saber o que é uma área degradada, deram exemplos mais de fontes de degradação do que a área degradada em si. Além disso, 6% não sabem identificar exemplos destas áreas no município. Dos que sabem, 56,52% reconhecem que essas áreas lhes causam prejuízo e atribuem ao poder público (39,13%) e à população (39,13%) a responsabilidade por essa degradação, seguidos das empresas e empreendimentos diversos (10%). Ainda, 82,6% dos entrevistados reconhecem os benefícios da recuperação ambiental, e 82,6% atribuem ao poder público a responsabilidade pela recuperação dessas áreas. Conclui-se que há no município carência em termos de informações a respeito das áreas degradadas e sugere-se que haja maiores investimentos em educação e conscientização ambiental, além de maiores investimentos em programas que viabilizem a recuperação dessas áreas, proporcionando bem estar e satisfação por parte da população.

Palavras-chave: Degradação ambiental, Mata Atlântica, educação ambiental.

AVALIAÇÃO DE MODELO DE FLUXO ESTOMÁTICO DE OZÔNIO EM *Astronium graveolens* JACQ. (ANACARDIACEA)

CASSIMIRO, J.C.¹ & MORAES, R.M.²

1- Núcleo de Pesquisa em Ecologia - Pós Graduação (IBt) São Paulo, SP; 2- Núcleo de Pesquisa em Ecologia (IBt) São Paulo, SP.

jessica.cassimiro@hotmail.com

Resumo: As concentrações de ozônio (O_3) têm aumentado anualmente tanto em regiões urbanas quanto rurais, o que pode resultar em redução da produtividade agrícola e danos às espécies vegetais, comunidades e ecossistemas. Portanto, é necessário conhecer os efeitos induzidos pelo O_3 nas plantas, para determinar os limites de concentração desse poluente que não devem ser superados para que se garanta a proteção de espécies e da vegetação. Os primeiros índices adotados eram baseados em médias de concentração, ou na soma de concentrações horárias, e apresentavam fraca correlação com as respostas vegetais. Atualmente, buscam-se índices baseados na condutância estomática. No Brasil não há nenhum índice de proteção da vegetação contra os efeitos desse poluente. A CETESB, agência ambiental paulista, utiliza a AOT40, um índice desenvolvido na Europa através de estudos com espécies temperadas, portanto de aplicação limitada em nosso país. Este estudo objetivava avaliar o modelo que vem sendo testado nos países do hemisfério norte, utilizando dados obtidos no Brasil com a espécie arbórea tropical *Astronium graveolens* Jacq. Para isso, mudas de *A. graveolens* vêm sendo expostas por quatro períodos de três meses em local contaminado por O_3 . As condições meteorológicas e a concentração de poluentes no local de estudo serão monitoradas continuamente. Estão sendo realizados cursos diários da condutância estomática sob diversas condições ambientais. Estes resultados serão aplicados no modelo de condutância estomática e multiplicados pelos fatores que a modulam. A presença de injúrias foliares induzidas pelo O_3 será usada como variável resposta para se testar o modelo de fluxo. O produto final desta pesquisa poderá contribuir para o aprimoramento de políticas públicas voltadas para a proteção de espécies tropicais contra os efeitos do O_3 , fornecendo subsídios para a proposição de um índice de proteção da vegetação nativa.

Palavras-chave: Condutância estomática, injúrias foliares e poluição aérea.

SISTEMA DE APOIO À RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA (SARE) – FERRAMENTAS E CONTRIBUIÇÕES ÀS POLÍTICAS PÚBLICAS

CHAVES, R.B.¹; MORTARI, L.C.¹; HIROSE, J.H.¹; CALDEIRA, P.Y.C.¹; RODRIGUES FILHO, E.A.¹; BRANCO, N.G.F.¹; BARROZO, S.B.¹; ROMANO, M.B.¹; SENDODA A.M.C.¹; BORGIANNI, R.B.¹ & AZEVEDO, C.M.A.¹

1- Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais (CBRN/SMA). São Paulo, SP, Brasil.

rafaelbc@ambiente.sp.gov.br

Resumo: Com o advento da Lei 12.651/12, foram estabelecidas faixas obrigatórias para recomposição de áreas de preservação permanente (APPs) e o acompanhamento das ações e resultados da restauração por meio do Programa de Regularização Ambiental (PRA). Essas duas inovações, além de representarem um marco importante para as políticas públicas ambientais no Brasil, geram o desafio, para o poder público, de recepcionar e gerir um elevado número de dados diversos e dinâmicos, informados pelos proprietários que desejam adequar-se ambientalmente. Dessa maneira, com o objetivo de registrar, acompanhar, monitorar e apoiar as iniciativas de restauração ecológica no estado de São Paulo, tanto as exigidas por lei quanto as voluntárias, foi concebido o Sistema de Apoio à Restauração Ecológica (SARE). A concepção teórica do sistema foi elaborada por um grupo de trabalho específico, criado no âmbito da Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais (CBRN), e contou com especialistas ambientais das diversas regiões do estado, buscando aumentar a aderência do sistema com as situações encontradas em campo. Trata-se de um sistema *online*, autodeclaratório, apoiado em informações espaciais, que apoia o usuário com as orientações necessárias, p.ex. técnicas de restauração existentes, suas aplicações e orientações sobre a

legislação. No SARE, é possível acompanhar um projeto de restauração desde a sua elaboração até o seu término, sendo o sistema dividido nas etapas de: diagnóstico da área, proposta, implantação, manutenção, monitoramento e conclusão. Informações relativas ao andamento de cada etapa serão incluídas pelo usuário, a fim de confirmar a efetividade do projeto de restauração. O sistema ainda inova em utilizar, para a etapa de monitoramento, um conjunto de indicadores ecológicos de fácil mensuração, facilitando a confirmação do cumprimento dos compromissos de restauração obrigatórios por lei. Assim, com o desenvolvimento de um sistema de informações geoespaciais individualizadas por propriedade e a previsão de acompanhamento de médio/longo prazo de cada ação de restauração com base em critérios técnicos, surge a oportunidade de superar antigas lacunas nas políticas de restauração, como a compatibilização do tempo necessário para implantação e execução de projetos, com o tempo de processos ecológicos e a gestão dos processos administrativos relacionados à restauração ecológica, resultando em importantes ganhos ambientais.

Palavras-chave: Adequação ambiental, Programa de Regularização Ambiental - PRA, indicadores ecológicos, monitoramento, Lei 12.651/2012.

ESTUDO DE INSTRUMENTOS DA POLÍTICA ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS COMO SUBSÍDIO AO PLANEJAMENTO DE ESTRATÉGIAS PARA AMPLIAR A RESTAURAÇÃO DA VEGETAÇÃO DO TERRITÓRIO PAULISTA

TOFFOLI, B.T.¹; SILVA, J.S.F.¹; MEGER, D.G.¹; SURITA, C.A.¹ & BRANCO, N.G.F.¹

1- Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais (CBRN/SMA), São Paulo, Brasil.
carolinab@ambiente.sp.gov

Resumo: A partir de 2009, a Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais da Secretaria de Estado do Meio Ambiente (CBRN/SMA) passou a avaliar a viabilidade técnica e financeira, a acompanhar e a atestar a execução de projetos relacionados à restauração ecológica, submetidos ao Fundo Estadual de Recursos Hídricos (Fehidro) por meio dos Comitês de Bacias Hidrográficas (CBH) paulistas, nos quais, inclusive, a CBRN está presente. Com vistas a gerar subsídios para uma maior eficiência no exercício desta atribuição da CBRN, bem como para uma contribuição mais efetiva dos projetos Fehidro a ela submetidos, nas metas de restauração da cobertura vegetal do território paulista, foi realizado um diagnóstico do tratamento conferido ao tema nos Planos de Bacias Hidrográficas em vigor, bem como das características e atual situação destes projetos, a partir da análise de dados e documentos disponíveis no Sistema de Informações para o Gerenciamento de Recursos Hídricos (SigRH) e do sistema de acompanhamento do Fehidro (Sinfehidro), respectivamente. O estudo efetuado sobre os 21 planos demonstra a incipiência com que o tema da restauração é tratado nestes instrumentos de planejamento. Apenas dois o mencionam em seus objetivos, enquanto três (bacias do Sorocaba e Médio Tietê, Pardo e Mogi Guaçu) apresentam metas quantitativas de restauração. De 2009 a 2012 foram submetidos 147 projetos à CBRN, dos quais 74,8% associados à linha de financiamento “Prevenção e Defesa Contra Erosão do Solo e o Assoreamento dos Corpos d’Água”. Do total de projetos: 49,6% foram apresentados pela sociedade civil, 48,9% pelo poder público municipal e 1,3% pelo poder público estadual; 13,6% pelo CBH do Paraíba do Sul, enquanto que apenas um pelo CBHs do São José dos Dourados, do Pontal do Paranapanema e da Baixada Santista; já o Pardo não apresentou nenhum. Dos 147 projetos, 57,2% foram cancelados, dos quais 17,6% somente no Paraíba do Sul. Os recursos já disponibilizados pelo Fehidro, considerando o único projeto concluído e os demais que estão em execução, somam, até o momento, R\$ 7.327.361,55 investidos. Estes resultados evidenciam:

a necessidade de definir objetivos e metas claras de restauração no momento de revisão dos planos, uma vez que a destinação de recursos do Fehidro está pautada nas diretrizes nestes estabelecidas, e a necessidade de desenvolvimento de instrumentos de monitoramento destes projetos por parte da CBRN, bem como de estratégias compatíveis junto aos atores envolvidos.

Palavras-chave: Restauração Ecológica, Políticas Públicas, Fehidro, Plano de Bacia Hidrográfica, São Paulo (Estado).

SITUAÇÃO ATUAL DA PRODUÇÃO DE SEMENTES DE ESPÉCIES FLORESTAIS NATIVAS NO ESTADO DE SÃO PAULO

PARAJARA, F.C.¹; BARBOSA, L.M.²; TEIXEIRA, E.E.²

1 – Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Meio Ambiente, Instituto de Botânica. São Paulo; 2 – Coordenação Especial de Restauração de Áreas Degradadas (CERAD), Instituto de Botânica. São Paulo.

fulvioparajara@hotmail.com

Resumo: Com base nas informações sobre viveiros florestais do estado de São Paulo, que constam do banco de dados da Coordenação Especial de Restauração de Áreas Degradadas (CERAD) do Instituto de Botânica de São Paulo, procurou-se neste trabalho verificar e apresentar a situação referente à produção de sementes dos 208 viveiros atualmente cadastrados. Para tanto, a metodologia compreendeu consulta aos produtores, utilizando-se de questionário que abordava todas as etapas da produção. Foram analisadas as formas de obtenção das sementes, a utilização de um programa de colheita de sementes e a produção anual de mudas de cada viveiro, visando a subsidiar o desenvolvimento de políticas públicas para o setor. Os resultados indicam que, dos 208 viveiros cadastrados, 179 utilizam a prática de colheita de sementes no processo de produção de mudas nativas. Destes, 72 viveiros coletam 100% das sementes utilizadas na produção anual de 8.846.000 mudas nativas. Entretanto, apenas 33 viveiros possuem um programa de colheita de sementes, sendo responsáveis por uma produção anual de 5.538.000 mudas. Com relação aos viveiros que colhem entre 80% e 99% das sementes utilizadas, temos 36 dos 179 produtores, que respondem pela produção de 10.304.157 mudas por ano, sendo que 21 utilizam um programa de colheita das sementes. Quando consideramos de 50% a 79%, 33 produtores declararam enquadrar-se nesta faixa, produzindo 8.659.000 mudas/ano e 19 deles realizam a colheita com base em uma programação. Os 37 outros produtores, que declaram colher abaixo de 49% das sementes utilizadas, respondem por 6.566.500 mudas nativas produzidas por ano e 24 destes produtores declaram seguir uma programação. Estes números demonstram que parte das mudas utilizadas no processo de restauração ecológica são produzidas sem considerarem-se as recomendações técnicas/científicas, indicadas para garantir-se a qualidade e diversidade genéticas das mudas, tornando-se necessária a implantação de políticas públicas que orientam o setor, como o financiamento às pesquisas e ações que possibilitem a criação de bancos genéticos (pomares de sementes), visando à utilização destas mudas para a restauração ecológica de áreas degradadas.

Palavras-chave: produção de mudas; viveiros florestais; políticas públicas.

ÁREA 5: RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DA PAISAGEM EM AMBIENTES URBANOS E RURAIS

LARGURA DA FAIXA DE MATA CILIAR E DIVERSIDADE DE ESPÉCIES LENHOSAS EM MATA CILIARES DE CURSOS D'ÁGUA IMERSOS EM UMA MATRIZ DE PASTAGEM COM *Urochloa decumbens* (Stapf.) Webster NO DOMÍNIO DE FLORETA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL

SCERVINO, R.P.^{1,2} & QUEIROGA, J.L.^{1,3}

1- Universidade Estadual de Londrina, Londrina (UEL), PR, Brasil; 2- Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação de Habitats Fragmentados, Centro de Ciências Biológicas, Depto. Biologia Animal e Vegetal; Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas; 3- Pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Docente do Programa de Pós-Graduação em Análise e Educação Ambiental em Ciências da Terra; Centro de Ciências Exatas; Depto. Geociências.

renatapicoloscervino@yahoo.com.br

Resumo: A vegetação presente nas matas ciliares ao longo de cursos d'água e a saúde das bacias hidrográficas e dos ecossistemas aquáticos e terrestres associados são amplamente discutidas na literatura. Neste contexto, a largura da faixa de mata ciliar (FMC) e a matriz onde o curso d'água está inserido relacionam-se com a qualidade da água e a manutenção da flora e fauna. O objetivo deste estudo foi avaliar as relações entre a largura da FMC, a diversidade da vegetação lenhosa e a cobertura de gramíneas no interior da FMC de três cursos d'água (largura < 10 m) imersos em uma matriz de pastagem com *Urochloa decumbens* (Stapf.) Webster (capim-braquiária). O estudo foi conduzido na Fazenda Refúgio (Parque Ecológico João Milanez), município de Londrina, PR (23°20'44"S, 51°0'58"W; 371,95 ha). A vegetação é classificada como Estacional Semidecidual e o clima Köppen Cfa subtropical. Foram alocados transectos de 200 m e uma parcela (25 m²) na FMC de cada curso d'água. Foi estimada a cobertura de gramíneas (%), coletados dados da vegetação lenhosa (diâmetro a altura do peito ≥ 5 cm) e a largura da FMC. A diversidade de espécies lenhosas e a cobertura de gramíneas dos cursos d'água foram comparadas através do teste Kruskal-Wallis, e a correlação de Spearman foi aplicada para avaliar a correlação entre estas variáveis. Os dados foram considerados significativos quando $\alpha < 0,05$. A maior cobertura de gramíneas foi observada no interior das matas ciliares com menor largura (≤ 5 m) ($H(1, N=10)=6,8958$, $p=0,0088$; respectivamente). A largura da FMC possui correlação positiva com a abundância e a densidade total ($r=+0,947$; $r=+0,950$; respectivamente), com abundância e densidade de espécies nativas ($r=+0,974$; $r=+0,964$; respectivamente), e negativa com cobertura de gramíneas ($r=-0,956$). A cobertura de gramíneas apresentou correlação negativa com densidade total ($r=-0,836$), com densidade e abundância de espécies nativas ($r=-0,833$; $r=-0,900$). Para os cursos d'água estudados, com matas ciliares estreitas e alongadas, variando entre 2 a 22 m, a matriz de pastagem e a alta cobertura de gramíneas em seu interior constituem-se fatores restritivos à chegada, estabelecimento, e à regeneração de espécies lenhosas. Ações de restauração, a exemplo do plantio de espécies pioneiras em alta densidade e do enriquecimento com secundárias tardias, são necessárias para reduzir a cobertura da gramínea *U. decumbens* e acelerar a sucessão secundária nestes ambientes. (Apoio: Universidade Estadual de Londrina, UEL)

Palavras-chave: Restauração; mata ciliar; pastagem; diversidade de espécies lenhosas.

DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DA ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE (APP) DO CÓRREGO DOS PIRES, JAHU/SP

CARBONI, M.¹; OLIVEIRA, C.B.¹; MAZZIERO, F.F.F.¹ & MOREIRA, F.C.¹

1- Faculdade de Tecnologia de Jahu, Coordenadoria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Jahu, SP, Brasil.
marina@hospedaria.com.br

Resumo: No município de Jahu/SP, o desmatamento iniciado no século XX com a cultura do café e hoje com a monocultura de cana de açúcar e a urbanização foram os maiores responsáveis pelo desmatamento das florestas nativas, restando 1,5% de sua vegetação original. O Córrego dos Pires, localizado na UGRH Tietê Jacaré, possui 1.570 ha de área total de sua bacia hidrográfica, com 60% de ocupação urbana e 2,5% de remanescentes de vegetação nativa localizada em fragmentos desconexos na paisagem. O estudo teve por objetivo realizar o diagnóstico ambiental para contribuir com ações de manejo e restauração ecológica para esta bacia. Foram identificadas três nascentes no Córrego dos Pires e outros quatro fragmentos com vegetação arbustiva e arbórea ao longo do curso d'água, denominados de A a G. Utilizando-se os parâmetros de número de estratos, altura do dossel, frequência de epífitas, trepadeiras, gramíneas invasoras e o inventário florístico, os fragmentos foram classificados conforme o estado de conservação em que se apresentavam em: floresta conservada, florestas passíveis de restauração e floresta com necessidade de restauração. Utilizou-se ainda a classificação de APP degradada para áreas de preservação permanente que não apresentavam vegetação arbustivo-arbórea. Fez-se ainda, o inventário da flora arbustiva, arbórea e de trepadeiras destes fragmentos. O fragmento de vegetação encontrado no entorno da nascente A foi classificado como floresta com necessidade de restauração, o da nascente B como floresta passível de restauração e a nascente C como APP degradada. Os fragmentos D e E, ao longo do curso d'água, foram classificados como florestas com necessidade de restauração, e os F e G como florestas passíveis de restauração. O inventário florístico amostrou 187 espécies, distribuídas em 46 famílias e 142 gêneros. Foram registradas 138 espécies com hábito arbóreo, 28 trepadeiras e 21 espécies arbustivas. Dos sete fragmentos florestais do Córrego dos Pires estudados, apenas o fragmento B é uma formação de Floresta Estacional Semidecidual Primária, todos os outros remanescentes são formações secundárias dessa floresta que passa por forte pressão da urbanização. Em toda APP mapeada, 54,65 ha ainda possuem fisionomia florestal com algum grau de degradação e 18,72 ha são de APP degradada, com fisionomia de campo úmido antrópico ou com vegetação gramínea invasora, situação ainda mais preocupante para a manutenção da biodiversidade e dos serviços ambientais do córrego.

Palavras-chave: Mata Ciliar, estado de conservação, fragmentos florestais, levantamento florístico.

DENSIDADE DE GLOMEROSPOROS EM MUDAS DE VIVEIROS PARA RESTAURAÇÃO DE CAMPOS RUPESTRES NA SERRA DO CIPÓ, MINAS GERAIS

COUTINHO, E.S.¹; SILVA, F.R.P.¹; SILVA, B.S.P.¹ & FERNANDES, G.W.¹

1- Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil.
etienescoutinho@yahoo.com.br

Resumo: Os campos rupestres vêm sofrendo degradação devido à atividade mineradora, à construção de estradas, à coleta indiscriminada de espécies de interesse econômico, às queimadas e às invasões biológicas. A restauração de áreas degradadas pode ser realizada com o plantio de espécies nativas cultivadas em viveiros e transplantadas para o campo, a fim de

acelerar o processo de regeneração natural. As plantas, quando associadas a fungos micorrízicos arbusculares (FMA), permitem o seu cultivo em áreas degradadas, com maiores chances de se adaptarem às condições edáficas adversas. Estes microorganismos são biotróficos obrigatórios que se associam às raízes da planta hospedeira. Assim, as mudas com FMA podem otimizar a obtenção de nutrientes, principalmente fósforo, sendo que cada espécie possui um grau de dependência de FMA para seu crescimento, uma característica intrínseca às plantas. O conhecimento da capacidade das mudas das espécies nativas em formar micorrizas e beneficiar-se das mesmas, torna-se essencial quando se pretende o sucesso nos projetos de revegetação. O presente estudo teve como objetivo avaliar a densidade de glomerosporos em solos de diferentes espécies nativas, produzidas em viveiro para restauração de campos rupestres. Nove espécies nativas foram selecionadas com base na sua importância na revegetação. Foi analisada a densidade de glomerosporos no modelo linear generalizado a 5% de significância. A densidade total de glomerosporos foi de 4.794. A densidade de glomerosporos variou entre as espécies ($p < 0,05$), sendo que *Tibouchina* sp. apresentou a maior média de glomerosporos (74,7 glomerosporos/50g) enquanto *Jacaranda caroba* (Vell.) DC. apresentou menor média (27,4 glomerosporos/50g). A dependência de FMA varia entre as espécies, de acordo com as características fenotípicas de requerimento interno de nutrientes, capacidade de absorção das raízes, taxa de crescimento, fase fisiológica do ciclo da planta, além da abundância, distribuição e morfologia do sistema radicular. A restauração de áreas degradadas de campos rupestres é difícil e lenta. Portanto, os FMA podem representar um papel importante na regeneração de áreas degradadas, antes não relatados. Uma vez reintroduzidos nestas áreas, acelerariam o processo de recomposição vegetal, aumentando a diversidade biológica e a estabilidade do ecossistema em recuperação. (Apoio: CNPq, Fapemig, Capes, Reserva Vellozia, Planta Ltda)

Palavras-chave: Simbiose, restauração, fungos micorrízicos arbusculares.

REGENERAÇÃO DE ESPÉCIES ARBÓREAS NATIVAS PARA FORMAÇÃO DA RESERVA LEGAL

Ronquim, C.C.¹; Imatomi, M.²; Lima, M.I.S.²; Lessi, B.F.² & Machado, J.³

1- Embrapa Monitoramento por Satélite. Campinas, SP, Brasil; 2- Departamento de Botânica - UFSCar. São Carlos, SP, Brasil; 3 - International Paper. Mogi Guaçu, SP, Brasil.

carlos.ronquim@embrapa.br

Resumo: Existem várias maneiras de se regenerar uma área perturbada. A regeneração natural é o método que consiste em deixar que a floresta restabeleça-se naturalmente e tem como pontos positivos o baixo custo e uma maior interação ecológica entre as comunidades e populações que se sucedem no processo. O objetivo desse trabalho foi encontrar o melhor tratamento para a regeneração de espécies arbóreas nativas, que se originaram em um sub-bosque de um talhão de *Eucalyptus* e que continuarão desenvolvendo-se a céu aberto, após o corte raso do reflorestamento para a formação da reserva legal na propriedade agrícola. A área em estudo, a ser recuperada para a formação da reserva legal, é de propriedade da empresa International Paper e está localizada no Município de Brotas (SP - 22°11'50.39"S; 48° 6'5.88"W). A área está inserida no bioma cerrado e passou por sucessivos plantios de *Eucalyptus* spp. Para o acompanhamento do processo regenerativo, foi avaliado o banco de sementes do solo do sub-bosque por meio de 30 parcelas de 50 x 50 cm, a diversidade de espécies arbóreas e arbustivas do sub-bosque, utilizando-se o método de parcelas com tamanho de 5x10 m, totalizando 1000m² de amostragem e, após o corte raso do reflorestamento, foi montado, a céu aberto, um experimento de campo em uma parcela de dois hectares (125,0 m x 165,0 m), onde foram aplicados cinco tratamentos distintos: testemunha, controle químico de todas as gramíneas; controle químico de todas as gramíneas e

adubação; coroamento químico; coroamento químico e adubação. Estas parcelas foram amostradas e as espécies e o número de indivíduos foram avaliados durante dois anos, a cada quatro meses. O estudo continuará a ser executado por mais dois anos. Até o presente momento, os dados revelaram que emergiram das amostras do banco de sementes do sub-bosque 31 espécies, das quais apenas cinco eram espécies arbóreas nativas de cerrado, sendo as demais espécies herbáceas. A amostragem realizada em um hectare de sub-bosque resultou no levantamento de 100 espécies arbóreas e arbustivas. Na área aberta após o corte, foram encontradas 76 espécies arbóreas ou arbustivas e ao longo do tempo houve diminuição do número de indivíduos. O coroamento químico e adubação foram os tratamentos mais eficientes, quanto ao desenvolvimento em altura e manutenção no número de indivíduos das espécies nativas. (Apoio: Embrapa)

Palavras-chave: Áreas perturbadas, biodiversidade arbórea, *Eucalyptus*, regeneração.

AVALIAÇÃO DE *Handroanthus ochraceus* (CHAM.) MATTOS COMO ESPÉCIE FACILITADORA EM PASTAGENS ATINGIDAS POR QUEIMADAS NO MÉDIO VALE DO RIO PARAÍBA DO SUL - RJ

CORTINES, E.¹; OLIVEIRA, D.N.¹ & CAIXEIRO, L.R.¹

1- Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto Três Rios, RJ, Brasil.

ecortines@gmail.com

Resumo: O Vale do Rio Paraíba do Sul apresenta extensas áreas de pastagens em decrepitude e com tendência de degradação. Esta tendência deve-se principalmente pelo uso do fogo como técnica de renovação das pastagens, tornando-as improdutivas. O objetivo deste trabalho foi avaliar a regeneração espontânea sob árvores adultas de *Handroanthus ochraceus* (Cham.) Mattos (ipê-do-campo) e seu potencial como espécie facilitadora da regeneração em pastagens submetidas a queimadas. O estudo foi realizado em Andrade Pinto, Vassouras-RJ, em pastagem com alta declividade, solos rasos e afloramentos rochosos. A amostragem foi realizada sob 10 indivíduos adultos de ipê, em 8 parcelas de 1 x 1m em cada, sendo 4 junto ao tronco e 4 a 3 m de distância da árvore. As espécies regenerantes foram anotadas e contabilizadas. Foram encontradas 59 espécies e as famílias mais comuns foram Asteraceae (9), Poaceae (6), Fabaceae-Faboideae (5), e Euphorbiaceae (5). As cinco espécies mais frequentes foram: *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B.K. Simon. (53%), *Schizachyrium condensatum* (Kunth) Ness. (48%), *Desmodium* sp. (33% das parcelas), *Croton* sp. (33%) e *Hyparrhenia rufa* (Ness) Stapf (24%). As únicas espécies arbóreas regenerantes além do *H. ochraceus*, foram: *Zeyheria tuberculosa* (Vell.) Bureau ex Verl., *Cordia superba* Cham., *Machaerium hirtum* (Vell.) Stelfeld e *Psidium* spp. que ocorreram uma única vez e sob 4 ipês diferentes. O ipê com maior diversidade de regeneração apresentou 22 espécies e 119 indivíduos sob sua copa, enquanto que o com menor colonização, 5 espécies e 24 indivíduos. As parcelas com 100% de capim colônio apresentaram a menor diversidade. A regeneração é em maior parte de herbáceas comuns em pastagens, indicando que o ipê não atuou de forma eficiente como espécie facilitadora. Porém, devido à sua alta resistência ao fogo (100% dos ipês tinham o tronco queimado), o *H. ochraceus* pode tornar-se uma boa espécie colonizadora inicial para a região. Conclui-se que a espécie estudada apresentou mais a função de colonizadora inicial do que de facilitadora, sendo necessário um investimento em produção de mudas da espécie, para se impulsionar os processos de recuperação das pastagens do médio Paraíba do Sul. O plantio desta espécie em conjunto com outras zoocóricas resistentes ao fogo, observadas na área de estudo (e.g. *Psidium* sp.; *Erythroxylum* sp.), pode tornar-se uma estratégia para ampliar a capacidade de resiliência nos locais de pastagens a serem recuperados, em regiões ambientalmente fragilizadas.

Palavras-chave: Recuperação de pastagens, regeneração espontânea, espécies nativas, fogo.

USO DE PROTETOR FÍSICO NA SEMEADURA DIRETA DE QUATRO ESPÉCIES NATIVAS PARA ENRIQUECIMENTO DE UMA ÁREA EM REGENERAÇÃO

ANDRADE, L.G.^{1,2}; ARAUJO, R.C.^{1,2}; ANDRADE, A.C.S.¹; VANINI, A.² & SANMARTIN-GAJARDO, I.²

1– Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro; 2– Fundação Oswaldo Cruz.

lguimandrade@gmail.com

Resumo: A germinação das sementes e o estabelecimento de plântulas são estádios de vida da planta fundamentais para a obtenção de sucesso na semeadura direta. O uso de protetores físicos na semeadura direta visa a minimizar as perdas provocadas por fatores bióticos e abióticos, sendo uma alternativa viável e de baixo custo para restauração florestal. Assim, foi avaliado se o uso de anéis de bambu como protetor físico favorece a semeadura direta de quatro espécies nativas arbóreas. Frutos maduros de *Cryptocarya* sp., *Euterpe edulis* Mart., *Tovomita leucantha* (Schltdl.) Planch. & Triana e *Chrysophyllum imperiale* (Lindenex K. Koch & Fintelm.) Benth. & Hook, foram coletados entre os meses de julho a novembro de 2012, no Campus Fiocruz Mata Atlântica, Jacarepaguá – RJ. A proteção física na semeadura direta utilizou anéis de bambu com altura de 6 cm e diâmetro de 8 cm. Para o tratamento controle, as sementes foram semeadas na profundidade de 2 cm. Foram utilizadas com 10 repetições de 10 sementes por tratamento, para cada espécie. As espécies foram selecionadas pela sua tolerância ao sombreamento, pelo tamanho de suas sementes (entre 12 e 26 mm) e pela morfologia das plântulas (apenas *C. imperiale* é fanerocotiledonar), visando ao enriquecimento do sub-bosque após 20 anos de regeneração natural. Os critérios para avaliação do efeito do protetor foram: emergência (%), altura e diâmetro do colo das plântulas, que apresentaram a abertura dos cotilédones e/ou o surgimento do primeiro par de folhas verdadeiras e com altura superior a 9 cm. Para a variável emergência (%) não houve diferença estatística dos dois tratamentos utilizados, para as quatro espécies. O uso de protetor físico influenciou positivamente na variável diâmetro do colo para as espécies *E. edulis* (test-tP = 0,009) e *Cryptocarya* sp. (test-tP = 0,004). Entretanto, para *T. leucantha* não houve diferença estatística entre os tratamentos. Para a variável altura, houve diferença estatística somente para as espécies *Cryptocarya* sp. e *T. leucantha* (teste-t P < 0,05). O uso do protetor não influenciou na maioria das variáveis analisadas, pois as espécies apresentam sementes de tamanho grande, com germinação do tipo criptocotiledonar (três das quatro espécies), e pela baixa declividade do local de implantação do experimento. Tais características não favorecem o uso dos anéis de bambu na técnica de semeadura direta. (Apoio: BNDES Mata Atlântica)

Palavras-chave: Restauração florestal, emergência de plântula, sobrevivência.

BALANÇO DA VEGETAÇÃO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JUNDIAÍ-MIRIM ENTRE 1972 E 2001

FENGLER, F.H.¹; MORAES, J.L.²; PECHE FILHO, A.²; STORINO, M.²; BELLEMO, A.C.³ & RIBEIRO, A.I.⁴

1– Mestrando – Instituto Agrônomo de Campinas – Gestão de Recursos Agroambientais, Campinas, SP, Brasil; 2– Pesquisador Científico – Instituto Agrônomo de Campinas, Jundiaí, SP, Brasil; 3– Bióloga – UFSCAR, Sorocaba, SP, Brasil; 4– Professor assistente – UNESP, Sorocaba, SP, Brasil.

felipe_fengler@hotmail.com

Resumo: No processo de ordenamento territorial, interesses divergentes buscam ao mesmo tempo o desenvolvimento econômico acelerado, o equilíbrio ambiental e a melhoria da qualidade de vida. Como consequência, os habitats da flora e fauna silvestre são degradados,

a vegetação nativa é eliminada ou fragmentada e os remanescentes do processo de ocupação passam subitamente a sofrer maior pressão antrópica. Nesse contexto, o trabalho apresenta a análise do balanço de vegetação nativa na bacia hidrográfica do Rio Jundiá-Mirim entre 1972 e 2001, utilizando o Sensoriamento Remoto e o Sistema de Informação Geográfica. Foram utilizadas fotografias aéreas de 1972 e uma ortofoto digital de 2001. Foi realizada a digitalização, ortorretificação e georreferenciamento das fotografias aéreas. A ortofoto digital de 2001 foi utilizada como referência espacial. Os fragmentos florestais foram mapeados com a utilização do programa ILWIS, versão 3.3. A distribuição dos fragmentos florestais foi comparada com a determinação do balanço de vegetação entre 1972 e 2001. Os fragmentos florestais foram classificados em “mata remanescente”, “mata regenerante” e “áreas desmatadas”. Utilizando o mapa de capacidade de uso das terras, foram estimadas classes de resiliência para as áreas desmatadas. Os resultados mostraram que 48% das áreas de mata mantiveram-se, 23% foram desmatadas e ocorreu a regeneração em 29%. O balanço da vegetação foi negativo, com uma redução de 198,06 ha, 1,7% da área total da bacia; com 75% das áreas desmatadas apresentando resiliência muito baixa, sendo 17% baixa, 7% moderada e 1% alta ou muito alta. Conclui-se que: a metodologia empregada possibilitou determinar o balanço da vegetação; o valor de 23% das áreas desmatadas e o balanço negativo da vegetação mostra a necessidade de controle no processo de ocupação da bacia. A resiliência das áreas desmatadas é predominantemente baixa ou muito baixa, dificultando a regeneração natural.

Palavras-chave: Fragmentos florestais, sensoriamento remoto, resiliência.

EVOLUÇÃO DA PERTURBAÇÃO AMBIENTAL DE BORDA NOS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JUNDIAÍ-MIRIM ENTRE 1972 E 2001

FENGLER, F.H.¹; MORAES, J.L.²; PECHE FILHO, A.²; STORINO, M.²; BELLEMO, A.C.³ & RIBEIRO, A.I.⁴

1– Mestrando – Instituto Agronômico de Campinas – Gestão de Recursos Agroambientais, Campinas, SP, Brasil; 2– Pesquisador Científico – Instituto Agronômico de Campinas, Jundiá, SP, Brasil; 3 – Bióloga – UFSCAR, Sorocaba, SP, Brasil; 4– Professor assistente – UNESP, Sorocaba, SP, Brasil.

felipe_fengler@hotmail.com

Resumo: O processo de ocupação de áreas verdes raramente é planejado. Dessa forma, atividades de uso e ocupação do solo, que tem como característica a produção de impactos ambientais negativos, passam a perturbar a região de borda dos remanescentes florestais, que além da fragmentação sofrem com a pressão antrópica. O trabalho apresenta a análise da evolução da perturbação ambiental de borda dos fragmentos florestais da bacia hidrográfica do Rio Jundiá-Mirim, entre 1972 e 2001, utilizando o Sensoriamento Remoto e o Sistema de Informação Geográfica. Foram utilizadas fotografias aéreas de 1972 e uma ortofoto digital de 2001. Foi realizada a digitalização, ortorretificação e georreferenciamento das fotografias aéreas. A ortofoto digital de 2001 foi utilizada como referência espacial. Os fragmentos florestais foram mapeados com a utilização do programa ILWIS, versão 3.3. O uso e ocupação do solo na região de borda dos fragmentos florestais foi determinado através da interpretação visual das imagens e edição vetorial. As classes de uso e ocupação foram classificadas de acordo com seu potencial de perturbação ambiental, com atribuição de valores próximos a “0” para classes de baixa perturbação e próximo a “1” para classes de alta perturbação. A perturbação na borda foi determinada através de dois critérios, o tipo de uso e ocupação do solo e a distância da fonte de perturbação, simulando a diminuição da perturbação conforme ocorre o afastamento da fonte. A perturbação ambiental foi classificada e comparada entre 1972 e 2001. Os resultados mostraram um aumento de 6% nas áreas com perturbação ambiental muito alta, uma diminuição de 1,4%, 1,6% e 1% nas áreas de perturbação alta, moderada e muito baixa. Em 1972, 36%

dos fragmentos florestais apresentaram perturbação alta ou muito alta e 56% baixa ou muito baixa. Em 2001, 41% dos fragmentos apresentaram perturbação alta ou muito alta e 53%, baixa ou muito baixa. Conclui-se que: a metodologia empregada possibilitou determinar a evolução da perturbação ambiental de borda; os dados mostraram aumento na perturbação ambiental no período estudado; as regiões de perturbação muito baixa podem apresentar maior grau de conservação de desenvolvimento sucessional, podendo ser utilizadas para seleção de espécies para recomposições florestais na região.

Palavras chave: Impacto ambiental, sensoriamento remoto, pressão antrópica.

PROPOSTA DE IMPLANTAÇÃO DE UMA PASSAGEM SUPERIOR DE FAUNA COMO INSTRUMENTO DE MITIGAÇÃO E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE NA RODOVIA DOS TAMOIOS, EM PARAIBUNA/SP

AMORIM, D.G.¹; DOMENICHELLI, G.A.¹; BARBOSA, K.C.¹; BARBOSA, F.P.¹, RÊGO, L.F.¹, ALMEIDA JR, A.G.¹ & BARBOSA, M.A.¹

1 - Desenvolvimento Rodoviário S.A. – DERSA.

denis.amorim@dersa.sp.gov.br

Resumo: As rodovias causam impactos diretos e indiretos nos padrões e processos ecológicos, funcionando como barreira física para a fauna silvestre e, consequentemente, causando a perda de conectividade entre ambientes naturais. Além disso, na ausência de possibilidade de travessia, os animais são compelidos a cruzar as rodovias em operação, muitas vezes sendo atropelados. A proposta da instalação de uma passagem superior de fauna no empreendimento de duplicação da Rodovia dos Tamoios SP-099, no município de Paraibuna (SP), visa à mitigação destes impactos, estabelecendo a conexão entre fragmentos florestais existentes no trecho. Pretende-se que a instalação da passagem de fauna superior atenuar o isolamento de espécies e ofereça uma nova possibilidade de travessia à fauna, visto que além desta, serão implantadas outras nove passagens inferiores de fauna. Foram efetuados levantamentos prévios quanto à tipologia de fragmentos florestais, presença de espécies de fauna, ocorrência de atropelamentos de fauna silvestre, características de relevo e possíveis soluções de engenharia, tendo-se chegado à indicação do 25 km + 800 (estaca 756 + 12,500) da rodovia como local mais adequado e viável para a implantação da passagem superior de fauna. A proposta é que seja construído um viaduto com aproximadamente 40 m de comprimento e 10 m de largura, sobre o qual será colocada uma camada de 1,0 m solo fértil e executado o plantio de espécies da flora nativa, preferencialmente atrativas da fauna. Nas laterais do viaduto serão construídos muros de 1,5 m de altura, os quais funcionarão como uma barreira física, evitando a queda de animais na rodovia e que o ofuscamento causado pela iluminação dos veículos prejudique a efetividade da passagem. Além disso, deverão ser instaladas cercas de direcionamento da fauna silvestre, margeando os fragmentos adjacentes à passagem. Estas cercas terão aproximadamente 2,5 m de altura, dos quais 0,5 m devem ficar abaixo do solo para evitar a passagem dos animais. O projeto de implantação está em elaboração pela DERSA, podendo sofrer alterações. Espera-se que, após sua implantação, a passagem superior de fauna funcione como um corredor ecológico e mitigue os impactos de atropelamento de fauna na rodovia em operação, colaborando com a conservação da fauna na região do empreendimento.

Palavras-chave: Corredor de fauna, conectividade entre fragmentos, empreendimento rodoviário.

REGISTROS DA FUNCIONALIDADE DE DUAS PASSAGENS AÉREAS DE FAUNA INSTALADAS NA ESTRADA DO PARQUE BORORÉ E AVENIDA MIGUEL STEFANO, SÃO PAULO – SP

MACIEL, P.C.¹ & DOMENICHELLI, G.A.²

1– AES Eletropaulo; 2– DERSA - Desenvolvimento Rodoviário S.A.

guilherme.domenichelli@dersa.sp.gov.br

Resumo: A construção de empreendimentos lineares como rodovias, ferrovias e estradas causam impactos sobre o ambiente e, especificamente, sobre a fauna. Dentre diversos fatores impactantes, a fragmentação e o isolamento de áreas naturais podem causar perda da variabilidade genética, o isolamento de espécies e a diminuição da dispersão de sementes proporcionada pelos animais. Em locais onde determinadas áreas naturais sofreram essas interrupções, deve-se viabilizar a instalação de passagens de fauna, possibilitando a conectividade e fluxo de diversas espécies. A inexistência de passagens ou corredores, muitas vezes, obriga a travessia da fauna sobre o empreendimento linear, causando o atropelamento do indivíduo, que pode ser fatal, ou por vezes causando ferimentos sérios, sendo o acidente com motoristas também um fator relevante em muitas ocasiões. O presente trabalho apresenta resultados preliminares de duas passagens aéreas de fauna, instaladas em vias distintas: Avenida Miguel Stefano e na Avenida Paulo Guilguer Reimberg, ambas as vias localizadas no município de São Paulo, em locais que apresentam espécies nativas da fauna, onde havia histórico de atropelamento e acidentes elétricos com os mesmos. As estruturas das passagens aéreas foram produzidas com cordas de material sintético e tubos de PVC. A ponte da Av. Miguel Stefano foi fixada em cruzetas, presas a postes de eucalipto tratado. As cordas foram montadas paralelamente, com uma distância aproximada de 60 cm e com espaçadores de PVC a cada 80 cm, conectadas às copas das árvores nos dois lados da via. A ponte da Av. Paulo Guilguer Reimberg foi conectada diretamente às árvores, as cordas foram montadas paralelamente com uma distância de 35 cm e com espaçadores de PVC de 45 cm. A fim de registrar a funcionalidade dessas passagens, foram instaladas câmeras com sensores de movimento que possibilitaram o registro de algumas espécies de mamíferos arborícolas, tais como: *Alouatta guariba clamitans* (bugio), *Didelphis* sp. (gambá), *Sphiggurus villosus* (ouriço) e uma espécie de cuíca. Estes registros foram feitos durante 30 dias em cada ponte e demonstraram funcionalidade e eficácia das passagens aéreas para algumas espécies de mamíferos arborícolas, podendo, a partir desta constatação, direcionar e incentivar estudos e ações que possam, por meio destas estruturas, mitigar impactos relacionados à fauna em regiões próximas a obras lineares.

Palavras-chave: Mamíferos arborícolas, conectividade, empreendimentos lineares.

A ZONA DE RECUPERAÇÃO DA FLORESTA ESTADUAL SERRA D'ÁGUA, CAMPINAS, SÃO PAULO

BERTANI, D.F.¹; IVANAUSKAS, N.M.¹; KANASHIRO, M.M.¹ & MATTOS, I.F.A.¹

1- Instituto Florestal.

dfbertani@uol.com.br

Resumo: O município de Campinas apresenta apenas 2,6 % de sua área com remanescentes florestais, representados por bosques e poucos fragmentos de florestas nativas. Diante deste cenário, em 2010 foi criada por decreto a Floresta Estadual da Serra d'Água, na região sudeste do município. Trata-se de uma área importante para a região, principalmente em termos de serviços ecossistêmicos, porém representa um desafio para a recuperação dos poucos

remanescentes naturais ainda existentes. O objetivo deste trabalho é apresentar a caracterização e mapeamento da vegetação da Floresta Serra d'Água, juntamente com as diretrizes para a adequação e restauração da unidade. A unidade abrange 51,19 ha, localizada entre as coordenadas 22° 56'52" S / 22° 57'33" S e 47° 2'30" W / 47° 2' 57" W e com altitudes de 685 a 700 metros. A espacialização da cobertura vegetal baseou-se na coleta de informações secundárias bibliográficas e cartográficas, na interpretação de ortofotos, imagens de satélite e trabalhos de campo para a checagem de legenda das fitofisionomias previamente mapeadas, listagem das espécies arbóreas mais frequentes e avaliação de possíveis vetores de degradação. Na Floresta Estadual Serra d'Água predomina a Floresta Estacional Semidecidual, com remanescentes nos locais com maior declividade e em diferentes estádios de conservação, representados por fisionomias de capoeirão (7,17% da área total da propriedade), capoeira (16,01%) e capoeira rala (8,95%). Nas áreas de interflúvio da unidade predominam áreas antropizadas com elevada ocorrência de espécies exóticas (31,95 ha ou 62,60% da área total), destacando-se os bosques de tipuana (*Tipuana tipu* (Benth.) Kuntze), que ocupam 21,12 ha (41,38% da área total). Por se tratar de uma unidade de conservação de uso sustentável, o zoneamento proposto para a área engloba uma zona de recuperação subdividida em duas categorias, uma voltada para a restauração ecológica das áreas de preservação permanente (ZRI) e outra destinada para experimentos voltados para produtos madeireiros e não madeireiros em áreas de interflúvio (ZRII). Com a implementação das linhas de pesquisa propostas, espera-se disponibilizar conhecimento e técnicas que facilitem a restauração ecológica passiva ou assistida e que permitam a produção de sementes de essências nativas de qualidade e em quantidade suficiente, para viabilizar o seu uso em projetos de restauração e/ou de produção madeireira sustentável.

Palavras-chave: Unidade de Conservação, zoneamento, uso sustentável, restauração, Floresta Estacional Semidecidual.

CARACTERIZAÇÃO FLORÍSTICA E ESTRUTURAL DA REGENERAÇÃO NATURAL EM UM POVOAMENTO ABANDONADO DE *Pinus taeda* L. NO MUNICÍPIO DE MONTENEGRO/RS

BOENI, A.F.¹; GANDOLFI, S.¹ & STÜKER, P.E.²

1- Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Piracicaba, SP, Brasil; 2- Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, RS, Brasil.

anafoeni@usp.br

Resumo: No Rio Grande do Sul é comum alguns pequenos produtores rurais investirem em reflorestamentos de espécies exóticas, para obterem retornos financeiros diversificados e a longo prazo. Tal prática, principalmente com espécies de *Pinus* sp, pode apresentar certas vantagens, uma vez que a rotação para as coníferas é maior, além de que esses povoamentos costumam ser em áreas pequenas e alternadas com vegetação nativa, diminuindo os chamados "desertos verdes". Com a proximidade da fonte de propágulos e a incidência de luz adequada, muitas vezes a regeneração natural consolida-se e forma um sub-bosque característico de ecossistemas naturais. Essa é a situação do local do presente estudo, cujo objetivo foi caracterizar a regeneração natural sob um plantio de *Pinus taeda* L., abandonado há 30 anos e com 0,25ha, no município de Montenegro, RS. Para o levantamento de dados, foram instaladas 5 parcelas aleatórias de 10x10m (100m²) cada. Todos os indivíduos arbustivo-arbóreos acima de 4,5cm de Diâmetro à Altura do Peito (DAP) foram mensurados e tiveram suas alturas totais estimadas. O processamento dos dados para avaliação da regeneração deu-se a partir de uma análise fitossociológica, além da classificação das espécies em grupos ecológicos e síndromes de dispersão. Na análise dos dados, foram encontrados 69 indivíduos, distribuídos em 21 espécies, 15 gêneros e 13 famílias botânicas. A es-

pécie de maior Valor de Importância foi *Cupania vernalis* Cambess., com VI de 13,65%. A Densidade Absoluta resultou em 1.380 indivíduos/ha, o DAP médio em 8,2cm e a altura média em 6,8m. A diversidade de Shannon encontrada foi $H' = 2,64$ e a Equabilidade de Pielou $J' = 0,87$, indicando, respectivamente, diversidade média e equilíbrio na relação de espécies. Do total de indivíduos, 39% são do grupo das secundárias tardias, 38% das secundárias iniciais, 19% de pioneiras e 4% são de grupo indefinido. Em relação à síndrome de dispersão, 81% dos indivíduos foram classificados como zoocóricos, 10% autocóricos, 5% sem classificação e 4% anemocóricos. Pode-se concluir que o povoamento de *Pinus taeda* L. serviu como recobridor do solo, possibilitando que espécies secundárias fossem estabelecendo-se através da dispersão de sementes, realizada principalmente por animais de fragmentos florestais próximos. Caso os exemplares exóticos fossem retirados com manejo de baixo impacto, o processo de restauração ecológica estaria em processo avançado no desenvolvimento da floresta nativa, que já possui altura adequada.

Palavras-chave: Restauração florestal, espécies nativas, povoamentos exóticos homogêneos.

CARACTERIZAÇÃO DO BANCO E CHUVA DE SEMENTES EM MATA CILIAR DEGRADADA, COMO SUPORTE À RESTAURAÇÃO FLORESTAL, VALE DO JEQUITINHONHA/MG

SOARES, C. G. da S.¹; GOMES, J.M.^{1,2}; MURTA, M.A.C.¹; SANTOS, G.H.P.¹; FELIX JÚNIOR, S.A.¹; CÂNDIDO, E.L.¹; MARANGON, L.C.² & UCHÔAS, E.G.³

1- Instituto Federal do Norte de Minas. Minas Gerais, MG, Brasil; 2- Universidade Federal Rural de Pernambuco. Pernambuco, PE, Brasil; 3 – ASSOSSIAR. Minas Gerais, MG, Brasil.

gss.cris@gmail.com

Resumo: Os estudos da chuva e do banco de sementes do solo revestem-se de importância, pois são indicadores da capacidade de resiliência para recuperação de áreas degradadas. Nesse contexto foram realizados estudos do banco de sementes do solo e da chuva de sementes na mata ciliar do córrego Matheus, na Fazenda Agroecológica do IFNMG/Campus Araçuaí. Para a análise do banco de sementes foram realizadas coletas de solo a 10 cm de profundidade, com 24 amostras de solo na área de APP (30 m de largura), num espaçamento de 25 m². As amostras foram levadas para o laboratório de biologia do *Campus*, onde foram passadas por peneira grossa, para retirada de tocos, raízes e destorroamento. Após, foram acondicionadas em bandejas dispostas na casa de sombra, regadas diariamente, juntamente com uma bandeja testemunha composta por areia esterilizada a 200° C durante 3 horas. O acompanhamento da germinação das plântulas ocorreu em 30 dias, mas será mantido no período de 90 dias, com observações diárias sobre a emergência das plântulas. A chuva de sementes foi avaliada por meio de 12 coletores instalados na área de estudo, distantes entre si de 25 m, para acompanhamento do aporte de serrapilheira. O material retido mensalmente nos coletores foi triado nas frações: material reprodutivo (flores, frutos e sementes), folhas, ramos e material amorfo (solos, restos e excrementos de animais e resíduos). Após a triagem, o material reprodutivo foi analisado para separação das sementes e descrição de suas características morfológicas com o auxílio de lupa óptica, para identificação das espécies ou determinação de morfotipos. Até o momento foram contabilizadas cerca de 60 plântulas germinadas agrupadas em 14 morfotipos, sendo a maioria das plântulas observadas pertencentes ao gênero *Malva* e *Sida* (Malvaceae), seguida por espécies de gramíneas (*Urochloa* sp.; *Panicum* sp.), e outras herbáceas que serão, a posterior, identificadas. Para a chuva de sementes foi coletado um total de 726 sementes, descritas em 20 morfotipos. Os morfotipos dominantes foram as sementes das espécies de capim (*Urochloa* sp.; *Panicum* sp.)

com 581 sementes, ingá (*Inga vera* Willd.) com 12 sementes e pimenta (*Capsicum* sp.) com 7 sementes. A maior densidade de sementes de gramíneas no banco e chuva de sementes evidencia o estágio de degradação que se encontra a área, e o seu estágio inicial de sucessão ecológica. (Apoio: IFNMG/Campus Araçuaí)

Palavras-chave: Resiliência, recuperação de áreas degradadas.

DINÂMICA DA DEPOSIÇÃO DE SERRAPILHEIRA EM ÁREA DE MATA CILIAR ANTROPIZADA, VALE DO JEQUITINHONHA/MG.

MURTA, M.A.C.¹; SANTOS, G.H.P.¹; GOMES, J.M.^{1,2}; SOARES, C.G. da S.¹; RODRIGUES, I.X.¹; CÂNDIDO, E.M.¹; MARANGON, L.C.²; UCHÔAS, E.G.³ & FELIX JÚNIOR, S.A.¹

1- Instituto Federal do Norte de Minas. Minas Gerais, MG, Brasil; 2- Universidade Federal Rural de Pernambuco. Pernambuco, PE, Brasil; 3- ASSOSSIAR. Minas Gerais, MG, Brasil.

marcoambiental01@yahoo.com

Resumo: A dinâmica de deposição de serrapilheira em áreas remanescentes de matas ciliares no Vale do Jequitinhonha/MG não é suficientemente conhecida. A variação ambiental, devido à heterogeneidade de características físicas e bióticas, ao longo dessas áreas, impõe diferentes fluxos regulatórios sobre o aporte de serrapilheira. Nessa perspectiva tem sido realizado estudo de deposição de serrapilheira na mata ciliar do córrego Matheus, na Fazenda Agroecológica do IFNMG – Campus Araçuaí, em Latitude de - 16° 50' 59", Longitude de - 42° 04' 13", com altitude 307 metros. Foram instalados 12 coletores na área de estudo, distantes entre si de 25 m. Os coletores foram confeccionados com uma estrutura circular (área de 0,1734 m²) de arame revestido de tecido do tipo malha de "helanca". Cada coletor foi identificado com um número em uma placa de metal e fixado com fios de nylon nos troncos de árvores, dispostos aproximadamente a 1,40 m do nível do solo. O material retido nos coletores foi coletado mensalmente e triado nas frações: Material Reprodutivo (flores, frutos e sementes), Folhas, Ramos e Material Amorfo (solos, excrementos e restos de animais e resíduos). Após a triagem o material foi seco em estufa com temperatura controlada a 65°C durante 24h, para obtenção do peso seco. Com os dados preliminares obtidos, o aporte de serrapilheira na área foi de 418,92 Kg. ha⁻¹. A fração foliar contribui com 86,49% do total de material aportado nos coletores. Como nos meses de junho e julho/2013 foram observadas na área diversas espécies em fase reprodutiva (floração e frutificação), explica a segunda maior contribuição da fração material reprodutivo, com 19,65% de todo o material aportado. As frações ramos (2,15%) e outros (1,76%) registraram os menores aportes. O conhecimento acerca da dinâmica de aporte de serrapilheira e de seu conteúdo nutricional subsidiará o processo de restauração desta área degradada da mata ciliar e de outras áreas na região, sendo necessária a manutenção desta pesquisa em uma escala temporal maior de avaliação. (Apoio: IFNMG/Campus Araçuaí)

Palavras-chave: Ciclagem de nutrientes, sazonalidade, espécies nativas.

PLANO DE ARBORIZAÇÃO: UMA FERRAMENTA PARA MELHORIA PAISAGÍSTICA

SOUSA, A.M.¹; MEDEIROS, J.L.B.¹; MESQUITA, F.F.¹ & CAMACHO, R.G.V.¹

1- Departamento de Ciências Biológicas-Universidade do Estado do Rio Grande do Norte (UERN). RN, Brasil.

adjanebio@yahoo.com.br

Resumo: A arborização urbana, também chamada de florestas urbanas, inclui os diversos espaços no tecido urbano passíveis de serem trabalhados com o elemento árvore, tais como: arborização de ruas, parques, praças e jardins. As árvores, ao desempenharem funções ecológicas, econômicas e sociais nos espaços urbanos onde se inserem, proporcionam vários benefícios ao ser humano. Os planos de arborização como política pública, geralmente item exigido pelos órgãos ambientais em fase de licenciamento de condomínios e conjuntos habitacionais, devem priorizar o uso de espécies nativas. Preservando ou cultivando as espécies vegetais que ocorrem em cada município ou região específica, a identidade biológica da região fica salvaguardada. Esse trabalho teve como objetivo apresentar a lista florística, priorizando espécies nativas, recomendada para o plano de arborização em área de loteamento, em zona de expansão urbana do município de Mossoró/RN. Selecionaram-se 14 espécies das quais 09 são espécies nativas da Caatinga, sendo considerados aspectos relacionados à germinação, crescimento, desenvolvimento, cor da floração e copa para composição. Foi também levado em conta o potencial agressivo de determinadas espécies, que poderia acarretar em eventual invasão biológica em alguns ambientes naturais do entorno. Como resultados preliminares, obteve-se a lista florística composta pelas espécies: *Cecropia pachystachya* Trécul; *Tecoma stans* (L.) H.B. & K.; *Plumeria rubra* L.; *Bauhinia forficata* Link; *Cassia ferruginea* (Schrud.) Schrad. ex DC.; *Myracrodruon urundeuva* Allemão *Handroanthus albus* (Cham.) Mattos; *Tabebuia roseoalba* (Ridl.) Sandwith; *Handroanthus heptaphyllus* Mattos; *Handroanthus impetiginosus* Mattos; *Bauhinia cheilantha* (Bong.) Steud.; *Melia azedarach* L.; *Tibouchina granulosa* (Desr.) Cogn.; e *Grevillea banksii* R. Br, sendo projetado plantio de 1144 espécies, tendo sido estabelecido o número de mudas e espécies por quadras do loteamento. Com o plano de arborização, projeta-se um cenário mais agradável para a população local, contribuindo para amenizar a poluição atmosférica e sonora, e regular o ciclo hidrológico. Além disso, as árvores servem para estruturação dos espaços e como quebra-ventos naturais e proporcionam conforto térmico aos ambientes urbanos.

Palavras-chave: Arborização urbana, espécies nativas, cenário paisagístico, semiárido.

LEVANTAMENTO FLORÍSTICO DE UM FRAGMENTO DE FLORESTA DO INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO RIO GRANDE DO SUL (IFRS) - CAMPUS IBIRUBÁ/RS

CARDOSO, R.D.L¹; ROSA, S.F.¹; LORENSON, M.S.¹; GELAIN, J.P.¹; BUSNELLO, M.J.¹ & KURLE, C.P.¹

1- Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul, CâmpusIbirubá. Ibirubá, RS, Brasil.
raquel.cardoso@ibiruba.ifrs.edu.br

Resumo: A vegetação nativa desempenha diversas funções na preservação dos ecossistemas, entretanto, observa-se fragmentação dos ecossistemas e como consequência a diversidade de espécies é afetada. Além disso, pouco se conhece sobre a composição de espécies nesses fragmentos florestais, havendo a necessidade de estudos de levantamento florístico para a identificação da biodiversidade. Objetivou-se neste estudo obter informações da composição florística de um fragmento de Mata Atlântica, para futuras ações de manejo e conservação ambiental. O estudo foi realizado em uma área de 5,01ha de mata do IFRS *Campus Ibirubá*, onde foram amostradas sete parcelas de 200m², nas quais foram medidos e identificados todos os indivíduos com CAP superior a 20 cm. Foram calculados os parâmetros fitossociológicos de densidade, frequência, índice de dominância de Simpson e de diversidade de Shannon-Weaver. Foram registrados 109 indivíduos arbóreos, pertencentes a 22 espécies distribuídas nas famílias Lauraceae (4), Myrtaceae (3), Meliaceae (3), Sapindaceae (3), Fabaceae (2), Moraceae (1),

Boraginaceae (1), Tiliaceae (1), Arecaceae (1), Flacourtiaceae (1), Euphorbiaceae (1) e Annonaceae (1). A densidade estimada do fragmento é de 778,5 indivíduos/ha. Entre as espécies com maior densidade relativa têm-se a *Sorocea bonplandii* (Baill.) W.C. Burger, Lanjouw & Boer (17,43), *Trichilia clausenii* C. DC. (12,84) e *Cupania vernalis* Camb. (12,84), as quais representaram 43,11% das plantas amostradas. Os índices de diversidade e de dominância obtidos foram de 10,48 e 0,068, respectivamente. Observou-se um grande número de espécies arbóreas em senescência e em estágio de decomposição. Tal fato pode estar ocorrendo e se agravando pelo efeito de borda ocasionado em casos como este, onde as matas são reduzidas a fragmentos pequenos, causando a mortalidade da floresta de maneira lenta e gradual e, em última análise, uma deterioração da diversidade biológica ao longo do tempo. Desta forma há a necessidade de se avaliar os outros fragmentos no *Campus* Ibirubá, para detectar a ocorrência de tal fenômeno e assim tomar decisões de manejo que permitam a preservação destas áreas de Mata Atlântica, juntamente com ações de educação ambiental. Neste estudo, que é a fase preliminar para o desenvolvimento de estratégias de restauração e recomposição vegetal desse fragmento, observou-se a existência de espécies ameaçadas, por isso consideram-se estes fragmentos importantes para a manutenção da diversidade.

Palavras-chave: Mata Atlântica, densidade relativa, espécies arbóreas, efeito de borda.

RESTAURAÇÃO AMBIENTAL COMO BASE DE PLANEJAMENTO NUMA PEQUENA PROPRIEDADE RURAL DA REGIÃO DA GRANDE DOURADOS

PAULUS, L.A.R.¹; BOGARIM, E.P.A.¹; CABREIRA, R.P.S.¹ & ALOVISI-JUNIOR, V.¹

1- Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais – FCBA/UFGD – Dourados-MS – Brasil.

landirossato@gmail.com

Resumo: A exploração agrícola e o manejo dos recursos naturais devem ser feitos dentro dos limites de capacidade de suporte dos ecossistemas. Assim, o objetivo deste trabalho foi elaborar uma proposta de uso sustentável para uma pequena propriedade rural, através da elaboração de um Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE). Trata-se de uma área com configuração geográfica típica de região de mata atlântica, em transição com cerrado, com relevo levemente ondulado e solo argiloso característico de terras agricultáveis, com pontos de várzea. Os procedimentos metodológicos adotados para a consecução deste projeto foram levantamento bibliográfico de fontes primárias, análise de fontes documentais, entrevista realizada com o proprietário, verificação *in loco* das condições do atual uso do solo e da vegetação e, por fim, diagnóstico ambiental com proposta de zoneamento através de imagem de satélite e tratamento dos dados em SIG. Para todo o processo de armazenamento e manipulação dos dados alfa-numéricos levantados em campo foi empregado o *software* Spring 5.0.6. As imagens obtidas do Google Earthtm da área de estudo foram convertidas através do módulo Impima 5.0.6. Para manuseio da imagem e realização dos processos de cálculo de área foi necessária a criação de um Banco de Dados Geográfico (BDG). As imagens foram georreferenciadas e foram criados dois modelos de dados, com as seguintes categorias: Imagem, Temático (situação atual) e Temático Zoneamento (situação almejada). A caracterização da vegetação e do nível de degradação dos fragmentos florestais foi feita através de visitas técnicas, análise de imagens de satélite e verificação *in loco*. Foram analisados aspectos qualitativos, como fatores de degradação e cobertura do solo. Assim, a análise do tipo de ocupação atual do solo facilitou, principalmente, encontrar as potencialidades de recuperação das áreas, de forma a permitir a definição de ações de manejo, para desencadear e conduzir os processos naturais de recuperação, com consequente redução de custos, contribuindo para uma melhor adequação ambiental. Na busca

por um empreendimento rural ecologicamente correto, todas as atividades foram planejadas de modo a ajustá-las às potencialidades do meio biológico e físico, configurando os componentes na paisagem de forma a viabilizar a produção lucrativa, a produção auto-sustentável e as diversas atividades de lazer possíveis para a propriedade.

Palavras-chave: Zoneamento Ecológico-Econômico; sustentabilidade ambiental; uso racional dos recursos.

INSTITUIÇÃO DE RESERVA LEGAL (RL) EM ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE (APP) E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE DO CERRADO DO ESTADO DE SÃO PAULO

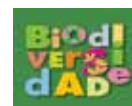
BRANCO, N.G.F.; VIRILLO, C.B.; MATSUMOTO, K.; KUBOTA, U.; CASAZZA, E.F.; SCILLA, F.S.; ALVES, T. & PERUCHI, P.

SMA/CBRN/Núcleo Regional de Programas e Projetos de Campinas (NRPP1). São Paulo, SP, Brasil.
nataliagf@ambiente.sp.gov.br

Resumo: Com a promulgação da Lei Federal 12651/12, a APP pôde ser computada no cálculo da área de RL independente do tamanho da propriedade. Com isso, é possível que a conservação da biodiversidade existente em áreas secas, ou seja, fora das áreas ciliares (APP hídricas) tenha sua proteção através da instituição de RL reduzida. Essa situação seria mais prejudicial ao Cerrado, uma vez que a vegetação existente em suas matas ciliares possui composição florística e estrutura distintas da existente nas áreas que não possuem influência direta de corpos d'água. Assim, a conservação da biodiversidade deste Bioma, através de RL, seria negativamente influenciada pela instituição de RL em APP. O objetivo do presente trabalho é avaliar se a promulgação da Lei 12651/12 e revogação da Lei 4771/65 acarretaram maior número de propostas que incluem APP no cômputo da RL, bem como se há maior proporção de áreas de RL que incluem APP. Foram consideradas as propostas de instituição de RL existentes no NRPP1 e cujas propriedades estão em área de ocorrência do Cerrado conforme Mapa de Biomas do IBGE, sendo analisadas ao todo 90 propostas (período de 1997-2013). Considerando a temporalidade das propostas (de acordo com a Lei 4771/65 ou 12651/12), estas foram avaliadas em relação à inclusão de APP no cômputo de RL e à extensão das áreas de RL inseridas em APP. Foram comparadas as porcentagens das propostas e a extensão das áreas (hectares) que incluem APP com as que não incluem. Dentre as propostas apresentadas de acordo com a Lei 4771/65, 6,8% incluem APP no cômputo da RL, enquanto que dentre as propostas apresentadas de acordo com a Lei 12651/12, esse percentual foi de 57%, indicando um aumento de 50,2 pontos percentuais de propostas que contemplam a instituição de RL em APP. Em relação à extensão das áreas, dentre as propostas apresentadas de acordo com a Lei 4771/65, 2,2% da área de RL estão inseridas em APP, enquanto que dentre as propostas apresentadas de acordo com a Lei 12651/12 este percentual foi de 10,5%, indicando um aumento de 8,3 pontos percentuais das áreas de RL inseridas em APP. Ainda, 10% das propostas que foram inicialmente apresentadas de acordo da Lei 4771/65 foram posteriormente alteradas para beneficiar-se do cômputo da APP permitido pela Lei 12651/12. Concluiu-se que a alteração da legislação levou à diminuição de conservação de áreas não ciliares por meio de instituição de reserva legal, podendo acarretar redução da conservação da biodiversidade do Cerrado.

Palavras-chave: Matas ciliares; Lei Federal 4771/65; Lei Federal 12651/12; Reserva Legal; Cerrado.

Patrocínio:



Apoio:

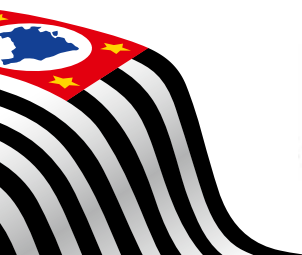


Realização:





Instituto de Botânica
 Av. Miguel Estefano, 3687 - Água Funda - São Paulo - Brasil
www.ibot.sp.gov.br



Secretaria do Meio Ambiente