

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS DO PARANÁ
INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ - IAP
DIRETORIA DE BIODIVERSIDADE E ÁREAS PROTEGIDAS – DIBAP

Cadernos da Biodiversidade

Cadernos da Biodiversidade

v. 5 n. 2

Jan. 2008

Semestral

GOVERNO DO PARANÁ
Governador: Roberto Requião de Mello e Silva
SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS
Secretário: Lindsley da Silva Rasca Rodrigues
INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ - IAP
Diretor Presidente: Vitor Hugo Ribeiro Burko
DIRETORIA DE BIODIVERSIDADE E ÁREAS PROTEGIDAS - DIBAP
Diretor: João Batista Campos

ENDEREÇO:

Instituto Ambiental do Paraná - IAP
Rua Engenheiro Rebouças, 1206
CEP: 80.215-100 - Curitiba-PR
Tel: (0xx41) 213-3700
joabatista@iap.pr.gov.br

EDITOR/ORGANIZADOR

João Batista Campos
Sidinei Magela Thomaz

COMISSÃO EDITORIAL:

Amalia Maria Goldberg Godoy
Cláudia Sonda
Gerson Antonio Jacobs
João Batista Campos
Márcia de Guadalupe Pires Tossulino
Mariese Cargnin Muchailh
Mauro de Moura Britto
Sidinei Magela Thomaz
Willians Rubens Mendonça
Wilson Loureiro

Arte: Lysias Vellozo da Costa Filho
Capa: Michelle Poitevin

APOIO:

Nupélia – Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura - Biblioteca Setorial

Solicita-se permuta. / Exchange disued. / On demande échange – Biblioteca do IAP

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
(Biblioteca Setorial – UEM, Nupélia, Pr, Brasil)

Cadernos da Biodiversidade / Diretoria de Biodiversidade e Áreas Protegidas, Instituto Ambiental do Paraná. --V.1, n.1 (jul. 1998)- . – Curitiba : DIBAP/IAP, 2003.

Periodicidade semestral
Organizado e editado por João Batista Campos - IAP.
ISSN 1415-9112

1. Biodiversidade - Periódicos. 2. Ecologia - Periódicos. 3. Biodiversidade – Paraná - Periódicos. 4. Proteção Ambiental – Legislação - Periódicos. 5. Unidades de Conservação - Periódicos. 6. Ecossistemas - Periódicos. I. Instituto Ambiental do Paraná. Diretoria de Biodiversidade e Áreas Protegidas.

CDD 21. ed. -577.05
-578.705
CIP – NBR 12899 – AACR/2

Maria Salete Ribellatto Arita CRB 9/858
Ivone Bello CRB 9/1116

CADERNOS DA BIODIVERSIDADE
Volume 5, número 2, Janeiro de 2008

SUMÁRIO

TEMAS ATUAIS: PESCA E BIODIVERSIDADE NO RIO PARANÁ: PREFÁCIO - <i>Kevin Joseph Murphy e Sidinei Magela Thomaz</i>.....	1
ESTUDOS EXPERIMENTAIS DOS IMPACTOS CAUSADOS DA ATIVIDADE DE PASTOREIO EM ÁREAS DE PASTO NA VÁRZEA DO ALTO RIO PARANÁ - <i>Judith M. Milne, Kevin J. Murphy e Sidinei M. Thomaz</i>.....	4
ESTRUTURA FUNCIONAL E DIVERSIDADE DA VEGETAÇÃO RIPÁRIA DE TRÊS RIOS DO BRASIL - <i>Nicola Lewis, Kevin J. Murphy, Lysias Vellozo da Costa Filho, João Batista Campos, Sidinei M. Thomaz, Gordon Dickinson, Edna Scremin- Diaz, Eric Dibble, Hazel Macleod, Matthew Brown, Fiona Burns, Eimear Campbell, Lucy Downie, Patrick Home-Robertson, Pamela Livingstone, Fiona Mackintosh, Nicola McArthur, Morna McBean, Kevin O'Halloran, André A. Padial, Jane Palmar e Ian Rickard</i>	10
CRESCIMENTO DE SEIS ESPÉCIES FLORESTAIS NATIVAS CONSORCIADAS EM SISTEMA AGROFLORESTAL UTILIZADO PARA RECUPERAÇÃO DE ÁREA DE RESERVA LEGAL NO PONTAL DO PARANAPANEMA - <i>Elisangela Ronconi Rodrigues, Laury Cullen Jr, Antonio Vicente Moscoliato e Tiago Pavan Beltrame</i>	19
AValiação DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS POR PASTAGEM NA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DO CAIUÁ, DIAMANTE DO NORTE, PARANÁ - <i>Jéssica Herrera Araújo, João Batista Campos e Henrique Ortêncio Filho</i>	29
RISCOS À BIODIVERSIDADE NO SETOR DE PETRÓLEO E GÁS NATURAL OFFSHORE DO BRASIL - <i>Katia Cristina Garcia e Emilio Lèbre La Rovere</i>	40
OCORRÊNCIA DE ESPÉCIES EXÓTICAS NO PARQUE FLORESTAL DE IBIPORÃ - PR - <i>Janete Teixeira Costa, Daniela Estevan, Walter Miguel Kranz, Edmilson Bianchini e Inês Cristina de Batista Fonseca</i>,.....	53
POTENCIALIDADE ECONÔMICA DO MANEJO SUSTENTÁVEL DE PRODUTOS FLORESTAIS NÃO MADEIRÁVEIS - <i>Raquel R. B. Negrelle</i>.....	67
A PREDACÃO CAUSADA POR FELINOS EM REBANHOS DE PASTOREIO EM ÁREAS DE INFLUÊNCIA DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NO ALTO RIO PARANÁ - <i>Kauê Cachuba de Abreu, Tiago Giarola Boscarato e Laury Cullen Jr</i>.....	75

TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS
TEMAS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS
TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS
TEMAS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS
TEMAS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS
TEMAS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS TEMAS ATUAIS

PESCA E BIODIVERSIDADE NO RIO PARANÁ : PREFÁCIO

*Kevin Joseph Murphy*¹
*Sidinei Magela Thomaz*²

Entre os anos de 2000 e 2003 foi desenvolvido um intenso programa conjunto Escocês-Brasileiro de treinamento, envolvendo visitas e pesquisas na área de ecologia e conservação, que contou com pesquisadores, estudantes de graduação e pós-graduação e técnicos ambientais dos dois países envolvidos. Este convênio envolveu pesquisadores da Universidade Estadual de Maringá, da Universidade de Glasgow e técnicos do Instituto Ambiental do Paraná e foi financiado pelo Conselho Britânico de Pesquisa (“British Council”) e pelo Conselho Brasileiro de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

O intercâmbio proporcionou uma estrutura de trabalho que facilitou as pesquisas em ampla-escala, primariamente financiadas pelo CNPq, dentro do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD), pelo “UK Natural Environment Research Council” e pelo “Carnegie Trust for the Universities of Scotland”.

A maior parte das atividades do convênio foi desenvolvida na planície de inundação do alto rio Paraná, que se constitui no sitio número 6 do PELD brasileiro. Este trecho do rio Paraná possui uma elevada diversidade específica, com cerca de 3.000 espécies já catalogadas (AGOSTINHO *et al.*, 2004). O mesmo também representa o último trecho do rio Paraná, em território brasileiro, que ainda não se encontra represado. Assim, o papel deste ecossistema para a conservação da pesca e da biodiversidade é relevante.

Porém, a despeito desta importância, impactos de diferentes escalas espaciais e temporais têm sido constatados na área. Destaca-se o desmatamento, queimadas na várzea, extração de areia, utilização de extensas áreas para criação de gado e, principalmente, o controle do regime hidrológico pela cadeia de reservatórios de montante. Este tem sido o principal impacto na área, alterando substancialmente a ciclagem de nutrientes na planície e provocando sérios danos para a pesca e conservação da biodiversidade local (AGOSTINHO *et al.*, 2000, 2004).

Dentro deste contexto, os principais objetivos do programa de intercâmbio foram:
(i) proporcionar novos conhecimentos essenciais para entender os fatores chaves que permitem as populações de peixes sobreviverem no Alto Rio Paraná, e em outros rios similares do sul do Brasil;

¹ University of Glasgow, Scotland - k.murphy@bio.gla.ac.uk

² Nupélia, Universidade Estadual de Maringá, Brasil - smthomaz@nupelia.uem.br

- (ii) proporcionar para as agências de proteção ambiental, em especial para o Instituto Ambiental do Paraná, novos conhecimentos e outros estudos necessários para desenvolver e implementar planos objetivando o manejo sustentável dos recursos físicos e naturais do sistema fluvial do Alto Rio Paraná;
- (iii) oferecer treinamento de pessoal chave destas agências, e apresentar para docentes universitários e alunos de pós-graduação, técnicas importantes para o desenvolvimento e implantação de planos e políticas de ação;
- (iv) proporcionar uma contribuição para encontrar o desenvolvimento de objetivos regionais sustentáveis para a intensificação da pesca do rio Paraná; e
- (v) contribuir com novo conhecimento científico relevante para a proteção do ambiente global, e especificamente ajudar a proteger a elevada biodiversidade, principalmente de peixes, do sistema fluvial do Paraná.

Como última atividade do referido intercâmbio, foi realizado na Universidade Estadual de Maringá em dezembro de 2003, um *workshop* (“Pesca e Biodiversidade no Rio Paraná do intercâmbio”), reunindo os participantes do convênio e pesquisadores convidados de outras instituições. Este evento proporcionou um fórum para apresentar informações sobre as pesquisas feitas durante o período do Intercâmbio, bem como um meio através do qual alguns resultados puderam ser discutidos e apresentados para a comunidade científica e para os técnicos do IAP. Também proporcionou discussões projetos futuros e enfoques que devem ser enfatizados na área estudada.

A presente edição dos Cadernos da Biodiversidade contém alguns trabalhos apresentados no referido *workshop*. Os trabalhos apresentados no *workshop* e publicados nesta edição, juntamente com outros publicados na edição de 2005 dos Cadernos da Biodiversidade (volume 5, número 1), cobrem pesquisas em uma gama de assuntos ambientais e tratam de estudos de caso ou sínteses que enfocam prioritariamente aspectos práticos e teóricos da conservação da biodiversidade. Além de alguns trabalhos já finalizados na planície do rio Paraná, convidados de outras instituições contribuíram com artigos desenvolvidos em outros ecossistemas aquáticos. Assim, esses dois volumes dos Cadernos da Biodiversidade constituem-se em uma relevante contribuição para o manejo sustentável dos recursos naturais e da biodiversidade em sistemas fluviais tropicais e subtropicais do sul do Brasil.

Ao término do projeto, gostaríamos de agradecer a todos aqueles que contribuíram direta ou indiretamente para o sucesso do mesmo. Somos especialmente gratos a todo o corpo docente, estudantes e técnicos do Nupélia (UEM), IAP, e da Universidade de Glasgow que trabalharam, e cujo apoio foi vital para sustentar as pesquisas conjuntas desde 1996. Nós também agradecemos as pessoas de outras Universidades que também estiveram envolvidas, especialmente a Dra. Edna Scremin-Dias (Universidade Federal de Mato Grosso do Sul) e o Dr. Antonio Camargo (UNESP - Rio Claro). Agradecemos a ajuda e suporte dos profissionais bases avançadas da UEM (em Porto Rico, Brasil) e da Universidade de Glasgow (no Loch Lomond, Escócia) durante os trabalhos de campo em ambos países. Finalmente, nós agradecemos o financiamento proporcionado pelo British Council e pelo CNPq, que foi de fundamental importância para o sucesso do programa, assim como das demais agências descritas anteriormente, cuja contribuição também foi relevante.

REFERENCIAS

- AGOSTINHO, A. A. ; THOMAZ, S.M. ; VERA, C. M. ; WINEMILLER, K. O. Biodiversity in the high Paraná River floodplain. In: GOPAL, B. ; JUNK, W. J. ; DAVIS, J. A. (Eds.). **Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation**. Leiden : Backhuys, 2000, p. 89-118.
- AGOSTINHO, A. A. ; GOMES, L. C. ; THOMAZ, S. M. ; HAHN, N. S. The Upper Paraná River and its floodplain: main characteristics and perspectives for management and conservation. In: THOMAZ, S. M. ; AGOSTINHO, A. A. ; HAHN, N. S. (Eds.). **The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation**. Leiden : Backhuys, 2004, p.381-393.

Estudos experimentais dos impactos causados da atividade de pastoreio em áreas de pasto na várzea do Alto Rio Paraná

Judith M. Milne³
Kevin J. Murphy¹
Sidinei M. Thomaz⁴



RESUMO

Experimentos visando avaliar os efeitos da atividade de pastagem por grandes herbívoros sobre a vegetação herbácea foram realizados na várzea e em uma ilha da planície de inundação do alto rio Paraná. Na várzea, quadrados de 1m² foram submetidos a diferentes níveis de corte da vegetação e as variáveis respostas foram medidas após 51 dias. Nas ilhas, gaiolas de 1m x 1m x 1m foram deixadas em áreas secas e úmidas para impedir a herbivoria e as variáveis respostas foram medidas após 132 dias (na área seca) e 74 dias (na área úmida). Nestes experimentos, tratamentos com adição de fertilizante foram também realizados. Os resultados obtidos na várzea demonstraram que a biomassa total, altura da vegetação e riqueza de espécies não diferiu entre o controle e os tratamentos submetidos à corte, decorridos 51 dias de crescimento. Na ilha, aumento significativo dos valores destas variáveis (exceto a riqueza de espécies no experimento realizado na região úmida) foi observado nos tratamentos protegidos da herbivoria. Assim, a vegetação herbácea da várzea aparentemente se recupera rapidamente da herbivoria quando esta é realizada de forma aguda e intensa. Nas ilhas, a redução da herbivoria favoreceu o desenvolvimento da vegetação e o aumento da riqueza de espécies, mesmo após um curto período de tempo. Essas considerações serão úteis em futuros planos de manejo da área.

INTRODUÇÃO

A herbivoria tem sido considerada uma importante fonte de distúrbio, que afeta a biomassa e a diversidade da vegetação terrestre e aquática. Em geral, em níveis extremos de herbivoria (i.e., elevado distúrbio ou sua ausência), uma redução na diversidade de espécies é observada (DICKINSON & MURPHY, 1998).

Extensas áreas da planície do rio Paraná têm sido submetidas à pastagem por gado nos últimos 50 anos. Esta atividade é especialmente observada na várzea e nas ilhas da “Área de

Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná”, para onde o gado é levado principalmente durante o inverno, quando a pastagem nas fazendas do lado paranaense apresentam uma perda da qualidade do pasto em função da seca. Observações realizadas na área sugerem fortemente que a pastagem por gado foi uma importante pressão ambiental que afetou muitas áreas sazonalmente secas da planície de inundação do alto rio Paraná, durante ou imediatamente antes do período desta investigação. Apesar da proibição do gado (desde 1998) na ilha Alto Paraná, o mesmo é frequentemente observado na ilha Porto Rico e na

³ IBLS Division of Environmental and Evolutionary Biology, University of Glasgow, Glasgow G12 8QQ, Scotland, k.murphy@bio.gla.ac.uk

⁴ Universidade Estadual de Maringá, Nupélia, DBI, Maringá, PR, 87020-900, smth ISSN 1415-9112

ilha Mutum, e os aspectos da vegetação nestas localizações sugerem que a pastagem causou um impacto recente e significativo no crescimento vegetal. A presença de gramíneas com altura inferior a 5 cm é comumente observada, com gramíneas prostáticas formando um tapete pontuado por gramíneas mais altas ou arbustos.

A vegetação da planície do rio Paraná foi severamente afetada nas últimas décadas, principalmente nas ilhas, que eram inteiramente cobertas por floresta sazonal aluvial semidecídua até a década de 50 (CAMPOS, 2004). Embora os aspectos negativos decorrentes da atividade pastoril sobre a recuperação da vegetação das ilhas do rio Paraná tenham sido sugeridos há muito tempo (AGOSTINHO & ZALEWSKI, 1996), medidas sobre os efeitos desta atividade são inexistentes.

No presente trabalho, os impactos da pastagem foram investigados experimentalmente em dois locais da APA das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná. Inicialmente, foi simulado um evento único e severo de pastagem, em curta duração, através da remoção de biomassa vegetal em uma área de vegetação natural aparentemente não pastoreada tanto por animais domésticos como por herbívoros nativos, na várzea do Rio Baía. Posteriormente, quantificou-se o impacto da pastagem bovina através da avaliação do potencial de recuperação da vegetação herbácea da ilha Mutum, protegendo-a da pressão de pastagem. Um objetivo secundário foi investigar o efeito do aumento em nutrientes do solo em vegetações pastoreadas e não-pastoreadas na ilha Mutum.

MÉTODOS

Experimento 1:

Neste experimento, foram medidos os impactos do distúrbio (comparável a um único evento severo de pastagem) na estrutura da vegetação de gramíneas da planície de inundação. O local do escolhido foi uma área isolada com gramíneas, na planície do Rio Baía, nas

proximidades da lagoa Traíra. Esta área usualmente permanece submersa durante o período de cheias mas durante o período de estudos a mesma permaneceu seca, mantendo o solo úmido. Além disso, não foram observadas evidências de pastagem por gado. Embora a pastagem por herbívoros nativos, como capivaras, possa acontecer, a vegetação estava aparentemente saudável, sem indicações visíveis de impacto por pastoreio. A comunidade vegetal era dominada por altas gramíneas de áreas alagáveis (1,0 – 2,5 m de altura) como *Panicum pernabucense* e *Paspalum conspersum*.

Em setembro de 2001, foram selecionados e demarcados aleatoriamente ao longo de uma linha pela vegetação que termina no rios, nove quadrados de 1m x 1m (*plots*). A posição dos *plots* foi registrada com um GPS (área 1: S 22°44.574'; W 53°20.527'; área 9: S 22°44.591'; W 53°20.487'). Foram determinados 3 blocos de *plots* dentro da área de estudo, cada um com 3 *plots*. Dentro de cada bloco, 3 tratamentos de corte foram aleatoriamente escolhidos para os três *plots* de cada bloco. A vegetação de um *plot* foi deixada intacta, sem cortes. As plantas do segundo *plot* foram cortadas de maneira a deixar uma altura de 50 cm (meio-corte), e os vegetais do último foram cortados até o nível do chão (corte inteiro), usando tesouras-de-poda. Após 51 dias, os resultados dos tratamentos foram obtidos através de três variáveis: número total de espécies por *plot*, tamanho da cobertura vegetal em 3 pontos aleatórios dentro do *plot* e biomassa total da vegetação até o nível do chão. Após averiguar se os dados encontravam-se normalmente distribuídos e com igual variância entre grupos (e aplicando-se as transformações, quando necessário), os efeitos dos tratamentos de corte e número de blocos sobre as três variáveis respostas foram medidos através de uma ANOVA.

Experimentos 2 e 3:

Nestes experimentos foram medidos os efeitos do enriquecimento de nutrientes e da

proteção da herbivoria sobre o crescimento de vegetação herbácea de duas áreas com diferentes altitudes e proximidade da lagoa do Geraldo (ilha Mutum), que diferiam quanto aos níveis de umidade do solo. Dois experimentos foram desenvolvidos na ilha Mutum, usando protocolo experimental idêntico em áreas secas (Experimento 2: Setembro de 2001 – Janeiro de 2002) e alagadas (Experimento 3: Novembro de 2002 – Janeiro de 2003). O Experimento 2 foi instalado em um pasto seco, dominado por uma vegetação de gramíneas prostradas e consistentes, formando um gramado baixo. O Experimento 3 foi instalado ao longo do limite da Lagoa do Geraldo, a uma elevação mais baixa, com solo mais úmido do que o local do Experimento 2. A vegetação era dominada por gramíneas baixas e rastejantes, além de uma espécie aquática emergente (*Polygonum punctatum*). Ambas as áreas apresentavam gado e mostravam sinais de altas pressões de pastagem. Gaiolas para impedir a pastagem (1m x 1m x 1m) foram posicionadas em uma área aleatória de vegetação aproximadamente homogênea, fixadas ao chão com pregos fortes para evitar o deslocamento por gado ou outros animais. Em ambos experimentos, tratamentos não pastados consistiram em uma área de 1m² dentro de cada cerco de pastagem. Áreas de pastagem compreenderam uma área de 1m no lado Leste de cada cerco de pastagem (separada deste por 0,5m). 50 g de fertilizante NPK “Grow-more” foi aplicado em solução (água do rio) em 2 pares (pastada / não-pastada) de áreas por bloco; os outros dois pares de áreas receberam o mesmo volume de água do rio sem fertilizante. Os tratamentos foram determinados nas áreas aleatoriamente divididas em 2 blocos.

Em ambos os experimentos, os parâmetros medidos foram a altura da cobertura vegetal, número de espécies e biomassa de peso seco. As medidas foram feitas dentro de sub-quadrados de 0,5m x 0,5m, posicionados no centro de cada *plot* para evitar interferência da vegetação das bordas, que poderiam não ter sido totalmente protegidas da herbivoria. As coletas de biomassa foram

realizadas cortando a vegetação dentro de cada sub-quadrado até o nível do chão 132 dias após o tratamento (para o Experimento 2), e 74 dias após o tratamento (para o Experimento 3).

Nos experimentos 2 e 3, os efeitos do tratamento “exclosure”, tratamento fertilização e blocos experimentais sobre as variáveis resposta foram analisados utilizando uma ANOVA para variáveis com distribuição normal e variância semelhante entre grupos. Quando necessário, os dados foram previamente transformados. No experimento 3, a altura da vegetação não pôde ser normalizada e os efeitos dos tratamentos e blocos experimentais foi testada utilizando-se o teste de Kruskal-Wallis.

RESULTADOS

Experimento 1

No experimento 1, constatou-se uma pequena redução da biomassa total, altura média da vegetação e número de espécies da vegetação de várzea, nos dois níveis de corte, após 51 dias crescimento (FIGURA 1). Porém, as diferenças entre os tratamentos (meio corte e corte inteiro) e o controle não foram significativas (ANOVA - biomassa total: $F=0.17$, $p=0.850$, NS; altura da cobertura vegetal: $F=4.06$, $p=0.109$, NS; diversidade de espécies: $F=2.94$; $p=0.164$, NS). Considerando-se as variáveis analisadas, os resultados sugerem que a vegetação se regenera rapidamente após distúrbios simulados moderados e fortes de retirada de biomassa (“um único evento severo de pastagem”).

Experimentos 2 e 3

Diferentemente do que foi observado na vegetação da várzea, os atributos medidos na vegetação da área seca da ilha Mutum foram claramente afetados pela herbivoria (FIGURA 2). Decorridos 132 dias, as áreas protegidas pelas gaiolas apresentaram maiores valores da biomassa total ($F=45.62$; $p<0.001$), da altura da cobertura vegetal ($F=55.61$; $p<0.001$) e da

riqueza de espécies de plantas ($F=5.42$; $p=0.040$). Porém, a aplicação de fertilizante não

resultou em diferenças significativas nos valores destes atributos, após 132 dias ($p>0.050$).

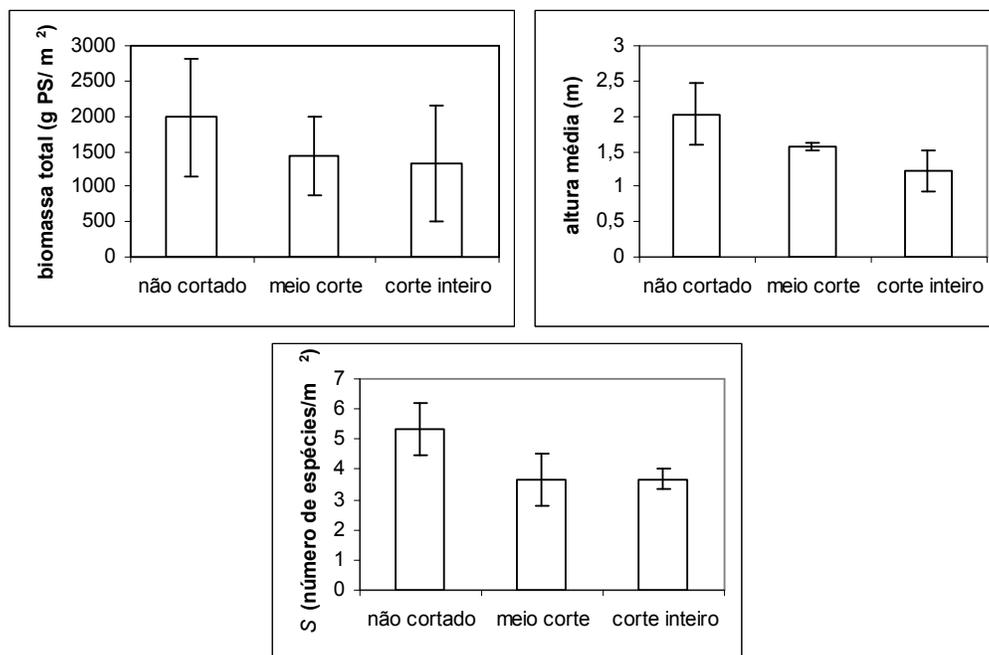


Figura 1: Valores médios e erro padrão (SE) das variáveis medidas nos tratamentos de corte da vegetação em Novembro de 2001 (51 dias após o tratamento): (a) biomassa total; (b) média da altura da cobertura vegetal; (c) diversidade de plantas (S).

Os resultados do experimento 3, realizado em uma área úmida na margem de uma lagoa temporária da ilha Mutum, são apresentados na FIGURA 3. Neste experimento, no qual as gaiolas protegeram a vegetação por um período de 74 dias, houve diferença significativa entre os tratamentos para a biomassa total ($F=23.84$; $p<0,001$) e a altura da cobertura vegetal ($H=0.22$; $p<0.001$). Porém, a riqueza de espécies registrada nas áreas protegidas pelas gaiolas e nas áreas não protegidas não diferiu significativamente ($F=1.13$; $p=0.311$). O mesmo ocorreu com a adição de fertilizante, que não afetou nenhuma das variáveis resposta ($p>0.050$).

DISCUSSÃO E CONCLUSÕES

Os resultados obtidos experimentalmente sugerem que a cobertura vegetal e a biomassa das áreas de vegetação de pasto naturais dentro da planície (“várzea”) do alto Rio Paraná podem se recuperar rapidamente de um distúrbio severo, que simulou o impacto de um único evento de pastagem, como hipoteticamente ocorreria caso um rebanho de gado estivesse explorando a área por apenas um curto período de tempo (da mesma maneira que ocorre devido a atividades ilícitas de pastoreio). Esta rápida recuperação pode ser associada a uma característica inata da vegetação nativa destas áreas, selecionada para sobreviver a distúrbios severos anuais decorrentes das cheias do rio Paraná, fato também observado em outras

planícies de inundação tropicais (JUNK *et al.*, 1989).

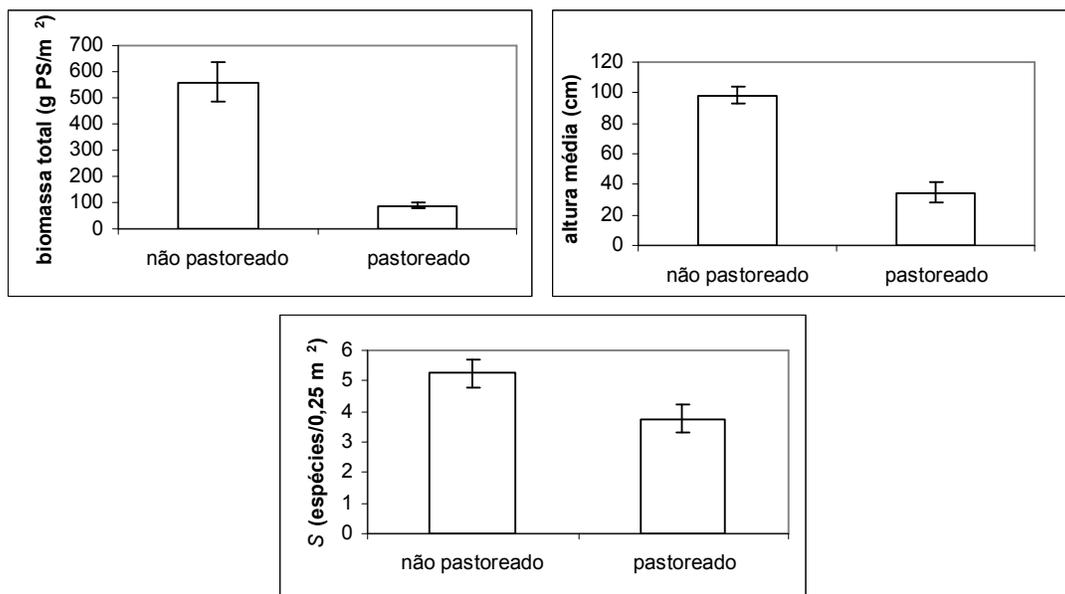


Figura 2: Valores médios e erro padrão (SE) das variáveis medidas no experimento que utilizou gaiolas para evitar pastoreio em janeiro de 2002 (132 dias após o tratamento), em uma área seca da ilha Mutum. (a) biomassa total; (b) valor médio da altura da cobertura vegetal; (c) diversidade de plantas (S).

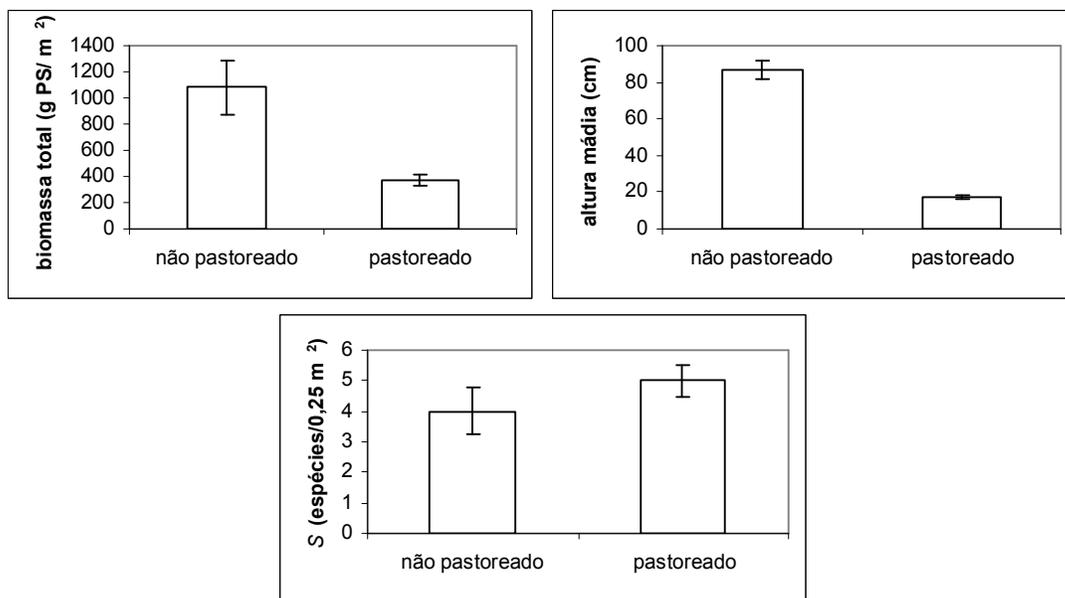


Figura 3: Valores médios e erro padrão (SE) das variáveis medidas no experimento que utilizou gaiolas para evitar pastoreio em janeiro de 2003 (74 dias após o tratamento), em uma área úmida (margens de uma lagoa) da ilha Mutum. (a) biomassa total; (b) valores médios da altura da cobertura vegetal; (c) diversidade de plantas (S).

Os experimento utilizando as gaiolas para proteção de pastagem sugerem que a vegetação

pastoreada na área seca da ilha pode rapidamente se regenerar, tanto em biomassa

como em altura, quando é retirada a atividade de pastagem por grandes herbívoros, sejam estes nativos (e.g., capivaras e veados) ou não (e.g., gado). A ausência de efeito significativo sobre a riqueza de espécies quando o experimento foi desenvolvido em uma área úmida, pode ser explicado pela curta duração. No experimento 2, as diferenças se tornaram aparentes após 132 dias. No experimento 3, talvez os gaiolas não estiveram presentes por tempo suficientemente longo (apenas 74 dias) para estimular alterações na riqueza de espécies. Alternativamente, o estresse ambiental produzido pelo alagamento e seca durante a elevação e queda dos níveis de água no local onde o experimento foi desenvolvido, podem ter mantido a baixa diversidade.

Porém, o crescimento vegetal nas áreas pastoreadas da ilha Mutum aparentemente não foi limitado por nutrientes durante o período deste estudo. Assim, estes resultados sugerem que em um eventual plano de manejo voltado para restabelecer a diversidade das ilhas em questão, esse fator não precisaria necessariamente ser controlado.

Embora envolvendo pequenas áreas (1m²) e curtos períodos de tempo (51-132 dias), os experimentos realizados forneceram os

primeiros indícios sobre os efeitos do pastoreio sobre a vegetação de herbácea de ilhas e da várzea da planície do alto rio Paraná. Os resultados sugerem que a vegetação herbácea da planície pode tolerar algum nível de exploração por pastagem de gado. As evidências deste estudo também demonstram que a prevenção do pastoreio pode resultar em um aumento na riqueza de espécies, ao menos em curtos períodos de tempo. Porém, outros estudos, realizados em áreas mais diversas e maiores, e abrangendo uma escala espacial mais longa, são ainda necessários para que uma conclusão definitiva sobre a melhor forma de manejo do pastoreio de gado a ser aplicado para restabelecer a diversidade local das ilhas da APA em questão.

AGRADECIMENTOS

Nós agradecemos o Sr. Sergipe por nos permitir instalar os experimento de cercos de pastagem em suas terras na Ilha Mutum, e os membros da Expedição da Glasgow University 2001 por suas ajudas na instalação dos experimentos de campo em Setembro de 2001.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A. ; ZALEWSKI, M. A planície alagável do alto Rio Paraná: Importância e preservação (Upper Paraná River Floodplain: Importance and Preservation). Maringá : EDUEM, 1996. 100p.**
- CAMPOS, J. B. Spatial characterization of the vegetation. In: THOMAZ S. M. ; AGOSTINHO, A. A. ; HAHN, N. S. (Eds.). *The Upper Paraná River and its Floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Leiden, Backuys, 2004. p.369-380.
- DICKINSON, G. ; MURPHY, K.J. *Ecosystems: a Functional Approach*. London : Routledge. 1998. 190p.
- JUNK, W. J. ; BAYLEY, P. B. ; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. Canadian Special Publication Fisheries and Aquatic Sciences, v.106, p.110-127, 1989.**

Estrutura funcional e diversidade da vegetação ripária de três rios do Brasil

Nicola Lewis¹, Kevin J. Murphy¹, Lysias Vellozo da Costa Filho², João Batista Campos², Sidinei M. Thomaz⁶, Gordon Dickinson³, Edna Scremin-Diaz⁸, Eric Dibble⁷, Hazel Macleod¹, Matthew Brown⁴, Fiona Burns¹, Eimear Campbell⁵, Lucy Downie¹, Patrick Home-Robertson⁵, Pamela Livingstone¹, Fiona Mackintosh¹, Nicola McArthur¹, Morna McBean¹, Kevin O'Halloran¹, André A. Padial⁶, Jane Palmar¹ e Ian Rickard¹

¹ - IBL Division of Environmental and Evolutionary Biology, University of Glasgow, Glasgow G12 8QQ, Scotland, k.murphy@bio.gla.ac.uk

² - Instituto Ambiental do Paraná, Diretoria de Biodiversidade e áreas Protegidas – Curitiba- PR, Brasil – lysias@iap.pr.gov.br e joabatista@iap.pr.gov.br

³ - Department of Geography and Earth Science, University of Glasgow, Glasgow G12 8QQ, Scotland

⁴ - Department of Chemistry, University of Glasgow, Glasgow G12 8QQ, Scotland

⁵ - IBL Division of Biochemistry and Molecular Biology, University of Glasgow, Glasgow G12 8QQ, Scotland

⁶ - Universidade Estadual de Maringá, Nupélia, DBI, Maringá, PR, 87020-900, Brasil

⁷ - College of Forest Resources, Box 9680, Mississippi State University, MS, USA

⁸ - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Universitário - CEP: 79070-900, Campo Grande, MS, Brasil



RESUMO

No ano de 2003 as formas de vida (definidas em 9 tipos funcionais: gramíneas, herbáceas, pteridófitas, arbustos pequenos, arbustos grandes, árvores, lianas, suculentas e musgos) e os atributos funcionais da vegetação ripária presente em locais na planície de inundação ou nas margens de três rios do centro-oeste e sul do Brasil (rios Xambrê, Mimosa e Paraná superior) foram examinados em relação a características físicas dos habitats ripários. A análise de classificação, usando TWINSpan revelou a presença de 4 grupos funcionais. Esses grupos compreenderam uma comunidade arbórea (A: presente em 27,6% das estações amostradas); uma comunidade composta por árvores pequenas– arbustos altos (B: 21,9% das estações); uma comunidade composta por arbustos pequenos e esparsos – gramíneas (C: a mais comum, em 30,5%) e uma comunidade composta por arbustos esparsos – gramíneas (D: a mais rara, ocorrendo em 20% das estações). Houve forte dominância de duas classes de formas vegetais (sendo as gramíneas a mais importante), mas variação significativa foi encontrada na diversidade de espécies vegetais entre os quatro tipos vegetais, com a maior riqueza de espécies ocorrendo na comunidade composta por árvores pequenas– arbustos altos. Os grupos foram em parte definidos geograficamente, mas houve também diferenças significativas entre os mesmos em termos de pressão de herbivoria, uso do solo e distância da água.

1. INTRODUÇÃO

A biodiversidade associada a rios no sul do Brasil tem sido severamente afetada pela destruição e fragmentação dos habitats de corredores fluviais – especialmente as florestas de galeria e campos de planícies de inundação (e.g., CAMPOS, 1999; AGOSTINHO et al., 2000, 2002; RATTER et al., 1997). Há a necessidade de melhores informações sobre como a vegetação de tais habitats que se encontram sob

risco pode ser avaliada de forma fácil e rápida, em bases extensivas, usando métodos de levantamento baseados em características funcionais (sem a necessidade de identificação até o nível específico, que consome um tempo considerável: e.g., HILLS & MURPHY 1996; SCHWAB & DUBOIS 2002). Avaliações com esse enfoque são importantes para proporcionar informações primárias sobre as ameaças à riqueza e diversidade de espécies, e as mesmas

podem ser acompanhadas por análises mais detalhadas, uma vez que as áreas sob elevado risco tenham sido identificadas (CAMPOS & SOUZA 2002; CAMPOS et al. 2000). Métodos baseados na classificação das formas funcionais de vida da vegetação podem proporcionar um enfoque potencialmente útil nesse contexto, como foi demonstrado recentemente para áreas danificadas por fogo em campos subtropicais do Brasil (OVERBECK et al. 2006).

Neste trabalho são apresentados os resultados de um estudo piloto aplicado à vegetação fluvial, que objetivou demonstrar o potencial desse enfoque na conservação de corredores fluviais. Esse enfoque é particularmente aplicável no contexto do estado do Paraná, mas também a outras áreas tendo em vista as prioridades da política de conservação nacional que visa reconectar e reabilitar os habitats ao longo desses corredores.

ÁREA DE ESTUDO

Trechos de três rios foram analisados nesse estudo. O primeiro foi a planície de inundação do alto rio Paraná, na borda dos estados do Paraná e Mato Grosso do Sul (imediações de Porto Rico, PR: aproximadamente S22° 45'35.7": W053° 16'24.4"). Este trecho contém o último remanescente do rio Paraná, com sua planície associada, em território brasileiro (o restante dos grandes rios da bacia foi transformado em represas).

A vegetação ripária deste trecho do rio Paraná (compreendendo campos de várzea e as matas de galerias associadas ao sistema rio-planície de inundação) suporta comunidades animais e vegetais com elevada riqueza de espécies, representando uma importante porção da biodiversidade brasileira (e.g., MURPHY et al. 2003; MILNE et al. 2006; AGOSTINHO et al. 2004; 2005).

Nas áreas úmidas da planície e nas áreas cobertas por florestas há distintas categorias de habitats que possuem um papel vital no suporte da diversidade vegetal e animal desta área. Os principais habitats aquáticos são o canal do rio ("braided", com largura de até 3 km) e os remansos a ele associados, tributários, distributários e lagoas (tanto temporárias como permanentes) conectadas em diferentes graus com o sistema fluvial. As margens e zonas ripárias dos canais e de outros corpos aquáticos formam um segundo tipo discreto de habitat com comunidades vegetais variadas.

Nas porções interiores, a planície alagável é ocupada por uma mistura de campos nativos ou vegetação de várzea (frequentemente dominada por gramíneas emergentes) e fragmentos de florestas de planície (mata ciliar). Em vários locais essa vegetação de planície tem sido destruída ou pelo menos fortemente modificada com propósitos agro-pecuários.

Tributários menores que chegam no rio principal proporcionam importantes corredores para a vida silvestre e contribuem para suportar a biodiversidade funcional dos ecossistemas fluviais desse trecho do rio Paraná. Um exemplo dentro do Estado do Paraná é o rio Xambê (nosso segundo local de coleta), um pequeno rio localizado há cerca de 150 km ao sul da cidade de Maringá (aproximadamente a S23° 59'01.1": W053° 45'58.4") e que deságua no rio Piquiri (tributário do rio Paraná). O rio Xambê suporta uma reduzida e fragmentada planície aluvial e áreas de floresta ripária, sendo atualmente um dos alvos do Instituto Ambiental do Paraná (IAP) para implementação dos planos do corredor da biodiversidade. Essa planície de inundação possui status local de conservação e é manejada com esse propósito pelo consórcio do IAP e municípios locais (CIBAX).

O terceiro rio estudado foi o rio Mimosa (aproximadamente S20° 58'59.1: W056° 30'53.5), localizado na área cárstica de Bonito,

Estado do Mato Grosso do Sul. Esse rio drena localidades com elevada diversidade de vertebrados terrestres, aves, peixes, invertebrados e plantas, peculiares desta parte da América do Sul. Os rios da região de Bonito em geral possuem fluxo relativamente rápido, não possuindo planícies de inundação ativas, mas correm através de canais cercados por florestas de galeria bem desenvolvidas e áreas associadas com matas secas de cerrado.

Constituem locais altamente atrativos para o ecoturismo brasileiro e internacional (que tem crescido exponencialmente na região a partir de 1990) e são usados para atividades tais como mergulho livre, viagens em pequenas embarcações, trilhas ecológicas e outras atividades, todas potencialmente prejudiciais à biodiversidade. Proprietários locais têm se voltado de forma crescente para o ecoturismo como uma alternativa (altamente lucrativa) a outros usos, como agropecuária, embora essa ainda se mantenha como a principal atividade na região.

ENFOQUE EMPREGADO

Em cada uma das estações estudadas nos rios Xambrê, Paraná e Mimosa foi empregado um protocolo de amostragem idêntico. Estações de coleta individuais (tanto uma área de 5 x 5 m ou de 10 x 10 m, dependendo do tipo de vegetação, marcada com fitas) foram alocadas em intervalos ao longo de transecções posicionadas tanto perpendicularmente às margens dos rios, em direção das planícies de inundação (quando presentes), como ao longo de gradientes ambientais alternativos (tais como altitude). O comprimento médio das transecções foi de aproximadamente 100 m mas variou entre estações, dependendo das condições locais de cada rio. Em poucos casos, estações adicionais foram alocadas fora das transecções principais para garantir a inclusão de uma secção mais

ampla dos tipos de vegetação principal e habitats presentes. Cada quadrado foi marcado numericamente e suas coordenadas e altitude foram anotadas, utilizando um Sistema de Posicionamento Global manual Garmin, pré programado com a grade brasileira Córrego Alegre. Foram amostradas 105 estações nas áreas selecionadas: 35 na planície de inundação do rio Xambrê, 52 na área do rio Mimosa e 18 na planície de inundação do rio Paraná (na ilha Porto Rico).

Em cada estação, as seguintes variáveis ambientais foram medidas:

- Grau de sombreamento: escala semi-quantitativa variando de 1 (sem sombra) a 5 (baixa intensidade luminosa, por exemplo sob um dossel de floresta fechada).
- Intensidade de herbivoria: escala semi-quantitativa variando de 1 (nenhuma) a 5 (herbivoria intensa com relva muito baixa, gado ou outros herbívoros observados, ou evidência recente de sua presença, tal como fezes);
- Grau de abertura do habitat: escala semi-quantitativa variando de 1 (nenhum arbusto ou árvores, 100% de visualização do horizonte acima do nível do solo) a 5 (impossibilidade de visualizar o céu, isto é, floresta densa);
- Altitude (m acima do nível do mar: medida com o GPS);
- Categoria de uso do solo (descritiva, por exemplo, adjacente à trilha de eco-turismo, pecuária etc.);
- Distância do rio (m).

As variáveis coletivas da vegetação medidas (independentes das espécies individuais) foram:

- número de camadas da vegetação presentes (por exemplo, cobertura do solo, camada de arbustos, ou uma ou mais camadas de dossel na floresta etc.);

- altura acima do nível do solo de cada camada (m);
- formas de vida da vegetação (por exemplo, OVERBECK et al. 2005) presente (incluindo gramíneas, ervas, arbustos pequenos, plantas suculentas, arbustos grandes, lianas, árvores)
- % de cobertura de cada forma de vida (usando quadrados com tamanhos apropriados);
- densidade de caules por forma de vida, exceto musgos (usando quadrados com tamanhos apropriados);
- % de frequência de ocorrência por forma de vida, registrada através de quadrados de 1m² subdivididos em 25 sub-quadrados (n = 3 amostras por estação de amostragem); utilizada apenas para a categoria das menores formas de vida;
- Número de espécies presente por forma de vida.

Uma Análise de Espécies Indicadoras “two-way” (TWINSPAN; HILL 1979) foi empregada para produzir uma classificação da matriz estações de amostragem x % cobertura das formas de vida de plantas presentes. Análise de variância (com comparações *a posteriori* utilizando procedimento de Tukey para separação de médias) foi empregada para examinar a significância das diferenças entre variáveis ambientais e da vegetação dos grupos de amostras identificados pela TWINSPAN.

RESULTADOS E CONCLUSÕES

Duas formas de vida vegetais terrestres, gramíneas e árvores, dominaram a vegetação ripária, entre nove formas de vida registradas nas 105 estações de amostragem (Tabela 1).

Tabela 1: Frequências de formas de vida das plantas registradas nas áreas de Xambrê, Porto Rico e Bonito, listadas por ordem de abundância.

Forma de vida das plantas	Frequência média de ocorrência (%)
Gramíneas	87,4
Árvores	65,7
Arbustos pequenos (<1.0 m altura)	52,2
Herbáceas	50,6
Arbustos grandes (≥ 1.0 m altura)	42,2
Pteridófitas	8,2
Lianas	7,1
Suculentas	5,7
Musgos	2,9

Uma comparação inicial entre a vegetação e as características ambientais das três áreas selecionadas revelou, conforme esperado, um número de diferenças significativas entre elas. Essas são mostradas na Tabela 2.

A intensidade de sombreamento e o número de camadas do dossel da vegetação foram significativamente menores no rio Xambrê do que nas demais áreas. Houve variação significativa na porcentagem de cobertura de formas de vida entre as três áreas estudadas (com o rio Xambrê mostrando abundâncias significativamente mais elevadas de gramíneas e samambaias; o rio Mimosa apresentado a

cobertura mais abundante de pequenos arbustos; e o rio Paraná demonstrando a maior ocorrência de arbustos grandes, árvores e lianas). Considerando o tipo de formas de vida presentes, a ilha Porto Rico demonstrou a menor pressão de herbivoria. A maior riqueza de espécies total (todas as espécies combinadas) ocorreu na área de Bonito. A densidade de caules variou consideravelmente entre os três habitats, com a área do rio Xambrê tendo densidade de samambaias e gramíneas significativamente maior do que os demais locais.

Desta forma, houve diferenças geográficas tanto da vegetação como dos fatores ambientais

entre as três áreas. A próxima questão foi se tais diferenças foram suficientemente grandes para anular as diferenças funcionais na vegetação e

atributos ambientais que podem estar associados com os tipos de vegetação definidos funcionalmente, presentes nas três áreas.

Tabela 2: Valores médios (\pm erro padrão) de variáveis de estado ambientais e da vegetação por area geográfica estudada. %C = % cobertura; S = riqueza de espécies de plantas representado pelo número de espécies indificuais por área amostrada; DC = densidade de caules; CD = número de camadas no dossel. P = probabilidade; significância mostrada se $< 0,05$; n.s. = não significante $P > 0,05$; para os resultados significantes da ANOVA, superescritas iguais indicam que os valores não são significativamente diferentes entre si.

Variável	Xambre	Mimosa	Paraná	P
Sombreamento	2.06 \pm 0.2 ^a	2.3 \pm 0.17 ^a	3.4 \pm 0.1 ^b	0.000
Grau de abertura	3.07 \pm 0.23	2.55 \pm 0.18	3.2 \pm 0.12	n.s
Grau de herbivoria	1.77 \pm 0.17 ^a	2.5 \pm 0.21 ^b	1.00 \pm 0.00 ^a	0.000
% C: gramíneas	71.9 \pm 4.6 ^a	42.9 \pm 4.18 ^b	3.78 \pm 1.67 ^c	0.000
% C: pteridófitas	5.37 \pm 1.63 ^a	0.29 \pm 0.21 ^b	0 ^b	0.000
% C: arbustos pequenos	9.3 \pm 1.7 ^a	15.23 \pm 1.25 ^b	13.2 \pm 1.9 ^b	0.015
% C: musgos	1.14 \pm 0.68	0.58 \pm 0.33	0	n.s
% C: herbáceas	9.17 \pm 1.5	13.1 \pm 1.8	18.01 \pm 5.8	n.s
% C: arbustos grandes	4.9 \pm 1.0 ^a	1.95 \pm 1.9 ^b	22.8 \pm 3.86 ^c	0.000
%C: lianas	1.97 \pm 1.02	1.51 \pm 1.15	2.61 \pm 1.77	n.s.
% C: árvores	4.3 \pm 1.45 ^a	11.0 \pm 1.97 ^b	60 \pm 3.79 ^c	0.000
% C: suculentas	0.6 \pm 0.6	2.1 \pm 0.92	0	n.s
S: gramíneas (por 25m ²)	2.4 \pm 0.17 ^a	2.09 \pm 0.16 ^a	0.63 \pm 0.13 ^b	0.000
S: herbáceas (por 25m ²)	2.4 \pm 0.43 ^a	6.8 \pm 0.76 ^b	3.2 \pm 0.3 ^a	0.000
S: pteridófitas (por 25m ²)	1.08 \pm 0.20 ^a	0.17 \pm 0.12 ^b	0.15 \pm 0.14 ^b	0.000
S: musgos (por 25m ²)	0.14 \pm 0.08	0.06 \pm 0.03	0	n.s
S: arbustos pequenos (por 25m ²)	1.54 \pm 0.20 ^a	7.29 \pm 0.60 ^b	2.67 \pm 0.30 ^c	0.000
S: arbustos grandes (por 25m ²)	0.71 \pm 0.17 ^a	0.94 \pm 0.25 ^a	2.3 \pm 0.19 ^b	0.001
S: árvores (por 25m ²)	0.54 \pm 0.16 ^a	2.7 \pm 0.35 ^b	1.64 \pm 0.27 ^b	0.000
S: lianas (por 25m ²)	0.57 \pm 0.12	0.37 \pm 0.15	0.89 \pm 0.2	n.s
S: suculentas (por 25m ²)	0.03 \pm 0.03 ^a	0.2 \pm 0.07 ^b	0 ^a	0.029
S: diversidade total (por 25m ²)	9.6 \pm 1.1 ^a	20.6 \pm 1.36 ^b	11.5 \pm 0.81 ^a	0.000
DC: gramíneas (por 10m ²)	2389.9 \pm 484.6 ^a	1926.6 \pm 406.9 ^a	2.4 \pm 0.8 ^b	0.008
DC: herbáceas (por 10m ²)	939.9 \pm 336.8	397.1 \pm 147.5	11.0 \pm 6.1	n.s
DC: pteridófitas (por 10m ²)	68.2 \pm 34.8 ^a	0.68 \pm 0.43 ^b	0 ^b	0.026
DC: arbustos pequenos (por 10m ²)	16.8 \pm 4.3	93.4 \pm 34.2	1.85 \pm 0.54	n.s
DC: lianas (por 10m ²)	1.5 \pm 0.98	0	0.39 \pm 0.17	n.s
DC: suculentas (por 10m ²)	0.02 \pm 0.02	0.15 \pm 0.11	0	n.s
DC: arbustos grandes (por 10m ²)	1.05 \pm 0.32	1.42 \pm 0.5	2.67 \pm 0.42	n.s
DC: árvores (por 10m ²)	0.74 \pm 0.3	1.12 \pm 0.39	1.32 \pm 0.17	n.s
CD	2.0 \pm 0.12 ^a	3.12 \pm 0.12 ^b	3.8 \pm 0.10 ^c	0.000

A classificação proporcionada pela TWINSpan para as formas de vida vegetais presentes dividiu as 105 estações em 4 grupos aproximadamente iguais de estações: $n = 29$ no grupo A, $n = 23$ no grupo B, $n = 32$ no grupo C e

$n = 21$ no grupo D. Os autovalores foram extremamente baixos para os níveis hierárquicos inferiores dessa divisão e então a análise foi finalizada nesse ponto. Testes com ANOVA não produziram diferenças significativas entre os grupos para uma variável ambiental (grau de

abertura do habitat) e para nove variáveis de estado da vegetação (% de cobertura por herbáceas, % de cobertura por musgos, diversidade de pteridófitas, diversidade de musgos; densidade de caules de herbáceas, densidade de caules de pteridófitas, densidade de caules de arbustos pequenos, densidade de caules de suculentas e densidade de caules de lianas).

No entanto, diferenças significantes foram encontradas entre os quatro grupos produzidos pela TWISPAN para as demais 21 variáveis ambientais e variáveis de estado da vegetação (Tabela 3).

Tabela 3: Valores médios (\pm erro padrão) das variáveis de estado ambientais e da vegetação, mostrando diferenças significantes entre os grupos A – D formados pela TWISPAN, conforme demonstrado pelos resultados da ANOVA-one way. As abreviações são definidas no título da Tabela 2.

Variável	A	B	C	D	P
Grau de sombreamento	3.38 \pm 0.15 ^a	2.54 \pm 0.24 ^b	1.72 \pm 0.16 ^c	1.93 \pm 0.21 ^c	0.000
Grau de herbivoria	0.97 \pm 0.03 ^a	1.78 \pm 0.21 ^b	3.06 \pm 0.26 ^c	2.05 \pm 0.25 ^b	0.000
% C: gramíneas	15.7 \pm 5.21 ^a	41.7 \pm 7.01 ^b	60.9 \pm 5.09 ^c	69.0 \pm 4.76 ^c	0.000
% C: pteridófitas	3.79 \pm 1.72 ^a	0 ^b	0.13 \pm 0.09 ^b	4.23 \pm 1.59 ^a	0.011
% C: arbustos pequenos	14.0 \pm 1.30 ^a	17.0 \pm 1.94 ^a	10.2 \pm 1.8 ^b	10.9 \pm 2.23 ^b	0.036
% C: arbustos grandes	19.2 \pm 2.59 ^a	15.9 \pm 3.34 ^{ab}	0.16 \pm 0.16 ^c	7.19 \pm 1.89 ^b	0.000
% C: árvores	44.3 \pm 0.95 ^a	17.6 \pm 2.35 ^a	3.22 \pm 1.40 ^b	0.60 \pm 0.30 ^b	0.000
% C: lianas	5.70 \pm 0.04 ^a	0.09 \pm 0.06 ^b	0.06 \pm 0.04 ^b	1.24 \pm 0.65 ^b	0.001
% C: suculentas	0.34 \pm 0.34 ^a	3.91 \pm 1.96 ^b	0 ^a	1.43 \pm 1.04 ^{ab}	0.027
S: gramíneas (por 25m ²)	1.27 \pm 0.23 ^a	1.72 \pm 0.28 ^a	2.38 \pm 0.15 ^b	2.43 \pm 0.20 ^b	0.000
S: herbáceas (por 25m ²)	3.37 \pm 0.47 ^a	6.28 \pm 1.29 ^b	5.72 \pm 0.96 ^{ab}	3.67 \pm 0.48 ^a	0.050
S: arbustos pequenos (por 25m ²)	3.28 \pm 0.43 ^a	6.83 \pm 1.11 ^b	5.03 \pm 0.80 ^b	3.24 \pm 0.70 ^a	0.006
S: arbustos grandes (por 25m ²)	2.0 \pm 0.96 ^a	1.58 \pm 0.48 ^a	0.03 \pm 0.03 ^b	0.95 \pm 0.27 ^a	0.000
S: árvores (por 25m ²)	2.53 \pm 0.43 ^a	3.36 \pm 0.39 ^a	0.75 \pm 0.25 ^b	0.71 \pm 0.38 ^b	0.000
S: lianas (por 25m ²)	1.23 \pm 0.27 ^a	0.23 \pm 0.12 ^b	0.19 \pm 0.08 ^b	0.38 \pm 0.15 ^b	0.000
S: suculentas (por 25m ²)	0.03 \pm 0.03 ^a	0.30 \pm 0.13 ^b	0 ^a	0.19 \pm 0.09 ^{ab}	0.010
S: diversidade total de espécies (por 25m ²)	14.4 \pm 0.24 ^a	20.8 \pm 2.63 ^b	14.3 \pm 1.76 ^{ab}	12.4 \pm 1.33 ^{ac}	0.015
SD: gramíneas (por 10m ²)	298.9 \pm 140.4 ^a	2246.4 \pm 779.4 ^b	2465.4 \pm 526.7 ^b	2115.7 \pm 499.6 ^b	0.008
SD: arbustos grandes (por 10m ²)	2.7 \pm 0.4 ^a	2.03 \pm 0.77 ^a	0.46 \pm 0.45 ^b	0.88 \pm 0.31 ^b	0.005
SD: árvores (por 10m ²)	2.33 \pm 0.54 ^a	0.85 \pm 0.39 ^a	0.64 \pm 0.35 ^b	0.01 \pm 0.01 ^c	0.001
CL	3.48 \pm 0.14 ^a	3.30 \pm 0.15 ^a	2.34 \pm 0.15 ^b	2.29 \pm 0.22 ^b	0.000

Grupo A: Comunidade de árvores

Esse tipo de vegetação ($n = 29$: 27,6% do total) ocorreu em estações nas três áreas amostradas, mas este grupo foi dominado por estações da área do rio Paraná em Porto Rico, com menor número de locais de Xambrê e Bonito. As estações desse grupo foram caracterizadas por valores significantemente mais elevados de cobertura de árvores, arbustos grandes e lianas em comparação com outros grupos e também possuíram cobertura por pteridófitas relativamente abundante. O número de arbustos grandes e de espécies de lianas foi significantemente mais alto do que nas estações B, C e D. Porém, a diversidade total de espécies deste grupo foi intermediária em relação aos outros (riqueza total de espécies, S, foi similar às estações do grupo C). Esta floresta também teve densidades de caules de arbustos grandes e

árvores significativamente mais elevadas em comparação com as outras comunidades. As estações nesse grupo foram mais sombreadas do que as demais e tiveram número de camadas da vegetação significativamente mais elevado. A intensidade de herbivoria foi significativamente mais baixa do que nos outros grupos.

Grupo B: comunidade de árvores pequenas – arbustos altos

As estações do grupo B ($n = 23$: 21,9% do total) tiveram a maior cobertura de arbustos pequenos e suculentas, associada com quantidades abundantes (similar ao grupo A) de arbustos grandes. O grupo B foi, assim, intermediário, compartilhando características com os demais grupos. Esse tipo de vegetação compreendeu principalmente as estações de Bonito, com menor representação das outras duas áreas. As estações desse grupo apresentaram valores intermediários de diversidade de gramíneas, arbustos grandes, lianas e suculentas, comparadas com as de outros grupos, mas apresentaram valores significativamente mais elevados da diversidade de herbáceas, arbustos pequenos e árvores do que os grupos A, C e D. Este grupo também apresentou a maior diversidade total de espécies vegetais. A densidade de caules foi intermediária. As estações deste grupo foram relativamente sombreadas e tiveram dossel bem estabelecido. A intensidade de herbivoria foi notavelmente mais elevada do que no grupo A, o que foi refletido na maior abundância de vegetação mais palatável (gramíneas, por exemplo).

Grupo C: Comunidade de arbustos pequenos e esparsos – gramíneas

Sendo o maior grupo ($n = 32$: 30,5% do total de estações), o grupo C representou o tipo de vegetação mais comum e com maior distribuição na vegetação ripária e dos habitats das áreas inventariadas neste estudo.

Apenas as estações de Bonito e Xambrê estiveram presentes nesse grupo sendo que as estações de Bonito predominaram. As estações desse grupo foram similares às do grupo D em vários aspectos, principalmente na elevada cobertura por gramíneas comparada com os demais grupos. Porém, o que distinguiu esse grupo do tipo de vegetação do grupo D foi a elevada ocorrência de árvores. O grupo C mostrou valores intermediários de diversidade de espécies da maioria das formas de vida comparado com os demais grupos, mas a diversidade de espécies de suculentas, lianas e arbustos grandes foi significativamente menor do que a constatada nas estações dos grupos A, B e D. A diversidade total de espécies foi similar à das estações do grupo A. A intensidade de herbivoria foi maior neste grupo, a qual foi refletida na elevada cobertura de gramíneas e alta densidade de caules de gramíneas. O grau de sombreamento foi significativamente baixo, comparado com os demais grupos, o que pode ser entendido em termos do reduzido número de camadas no dossel encontradas nesse grupo.

Grupo D: comunidade de arbustos esparsos e gramíneas

Este foi o menor grupo ($n = 21$ estações: 20% do total), e assim representou o tipo de vegetação ripária mais rara e com menor distribuição nas áreas estudadas. Estações de apenas duas das áreas estudadas foram representadas nesse grupo, com aquelas de Xambrê sendo mais comuns do que as de Bonito. As estações deste grupo tiveram cobertura de gramíneas e pteridófitas significativamente mais elevadas do que os demais grupos. Deve-se enfatizar que a cobertura por árvores foi quase inteiramente ausente neste grupo. O grupo D mostrou valores intermediários da diversidade de formas de vida, mas teve diversidade de espécies significativamente menor do que os outros grupos. Esse grupo também apresentou número significativamente menor de camadas do dossel, o que foi refletido pela falta de

árvores e baixos valores do sombreamento. A pressão de herbivoria nas estações desse grupo foi a segunda maior.

Os resultados mostram que nos habitats fluviais investigados no sul e centro-oeste do Brasil, é possível distinguir grupos de vegetação consistentes, definidos funcionalmente, baseados nas formas de vida presentes, os quais não são apenas definidos pela localização geográfica mas, principalmente, refletem a variação nas condições ambientais observadas nesses habitats fluviais. Esses tipos de vegetação mostraram diferenças significantes na riqueza de espécies de plantas, que é uma reconhecida medida da qualidade do ecossistema (e.g., MURPHY 2000; CHRISTIE et al. 2004). Os resultados desse estudo piloto sugerem que trabalhos futuros para desenvolver esse enfoque podem proporcionar meios práticos úteis para avaliar a saúde dos ecossistemas e o estado dos habitats associados à corredores fluviais no Brasil.

AGRADECIMENTOS

Somos especialmente gratos à bióloga Thaísa Sala Michelan pela leitura criteriosa do manuscrito.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A. ; THOMAZ, S. M. ; MINTE-VERA, C. V. ; WINEMILLER, K. O. Biodiversity in the high Paraná river floodplain. In: GOPAL, B. ; JUNK, J. A. ; DAVIS J.A. (eds.) **Biodiversity in Wetlands: Assessment, Function and Conservation**, 1. Leiden : Backhuys, 2000. p. 89 – 118.
- AGOSTINHO, A. A. ; THOMAZ, S. M. & NAKATANI, K. A. planície de inundação do alto rio Paraná – site 6. In: SEELIGER, U. ; CORDAZZO, C. & BARBOSA, F. A. R. (eds) **Os sites e o programa brasileiro de pesquisas ecológicas de longa duração**. Belo Horizonte : UFMG, 2002. p. 121-124.
- CAMPOS, J. B. Spatial and multi-temporal analysis of deforestation and quantification of the remnant forests on Porto Rico Island, Paraná, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 42, p. 91-100, 1999.
- CAMPOS, J. B. ; ROMAGNOLO, M. B. & SOUZA, M. C. Structure, composition and spatial distribution of tree species in a remnant of the semi-deciduous seasonal alluvial forest of the Upper Paraná River Floodplain. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 43, p. 185-194, 2000.
- CAMPOS, J. B. & SOUZA, M. C. Arboreous vegetation of an alluvial riparian forest and their soil relations: Porto Rico Island, Paraná river, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 45, p. 137-149, 2002.
- CHRISTIE, M. ; WARREN J. ; HANLEY, N. ; MURPHY, K. ; WRIGHT, R. ; HYDE, A. & LYONS, N. *Developing measures for valuing changes in biodiversity*. Final Report to DEFRA, London. University of Wales Aberystwyth. (2004)
- HILL, M. O. **TWINSPAN - a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes**. Section of Ecology and Systematics, Cornell University, Ithaca, New York, USA. 1979.
- HILLS, J. M. & MURPHY, K. J. Evidence for consistent functional groups of wetland vegetation across a broad geographical range of Europe. **Wetland Ecology Management**, v. 4, p. 51-63, 1996
- MILNE, J. M. ; MURPHY, K. J. & THOMAZ S. M. Morphological variation in *Eichhornia azurea* (Kunth) and *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. in relation to vegetation type and environmental factors in the floodplain of the Rio Paraná, Brasil. **Hydrobiologia** v. 570, p. 19 - 25, 2006

- MURPHY K. J. Predizendo alterações em ecossistemas aquáticos continentais e áreas alagáveis: o potencial de sistemas bioindicadores funcionais utilizando macrófitas aquáticas. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, n. 27, p. 7 – 9, 2000
- MURPHY, K. J. ; DICKINSON, G. ; THOMAZ, S. M. ; BINI, L. M. ; DICK, K. ; GREAVES, K. ; KENNEDY, M. ; LIVINGSTONE, S. ; MCFERRAN, H. ; MILNE, J. ; OLDROYD, J. ; WINGFIELD, R. Aquatic plant communities and predictors of diversity in a sub-tropical river floodplain: the Upper Rio Paraná, Brasil. **Aquatic Botany**, v. 77, p. 257 – 276, 2003.
- OVERBECK, G. E. ; MÜLLER, S. C. ; DEPATTA PILLAR, V. ; PFADENHAUER, J. Fine-scale post-fire dynamics in southern Brazilian subtropical grassland. **Journal of Vegetation Science**, v. 16, p. 655-664, 2005.
- SCHWAB, A. & Dubois, D. Estimating the biodiversity of hay meadows in north-eastern Switzerland on the basis of vegetation structure. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 93, p. 197-209, 2002.
- RATTER, J. A. ; RIBEIRO, J.F. & BRIDGEWATER, S. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Annals of Botany**, v. 80, p. 223-230, 1997.
- THOMAZ, S. M. ; BINI, L. M. ; PAGIORO, T. A. ; MURPHY, K. J. ; DOS SANTOS, A. M. & SOUZA, D. C. Aquatic macrophytes of the Upper Paraná river floodplain: patterns of diversity, biomass and decomposition. In: THOMAZ, S. M. ; AGOSTINHO, A. A. & HAHN, N. S. (eds) **The Upper Paraná River and its Floodplain: Physical aspects, Ecology and Conservation**. Leiden : Backhuys Publishers, 2004. p.331–352

Artigos
Artigos Artigos Artigos Artigos Artigos Artigos Artigos Artigos Artigos Artigos
Artigos Artigos Artigos Artigos Artigos Artigos Artigos Artigos Artigos Artigos
Artigos Artigos Artigos Artigos Artigos Artigos Artigos Artigos Artigos Artigos
Artigos Artigos Artigos Artigos Artigos Artigos Artigos Artigos Artigos Artigos

Artigos

Crescimento de seis espécies florestais nativas consorciadas em sistema agroflorestal utilizado para recuperação de área de reserva legal no Pontal do Paranapanema

*Elisangela Ronconi Rodrigues*⁵

*Laury Cullen Jr.*⁶

*Antonio Vicente Moscoliato*²

*Tiago Pavan Beltrame*²



A região do Pontal do Paranapanema localiza-se no extremo oeste do Estado de São Paulo. É a segunda região mais pobre do Estado, sendo também a região que possui a maior área de Floresta Estacional Semidecidual. Esse cenário conflitante é marcado pela recente devastação florestal, pela posse ilegal de terras e pelos conflitos agrários. Atualmente, o Pontal apresenta um grande número de pequenos fragmentos florestais imersos numa matriz de grandes pastagens. Assim, ações que visam a recuperação de áreas onde outrora havia cobertura florestal se tornam indispensáveis para a conservação da biodiversidade na região. Diante do exposto, este trabalho teve como objetivo avaliar o crescimento inicial de seis espécies florestais classificadas como pioneiras que foram consorciadas em um sistema agroflorestal adotado para a recuperação de uma área de Reserva Legal de 15 hectares em um assentamento de reforma agrária. Para isso foram instaladas 22 parcelas de 20m x 30m distribuídas aleatoriamente de acordo a divisão de manejo agrícola na área. As espécies escolhidas para análise foram *Inga uruguensis*, *Schinus terebinthifolius*, *Inga laurina*, *Guazuma ulmifolia*, *Croton urucurana* e *Croton floribundus*. Todas tiveram suas alturas amostradas e os dados foram submetidos a análise de variância ANOVA, através do software estatístico ASSISTAT. Os resultados mostraram que não houve diferença estatística significativa de crescimento entre as parcelas. Assim, pode-se concluir que o manejo agrícola não interfere no crescimento inicial das espécies florestais, o que torna os sistemas agroflorestais uma importante estratégia para a recuperação de reservas legais.

RESUMO

INTRODUÇÃO

Grandes extensões territoriais de florestas “naturais” sofreram transformações significativas, especialmente no último século. A “Mata Atlântica” brasileira, um dos ecossistemas

mais ameaçados do mundo, hoje se apresenta como um mosaico composto por poucas áreas ainda relativamente extensas, principalmente nas regiões sul e sudeste do Brasil, levando ao quadro conhecido como fragmentação florestal (ZAU, 1998).

⁵ Programa de pós-graduação em Biologia Vegetal, UNESP – Rio Claro; e-mail: elisangelaronconi@terra.com.br

⁶ IPE – Instituto de Pesquisas Ecológicas; www.ipe.org.br

A fragmentação é, na grande maioria das vezes, um processo antrópico de ruptura da continuidade das unidades de uma paisagem, resultando em mudanças na composição e diversificação das comunidades que nela habitam. Isto acaba por isolar e reduzir as áreas que são propícias à sobrevivência das populações, causando extinções locais e reduzindo a variabilidade genética das mesmas, conseqüentemente, levando à perda de biodiversidade (METZGER, 1999).

A expansão da fronteira agrícola foi o principal fator de fragmentação florestal no Brasil. Os fragmentos hoje restantes encontram-se em tamanhos, formas e números variados, e assumem fundamental importância para a perenidade do Bioma Atlântico no Brasil. Mesmo que poucos e pequenos, abrigam fauna e flora muito diversos, que são a representação atual de nossa biodiversidade (VALLADARES-PÁDUA *et al.*, 1997).

Frente a este panorama, emergiu no século passado o pensamento ambientalista, trazendo à tona não só a necessidade de se preservar os fragmentos florestais existentes, como de se restaurar áreas onde outrora existia vegetação nativa.

Isto abriu espaço para o surgimento da ciência designada por Primack & Rodrigues (2001) de “Ecologia da Restauração”, que pode ser definida como: “o processo de alterar intencionalmente um local para restabelecer um ecossistema que ocupava aquela área originalmente”.

Atualmente é comum falar em restauração ou recuperação de áreas degradadas, e sua importância é inquestionável. Carvalho (2000) considera como degradada uma área que, após um distúrbio, apresenta baixa resiliência. Segundo o mesmo autor, não devemos confundir o termo com “área perturbada”, que seria uma área que mesmo após sofrer distúrbios, ainda mantém condições de regeneração biótica.

Não obstante, a Legislação Brasileira acompanhou o crescimento mundial da tendência à “conservação ambiental”, culminando na criação de um sistema nacional de unidades de conservação e na homologação do Código Florestal (Lei Federal 4.771 de 1965), que prevê, dentre outros, a criação de áreas de Reserva Legal e Proteção Permanente em propriedades rurais, as quais devem ser recuperadas, caso estejam degradadas.

A recuperação de sítios degradados não é um processo simples. Após sofrer um distúrbio, um sítio degradado perde, juntamente com a sua vegetação, os seus meios bióticos de regeneração, impedindo, assim, o retorno natural do ecossistema à sua condição inicial. Nesses casos é necessária uma forte intervenção antrópica para que sejam superados impedimentos existentes à recuperação natural do ecossistema, possibilitando o retorno da área à condição pré-existente ou a algum estado estável permanente (RODRIGUES & GANDOLFI, 2001).

Existem diferentes propostas metodológicas que visam à recuperação ou a restauração de áreas degradadas, assim como existe muita discussão sobre a utilização desses dois termos. Como proposta para a mitigação dos impactos negativos da exploração florestal, diversos autores apontam a revegetação com espécies nativas (KAGEYAMA *et al.*, 1994; GANDOLFI & RODRIGUES, 1996, REIS *et al.*, 1999), sendo que o plantio de mudas tem sido o método mais utilizado em projetos de restauração (FERREIRA, 2006).

Assim, o uso de princípios teóricos sobre sucessão vegetal, em áreas degradadas, constitui uma importante ferramenta para sua reabilitação, pois em uma área em recuperação por meio de plantio de mudas, observa-se a presença de espécies características da sucessão primária e secundária ocorrendo simultaneamente (VALCARCEL & SILVA, 1997).

Porém, há a dificuldade de se eleger quais espécies deverão ser utilizadas, principalmente pela falta de conhecimento a respeito do seu desenvolvimento, de sua auto-ecologia e de seu comportamento silvicultural (FARIA *et al.*, 1997; SOUZA, 2000 (a); AUMOND, *et al.*, 2002; CARVALHO, 2003).

O objetivo da restauração ecológica é dar início ao restabelecimento de ecossistemas degradados, criando condições que estimularão o ecossistema a resultar naquilo que se acredita ser uma área natural estável. Esta trajetória deve conduzir os ecossistemas rumo a condições similares a um sistema referencial que represente um estágio avançado de desenvolvimento sobre a trajetória natural do ecossistema (ANAND & DESROCHERS, 2004).

Nisso, os Sistemas Agroflorestais que utilizam espécies arbóreas nativas têm um grande potencial. Quando se discute um plano envolvendo consórcio com espécies florestais nativas, primeiramente é preciso definir os objetivos e metas a serem alcançados com este plantio, pois este deve originar, necessariamente, ecossistemas auto-sustentáveis e que sejam capazes de se autoproporcionar sem a necessidade de intervenções a partir de uma determinada fase. Deve-se buscar, portanto, não só a recuperação da estrutura da comunidade (ou composição florística), mas sistemas de implantação que garantam a existência de processos ecológicos mínimos, como por exemplo, a ciclagem de nutrientes e a regeneração natural (ENGEL & PARROTA, 2003).

Reis *et al.*, (1999) também consideram que a escolha adequada das espécies será importante para desencadear o processo inicial de sucessão florestal, fundamental para recuperação da resiliência do local, não se esquecendo que a interação fauna-flora é crucial para o sucesso deste processo. Para isto, é fundamental o conhecimento prévio do ecossistema em que se está trabalhando. A escolha adequada dos

sistemas de plantio e a combinação de espécies (florestais e agrícolas) deverão ser em função das condições iniciais do sítio, dos objetivos a serem alcançados e das características socioeconômicas do produtor (ENGEL & PARROTA, 2003).

Kageyama & Castro (1989) afirmam que o recobrimento de áreas a serem revegetadas deve ser efetuado visando espécies com habilidade de capturar e utilizar os nutrientes disponíveis de maneira eficaz e que tenham crescimento rápido.

Por fim, Jiménez *et al.* (2001) descrevem as seguintes vantagens dos Sistemas Agroflorestais na conservação da vegetação nativa: (i) Redução da pressão sobre os fragmentos, mediante fontes alternativas para madeira e outros produtos florestais; (ii) Habitat e alimento para animais polinizadores e dispersores; (iii) Combate à desertificação; (iv) Interceptação das chuvas, evitando o arraste de sementes e favorecendo a regeneração natural das espécies; (v) Manutenção do carbono nos ecossistemas terrestres, devido à acumulação de biomassa e finalmente e (vi) Paisagens mais naturais, harmoniosas e agradáveis, devido o aspecto conferido pelas árvores.

Apesar do exposto, os Sistemas Agroflorestais não são adotados em larga escala no Brasil. Em geral, são praticados pelos pequenos produtores em áreas marginais da propriedade ou em terrenos já degradados (FERNANDES *et al.*, 1994). Talvez isso ocorra porque a tradição florestal não faz parte da cultura humana, mesmo na zona rural. Os pequenos fragmentos, presentes nas propriedades agrícolas como áreas de Reserva Legal e Preservação Permanente são encaradas como “terras improdutivas”, um verdadeiro empecilho à maximização do uso da terra (VALLADARES-PADUA *et al.*, 1997). Também essas comunidades têm dificuldade para compreender os complexos mecanismos e benefícios biológicos decorrentes da prática agroflorestal.

Assim, esta pesquisa tem como objetivo avaliar o crescimento em altura de seis espécies florestais nativas caracteristicamente pioneiras, consorciadas em um Sistema Agroflorestal adotado para a recuperação de uma área de Reserva Legal na região do Pontal do Paranapanema, São Paulo.

2. METODOLOGIA

2.1- Caracterização da Área de Estudo – A região do Pontal do Paranapanema

O Pontal do Paranapanema localiza-se no extremo-oeste do Estado de São Paulo e ocupa uma área de 246.840 hectares. No que tange aos aspectos climatológicos, a região caracteriza-se, segundo a classificação de Köppen, pelo clima Cwa - mesotérmico, de inverno seco, caracterizado por temperaturas médias anuais ligeiramente inferiores a 22°C, com chuvas típicas de clima tropical (LEITE, 1998). A precipitação é marcadamente maior de outubro a abril, sendo o período mais chuvoso de dezembro a fevereiro, tanto em frequência quanto em volume. No período de inverno, a precipitação reduz-se sensivelmente. O período de maiores índices pluviométricos indica maior erosividade, predispondo mais os agroecossistemas ao processo de erosão, principalmente nos meses de outubro, novembro e dezembro, que é quando o solo está na fase de preparo para o cultivo (ITESP, 1999).

De acordo com a classificação de Veloso *et. al.*, (1991) o tipo de vegetação predominante no Pontal do Paranapanema é classificada como “Floresta Estacional Semidecidual”. Verifica-se também algumas manchas de cerrado e a presença de banhados nas áreas próximas aos rios (ATLAS INTERATIVO DO PONTAL DO PARANAPANEMA, 2001)

O histórico de ocupação do Pontal reúne diversos atores conflitantes. A supressão da

vegetação é recente (até 1942, toda a área possuía cobertura florestal, de acordo com um decreto estadual que criou a “Grande Reserva do Pontal”). Hoje restam apenas 1,85% dos quase 247.000 hectares da Grande Reserva do Pontal, estando sua maior parte concentrada no Parque Estadual Morro do Diabo - PEMD, (criado pelo decreto estadual 25.342 de 1986), com aproximadamente 34.000 hectares e fragmentos adjacentes, com aproximadamente 12.000 hectares. A ocupação dessas áreas desmatadas se deu por meio de posse ilegal e grilagem de terras, fato que desencadeou o conflito agrário protagonizado pelo MST na região (DITT, 2000).

Atualmente, de acordo com dados do ITESP (1999), 19,5% das terras do Pontal são consideradas devolutas; 8% são ocupadas por assentamentos rurais; 40% ainda não foram discriminadas, porém, sua origem é semelhante à aquelas já julgadas devolutas e 32% são propriedades particulares com situação legalizada.

2.2- A área de Reserva Legal do Assentamento Santa Zélia

O Assentamento Santa Zélia localiza-se no município de Teodoro Sampaio e possui atualmente 104 famílias assentadas. Possui uma área de 2.730 hectares de domínio estadual, demarcada em 1999 (VALENCIANO, 2001).

Dentre as produções agrícolas, a que tem maior destaque é a cana-de-açúcar, devido à proximidade deste assentamento com uma usina de álcool. Em segundo lugar, a produção de grãos (milho principalmente) é a cultura mais representante no assentamento (ITESP, 1999).

A área de Reserva Legal do assentamento Santa Zélia recuperada por meio de Sistema Agroflorestal totaliza 15 hectares, que foram igualmente divididos entre seis famílias moradoras deste assentamento, totalizando 2,5 hectares para ser cultivado e manejado conforme

a aptidão agrícola e recursos (financeiros e humanos) de cada uma dessas famílias. O espaçamento entre as espécies arbóreas foi de 4m x 2m em toda a área e o espaço entre linhas foi utilizado para produção das culturas agrícolas

O preparo do terreno foi financiado pela Organização não Governamental IPE – Instituto de Pesquisas Ecológicas, como parte do programa de Agroflorestas e Corredores Ecológicos da instituição. As mudas das espécies florestais foram doadas pelo extinto Viveiro Experimental do Parque Estadual Morro do Diabo e pelo Viveiro da Companhia Energética do Estado de São Paulo (BELTRAME *et al.*, 2003).

A prática agroflorestal adotada foi o Taungya, definido por Nair (1993) como um consórcio entre árvores e culturas agrícolas por curto período de tempo, sendo que as culturas agrícolas permanecem no sítio até que o sombreamento da copa das árvores permita a produção. Este tipo de consórcio envolve espécies florestais de interesse comercial, uma vez que estas representariam o componente econômico após um determinado período.

No entanto, na área de Reserva Legal do assentamento Santa Zélia, as árvores não representam um componente econômico e tem apenas papel ambiental, na restauração de um fragmento florestal. Por isso foram utilizadas apenas espécies florestais nativas características do bioma ocorrente na região. Assim, o cultivo nas entrelinhas do sistema se dará enquanto o sombreamento do componente arbóreo permitir. Apesar da permissão legal para manejo do componente arbóreo, a área será abandonada para que a comunidade florestal se estabeleça sem interferência antrópica, pois o objetivo maior do projeto é que nessa área se estabeleça um fragmento florestal que possa servir de conectivo na tão fragmentada paisagem da região.

2.3- Delineamento Experimental

Foram instaladas na área 22 parcelas retangulares de 20m x 30m, distribuídas aleatoriamente dentro de cada uma das seis subunidades agroflorestais, de acordo com a cultura agrícola presente no momento da coleta dos dados. Foi utilizada fita métrica, barbantes e estacas de madeira. Todas as parcelas tiveram seus quatro vértices devidamente marcados por GPS. Selecionaram-se seis espécies para realizar a análise comparativa de crescimento, considerando sua altura no momento da coleta de dados, dois anos após o plantio das mudas e manejo agrícola. As espécies foram escolhidas tendo como critério o estágio sucessional (pioneira), desde que houvesse um número mínimo para amostragem. As espécies pioneiras foram selecionadas por apresentarem rápido crescimento e características ecológicas comuns

Os dados dessas espécies foram tabulados e analisados através do software ASSISTAT 7.4 beta (SILVA, 2006). Os dados foram submetidos ao teste de análise de variância ANOVA e as médias de altura de cada espécie foram analisadas pelo teste de Tukey a 5%. Isto se torna importante, pois apesar da uniformidade pedológica do sítio, houve cultivo e manejo agrícola diferenciado na área.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As espécies selecionadas para análise foram: *Inga uruguensis*, *Schinus terebinthifolius*, *Inga laurina*, *Guazuma ulmifolia*, *Croton urucurana* e *Croton floribundus*. Com exceção de *C. floribundus*, todas constam entre as 10 com maior VI na área, conforme levantamento fitossociológico realizado na área por Rodrigues & Galvão (2006). De acordo com Araújo *et al.* (2006), as espécies que apresentam os maiores valores para VI representam boa adaptabilidade ao local e podem ser aquelas indicadas para a recuperação de áreas semelhantes.

As médias de altura para as seis espécies em cada uma das unidades agroflorestais se apresentam na TABELA 1. Observa-se que algumas espécies não foram amostradas em todas as áreas, devido à distribuição aleatória das mudas no momento da implantação do sistema.

A análise de variância ANOVA para altura mostrou que não existe diferença estatística

significativa entre as médias das seis espécies, demonstrando que o manejo agrícola diferenciado não interfere no crescimento das espécies florestais. Nota-se uma grande variação das médias pelo fato de que o número de amostras (ou seja, espécies) em cada uma das seis áreas de manejo não é uniforme.

Tabela 1. Média de crescimento em altura (h) das seis espécies analisadas em cada uma das unidades agroflorestais.

ESPÉCIES	Área 1 H = cm	Área 2 H = cm	Área 3 H = cm	Área 4 H = cm	Área 5 H = cm	Área 6 H = cm
<i>Inga uruguensis</i> CV % = 31,36 (46,74) ³	157,22 a ¹	153,27 a	112,64 a	110,00 a	139,44 a	131,28 a
<i>Schinus terebinthifolius</i> CV % = 23,85 (37,05)	157,33 a	135,29 a	139,27 a	168,85 a	149,45 a	171,88 a
<i>Inga laurina</i> CV% = 37,21 (54,46)	142,20 a	138,08 a	119,89 a	157,50 a	²	152,61 a
<i>Guazuma ulmifolia</i> CV% = 26,19 (69,70)	186,42 a	135,00 a	162,50 a	263,31 a	202,72 a	270,71 a
<i>Croton urucurana</i> CV% = 19,86 (49,49)	210,00 a	²	290,00 a	252,50 a	²	²
<i>Croton floribundus</i> CV% = 39,44 (53,18)	136,63 a	148,00 a	151,33 a	²	²	²

FONTE: Pesquisa de Campo, 2002.

¹ Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente ao nível de 5% de significância

² Unidades onde as espécies não foram amostradas.

³ Desvio Padrão

Pode-se afirmar que o contrário também é verdadeiro e que o componente arbóreo não interfere na produção agrícola durante a fase inicial do sistema. Um estudo sobre o impacto econômico nessa área feito por Rodrigues *et al.* (2006) mostrou valores de rentabilidade econômica satisfatórios para todas as famílias envolvidas durante o período de manejo agrícola na área, o que torna claro o potencial de sistemas agroflorestais na recuperação de reservas legais para fins ambientais.

Almeida & Sanchez (2005) definem a altura média das plantas como um dos indicadores na avaliação de programas de revegetação. Além disso, as árvores conferem

maior proteção ao solo, diminuindo a erosão e a perda de nutrientes quando comparado aos sistemas tradicionais de cultivo, conforme demonstrado por Franco *et al.*, (2002), mostrando o grande potencial dos sistemas agroflorestais para a conservação dos solos.

Outro importante papel do componente arbóreo em sistemas agroflorestais é a deposição da serapilheira, que apresenta um padrão sazonal com produção máxima ao final da estação seca, assim como ocorre em Florestas Estacionais Semidecíduais. A decomposição da serapilheira indica favorecer a rápida liberação e o conseqüente reaproveitamento dos nutrientes por parte do sistema radicular da vegetação que

compõe o sistema agroflorestal (ARATO *et al*, 2003).

Nos últimos quarenta anos, os recursos florestais envolvendo espécies arbóreas nativas vêm sendo amplamente explorados, gerando divisas e riquezas para o País. Entretanto, ao longo desse período, poucos foram os plantios conduzidos com essas espécies. Mesmo no período em que houve o incentivo florestal, os plantios foram direcionados para espécies exóticas principalmente as do gênero *Pinus* e *Eucalyptus* enquanto as espécies nativas continuaram sendo exploradas de forma extrativista (CARVALHO, 2003).

Assim, existe uma grande demanda por informações silviculturais de espécies florestais nativas. Porém, fazer generalizações sobre crescimento das espécies florestais é tarefa arriscada, uma vez que as taxas de crescimento em altura de árvores são altamente variáveis e podem ocorrer diferenças significativas mesmo dentro de uma mesma espécie, de acordo com sua constituição genética, com as condições de sítio que ela se encontra e com as condições climáticas, que exercem importante influência dentro de uma população.

Chagas *et al.* (2004) afirma que indivíduos arbóreos de um dado tamanho podem representar uma grande diferença de idades, da mesma forma que árvores de uma mesma idade podem alcançar diferentes tamanhos. Portanto, nesta pesquisa não se objetiva tirar conclusões que poderiam ser precipitadas sobre o desempenho do crescimento das espécies analisadas, até porque, isto demandaria em um estudo continuado com medições periódicas das espécies na área. O que se pretende é oferecer subsídios para futuras pesquisas na área e fornecer dados sobre espécies florestais brasileiras, visto que a maioria das pesquisas deste gênero envolve espécies exóticas de interesse comercial e pouco são os dados sobre espécies florestais nativas.

E sendo o objetivo da área de Reserva Legal recuperada formar um fragmento florestal que funcione como corredor ecológico interligando os fragmentos florestais presentes na região, torna-se importante salientar não apenas o crescimento, mas composição florística da área. No levantamento realizado por Rodrigues & Galvão (2006), foram amostradas 62 espécies distribuídas em 29 famílias botânicas. Um número relativamente baixo, se considerarmos a grande biodiversidade presente em uma floresta tropical.

Souza (2000) afirma que, em geral, esse baixo número de espécies em áreas reflorestadas é justificável pelas dificuldades operacionais e pode ser um fator de comprometimento da diversidade da floresta passados alguns anos após o plantio, caso não haja uma colonização razoável por outras espécies. Para tal, a proximidade com possíveis “fontes” (sementes e seus agentes dispersores) é de extrema importância para que novas espécies possam colonizar tais áreas. Viana & Pinheiro (1998) complementam que o isolamento de fragmentos florestais afeta os fluxos gênicos das populações, que podem ter sua perpetuação comprometida.

Apesar de ser um fato pouco comum a proximidade entre áreas reflorestadas e fragmentos florestais, a área implantada no assentamento Santa Zélia possui como “vizinhos” o Parque Estadual Morro do Diabo e pequenos fragmentos que estão espalhados pela região. Isso não constitui, portanto, um empecilho para que novas espécies colonizem futuramente a área.

No entanto, PAULA *et al.*, (2002) afirmam que parte das transformações observadas na riqueza, diversidade, densidade de indivíduos e composição de espécies não é, *a priori*, direcional, convergente, progressiva ou organizada pela substituição de espécies ao longo do tempo ou pelo contínuo surgimento de propriedades emergentes. A substituição de espécies não é, necessariamente, o único

processo responsável pela restauração da composição florística similar à da floresta não perturbada. Segundo Leitão-Filho(1998) esse processo se caracteriza principalmente por um gradual aumento e substituição de espécies no tempo, em função das diferentes condições ambientais que vão se estabelecendo às quais diferentes espécies melhor se adaptam.

Assim, torna-se importante avaliar, futuramente, se a área irá garantir seus processos ecológicos mínimos, como polinização, dispersão, regeneração natural e predação natural. De acordo com Souza (2000), esses fatores são essenciais e poderão dizer se a área reflorestada será capaz de se regenerar e abrigar a fauna como uma floresta natural.

Pode-se dizer que o sistema agroflorestal adotado no assentamento Santa Zélia constitui uma ilha de biodiversidade, devido à constituição de seu componente arbóreo. Gandara (2000) afirma que essas “ilhas” são uma importante

estratégia para a conservação do ecossistema do Pontal do Paranapanema, pois aumentam a heterogeneidade em uma paisagem altamente fragmentada, estimulando a movimentação para muitas espécies e conseqüentemente, aumentando o fluxo gênico e a diversidade genética destas.

Do ponto de vista sócio-econômico, o uso e a exploração dessas ilhas podem resultar em um novo espaço produtivo, representando novas fontes de renda para as famílias assentadas, além de reduzirem a pressão do entorno nos fragmentos florestais presentes nesses assentamentos (VALLADARES-PÁDUA *et al.*, 2002).

Assim, conclui-se que o uso de espécies florestais nativas em sistema agroflorestal constitui uma importante estratégia na recuperação de áreas degradadas, tendo grande potencial na conservação *in loco* dessas espécies e diminuindo a pressão sobre os remanescentes florestais.

[67622003000500014&lng=pt&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622003000500014&lng=pt&nrm=iso) Acesso em: 13 de novembro de 2006.

ARAUJO, F. S. et al . Estrutura da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, Brás Pires, MG. **Revista Árvore.**, Viçosa, v. 30, n. 1, 2006. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622006000100013&lng=pt&nrm=iso. Acesso em 13 de novembro de 2006.

ATLAS INTERATIVO DO PONTAL DO PARANAPANEMA, 2001. Disponível em <www.multimidia.prudente.unesp.br/atlaspontal> Acesso em 19 de janeiro de 2004.

AUMOND, J. J.. Desenvolvimento inicial de mudas de nove espécies arbóreas nativas utilizadas no processo de Recuperação de Áreas Degradadas na Pedreira vale do Selke Ltda., Blumenau, SC. *In*: V Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, 2002, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: CEMAC/UFLA, 2002, p. 98-99

BELTRAME, T. P. *et al.* Sistemas Agroflorestais na recuperação de áreas de Reserva Legal: um estudo de caso no Pontal do Paranapanema, São

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, R. O. P. O.; SANCHEZ, L. E.. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação do desempenho. **Revista Árvore.**, Viçosa, v. 29, n. 1, 2005. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622005000100006&lng=pt&nrm=iso:. Acesso em: 13 de novembro de 2006.

ANAND, M. e DESROCHERS, R.E. Quantification of restoration success using complex systems concepts and models. **Restoration Ecology** v.12, n. 1, p.117-123, 2000.

ARATO, H. D. *et al.* Produção e decomposição de serapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de área degradada em Viçosa-MG. **Revista Árvore.**, Viçosa, v. 27, n. 5, 2003. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622003000500014&lng=pt&nrm=iso)

Paulo. In: II CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROECOLOGIA. 2003. Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre:UFRGS, 2003, p. 44-47.

CARVALHO, P. E. R. Técnicas de recuperação e manejo de áreas degradadas” In: GALVÃO, Antonio P.M. **Reflorestamento de propriedades rurais para fins produtivos e ambientais: um guia para ações municipais e regionais.** Brasília: EMBRAPA, 2000, p 251-258

CARVALHO, Paulo E.R. **Espécies Florestais Brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira.** Colombo: EMBRAPA-Florestas, volume 1, 2003.

CHAGAS, Rubens K. *et al.* Crescimento diametral de espécies arbóreas em Floresta Estacional Semidecidual ao longo de seis anos. In: DURIGAN, Giselda; VILAS-BOAS, Osmar. **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista.** São Paulo: Páginas; Letras, 2004, p 265-290.

DITT, E. H. Diagnóstico da conservação e das ameaças a fragmentos florestais no Pontal do Paranapanema. São Paulo, 2000. 97 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais), PROCAM, USP, 2000.

ENGEL, V. L. e PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais In: KAGEYAMA, P. Y. (org.) *et al.*, **Restauração ecológica de ecossistemas naturais.** Botucatu: FEPAF, 2003.

FARIA, J.M.R *et al.* Comportamento de espécies florestais em área degradada com duas adubações de plantio. Disponível em: <http://www.dcf.ufla.br/CERNE/revistav3n1-1997/cemig.PDF> Acesso em 20 de novembro de 2006.

FERNANDES, E. N. *et al.* Avaliação de impactos ambientais de Sistemas Agroflorestais. In: I Congresso Brasileiro Sobre Sistemas Agroflorestais, vol. 2. 1994, Porto Velho. **Anais...** Colombo: EMBRAPA., 1994, p 361-372.

FERREIRA, W.C. Estabelecimento de mata ciliar em área degradada e perturbada. Lavras, 2006. 112 p. Dissertação (Programa de pós-graduação em Engenharia Florestal) UFL. Lavras, 2006.

FRANCO, F. S. *et al.*, Quantificação da erosão em Sistemas Agroflorestais e convencionais na Zona da Mata de Minas Gerais. **Revista Árvore.** V. 26, n 6, p. 751-760, 2002.

GANDARA, F.B. “Sistemas Agroflorestais: diversidade e dinâmica”. In: V Encontro sobre Florestas Nativas e Sistemas Agroflorestais: métodos de recuperação e manejo”. Botucatu, 2000 (apostila).

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Recomposição de Florestas Nativas : Algumas Perspectivas Metodológicas para o Estado de São Paulo. In : RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS – CURSO DE ATUALIZAÇÃO (3. : 1996 : Curitiba). **Anais...** Curitiba : UFPR, 1996. p. 83-100.

ITESP (INSTITUTO DE TERRAS DO ESTADO DE SÃO PAULO). Pontal Verde: plano de recuperação ambiental nos assentamentos do Pontal do Paranapanema **Cadernos Itesp.** N. 2, 2º edição. São Paulo: ITESP/Secretaria da Justiça e da Defesa da Cidadania, 1999.

JIMENEZ, F. *et al.* **Funciones y aplicaciones de sistemas agroflorestales.** Costa Rica: CATIE, 2001.

KAGEYAMA, P. *et al.*, Revegetação de Áreas Degradadas: Modelos de Consorciação com Alta Diversidade. In : Recuperação de áreas degradadas : simpósio sul-americano e simpósio nacional. v. 1, 1994, Foz do Iguaçu. **Anais...** Curitiba : FUPEF, 1994. p. 569-576.

KAGEYAMA, P. Y; CASTRO, C.F.A. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas. **Revista IPEF.** Piracicaba, n. 41/42, p. 83-93, 1989.

LEITÃO-FILHO, Hermógenes, F *et al.* Vegetação Florestal Remanescente: Inventários, caracterização, manejo e recuperação nas bacias dos Rios Piracicaba e Capivari. In: **Qualidade ambiental e desenvolvimento regional nas bacias do Rio Piracicaba e Capivari.** Cadernos nº 7, Campinas: NEPAM, 1998.

LEITE, J. F. **A ocupação do Pontal do Paranapanema.** São Paulo: Hucitec, 1998

METZGER, Jean Paul. Estrutura da paisagem e fragmentação: uma análise bibliográfica. **Anais Academia Brasileira de Ciências**, v. 71, n. 3, p. 445-463, São Paulo, 1999.

NAIR, P.K. Ramachandran. **An introduction to Agroforestry.** Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1993.

PAULA, Alessandro de et al . Alterações florísticas ocorridas num período de quatorze

anos na vegetação arbórea de uma Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa-MG. **Revista Árvore.**, Viçosa, v. 26, n. 6, 2002. Disponível em:

http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622002000600010&lng=pt&nrm=iso . Acesso em: 13 de Novembro de 2006.

PRIMACK, Richard B. e RODRIGUES, Efraim. **Biologia da conservação**. Londrina: Vida, 2001.

REIS, A.; ZAMBONIN, R. M. e NAKAZONO, E. M. **Recuperação de áreas degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal**. São Paulo: Cetesb, 1999.

RODRIGUES, E.R. et al. **Potencial econômico-ecológico de sistemas agroflorestais na restauração de reservas legais: um estudo de caso no Pontal do Paranapanema, São Paulo**. In: **VI Congresso Brasileiro de Sistemas Agroflorestais, 2006, Campo dos Goytacazes. Anais... Campo dos Goytacazes: UENF, 2006, CD-ROM**.

RODRIGUES, E.R.; GALVÃO, F. Florística e fitossociologia de uma área de Reserva Legal recuperada por meio de sistema agroflorestal na região do Pontal do Paranapanema, São Paulo. **Revista Floresta**. v. 36, n. 2, p. 295-303, 2006.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: USP/FAPESP, 2001. p. 235-247.

SILVA, F.A.S. Assistat 7.4 Beta. Departamento de Engenharia Agrícola, Campina Grande: UFCG, 2006.

SOUZA, F. M. Estrutura e dinâmica do estrato arbóreo e da regeneração natural em áreas restauradas. Piracicaba, 2000. 62 p. Dissertação

(Programa de pós-graduação em Ciências Florestais). ESALQ/USP, 2000.

SOUZA, P. A. Comportamento de 12 espécies arbóreas em recuperação de área degradada pela extração de areia. Lavras, 2000. 102 p. Dissertação (Programa de pós-graduação em Ciências Florestais). UFL, 2000.

VALCARCEL, R. e SILVA, Z.S. A eficiência conservacionista de medidas de áreas degradadas: proposta metodológica. **Revista Floresta**. v. 27, n. 1/2, p. 101-114, 1997.

VALENCIANO, R. C. Processo de luta pela terra e seus desdobramentos no município de Teodoro Sampaio. **Revista Pegada Eletrônica**. 2001. Disponível em: <www2.prudente.unesp.br/ceget/pegada/peg9n2.htm> Acesso em 19 de janeiro de 2004.

VALLADARES-PADUA, C. et al., Resgatando a grande reserva do Pontal do Paranapanema: Reforma Agrária e Conservação de Biodiversidade. In: Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. 2005, Curitiba. **Anais...** Curitiba: UNILIVRE/REDEPROUC/IAP, 1997, p.783-792.

VALLADARES-PÁDUA, C. et. al., Módulos Agroflorestais na conservação de fragmentos florestais da Mata Atlântica. **Revista Experiências PDA**. Brasília, n. 2, p. 7-33, Janeiro de 2002.

VELOSO, H. P. et al. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991.

VIANA, V. e PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**. v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

ZAU, A. S. Fragmentação da Mata Atlântica: aspectos teóricos **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v.1, n.5, p. 160-170, 1998.

Avaliação de recuperação de áreas degradadas por pastagem na Estação Ecológica do Caiuá, Diamante do Norte, Paraná

Jéssica Herrera Araujo⁷
 João Batista Campos⁸
 Henrique Ortêncio Filho⁹



RESUMO

A Estação Ecológica do Caiuá, localizada no Município de Diamante do Norte – PR, é uma Unidade de Conservação (UC) de proteção integral com área de 1.427,30 ha, sob domínio da Floresta Estacional Semidecidual e solos originários do Arenito Caiuá. Em uma área degradada por pastagem, foram implantados 4 blocos de 10m x 10m com plantio de mudas de espécies arbóreas nativas e, posteriormente, a área foi abandonada, objetivando avaliar o sucesso de estabelecimento da vegetação arbórea em três diferentes situações: áreas dominadas com capim-colonião (*Panicum maximum*), com grama-estrela (*Cynodon nlenfuensis*) e com grama-matogrosso (*Paspalum notatum*). Após oito meses do plantio foi constatada a mortalidade média de 53,48% das mudas, sendo que o maior índice foi na área de domínio do capim-colonião (61,11%). A altura média das espécies pioneiras foi de 0,43 metros sendo que o maior crescimento foi na área dominada por grama-estrela. Foi efetuada uma Análise de Variância com um fator (ANOVA-one way) a fim de verificar o impacto das diferentes características das gramíneas predominantes no crescimento das mudas em cada bloco (B1, B2, B3, B4), considerando como fator dependente o porte (altura) das gramíneas em cada bloco e independente os blocos amostrados. Os resultados da ANOVA mostraram que a altura das mudas apresentou diferença significativa entre os blocos amostrados ($F_{(3,140)} = 6,451$; $p = 0,0004$), sendo os maiores valores médios verificados no B1. Nos demais blocos foram observados valores das alturas médias das mudas similares. Esses resultados indicam que onde há a ocorrência e predominância do capim-colonião as espécies arbóreas têm uma alta taxa de mortalidade e baixo desenvolvimento e, contrariamente, onde ocorrem gramíneas de baixo porte o desenvolvimento das mudas é mais acentuado.

INTRODUÇÃO

Durante o período de colonização da região noroeste do Paraná, por volta da década de 60, as áreas verdes foram destruídas devido à introdução de indústrias e da exploração da terra para fins lucrativos, meios esses utilizados para a sobrevivência ou para crescimento econômico do agricultor. A maioria dos agricultores não imaginava a tamanha importância que essas florestas representavam. Com tal impacto, muito da fauna e flora foram

destruídos em consequência da colonização e abertura das fronteiras agrícolas e, devido ao fato dos solos da região serem arenosos e altamente susceptíveis à erosão hídrica, um intenso processo de degradação teve início (MAACK, 1968).

Com objetivo de resguardar amostras significativas do ecossistema da região, em 1994 foi criada a Unidade de Conservação (UC) Estação Ecológica do Caiuá. Essa estação é um dos maiores patrimônios do noroeste do Paraná,

⁷ Bióloga. Universidade Paranaense, Campus Cianorte. Email: jessicaherreratb@hotmail.com.

⁸ Dr. Ecologia Ciências Ambientais, Instituto Ambiental do Paraná - IAP – joabatista@iap.pr.gov.br

⁹ Docente da Universidade Paranaense, Campus Cianorte

contendo uma grande diversidade de flora e fauna, sendo considerada como um dos últimos remanescentes da Floresta Estacional Semidecidual, formada sobre o Arenito Caiuá e possuindo uma estreita semelhança com o aspecto original desta tipologia. Um dos principais objetivos para a criação dessa UC foi proteger o que ainda existia e recuperar áreas degradadas objetivando aumentar a biodiversidade e expressividade da UC (IAP, 1997).

O desmatamento no Estado do Paraná vem crescendo cada vez mais, devido à ocupação e utilização do solo. O uso da terra no estado está dividido em 22,82 % de pastagens; 36,97 % de agricultura; 25,64 % de vegetação secundária; 8,59 % de florestas e 6,19 % são utilizadas para outros fins. Tal situação gerou o desaparecimento de espécies da fauna e da flora por afetar diretamente o desenvolvimento das florestas presentes nas laterais dos cursos d'água (GASPARINO et. al, 2002).

Devido ao grande crescimento da agricultura, muitas áreas naturais foram devastadas, por isso, a grande preocupação em recuperar uma área. Quando se pensa em recuperação de áreas degradadas deve-se pensar que o principal intuito é promover uma nova dinâmica de sucessão ecológica, onde a área impactada seja o principal ponto de partida para o restabelecimento de novas espécies (MARTINS, 2004).

Dentre as técnicas de plantio utilizadas para recomposição de áreas verdes, encontra-se a implantação, que é empregada principalmente em áreas degradadas e que não conservam as características bióticas das formações florestais. Sua principal função é estimular e acelerar o processo de sucessão natural, introduzindo as espécies em uma seqüência relevante à suas exigências, no qual encontram-se as pioneiras, secundárias e climácicas. Para a implantação dessa técnica normalmente é efetuado o plantio

de mudas, podendo-se considerar a semeadura em locais mais propícios a isso (MARTINS, 2004).

Para a escolha de espécies utilizadas em recuperação de áreas degradadas devem-se ter estudos da composição florística das matas remanescentes da região (DAVIDE, 1994), e saber as espécies mais adequadas para uma determinada área, sendo baseada em levantamento florístico das formações florestais remanescentes, próximas à área a ser reconstituída, ou mesmo em áreas distantes, mas sempre respeitando as características da área, como o tipo de solo, clima, topografia, sistema hídrico, dentre outros (MARTINS, 2004).

Esse estudo teve por objetivos recuperar uma área devastada e introduzir as espécies arbóreas ao ambiente natural procurando analisar as melhores condições entre os diferentes tratamentos e reintegrá-la à Estação Ecológica do Caiuá como parte da reserva, além de avaliar quais das espécies melhor se adaptam a UC, quais obtiveram maior desenvolvimento durante os estudos realizados, bem como a eficácia de vários tratamentos para a recuperação florestal de pastagem composta por gramíneas exóticas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A Estação Ecológica Estadual do Caiuá (E.E. Caiuá) foi instituída pelo Decreto n.º 4263/94, de 21 de novembro de 1994, com área de 1.427,30 ha, limitada pelas coordenadas UTM, com base no meridiano 51°W.G., 305-313 km e 7498-7502 km do equador e altitude, que varia, de 240 a 380 metros. De acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC (MMA, 2000) é uma Unidade de Conservação de uso indireto não sendo permitida a utilização econômica direta em sua área, havendo permissão para atividades

que não levem à degradação dos ecossistemas que a compõem (pesquisa e educação ambiental). Está situada na bacia hidrográfica baixo Rio Paranapanema, com parte da área às margens do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Rosana (Figura 1), a vegetação é classificada como Floresta Estacional Semidecidual assentada sobre o Arenito Caiuá – Série São Bento – Cretáceo, caracterizado por

solos com baixos teores de argila e altos teores de areia (IAP, 1997).

O clima é classificado segundo Koeppen, como Cfa - mesotérmico, úmido, sem estação seca e com verões quentes (MAACK, 2002). A precipitação média anual é de 1.200 - 1.400 mm, sendo o trimestre mais chuvoso entre os meses de dezembro e fevereiro.

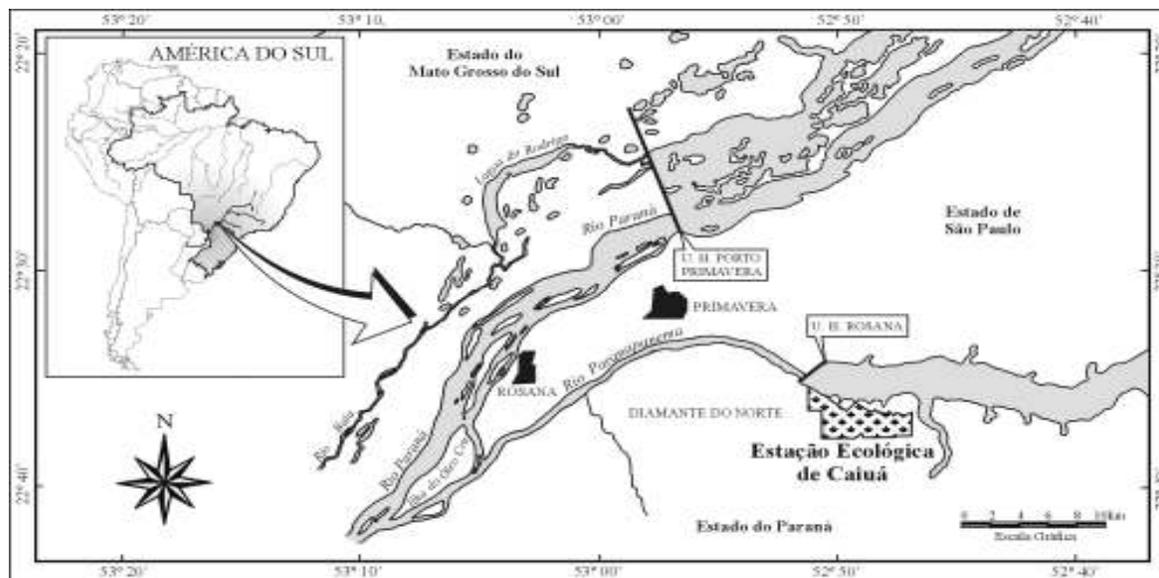


Figura 1 Localização da Estação Ecológica do Caiuá no município de Diamante do Norte-Paraná.

Os solos da região noroeste do Paraná, originários do Arenito Caiuá, caracterizam pela presença dominante do mineral de quartzo e baixa capacidade de troca de cátions, tendo, portanto pouca reserva de nutrientes às plantas (IAP, 1997).

As sedimentações encontradas nos solos da área de estudo são caracterizadas pela presença da classe Argissolo Vermelho eutrófico, A moderado, textura franca arenoso, relevo plano/suave ondulado, sendo evidente nesta classe o predomínio de materiais que caracterizam os solos de textura mais grosseira (areia grossa e fina) e com as proporções de silte e argila significativamente mais baixa do que as apresentadas nos solos Neossolos. Em relação à fertilidade, em média, o solo dessa área é menos

ácido do que em outras áreas da EE Caiuá e com ausência de alumínio trocável (Al^{3+}), apresentando, por outro lado, menores valores para os macronutrientes cálcio e magnésio, bem como para a percentagem de carbono, que pode indicar menores quantidades de matéria orgânica (COSTA-FILHO, 2004).

Além dessas formações primárias, foram constatadas ocorrências isoladas de uma área com vegetação secundária (capoeirão), uma área com reflorestamento e uma área de pastagem artificial, sendo essas últimas formações decorrentes de ações antrópicas, ocorridas em época anterior à criação da Unidade de Conservação – UC (IAP, 1997).

Metodologia

A área definida para implantação do experimento foi uma pastagem da Zona de Recuperação, com grama-estrela (*Cynodon nlenfuensis*), grama-matogrosso (*Paspalum notabum Fluegge*) e capim-colonião (*Panicum maximum*), no qual o Bloco 1 foi implantado a grama-estrela, no Bloco 2 o capim-colonião, Bloco 3 grama-matogrosso e no Bloco 4 uma área mista de capim-colonião e grama-matogrosso. A data de plantio ocorreu em agosto de 2005, sendo instalado 4 blocos de 10 x 10 metros onde foi realizada a capina ao redor da cova e o plantio das mudas no espaçamento de 1 x 1 metro, priorizando o plantio de espécies pioneiras nas bordas e secundárias no interior do bloco.

As espécies foram escolhidas para o plantio com base nas informações constantes no Plano de Manejo (IAP, 1997) sendo identificadas as melhores espécies para a área, havendo a demarcação de parcelas delimitando-se as quatro áreas para a implantação do estudo.

Após 8 meses do plantio foi realizada a avaliação, sendo mensurados os indivíduos e registrada a mortalidade.

Características das espécies utilizadas (com base em LORENZI, 2000)

Foram utilizadas para esse estudo 12 espécies arbóreas das categorias pioneiras e secundárias: *Trema micrantha*, *Croton floribundus*, *Cecropia pachystachya*, *Alchornea triplinervia* e *Tabernaemontana catharinensis*, espécies pioneiras, *Anadenanthera colubrina*, *Peltophorum dubium*, *Luehea divaricata* e *Inga* sp., espécies secundárias iniciais, *Astronium graveolens*, *Gallesia integrifolia* e *Eugenia uniflora*, espécies secundárias tardias.

- *Trema micrantha* (grandiúva): apresenta cerca de 5 a 12 metros, é uma árvore pioneira e de rápido crescimento, não podendo faltar em qualquer reflorestamento heterogêneo destinado à recomposição de áreas degradadas. É uma

planta semidecídua, ocorrendo em todos os tipos de ambientes, exceto os muito úmidos, sendo uma das primeiras árvores que ocorrem em áreas abandonadas, produz anualmente uma grande quantidade de sementes, amplamente disseminada por pássaros.

- *Croton floribundus* (capixingui): pode alcançar de 6 a 10 metros, é uma árvore pioneira, tolerante a áreas abertas, útil para plantios mistos em reflorestamentos de áreas degradadas, e semidecídua. Produz, anualmente, grande quantidade de sementes viáveis.

- *Cecropia pachystachya* (embaúba): planta dióica que pode alcançar de 4 a 7 metros de altura, suas folhas são muito apreciadas por bicho-preguiça e seus frutos são muito apreciados por vários animais, sendo por essa razão indispensável para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas. É uma planta perenifólia, pioneira e seletiva higrófila, característica de solos úmidos em beira de matas e em suas clareiras.

- *Alchornea triplinervia* (boleiro): planta dióica que pode alcançar de 15 a 30 metros de altura, podendo ser utilizada para reflorestamento de áreas degradadas. Caracterizada por ser perenifólia, pioneira e, praticamente, indiferente às condições físicas do solo, produzindo anualmente moderada quantidade de sementes, sendo amplamente disseminadas por pássaros.

- *Tabernaemontana catharinensis* (leiteiro de vaca): pode alcançar de 4 a 6 metros, planta lactescente, pioneira, apresenta intensa regeneração a partir da brotação de raízes (rizomas), chegando a constituir-se em série infestante de pastagens, seus frutos são procurados por pássaros. Por isso, não pode faltar na composição de reflorestamento heterogêneos planejados para a recuperação de áreas degradadas, possui intensa regeneração espontânea em formações vegetais abertas e

capoeiras. Frutifica abundantemente todos os anos.

- *Anadenanthera colubrina* (angico-branco): possuem, cerca de, 12 a 15 metros de altura, podendo ser aproveitadas para arborização de parques e praças e para o plantio em florestas mistas destinadas à recomposição de áreas degradadas. Planta decídua, pioneira, produz, anualmente, grande quantidade de sementes viáveis, obtendo um desenvolvimento das mudas de forma bastante rápida.

- *Peltophorum dubium* (canafístula): altura de 15 a 25 metros, é uma planta rústica e de rápido crescimento, sendo ótima para a recomposição de reflorestamentos mistos de áreas degradadas. Planta decídua, pioneira ocorrendo, preferencialmente, em solos argilosos úmidos e profundos de beira de rios. Apresentam dispersão ampla e abundante, principalmente, nas áreas mais próximas do rio.

- *Luehea divaricata* (açoita-cavalo): sua altura varia de 15 a 25 metros, é uma secundária inicial, não podendo faltar nos reflorestamentos mistos de áreas degradadas, planta decídua, seletiva higrófito sendo característica das florestas aluviais (matas ciliares e de galeria). Apresentam dispersão irregular e descontínua, sendo freqüente ao longo dos rios, terrenos rochosos e íngremes, onde a floresta é mais aberta. Produz, anualmente, grande quantidade de sementes viáveis, disseminadas moderadamente pelo vento.

- *Inga* sp. (ingá): possuem, cerca de, 5 a 10 metros, adaptam-se a solos úmidos, sendo ótimas para plantios mistos em áreas ciliares degradadas. Planta decídua, seletiva higrófito, característica de planícies aluviais e beira de rios. Apresentam preferência por solos úmidos e até brejos, ocorrendo quase que exclusivamente em formações secundárias, produz, anualmente, grande quantidade de sementes viáveis, germinando rapidamente ainda dentro da vagem.

- *Astronium graveolens* (guaritá): apresentam altura de 15 a 25 metros, caracteristicamente ornamental e recomendada para o paisagismo, principalmente para arborização de parques e grandes jardins, planta decídua ocorrendo, geralmente, em agrupamentos descontínuos em terrenos rochosos e secos. Produz anualmente, grande quantidade de sementes viáveis amplamente disseminadas pelo vento.

- *Gallesia integrifolia* (pau-d'álho): sua altura varia de 15 a 30 metros, todas as partes da planta exalam cheiro de alho, sendo ótima para reflorestamento heterogêneos de áreas degradadas, planta perenifolia, seletiva higrófito, ocorre preferencialmente em terrenos profundos, úmidos e de alta fertilidade. Produz a cada dois anos grande quantidade de sementes viáveis.

- *Eugenia uniflora* (pitanga): altura de 6 a 12 metros, é uma planta cultivada em pomares domésticos, sendo recomendado seu plantio em reflorestamentos heterogêneos destinados à recomposição de áreas degradadas, com objetivo de proporcionar alimento a avifauna. Planta decídua, seletiva higrófito, sendo muito freqüente em solos úmidos de regiões acima de 700 m de altitude, rebrota intensamente das raízes e produz, anualmente, grande quantidade de sementes viáveis.

Características das Gramíneas da área de pastagem

- *Paspalum notabum* Fluegge (DIAS et al., 1980) conhecida como grama-matogrosso é uma gramínea perene, suas folhas atingem cerca de 30 cm de altura, são lineares e alongadas, se adapta bem a grandes áreas verdes, a solos secos e inférteis. Deve-se plantá-la a sol pleno, pois não resiste à sombra, produzindo uma grande quantidade de massa verde, contribuindo muito para seu desenvolvimento em solos pobres. Suas

principais vantagens são: grande rusticidade, baixo custo, resistência à seca e adaptação em solos pobres. As desvantagens são: crescimento (menor intervalo de corte), susceptível à incidência de pragas e apresentação para o plantio.

- *Cynodon nlenfuensis* (ARONOVICH; ROCHA, 1985) mais conhecida como grama-estrela também é uma espécie perene, rasteira e suas folhas chegam a atingir cerca de 30 cm de altura. É pouco exigente em solo e clima, tornam-se extremamente invasoras, preferem solos úmidos e bem drenados, resistentes à seca e a geada, sendo indicadora da fertilidade do solo.

- *Panicum maximum* (MAURINA et al., 1998) conhecida como capim-colonião possui grande qualidade nutritiva, pode chegar a atingir cerca de 4m de altura, se desenvolve melhor em locais quentes e solos levemente arenosos, trata-se de uma espécie invasora agressiva e possui muita resistência comparada com outros tipos de gramíneas.

Análise dos dados

Para a análise dos dados foi empregada Análise de Variância com um fator (ANOVA-one way) (Sokal; Rohlf, 1991) a fim de

verificar se a ocorrência do capim-colonião (gramínea de grade porte) ocasionou diferença significativa no desenvolvimento das mudas, considerando como fator dependente a altura das mudas em cada bloco e, independente os blocos amostrados. Foram feitas também, medições dos exemplares plantados. Esta análise foi realizada com auxílio do pacote STATISTIC 5.5 (Statsoft Inc. , 1996).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após o estudo foi constatada a mortalidade média de 81,25 % da *Trema micrantha* (grandiúva), 20 % para *Croton floribundus* (capixingui), 25,83 % para *Cecropia pachystachya* (embaúba), 100 % para *Alchornea triplinervia* (boleiro), 85,42 % para *Tabernaemontana catharinensis* (leiteiro), 54,17 % para *Anadenanthera colubrina* (angico-branco), 39,58 % para *Peltophorum dubium* (canafistula), 50 % para *Luehea divaricata* (açoita-cavalo), 0 % para *Inga* sp., 58,33 % para *Astronium graveolens* (guarita), 100 % para *Gallesia integrifolia* (pau-d'alho) e 91,67 % para *Eugenia Uniflora* (pitanga) (Tabela 1).

Tabela 1 Mortalidade Média de cada espécie plantada na Estação Ecológica do Caiuá.

Espécies	B1	B2	B3	B4	Média
<i>Trema micrantha</i>	75%	75 %	100 %	75 %	81,25 %
<i>Croton floribundus</i>	0 %	40 %	20 %	20 %	20 %

	C	0 %	83,33 %	20 %	0 %	25,83 %
	e					
	c					
	r					
	o					
	p					
	i					
	a					
	p					
	a					
	c					
	h					
	y					
	s					
	t					
	a					
	c					
	h					
	y					
	a					
<i>Alchornea triplinervia</i>	Não plantada	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %
<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	100 %	100 %	66,67 %	75 %	85,42 %	
<i>Anadenanthera colubrina</i>	100%	33,33 %	33,33 %	50 %	54,17 %	
<i>Peltophorum dubium</i>	25 %	100 %	33,33 %	0 %	39,58 %	
<i>Luehea divaricata</i>	100 %	100 %	0 %	0 %	50 %	
<i>Inga sp.</i>	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	
<i>Astronium graveolens</i>	100 %	0 %	33,33 %	100 %	58,33 %	
<i>Gallesia integrifolia</i>	100 %	100%	100 %	100 %	100%	
<i>Eugenia Uniflora</i>	100 %	66,67 %	100 %	100 %	91,67 %	

Comparando a taxa de mortalidade média de cada bloco das espécies independente do grupo sucessional, o maior índice foi na área

onde o domínio é da *Cynodon nlenfuensis* (54,55 %), que é uma gramínea de pequeno porte (Figura 02).

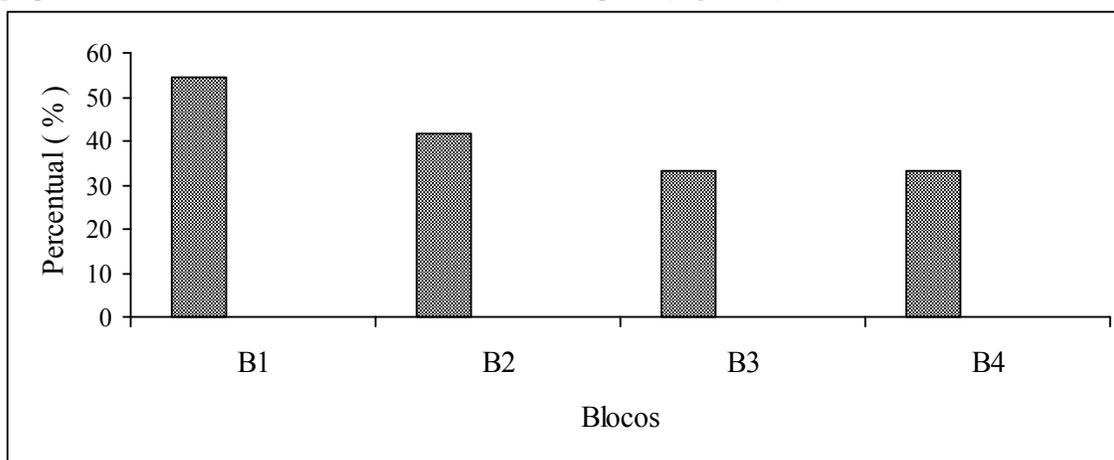


Figura 02 Taxa de Mortalidade Média (%) das espécies inseridas nos diferentes blocos.

A altura média das espécies plantadas foi de 0,28 metros sendo que, o maior crescimento

foi na área dominada por *Cynodon nlenfuensis* (Figura 03).

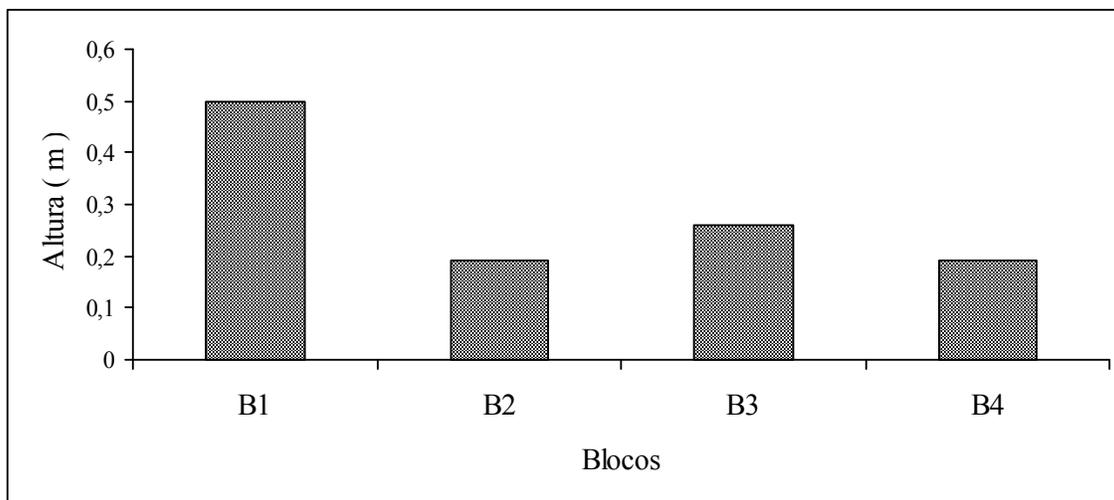


Figura 03 Altura Média (m) de todas as espécies inseridas nos blocos.

Posteriormente, comparando a mortalidade média por grupos sucessionais, a maior taxa de mortalidade média foi de 53,48 %

das mudas, sendo que o maior índice foi na área onde o domínio é do *Panicum maximum* (61,11 %), que é uma gramínea exótica de alto porte e grande agressividade (Figura 04).

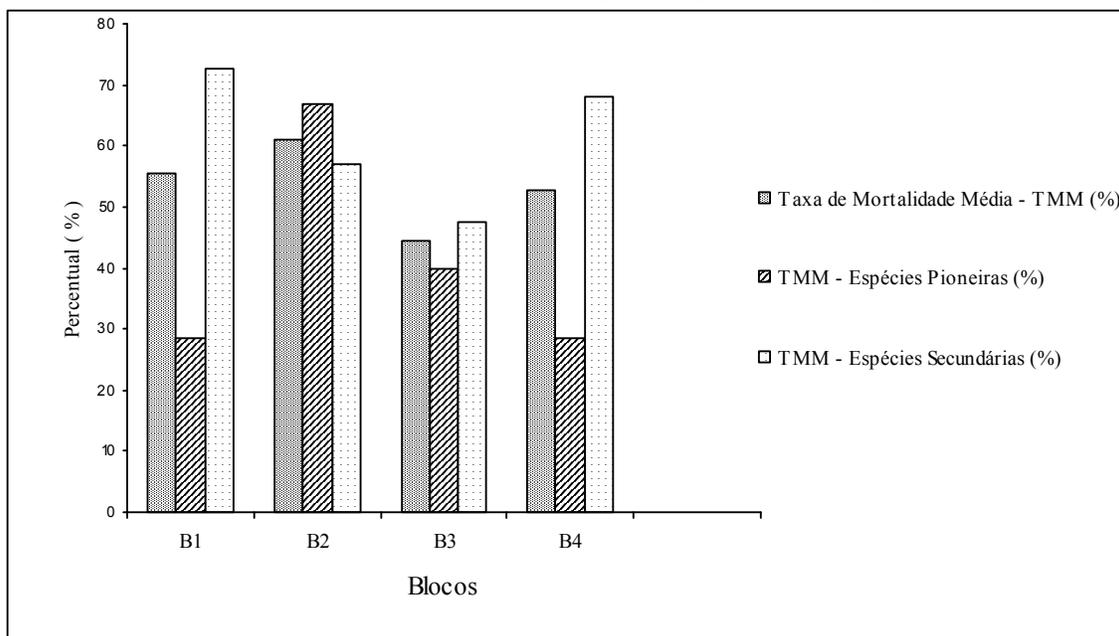


Figura 04 Taxa de Mortalidade Média – TMM (%), TMM – Espécies Pioneiras (%), TMM – Espécies Secundárias na Estação Ecológica do Caiuá.

A altura média das espécies pioneiras foi de 0,43 metros sendo que o maior crescimento foi na área dominada por *Cynodon nlenfuensis*

(grama-estrela), sendo uma gramínea de pequeno porte (Figura 05).

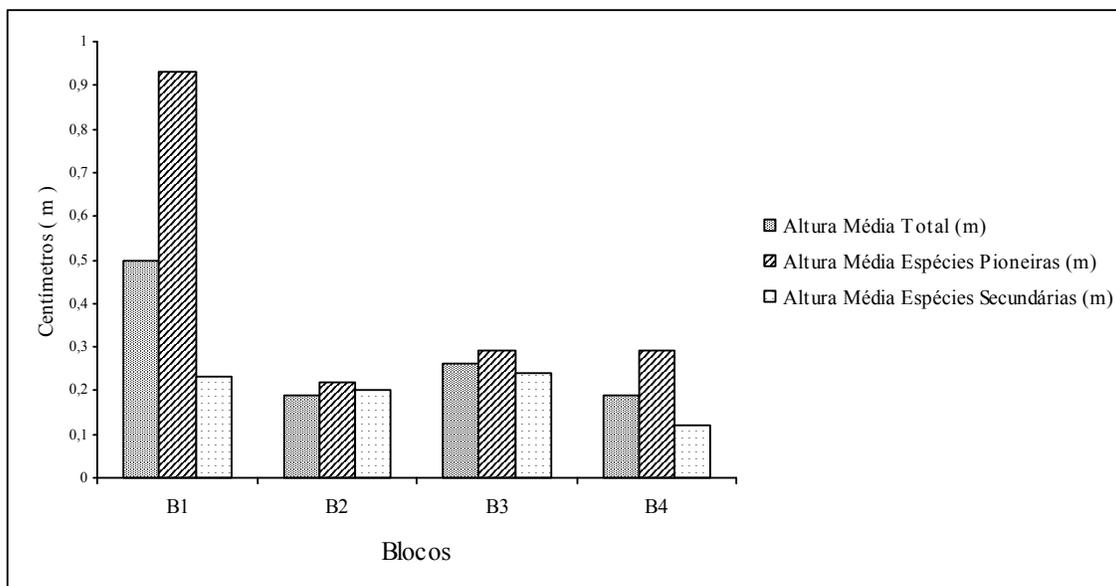


Figura 05 Altura Média Total (m), Altura Média Espécies Pioneiras (m), Altura Média Espécies Secundárias (m) plantadas na Estação Ecológica do Caiuá.

Os resultados da ANOVA (Figura 06) mostraram que a altura das mudas apresentou diferença significativa entre os blocos amostrados ($F_{(3,140)} = 6,451$; $p = 0,0004$). A variação em B1 (onde não ocorre o capim-colonião) foi maior e diferente de B2, B3 e B4 (onde ocorre o capim-colonião), que parecem ser iguais entre si. O teste de Tukey, apontou diferença entre os blocos, sendo os maiores

valores médios verificados para B1. Esses resultados indicam que onde há a ocorrência e predominância de capim-colonião (*Panicum maximum*), as espécies arbóreas têm uma alta taxa de mortalidade e baixo desenvolvimento e, contrariamente, onde ocorrem gramíneas de baixo porte o desenvolvimento das mudas é mais acentuado.

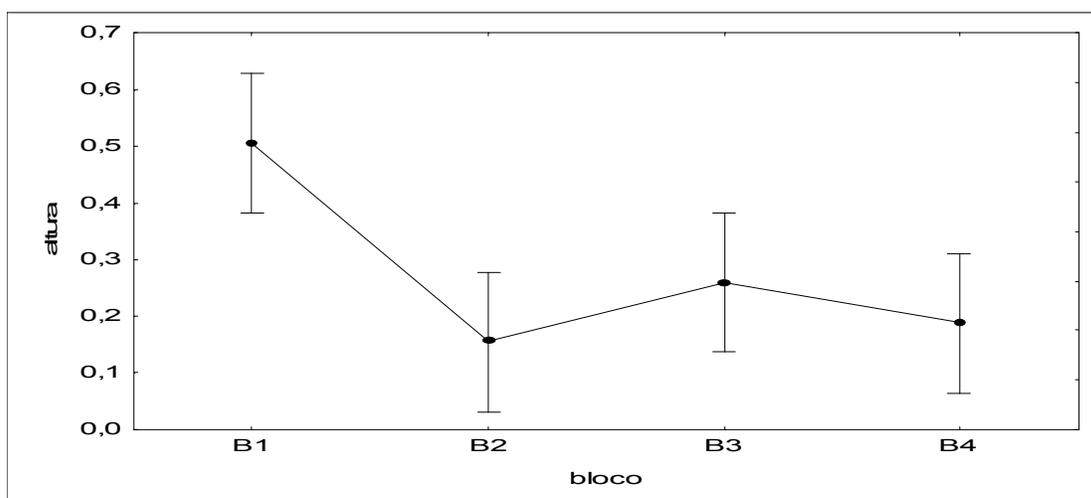


Figura 06. Resultados da ANOVA mostrando a altura média e o desvio padrão por bloco das espécies plantadas na Estação Ecológica do Caiuá.

BORGHI (2003) em estudo realizado na região observou que as melhores espécies indicadas para recuperação de áreas na Estação Ecológica do Caiuá: *Gallesia integrifolia*, *Cecropia pachystachya*, *Peltophorum dubium*, *Croton floribundus*, *Trema micrantha*, *Inga* sp. e *Tabernaemontana catharinensis* entre outras. Essas espécies foram plantadas no presente trabalho sendo as espécies a seguir as que apresentaram melhor desenvolvimento: *Cecropia pachystachya*, *Croton floribundus*, *Peltophorum dubium* e *Inga* sp.

PAIVA (2005) salienta que as melhores espécies para a recuperação do Córrego Maria Koss, localizado no município de Diamante do Norte são: *Cecropia pachystachya*, *Croton floribundus*, *Alchornea triplinervia*, *Trema micrantha*, *Tabernaemontana catharinensis*, *Peltophorum dubium*, *Gallesia integrifolia* e *Astronium graveolens*, em comparação feitas com o estudo realizado destacam-se: *Cecropia pachystachya*, *Croton floribundus*, *Alchornea triplinervia*, *Peltophorum dubium*, *Astronium graveolens*.

BARBOSA (1997) realizou um estudo com espécies arbóreas nativas em área de várzea, inseridas na microbacia do Córrego do Pessegueiro, no município de Santa Cruz das Palmeiras (SP), e verificou que uma das espécies utilizadas nesse estudo, *Croton floribundus*, apresentou um rápido crescimento em altura e sendo indicada para utilização como pioneiras em plantios heterogêneos para recuperação de áreas.

Para PRIMAVESI (1997) algumas das melhores espécies indicadas para a recuperação de área na Fazenda Canchim, no município de São Carlos /SP, onde existem duas nascentes do Ribeirão Canchim são: *Cecropia pachystachya* e *Croton floribundus*, nas quais foram as que mais se desenvolveram. Comparando com o estudo realizado na Estação Ecológica do Caiuá, essas espécies também foram indicadas para recuperação de áreas.

CONCLUSÃO

Os resultados apresentados nesse estudo indicaram que em cada bloco analisado onde há ocorrência e predominância do *Panicum maximum*, as espécies arbóreas têm uma alta taxa de mortalidade e baixo desenvolvimento e, contrariamente, onde ocorreram gramíneas de baixo porte, o desenvolvimento das mudas foi acentuado. O B1 que foi implantado sobre o *Cynodon nlenfuensis*, obteve um maior desenvolvimento das espécies arbóreas.

A taxa de mortalidade e o baixo vigor físico das mudas plantadas onde ocorre o *Panicum maximum*, sugerem a incapacidade dessas mudas se desenvolverem e iniciarem um processo de sucessão florestal na área de pastagem. Na região Noroeste do Paraná diversos projetos de recuperação implantados em áreas onde ocorre o capim-colonião foram fadados ao insucesso devido à alta agressividade dessa gramínea.

Analisando todas as espécies independentes dos grupos sucessionais, verificamos que a taxa de mortalidade média foi alta em todos os blocos e maior no B1. Isso indica que para a recuperação de áreas com pastagem utilizando a metodologia desse estudo (plantio e abandono) deve-se utilizar espaçamento mais reduzido que o normalmente indicado por outros estudos (que variam 2 x 2 metros, 2,5 x 2,5 metros ou 3 x 2 metros), para compensar a alta taxa de mortalidade.

O desenvolvimento das mudas (altura média) foi maior no bloco B1, onde ocorre o *Cynodon nlenfuensis*, espécie de pequeno porte. O atual porte das mudas indica que em breve as árvores estarão desenvolvidas, propiciando o sombreamento e desvitalização das gramíneas, o que favorece o estabelecimento de outras espécies arbóreas promovendo a sucessão florestal.

As espécies que apresentaram melhores resultados e, portanto, são recomendadas nesse estudo para a recuperação da área são: *Cecropia pachystachya*, *Croton floribundus* espécies pioneiras, *Anadenanthera colubrina*, *Peltophorum dubium*, *Luehea divaricata* e *Inga* sp. espécies secundárias iniciais e *Astronium graveolens*, espécie secundária tardia.

REFERÊNCIAS:

- ARONOVICH, S.; ROCHA, G. L. Da. Gramíneas e leguminosas de importância para o Brasil Central pecuário. **Informe Agropecuário**. Belo Horizonte. II (131): 3 – 11, 1985.
- BARBOSA, M. L.; SANTOS, M. R. O.; LOTTI, D. M.; ASPERTI, L. M. Comportamento inicial de espécies arbóreas nativas em comunidades implantadas e seu potencial de utilização. In: III Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas – SINRAD, 1997, Santa Cruz das Palmeiras. **Anais...** Ouro Preto: SINRAD, 1997. p. 384-401.
- BORGHI, W. A. **Caracterização e Avaliação da Mata Ciliar na Estação Ecológica do Caiuá**. 2003. Tese (Mestrado) – Universidade Estadual de Maringá, UEM, Maringá. 2003.
- COSTA-FILHO, L. V. **Análise das Relações florísticas e edáficas da Floresta Estacional Semidecidual na Estação Ecológica do Caiuá, Paraná**. 2004. 74 p. Tese (Mestrado), Universidade Estadual de Maringá, UEM, Maringá, 2004.
- DAVIDE, A. C; FARIA, J. M. R; PRADO, N. J. S. Recuperação de uma área ocupada por voçoroca, através de reflorestamento misto. In: I SIMPÓSIO SUL-AMERICANO E II SIMPÓSIO NACIONAL, 1994, Foz do Iguaçu. **Recuperação de áreas degradadas**. Curitiba: FUPEF, p. 401-418.
- DIAS, R. M. ,GARCÍA, F.; BOZZANO, A. **Dinâmica de la disponibilidad de nitrogeno y las propiedades físicas Del suelo em rotaciones de pasturas y cultivos**. Centro de Investigaciones Agrícolas “Alberto Boerger”, 1980. Miscelâneas. P 3-5.
- GASPARINO, D. et al. Avaliação do banco de sementes do solo do riacho guarivá, oeste do Paraná em diferentes áreas de utilização. In: I SIMPÓSIO REGIONAL DE MATA CILIAR, Mal. Cascavel. **Anais do I Simpósio Regional de mata ciliar**. Mal. Cândido Rondon: UEOPR, 2002. p 20-24.
- IAP – INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Plano de manejo da Estação Ecológica do Caiuá, Diamante do Norte – Pr**. Paranavaí, 1997.
- LORENZI, H. **Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Vol 1 e 2, 3.ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2000.
- MAACK, R. **Geografia Física do Estado do Paraná**. 3. ed. Curitiba: Imprensa Oficial do Paraná. 2002. 438 p
- MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**. Universidade Federal do Paraná e Instituto de Biologia e Pesquisas Tecnológicas, 1968. 350p.
- MARTINS, S. S. **Recuperação de Matas Ciliares: Floresta Estacional Semidecidual**. UEM, Maringá: Biblioteca Central, 2004.
- MAURINA, A. C.; et al. **Arenito Caiuá: Integração agricultura e pecuária**. Curitiba: EMATER, 1998.

- MMA, Ministério do Meio Ambiente, 2002. **Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – Snuc** (Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000). Brasília.
- PAIVA, J. J. F. **Seleção das espécies arbóreas para a recuperação da mata ciliar do Córrego Maria Koss no município de Diamante do Norte. 2005.** Trabalho de Conclusão de Curso – Faculdade Estadual de Educação Ciências e Letras de Paranaíba, FAFIPA, Paranaíba, 2005.
- PRIMAVESI, O.; CAMARGO, A. C.; PRIMAVESI, A. C. P. A. Recuperação de área desmatada de nascente e mata ciliar, em microbacia hidrográfica ocupada com atividade pecuária, na região de São Carlos – SP: Dificuldades e Sugestões. In: III Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas – SINRAD. São Carlos. **Anais...** Ouro Preto: SINRAD, 1997.
- SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry: the Principles and Practice of Statistics in Biological Research.** W. H. Freeman and Company, New York. 1991. 859p.
- SOLOMON, J. **W³TROPICOS.** Disponível em: <http://mobot.mobot.org/W3T/Search/vast.html>. Acesso em 15 de set. 2006.
- STATSOFT INC. Tulsa: Statistica. 3 v,1996.

Riscos à biodiversidade no setor de petróleo e gás natural *offshore* do Brasil¹⁰

Katia Cristina Garcia^{11*}
Emilio Lèbre La Rovere^{12*}



RESUMO

A demanda mundial de energia vem crescendo a cada década e as projeções indicam que o carvão, petróleo e o gás natural irão continuar sendo os principais recursos utilizados para atender esta demanda, representando 83% da necessidade total de energia no período entre 2004 e 2030 (OCDE/IEA, 2006). Com este crescimento, bem como a pressão nas fontes não renováveis, estima-se que o risco à biodiversidade também aumente (EBI, 2003). Em cada ano, a expansão para novas áreas de E&P também significa uma expansão para áreas com ecossistemas sensíveis, e com comunidades locais que dependem destes ecossistemas como fornecedores de alimentos ou como fonte de renda. Muitos dos locais que apresentam um potencial para E&P também possuem um alto valor em termos de diversidade biológica, podendo haver problemas de superposição. O presente artigo apresenta e exemplifica, por meio da história de três acidentes ocorridos no Brasil, os riscos de danos à biodiversidade causados por acidentes com derramamento de hidrocarbonetos na exploração e produção (E&P) *offshore* de petróleo e gás natural.

INTRODUÇÃO

O Brasil é um dos países mais ricos do mundo em termos de biodiversidade, possuindo altas taxas de endemismo (MMA, 1998). O bioma “Zona Costeira e Marinha”, foco desta pesquisa, contém um mosaico de ecossistemas extremamente importantes como manguezais, restingas, dunas, praias, ilhas, baías, estuários, recifes de corais, dentre outros, que abrigam diversas espécies de flora e fauna. Destaca-se também a sua grande extensão geográfica, bem como o seu elevado nível de ocupação e

concentração urbana, desencadeada por uma série de macrovetores do desenvolvimento. Tal desenvolvimento vem causando um aumento, ao longo dos anos, dos conflitos entre a preservação ambiental e a realização de diversas atividades que repercutem mais diretamente nos processos de ocupação do território, exploração e uso dos recursos naturais renováveis e não renováveis. Dentre estas atividades, destaca-se a exploração mineral, como a exploração de petróleo e gás natural.

A exploração e produção (E&P) de petróleo e gás tem contribuído para alterar a biodiversidade, seja pela perda e fragmentação de

¹⁰ Artigo baseado no trabalho de tese de doutorado desenvolvido pela autora (Garcia, 2007).

¹¹ D.Sc. Planejamento Ambiental (Programa de Planejamento Energético - PPE/COPPE/UFRJ)

¹² D.Sc. em Técnicas Econômicas, Previsão e Prospectiva (École des Hautes Études en Sciences Sociales - EHESS)* Laboratório Interdisciplinar de Meio Ambiente (LIMA/COPPE/UFRJ). Centro de Tecnologia, Bloco I2000, sala 208. Cidade Universitária – Ilha do Fundão.CEP: 21949-900. Rio de Janeiro/RJ.

habitat, pela introdução de espécies e doenças, pela exploração de espécies de flora e fauna, seja pela contaminação do ar, solo e água, podendo até se refletir no aumento do número de espécies em extinção.

A biodiversidade torna-se então uma questão central do planejamento e gestão ambiental. A partir da definição oficial de biodiversidade¹³, é possível identificar pelo menos três níveis de atuação para proteção e conservação da mesma: diversidade genética, diversidade de espécies e diversidade de ecossistemas. Assim, torna-se importante a elaboração, implementação e utilização de mecanismos específicos adequados para cada escala em cada nível. O primeiro passo, essencial para direcionar estes mecanismos, é a identificação da biodiversidade e de suas ameaças. Com o objetivo de contribuir para esta identificação que o presente artigo apresenta as ameaças e o risco de danos à biodiversidade decorrentes de acidentes com derramamento de hidrocarbonetos devido às atividades de E&P *offshore* de petróleo e gás natural. São ainda apresentadas histórias de acidentes ocorridos no Brasil nos últimos anos, exemplificando tais riscos e indicando a necessidade de novos avanços no planejamento ambiental nacional.

1. RISCOS À BIODIVERSIDADE E A E&P OFFSHORE DE PETRÓLEO E GÁS

O risco à biodiversidade é definido como a quantificação do perigo, isto é, da possibilidade de ocorrência de um dano que ameace a biodiversidade. Mais detalhadamente, dano é aqui definido como o prejuízo causado à diversidade biológica, ameaçando-a, alterando-a, e provocando sua degradação. Há ainda questões sociais desencadeadas pelo dano relacionadas à própria privação do equilíbrio ecológico, do bem

estar e da qualidade de vida da população que depende dos serviços ambientais advindos da biodiversidade.

No caso específico das atividades do setor de petróleo, as ameaças impostas à biodiversidade no bioma Zona Costeira e Marinha estão relacionadas aos riscos de danos decorrentes de incidentes e acidentes com derramamento de hidrocarbonetos, principalmente óleo, tanto cru (petróleo bruto) como também seus derivados (diesel, óleo combustível, etc.). As consequências ambientais destes acidentes podem afetar o equilíbrio ecológico e conseqüentemente a qualidade de vida das comunidades locais que dependem dos serviços ambientais (abastecimento de água, pesca, turismo, etc) fornecidos pelos recursos naturais disponíveis (IPIECA, 1991; EBI, 2003). O desequilíbrio ecológico, por sua vez, pode ocorrer por alterações no ambiente físico ou diretamente à fauna e flora (GOMES et al., 2000).

Para avaliar tais consequências existem diferentes medidas, variando de acordo com o nível de organização dos seres vivos: sub-celular, celular, populacional e ecossistêmico. De acordo com Gomes et al. (2000), os danos em níveis inferiores de organização podem ter implicações nos níveis superiores. Por exemplo: os efeitos observados a nível sub-celular, celular e populacional refletem na estrutura das comunidades bióticas, podendo causar uma redução da biodiversidade e conseqüente deterioração do patrimônio genético local. Por isto a avaliação dos danos só pode ser conclusiva quando há uma análise da estrutura das comunidades e dos processos evolutivos no ecossistema (GOMES et al., 2000). Também é importante que esta avaliação seja contínua ao longo do tempo, uma vez que as respostas da biota decorrentes de um dano causado por um poluente, como o petróleo, variam desde o momento em que o poluente é liberado no meio, até décadas após o evento (GOMES et al., 2000). A recuperação do ecossistema pode levar alguns dias ou ser impossível de ocorrer, caracterizando

¹³ “(...) a variabilidade de organismos vivos de todas as origens, compreendendo, dentre outros, os ecossistemas terrestres, marinhos e outros ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos de que fazem parte; compreendendo ainda a diversidade dentro de espécies, entre espécies e de ecossistemas” (BRASIL, 1994a).

uma perda real da biodiversidade local ou até mesmo da biodiversidade global, caso haja endemismo.

Os danos mais comuns à biodiversidade provocados pelo petróleo podem ocorrer por alterações na flora e fauna causadas pela morte direta por recobrimento e asfixia, morte direta por intoxicação, morte de larvas e recrutas, redução na taxa de fertilização, perturbação nos recursos alimentares dos grupos tróficos superiores, bioacumulação, incorporação de substâncias carcinogênicas e efeitos indiretos sub-letais (morte ecológica), além de alterações nos *habitats* (CETESB, 2006; DICKS, 1998).

A morte direta por recobrimento e asfixia pode ocorrer quando óleos pesados e viscosos recobrem os animais e vegetais impedindo-os de fazer as trocas necessárias com o ambiente, como as que ocorrem na respiração, excreção, alimentação e fotossíntese (CETESB, 2006). Nestes casos também pode ocorrer alterações na temperatura corporal, o que pode causar um *stress* térmico, e dificuldades na locomoção. Já a morte por intoxicação ocorre devido a presença de compostos aromáticos tóxicos, como o benzeno, tolueno e xileno, nas frações do petróleo. A morte de larvas e recrutas também é importante, pois as larvas são muito mais sensíveis aos efeitos do petróleo do que os adultos (CETESB, 2006). Outra alteração direta na flora e fauna é a redução na taxa de fertilização, pela redução na quantidade de ovos com sucesso de fertilização. Como consequência pode haver uma perturbação nos recursos alimentares dos grupos tróficos superiores devido à morte de espécies pertencentes aos grupos vegetais e herbívoros, podendo levar a uma alteração na estrutura de toda a comunidade (CETESB, 2006; DICKS, 1998). Considerando a estrutura das comunidades costeiras, efeitos esperados são a redução na riqueza (número de espécies) e alteração na composição das espécies com aumento nas densidades populacionais de espécies resistentes, também chamadas de oportunistas (CETESB, 2006). Como consequência ao desaparecimento de espécies

mais sensíveis, pode ocorrer uma alteração e simplificação da teia trófica, alterando fortemente a biodiversidade local (CETESB, 2006; DICKS, 1998).

Os danos nos organismos resultam em alterações na estrutura e função da comunidade. A perturbação na teia alimentar pode ocorrer por diferentes mecanismos: eliminação seletiva de espécies ou grupos funcionais necessários para a manutenção dos níveis tróficos superiores; perturbação do processamento de detritos, com o impacto nos animais detritívoros; eliminação seletiva de espécies chave como predadores, ou espécies fundadoras, as quais controlam ou dominam interações competitivas; impactos subletais na fisiologia, crescimento, comportamento e reprodução das espécies, resultando em alterações de médio ou mesmo longo prazo na comunidade.

A bioacumulação ou biomagnificação – absorção de compostos químicos pelas mucosas e membranas biológicas - pode fazer com que a concentração de químicos seja muito maior nos organismos do que na própria água do mar, o que pode levar à morte ou redução da resistência a outros estresses e infecções (CETESB, 2006). De outra forma, a presença de substâncias carcinogênicas como o benzopireno e benzantreno no petróleo podem causar tumores em diversos organismos como moluscos, briozoários e algas.

Há ainda os efeitos indiretos sub-letais que não são imediatos, podendo causar a chamada morte ecológica, impedindo que o organismo realize suas funções no ecossistema. Entre estes efeitos estão a dificuldade na localização de presas, problemas na percepção química e motora, inibição da desova, aborto, deformação de órgãos reprodutores, perda de membros, alterações respiratórias, alterações na taxa de fotossíntese, desenvolvimento de carcinomas, entre outros (CETESB, 2006; IPIECA, 1991). Muitos efeitos indiretos e subletais podem ocorrer a médio/longo prazo, em diferentes intensidades, podendo causar a redução das populações das espécies atingidas (CETESB,

2006). No Brasil, estudos sobre alterações na estrutura das comunidades e efeitos subletais em populações de locais sujeitos aos efeitos adversos da E&P *offshore* de petróleo ainda são escassos (SILVA et al., 1997). Porém, os dados existentes mostram que, de acordo com os valores de concentração de óleo em sedimentos e de bioconcentração em peixes e moluscos, há indicações de contaminação moderada e baixa, exceto para os casos de eventos com poluição aguda (SILVA et al., 1997). A mesma situação foi observada nos costões rochosos, muito comuns na região sudeste. Por outro lado, os manguezais apresentam maior sensibilidade à poluição por petróleo não aguda, perdendo de forma substancial suas folhas, aumentando o número de raízes aéreas, levando também à má formação de folhas e frutos, além da diminuição da produção de serrapilheira (SILVA et al., 1997).

A Tabela 1 apresenta o comportamento de diferentes grupos de organismos quando sujeitos

à ação de hidrocarbonetos, bem como os diversos tipos de danos que podem ocorrer.

Diferentes fatores influenciam na determinação do tipo de dano, sua severidade e possibilidade ou dificuldade de recuperação de um ecossistema (IPIECA, 1991; CARDOSO, 2007). O tipo de hidrocarboneto derramado é um destes fatores. A maior toxicidade do hidrocarboneto está associada aos compostos com baixo ponto de ebulição, principalmente os aromáticos. Os óleos pesados, de maior cadeia molecular, como o *bunker*, por exemplo, afetam os organismos principalmente pelo efeito físico (*smothering*), mais do que pela toxicidade. Outra característica do hidrocarboneto, a sua persistência, também determina o potencial de gravidade e dano causado pelo acidente. A variável está relacionada ao intemperismo natural deste no meio, e depende da gravidade específica, que é dada pela densidade, expressa em °API, em relação à água pura.

Tabela 1: Conseqüências e danos biológicos decorrentes da contaminação por hidrocarbonetos (IPIECA, 1991)

Grupo	Conseqüências e danos biológicos
Mamíferos	As baleias, golfinhos, focas e leões marinhos raramente se vêem afetados por um derramamento de hidrocarbonetos. As lontras marinhas são mais vulneráveis devido aos seus hábitos e textura de pele.
Aves	As aves que se movem na fronteira água-ar correm perigo, especialmente os araus. Quando muito impregnadas pelo petróleo costumam morrer. O tratamento exige conhecimentos especiais e medidas adequadas para não prejudicar as aves. A recuperação da população depende da existência de um número de jovens adultos que permitam repor as colônias, ou de uma elevada taxa de reprodução.
Peixes	As ovas e larvas em baías de pouca profundidade podem estar sujeitas a uma elevada mortalidade em virtude de derramamentos, especialmente se ocorre o uso de dispersantes. Os peixes adultos costumam “se proteger” dos hidrocarbonetos. Não existem provas de que derramamentos tenham afetado a população de peixes consideravelmente, em mar aberto. Porém, a contaminação e morte de peixes adultos podem alterar a pesca realizada por comunidades locais, bem como o valor comercial do pescado.
Invertebrados	Os invertebrados compreendem os mariscos (moluscos e crustáceos), ouriços do mar e corais. Todos estes grupos podem sofrer fortes “baixas” caso atingidos por hidrocarbonetos.
Organismos planctônicos	Não foram observados efeitos severos no plâncton em mar aberto, possivelmente devido às altas taxas de reprodutividade e imigração fora da área afetada pelo derramamento.
Algas grandes	O petróleo se adere sempre às grandes algas devido a sua “capa” exterior. Assim, as algas podem experimentar um excesso de peso levando ao rompimento das mesmas quando submetidas à ação das ondas. Muitas algas têm importância econômica, seja como alimento ou para extração de produtos, como o agar. As algas cultivadas com este fim perdem seu valor comercial quando contaminadas por hidrocarbonetos.
Plantas de marismas	Algumas espécies de plantas são mais sensíveis do que outras ao petróleo. As perenes, com raízes subterrâneas, costumam ser mais resistentes do que as de raízes menos profundas. Mas as primeiras a se recolonizarem são as de raízes menos profundas, pois produzem grande quantidade de sementes que são amplamente dispersadas.
Manguezal	O termo manguezal aplica-se a diversas espécies de árvores e arbustos. Possuem diferentes formas de raízes aéreas que os permitem viver em uma “lama” fina pouco oxigenada. São muito sensíveis aos hidrocarbonetos, em parte devido a impregnação do óleo nas raízes aéreas impedindo que o oxigênio chegue às raízes subterrâneas.

Os fatores geográficos também são determinantes. Em mar aberto, longe da costa, o óleo tem dispersão mais rápida, causando, normalmente, um dano mínimo. Já próximo à costa, o dano tende a ser maior, principalmente quando o derramamento ocorre em baías, onde o óleo pode atingir concentrações maiores do que em mar aberto, dificultando a dispersão. Em costas rochosas expostas, o dano ao meio físico-biótico tende a ser menor, pois o óleo não consegue penetrar facilmente, sendo rapidamente retirado pela ação das ondas. Quanto maior a proteção natural da costa, maior a possibilidade de persistência do óleo. Isto ocorre em áreas que possuem alta produtividade biológica, como as com presença de corais e manguezais. Assim, o tempo de recuperação posterior a um derramamento tende a ser maior em costas protegidas ou abrigadas. Porém, esta relação também não é direta devido à influência de outras variáveis.

As condições climáticas também influenciam na determinação do dano. Altas temperaturas e grandes velocidades dos ventos aumentam o processo de evaporação, reduzindo a toxicidade do óleo que permanece na água. A temperatura também afeta a viscosidade do óleo. Esta viscosidade irá determinar a facilidade com a qual ocorrerá a dispersão ou penetração do óleo nos sedimentos. Além disso, a temperatura, juntamente com o suprimento de oxigênio e o fornecimento de nutrientes, determina a taxa de degradação microbiológica do óleo.

Os fatores biológicos, determinantes da sensibilidade local, também são importantes de serem considerados. Diferentes organismos e espécies apresentam diferentes sensibilidades ao óleo. Algumas algas, por exemplo, podem ser muito tolerantes, enquanto que os manguezais e recifes de corais são extremamente sensíveis (ver itens 1.1 e 1.2).

A existência de planejamento e de procedimentos de contingência também é essencial na minimização dos danos e efeitos adversos dos derramamentos de óleo no mar, bem como na maximização da recuperação dos ecossistemas. As chamadas Cartas SAO¹⁴ são importantes instrumentos para auxiliar tal planejamento, bem como as operações de combate aos derramamentos de óleo e o gerenciamento ambiental da Zona Costeira e Marinha de uma forma mais ampla. As cartas SAO devem atender a todos os níveis de derramamentos de óleo, desde grandes vazamentos em áreas remotas, como as áreas *offshore*, passando por derrames de porte médio, a alguma distância das instalações (ao largo do litoral), até incidentes localizados, em pontos específicos da costa ou em águas interiores. Para tal, as normas internacionais recomendam três níveis de detalhamento das cartas: estratégico (bacia marítima ou bacias contíguas), tático (partes do litoral de uma bacia) e operacional (locais de alto risco/sensibilidade ambiental) (MMA, 2004). Os três tipos principais de informações presentes nas Cartas SAO referem-se à sensibilidade dos ecossistemas costeiros e marinhos, classificada por um Índice de Sensibilidade do Litoral (ISL), referente às características geomorfológicas do trecho da costa, à sensibilidade dos recursos biológicos (ex: espécies de flora e fauna sensíveis ao óleo, áreas de reprodução, áreas de berçários, rotas migratórias), e às atividades socioeconômicas (ex: áreas de pesca e maricultura, áreas turísticas, reservas extrativistas, localização de recursos de apoio a atividades de combate – portos, rampas, equipamentos, etc). No Brasil, a identificação e aporte de diretrizes para o mapeamento das áreas sensíveis a derramamentos de óleo cabem ao

¹⁴ Cartas de sensibilidade ambiental para derramamentos de óleo

MMA. As Cartas SAO já disponíveis atualmente referem-se às Bacias Marítimas do Ceará e Potiguar. As bacias com conjunto de Cartas SAO em estágio de elaboração são as Bacias de Santos e do Sul da Bahia, Sergipe, Alagoas, Pernambuco e Paraíba.

Outra variável importante na determinação do nível de dano é a quantidade de óleo na água. Maiores quantidades podem aumentar a penetração em alguns sedimentos, havendo uma maior tendência à formação de “massas de óleo”, que podem se incorporar às rochas. Estas massas são mais persistentes e podem constituir barreiras físicas à recolonização de espécies. O uso de dispersantes pode auxiliar na redução desta quantidade, mas há uma possibilidade destes compostos penetrarem na coluna d’água, causando danos de outra natureza. Em águas profundas de mar aberto os dispersantes são rapidamente diluídos, mas em águas abrigada mais rasas, há o risco de dano ao plâncton, ovos de peixes e larvas, devendo o seu uso ser restringido. No Brasil, a Resolução CONAMA 269 disciplina o uso de dispersantes químicos nas ações de resposta aos derramamentos de óleo no mar. Além de permitir o uso somente de dispersantes devidamente registrados no IBAMA (conforme as Instruções Normativas IBAMA 01 de 2000 e 07 de 2001), a Resolução estabelece critérios para sua aplicação com base em informações técnicas e em árvore de tomada de decisão.

Após o controle do derramamento e da quantidade de óleo residual na água, outras medidas são importantes e podem ser úteis para minimizar o dano, como a reabilitação. Um exemplo relativamente usual é o transplante de manguezais para recuperação em outros locais, que pode acelerar e garantir sua recuperação. Destaca-se a importância da recuperação em regiões em que o petróleo e seus derivados

podem se acumular com facilidade, como as regiões costeiras alagadas e águas rasas.

Considerando todos estes fatores, ainda que o controle e a recuperação sejam possíveis, não significa que o ecossistema atingido voltará à situação anterior ao derramamento. Também é difícil determinar com precisão a extensão dos danos e todas as alterações causadas na biodiversidade, pois os ecossistemas estão em constante estado de mudança, que ocorre sob interferência de vários fatores externos. Assim, torna-se importante a identificação e conhecimento prévio das características e da sensibilidade das áreas onde serão realizadas as atividades de E&P. O conhecimento dos ecossistemas, de sua significância, distribuição, estrutura e função, processos evolutivos, usos sustentáveis de seus recursos, benefícios fornecidos, ameaças, riscos, efeitos da poluição por óleo e dos fatores que influenciam a recuperação, é fundamental para o processo de tomada de decisão desde o seu início, nas instâncias mais estratégicas (políticas, planos e programas), até as instâncias mais operacionais. Nos casos em que a E&P ocorre em locais com ecossistemas extremamente sensíveis, como os manguezais e os recifes de corais, este conhecimento prévio torna-se ainda mais importante. As características gerais destes ecossistemas, funções, usos, as ameaças e riscos de danos decorrentes de liberações acidentais de hidrocarbonetos na E&P *offshore* são apresentados a seguir.

1.1 RISCOS AOS MANGUEZAIS

O manguezal é um ecossistema costeiro de transição entre os ambientes terrestre e aquático, característico de regiões tropicais e sub-tropicais, com incursões ao norte do Trópico de Câncer e ao sul do Trópico e Capricórnio, estendendo-se

por 240.000 km² de linhas de costas e sujeito a regime de marés (NOAA, 2002a; NOVELLY, 1995.). No Brasil, estendem-se desde a foz do rio Oiapoque, no estado do Amapá, até a foz do rio Araranguá, em São Francisco do Sul, Santa Catarina (SOFFIATI, s.d.).

O manguezal é constituído por espécies vegetais lenhosas típicas, tolerantes à água salgada e adaptadas às alterações de salinidade e a baixos teores de oxigênio (NOVELLY, 1995). Este ecossistema ocorre em estuários e lagoas costeiras (SOFFIATI, s.d.) e apresenta condições propícias para a alimentação, proteção e reprodução de muitas espécies animais. É considerado altamente relevante para o equilíbrio ambiental e importante gerador de bens para o extrativismo vegetal, como a madeira, lenha e tanino, e animal, como peixes e caranguejos (SOFFIATI, s.d.) -. Os manguezais são hermafroditas e polinizados quase que exclusivamente por animais, como abelhas, pequenos insetos e pássaros (NOAA, 2002a). Peixes, aves, crustáceos, moluscos e outros invertebrados encontram nos manguezais alimento, refúgio contra predadores e área para reprodução e crescimento (CETSEB, 2006). Apesar de não existirem muitas estimativas de *turnover*¹⁵ dos manguezais, estima-se que este esteja entre 150 a 170 anos, cerca de 30 anos a mais que o *turnover* das florestas tropicais (NOAA, 2002a).

As atividades extrativistas impactam diretamente os manguezais, mas atividades como a E&P *offshore* de petróleo e gás natural também podem apresentar riscos, no caso da ocorrência de derramamentos. Entre os ambientes costeiros, os manguezais podem ser classificados em termos de potencial de vulnerabilidade ao derramamento de óleo como os ecossistemas

mais sensíveis, já que crescem em condições anaeróbias e fazem as suas trocas gasosas através de um sistema de poros ou aberturas propensos a serem cobertos ou obstruídos. Estudos mostram que os manguezais sofrem tanto efeitos tóxicos quanto físicos quando expostos ao óleo (NOAA, 2002a). Os efeitos tóxicos variam de acordo com o tipo do óleo, sendo que os óleos leves apresentando toxicidade mais aguda do que óleos pesados. Os efeitos tóxicos agudos ocorrem a partir de algumas semanas de exposição. Quando o óleo atinge os manguezais os primeiros efeitos observados são o amarelamento e perda das folhas, e a morte de árvores. Já os efeitos tóxicos crônicos se iniciam a partir de um mês e podem ser observados por alterações nas taxas de crescimento e no tempo de reprodução. Também podem ser desenvolvidos mecanismos de adaptação morfológica devido à contaminação residual. No entanto, as modificações podem reduzir as habilidades dos manguezais de resposta a outros estresses, como tempestades e ondas (NOAA, 2002a) (Tabela 2).

Além dos efeitos tóxicos agudos e crônicos há também os efeitos físicos, que podem ser tão danosos quanto os efeitos tóxicos. Com a formação de camadas de óleo que podem cobrir fisicamente plantas e animais, há a possibilidade de sufocamento e outras interferências físicas, ainda que a toxicidade do óleo seja baixa (NOAA, 2002a). Como consequência ocorre uma alteração na capacidade adaptativa natural dos manguezais, como a sobrevivência em um meio com pouco oxigênio e com salinidade variável.

¹⁵ Tempo necessário para que a floresta seja substituída por ela mesma.

Tabela 2: Respostas gerais dos manguezais aos derramamentos de óleo (NOAA, 2002a)

	Estágio	Alteração observada
Agudo	0 – 15 dias	Morte de pássaros, peixes e invertebrados
	15 - 30 dias	Perda de folhas e morte de pequenos manguezais (<1 m). Perda de comunidades nas raízes aéreas
Crônico	30 dias - 1 ano	Perda de folhas e morte manguezais médios (<3 m). Perda de tecidos das raízes aéreas
	1 ano - 5 anos	Perda de folhas e morte manguezais maiores (>3 m). Perda das raízes aéreas. Novo crescimento das raízes (às vezes deformado). Recolonização com novas sementes nas áreas atingidas pelo óleo.
	1 ano – 10 anos	Redução da reprodução. Redução das sementes sobreviventes. Morte ou crescimento reduzido das árvores recolonizadas (incerteza). Aumento dos danos aos insetos (incerteza).
	10 - 50 anos	Recuperação completa.

Eventos com derramamentos em manguezais ocorridos pelo mundo (NOAA, 2002a) mostram que estes são difíceis de serem protegidos e limpos devido ao difícil acesso e ambiente inóspito ao homem. A recomposição de bosques atingidos pode levar décadas se o óleo persistir no substrato, realidade agravada pelo lento crescimento das árvores. A permanência do óleo nos manguezais influencia a recuperação, e pode variar com o grau de exposição às ondas e correntes, com as características geomorfológicas e a topografia da região (CETESB, 2006). Tais fatos devem se traduzir em um maior esforço para a proteção dos manguezais expostos aos riscos das atividades de E&P *offshore*. O item 3 apresenta alguns acidentes com danos aos manguezais que corroboram esta afirmação.

1.2 RISCOS AOS RECIFES DE CORAIS

Os recifes corais são as maiores estruturas vivas conhecidas, construídas por uma série de organismos, sendo os corais, um dos principais construtores. Possuem intensa produtividade biológica e ocorrem em áreas tropicais e subtropicais, locais onde as águas apresentam maiores temperaturas ($T_{\text{média}} = 20^{\circ}\text{C}$), onde há boa iluminação, muita oxigenação, baixa turbidez e poucos nutrientes. Localizam-se próximos à costa, apresentando elevado potencial de dano

causado por atividades de E&P, principalmente o transporte de petróleo e seus derivados (IPIECA, 1992). Atualmente estas estruturas cobrem mais de 600.000 km² do planeta. O Brasil possui os únicos recifes coralíneos do Atlântico Sul. Grandes comunidades coralíneas foram registradas no Brasil desde o Parcel de Manuel Luís, MA (cerca de 01° S) até os recifes de Viçosa, na área de Abrolhos (cerca de 18° S), além de ilhas oceânicas como Atol das Rocas e Fernando de Noronha. Algumas comunidades significativas também foram observadas para o sul, no que foi chamada “zona de desaparecimento das comunidades coralíneas”, estendendo-se até o cabo Frio, RJ (CASTRO, s.d).

A produtividade biológica dos recifes de corais normalmente é de cinquenta a cem vezes maior do que em águas do entorno onde não há a presença de recifes. São estruturas que abrigam comunidades marinhas diversas e complexas. Tais estruturas também apresentam um importante papel no balanço de massa geoquímico dos oceanos, sendo responsáveis pela disposição de mais da metade do cálcio dos oceanos e lagos e mais de mais de 111 milhões de toneladas de carbono por ano (IPIECA, 1992). Em termos socioeconômicos os recifes também têm um papel de destaque, sendo considerados importantes recursos pesqueiros, pois abrigam

uma enorme biodiversidade, e apresentam alta concentração de peixes. Também são importantes barreiras à ação das ondas, erosão costeira, além de serem atrativos turísticos únicos (CASTRO, s.d.).

Diversas são as ameaças aos recifes de corais, dentre elas a poluição por óleo, pelos cascalhos de atividades de perfuração de poços de petróleo, sobrepesca, liberação de efluentes com altas temperaturas, dentre outras. Especificamente em relação à poluição por óleo decorrente de atividades de E&P, nota-se que quando o óleo é leve, sua tendência é boiar sobre os recifes, caracterizando um contato direto. Já no caso de óleos mais pesados pode haver mais do que um contato superficial, e o óleo pode acabar penetrando nos recifes (IPIECA, 1992). Outra forma de contato indireto pode ocorrer pela ação das ondas ou por ação de partículas de sedimentos contaminados pelo óleo, como areia, por exemplo (NOAA, 2002a). Óleos leves também apresentam maior toxicidade do que os pesados. Mas estes, por sua vez, apresentam um potencial maior de danos físicos.

Além dos efeitos agudos existem também os crônicos, que podem matar colônias inteiras. Podem-se destacar as alterações nas taxas de reprodução, quando o óleo reduz a fertilidade dos corais, e inibi os estágios iniciais da vida. Caso o derramamento ocorra na época do pico de reprodução dos corais (uma vez ao ano), o dano pode ser imenso e ameaçar as comunidades (NOAA, 2002a). Outro problema importante é a bioacumulação do óleo nos tecidos dos corais.

Além das alterações nos próprios corais, podem ocorrer também alterações nos outros organismos existentes nos recifes, como peixes, algas e invertebrados. Tartarugas e animais marinhos também podem ser habitantes sazonais destas áreas e podem estar expostos ao óleo no caso de um acidente (NOAA, 2002a). A contaminação do plâncton também é importante, pois estes servem de alimento para uma

variedade de organismos dos recifes, incluindo os próprios corais, que podem acabar ingerindo o óleo por meio da alimentação (NOAA, 2002a).

Apesar destas ameaças, existe a possibilidade de regeneração dos recifes de corais mesmo quando estes são danificados. Porém, a forma como estes processos se dão e o tempo necessário para sua ocorrência ainda não são bem conhecidos pela ciência. Estudos de campo mostram resultados ambíguos quanto a capacidade de recuperação dos corais. Afirma-se que eventos crônicos são mais prejudiciais que derramamentos isolados, apesar destes serem mais visíveis e apresentarem maior destaque na mídia. Casos reais como o do Golfo de Eilat e do Mar Vermelho (IPIECA, 1992) mostram que, depois de cerca de dez anos, os corais podem iniciar seu re-estabelecimento, caso as águas já estejam limpas e livres de óleo. Porém, corais que sofreram por poluição crônica não mostraram possibilidades de re-estabelecimento. É importante frisar que, mesmo quando não há danos aos corais, podem ocorrer danos aos organismos associados, como algas e crustáceos, comprometendo os recifes.

Os danos apresentados aqui podem ser observados em alguns dos principais acidentes ocorridos nos últimos anos na E&P *offshore* de petróleo e gás natural no Brasil, conforme o item 3, a seguir.

3. ACIDENTES COM DANOS À BIODIVERSIDADE NO SETOR DE PETRÓLEO E GÁS NATURAL NO BRASIL

Os riscos à biodiversidade decorrentes das atividades de exploração, produção, estocagem, refino e transporte de petróleo e gás natural, principalmente em ecossistemas sensíveis como manguezais e recifes de corais, são evidenciados em diversos acidentes ocorridos ao longo dos últimos anos em diversas regiões do Brasil e do mundo (NOAA, 2002a; NOAA, 2002b). A

seguir, são destacadas histórias de três importantes acidentes recentes ocorridos no Brasil: um no transporte de óleo por duto, um em uma plataforma de produção e outro ocorrido no transporte de hidrocarboneto por navio. Pelas histórias, é possível observar que todos os acidentes, de alguma forma, apresentaram riscos à biodiversidade, alguns concretizados em danos, outros não.

A análise dos acidentes ocorridos evidencia alguns riscos de danos à biodiversidade devido às liberações acidentais de hidrocarbonetos no setor de petróleo e gás *offshore* no Brasil. As estatísticas mostram uma redução no número e no volume dos derramamentos de hidrocarbonetos nos últimos anos, sugerindo uma melhoria na

tendência evolutiva. Porém, a avaliação da significância dos derramamentos em termos de ameaças à biodiversidade indica que esta não está associada apenas ao volume de hidrocarboneto derramado, mas também às características dos ecossistemas locais, de seus *habitats* e espécies. A grande preocupação é que estas atividades vêm crescendo não apenas em áreas (blocos de E&P), mas também em volume de produção nos últimos anos (ANP, 2006). O país é o segundo da América do Sul em reservas de petróleo, com grande parte destas localizadas em áreas *offshore* (ANP, 2006). As conseqüências dos acidentes com liberações de hidrocarbonetos podem afetar o equilíbrio ecológico, e conseqüentemente, a qualidade de vida das comunidades locais.

Quadro 1: Acidente do oleoduto na Baía de Guanabara

O acidente da Baía de Guanabara, ocorreu em janeiro de 2000, quando o duto PE-II da Petrobras, que bombeava óleo da Refinaria de Duque de Caxias para a Ilha D'Água rompeu-se. O vazamento de cerca de 1,3 milhão de litros de óleo refinado, considerado um acidente de grande porte pela International Tanker Owners Pollution Federation (ITOPF), ocorreu por um canal do manguezal, a 30 metros da entrada do mar, fazendo com que a mancha de óleo se dispersasse e atingisse as praias do fundo da baía.

O duto PE-II, com 16,4 km de extensão, começou a operar em 1993, e em 10 de março de 1997 passou pelo seu primeiro evento acidental, quando cerca de 3 milhões de litros de óleo combustível vazaram em uma região de mangue, entre as instalações da REDUC e a orla da Baía de Guanabara. Diversas possíveis causas foram apontadas para esse acidente, como falhas na estrutura do material que em pequenos trechos sofria um processo de corrosão, demora na detecção do vazamento, e alta tensão por dilatação térmica, o que era preocupante, uma vez que o duto trabalhava com produtos quentes (MALHEIROS, 2002).

Apesar destes sinais precursores, um novo vazamento não pôde ser evitado e muitas das causas apontadas em 1997 se repetiram em 2000. Os impactos ambientais e socioeconômicos do acidente são incontestáveis e despertaram uma série de preocupações, tanto por parte das autoridades, como, também, da sociedade, em relação ao risco na indústria de petróleo. Havia ainda riscos significativos à biodiversidade. A bacia hidrográfica da Baía da Guanabara está situada no Estado do Rio de Janeiro e é composta por cerca de 35 rios que nascem na Serra do Mar e maciços litorâneos e desembocam na Baía. Dentre estes rios, estão os rios Macacu, Caceribu, Iguaçu, Saracuruna, Suruí, Magé, Iriri. Os rios desta bacia cortam 15 municípios do Estado do Rio de Janeiro.

A área é intensamente utilizada por pescadores, principalmente devido a presença de carangueijos, e apresenta a Área de Proteção Ambiental de Guapimirim (APA de Guapimirim). A APA possui 140 mil ha de área, abrangendo, além de manguezais, que ocupam 50 % (por cento) desse total, a coleção de águas à frente dos mesmos, em uma faixa de terra firme adjacente. O manguezal representa o último reduto em área contínua desse ecossistema nessa região, por onde deságuam 70 % (por cento) da contribuição de água doce para toda a Baía da Guanabara. Além do manguezal, e das comunidades de carangueijos, as aves associadas aos manguezais também estiveram sob risco de serem atingidas pelo óleo.

Quadro 2: Acidente da plataforma P-36

Quando ainda discutia-se sobre os danos causados pelo acidente da Baía de Guanabara, ocorre o afundamento da P-36, em 2001. Esse foi o pior acidente em bases de produção de petróleo no Brasil, desde a explosão da plataforma de Enchova, em 1984, quando 37 pessoas morreram.

A P-36 foi, inicialmente, projetada como uma unidade de perfuração, mas foi modificada para se transformar em uma unidade de produção. Desde maio de 2000, estava operando no campo Roncador, da Bacia de Campos, a cerca de 150 km da costa, em uma lâmina d'água de 1.340 m, produzindo, na época do acidente, 84.000 barris de petróleo/dia e 1,3 milhões de m³/dia de gás natural, sendo considerada a maior plataforma semi-submersível de produção do mundo (MALHEIROS, 2002).

O relatório divulgado pela Comissão de Sindicância do acidente da P-36 concluiu que o desencadeamento das explosões começou durante o processo de drenagem e levou ao rompimento de um dos tanques laterais. Dezesete minutos depois do rompimento do tanque, o gás disperso entrou em combustão e causou outra grande explosão, que levou à morte de onze componentes da brigada. Apesar das tentativas de expulsão da água da unidade com a injeção de nitrogênio e ar comprimido, cinco dias após a primeira explosão, a plataforma submergiu e afundou completamente (MALHEIROS, 2002). A sindicância apontou, ainda, outras prováveis causas, como um defeito no ajuste das tubulações e deficiência na estrutura montada para atendimento a situações de emergência (Clube do Petróleo e Gás, 2002). Como consequência, a Comissão de Investigação ANP/DPC constatou a necessidade de aprimoramento dos Planos de Contingência para acidentes de grandes proporções e os esquemas de resposta a emergência de grande risco, além, da revisão dos critérios de projetos de engenharia em unidades flutuantes de produção de petróleo e gás natural (MALHEIROS, 2002).

Não há registros de significativo volume de derramamento de óleo, pois este foi retirado antes do completo afundamento da plataforma. Mas os riscos eram grandes. Na região há a ocorrência de importantes grupos da biota marinha, como as tartarugas amarela e tartaruga verde, com desova localizada na proção norte fluminense do litoral. Há ainda a presença de espécies de cetáceos como o boto cinza e a toninha, que realizam suas atividades alimentares, reprodutivas e criação de filhotes na região. Destaca-se ainda a presença da baleia jubarte, espécie tipicamente migratória, que sazonalmente cruza a Bacia de Campos em direção à Abrolhos. Há também ocorrência de aves marinhas como os atobás, fragatas e gaivotões. Em termos de áreas protegidas tem-se a Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e a APA de Massambaba (DEVON, 2006).

Quadro 3: Acidente do navio Nordic Marita

Em junho de 2003, durante uma operação de descarregamento de óleo procedente da Bacia de Campos (RJ), do navio afretado N/M Nordic Marita para o TEBAR - Terminal Marítimo Almirante Barroso da TRANSPETRO (SP), ocorreu o afrouxamento de três braços de descarga que estavam conectados entre o pier sul e o navio, gerando o derramamento do produto. O óleo vazado foi jateado para o convés do referido petroleiro e para o mar, localizando-se primeiramente sob o pier sul e espalhando-se pelo Canal de São Sebastião (CETESB, 2003). Não sabe-se ao certo a quantidade de óleo derramado. As projeções variam de 25 mil litros, de acordo com a Transpetro, 40 a 60 mil litros, de acordo com o comandante e até 200 mil litros, de acordo com o SINDIPETRO (CETESB, 2003).

De acordo com o relatório da CETESB (2003), diversas praias foram atingidas, bem como bancos de macrófitas, aves aquáticas e outros animais. No trajeto das manchas, que envolveu mais de 120 km de costa, estavam diversas ilhas como Ilha do Mar Virado, Ilha do Tamanduá e Ilha Anchieta. As praias atingidas foram Ponta Aguda, Mansa, da Lagoa e uma lagoa costeira, todas localizadas na Ponta Grossa, região preservada, de difícil acesso, entre os municípios de Caraguatuba e Ubatuba. Costões rochosos situados nesta região foram parcialmente afetados mas, por estarem expostos à forte ação das ondas, não foi necessária intervenção humana para limpá-los. As áreas consideradas mais sensíveis foram protegidas, como manguezais do Rio Juqueriquerê, as criações de mexilhões, algumas praias de Ilhabela e de São Sebastião, as ilhas especialmente a Ilha Anchieta, sede do Parque Estadual Marinho do mesmo nome e à lagoa costeira da praia da Ponta Aguda, graças ao posicionamento de barreiras absorventes e de contenção (CETESB, 2003).

Ciente da realidade apresentada, o Brasil tem buscado promover a conservação da diversidade biológica em seu território, bem como o uso sustentável de seus recursos naturais. Uma comprovação prática desta afirmativa é a evolução histórica da entrada em vigor das principais convenções globais que tratam das questões de biodiversidade - Convenção de Diversidade Biológica (CDB), Convenção Ramsar para conservação e uso racional de zonas úmidas, Convenção sobre Espécies Migratórias, Convenção CITES, sobre o Comércio Internacional de Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção, Convenção para a Proteção do Patrimônio Mundial Cultural e Natural – (GARCIA, 2007). Paralelamente, observa-se também o estabelecimento de estratégias nacionais específicas de conservação e uso sustentável da biodiversidade. Mas apesar da preocupação com a proteção e conservação da

biodiversidade vir ganhando cada vez mais espaço nas discussões políticas internacionais e nacionais, nota-se que os riscos ainda se fazem presentes, demandando maiores avanços.

CONCLUSÃO

O presente artigo mostrou que, apesar de todo o avanço em termos de planejamento e gestão ambiental, de desenvolvimento de tecnologias mais seguras e de estruturas de resposta a derramamentos de hidrocarbonetos, a frequência e severidade das conseqüências para a biodiversidade decorrentes dos eventos acidentais do setor de petróleo e gás natural *offshore* no Brasil continuam elevadas. O fato de o Brasil ser considerado um dos países mais biodiversos do mundo, e da biodiversidade ser considerada como um ponto estratégico do planejamento e gestão ambiental do país, chama ainda mais atenção para o problema. Conclui-se que, apesar de terem sido mapeadas algumas frentes de trabalho no Brasil, principalmente nos níveis mais operacionais, focadas para a minimização dos danos e efeitos adversos dos derramamentos de hidrocarbonetos no mar, bem como na maximização da recuperação dos ecossistemas, observa-se ainda diversos pontos para melhoria, como a realização de estudos de campo para levantamento da biodiversidade em escalas apropriadas e das alterações causadas pela E&P, e a realização de estudos de laboratório para avaliar o comportamento da biodiversidade em diferentes contextos de E&P, bem como sua capacidade de recuperação. Nota-se também a falta de metodologias de avaliação de riscos à biodiversidade adequadas para influenciar os níveis mais estratégicos (Políticas, Planos e Programas - PPP) do processo de tomada de decisão do setor, apontando para a necessidade de novos desenvolvimentos, que tenham como objetivo viabilizar a consideração do risco à biodiversidade de modo efetivo, e contribuir para evitar a re-ocorrência de acidentes com conseqüências severas e catastróficas para o equilíbrio ecológico.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANP, 2006a, *Anuário estatístico 2006*. ANP, Rio de Janeiro/RJ
- BRASIL, 1994. *Convenção da Diversidade Biológica. Decreto Legislativo nº 2* de 8 de fevereiro de 1994. Brasília/DF.
- CARDOSO, A. M., 2007. *Sistema de informações para planejamento e resposta a incidentes de poluição marítima por derramamento de petróleo e derivados*. COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ.
- CASTRO, C.B. s.d. *Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da zona costeira e marinha - recifes de coral*. Departamento de Invertebrados, Museu Nacional, UFRJ. Disponível em www.anp.gov.br – manual para licenciamento ambiental
- CETESB, 2003. *Relatório Técnico: Atendimento 178/03, Operação TEBAR VII – Pier Sul* O.S. 42.43.03.00. Agosto, 2003. São Paulo/SP.
- CETESB, 2006. *Impactos ambientais*. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/emergencia/acidentes/vazamento/impactos/efeitos.asp>. Acesso em novembro de 2006.
- CLUBE DO PETRÓLEO E GÁS, 2002. “Acidente da P-36”. *Notícias Clube do Petróleo e Gás – petróleo, gás, petroquímica e química*. Publicações Valette. Disponível em: www.clube-do-petroleo-e-gas.com.br. Acesso em junho de 2002.

- DEVON, 2006. RIMA: *Relatório de Impacto Ambiental – desenvolvimento e produção de petróleo do campo de Polvo na Bacia de Campos*. Consultoria Ambiental Ecologus – Engenharia Consultiva. Rev. 03. Rio de Janeiro/RJ.
- DICKS, B., 1998. “The environmental impact of marine oil spill – effects, recovery and compensation”. *International seminar on tanker safety, pollution prevention, spill response and compensation*. Novembro de 1998, Rio de Janeiro, Brasil.
- EBI, 2003. *Integrating Biodiversity Conservation into Oil & Gas Development*, EBI & Conservation International.
- GARCIA, 2007. "Avaliação Estratégica do Risco à Biodiversidade (AERB) nos Planos e Programas da E&P offshore de Petróleo e Gás Natural no Brasil". Tese de Doutorado do Programa de Planejamento Energético (PPE/COPPE/UFRJ), Rio de Janeiro/RJ.
- GOMES, A.S.; Palma, J.J.C. & Silva, C.G., 2000. “Causas e conseqüências do impacto ambiental da exploração dos recursos minerais marinhos”. *Brazilian Journal of Geophysics*, Vol. 18(3), 2000.
- IPIECA, 1991. *Directrices sobre las consecuencias biológicas de la contaminación por hidrocarburos*. Repertorio de Informes IPIECA. Volume 1. International Petroleum Industry Environmental Conservation Association, Londres, Reino Unido.
- IPIECA, 1992. *Impactos biológicos de la contaminación por hidrocarburos: arrecifes de coral*. Serie de Informes de IPIECA. Volume 3. International Petroleum Industry Environmental Conservation Association, Londres, Reino Unido.
- MALHEIROS, T., 2002. *O controle ambiental federal das atividades de exploração e produção de petróleo e gás natural no novo cenário de flexibilização do monopólio estatal no Brasil*. PPE/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro/RJ.
- MMA, 1998. *Primeiro Relatório Nacional para a Convenção sobre Diversidade Biológica*. Ministério do Meio Ambiente. Brasília/DF
- MMA, 2004. *Atlas de sensibilidade ambiental ao óleo das bacias marítimas do Ceará e Potiguar*. Programa de Gerenciamento Ambiental Territorial. Projeto de Gestão Integrada dos Ambientes Costeiro e Marinho. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Qualidade
- NOAA, 2002a. *Oil spills in mangroves: planning & response considerations*. National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA Ocean Service, Office of Response and Restoration. Seattle, Washington.
- NOAA, 2002b. *Oil spills in coral reefs: planning & response considerations*. National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA Ocean Service, Hazardous Materials Response Division, Office of Response and Restoration. Seattle, Washington.
- NOVELLY, Y.S, 1995. *Introdução, Manguezal: Ecossistema entre a Terra e o Mar*. São Paulo: Caribbean Ecological Research.
- OECD/IEA, 2006. *World Energy Outlook 2006*. Slide Library.
- PRIMACK, R.B. & RODRIGUES, E., 2001. *Biologia da Conservação*. Editora Planta. Londrina.
- SILVA, E.M.; Peso-aguiar, M.C.; Navarro, M.F.T. & Chastinet, C.B.A., 1997. “Impact of petroleum pollution on aquatic coastal ecosystem in Brazil”. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16(1): 112-118.

SOFFIATI, A., s.d. Manguezais e conflitos sociais no Brasil Colônia.sl.

Ocorrência de espécies exóticas no Parque Florestal de Ibiporã - PR

Janete Teixeira Costa¹⁶

Daniela Estevan¹⁷

Walter Miguel Kranz¹⁸

Edmilson Bianchini¹⁹

Inês Cristina de Batista Fonseca²⁰



Objetivando-se caracterizar a flora exótica do Parque Florestal de Ibiporã (PFI) e estabelecer as bases iniciais para o manejo dessas plantas, realizou-se o levantamento das espécies presentes em cinco localidades do Parque: borda da mata, trilhas, áreas de reflorestamentos antigos, área do viveiro de mudas florestais e o interior da mata. Buscou-se evidenciar quais das espécies encontradas são possíveis invasoras de ambientes florestais, com base nas informações de diferentes fontes e na literatura disponível. A coleta das amostras de plantas foi realizada pelo método de caminhadas e busca ativa. Foram realizadas seis incursões nas áreas descritas, de junho a outubro de 2006. Foram encontradas 39 espécies de plantas exóticas, sendo 20 espécies arbóreas (51%), 7 (sete) arbustivas (18%), 10 herbáceas (26%) e duas lianas (5%). Do total, 12 espécies foram coletadas na borda, 10 nas trilhas, 14 nas áreas de reflorestamento e 11 no viveiro. Algumas espécies foram encontradas em mais de uma localidade. Nenhuma espécie exótica foi encontrada no interior da mata. Recomenda-se prioridade no controle da espécie herbácea *Sansevieria trifasciata* Prain e das lianas *Syngonium* cf. *podophyllum* Schott e *Glycine wightii* (Graham ex Wight & Arn.) Verdc. A espécie *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit, por estar estabelecida há mais de 20 anos, será utilizada em estudos populacionais.

¹⁶ Bióloga, Funcionária do Instituto Ambiental do Paraná. Doutoranda do Curso de Pós-graduação em Agronomia, Universidade Estadual de Londrina, Departamento de Agronomia. E-mail: janetecosta@iap.pr.gov.br

¹⁷ Professora do Centro Universitário Filadélfia - UNIFIL, Ciências Biológicas. Avenida Juscelino Kubitschek, 1626. CEP. 86020-000. Londrina, PR, Brasil. E-mail: daniela.steves@unifil.br

¹⁸ Pesquisador do Instituto Agrônomo do Paraná. Área de Fitotecnia. Caixa Postal 481. CEP. 86001-900. Londrina, PR, Brasil. E-mail: wkranz@iapar.br

¹⁹ Professor da Universidade Estadual de Londrina, Departamento de Biologia Animal e Vegetal. Caixa Postal 6001. CEP. 86051-990. Londrina, PR, Brasil. E-mail: bianchi@uel.br

²⁰ Professora da Universidade Estadual de Londrina, Departamento de Agronomia. Caixa Postal 6001. CEP. 86051-990. Londrina, PR, Brasil. Fone: (43) 3371 4776 E-mail: inescbf@uel.br

INTRODUÇÃO

O processo de invasão dos ambientes naturais por espécies exóticas, vegetais ou animais, tem sido denominado de “Contaminação Biológica”. Há o consenso de que, depois do desmatamento e conseqüente fragmentação dos ambientes naturais, as invasões biológicas são a segunda maior causa de redução de espécies, causando prejuízo à biodiversidade (CLOUT &

O processo biológico da invasão ocorre em duas fases: o estabelecimento inicial da espécie em uma determinada localização espacial e a sua dispersão no espaço. Existem, conceitualmente, duas maneiras de prever qual a velocidade de dispersão. O primeiro seria através de parâmetros relevantes do ciclo de vida da espécie, como a distribuição espacial dos descendentes em relação aos pais, o número de descendentes produzidos, a idade de reprodução da espécie. A segunda maneira, mais amplamente aceita, utiliza modelos matemáticos aplicados na fase em que a taxa de dispersão é linearmente assintótica (HASTINGS, 1996). Para WILLIAMSON & FITTER (1996), o modelo estatístico mais apropriado indica a proporção em que espécies exóticas alcançam diferentes níveis de sucesso na invasão, pela regra de dez (a cada dez espécies introduzidas, uma se torna estabelecida e uma entre dez estabelecidas se torna peste, ou seja, invasora).

Entretanto, nenhum desses modelos foi, ainda, capaz de prever com segurança qual o padrão de dispersão de uma espécie de planta, havendo necessidade de análise dos maiores mecanismos envolvidos e, também, da estrutura do habitat disponível (DIETZ, 2002). Este autor relaciona três problemas a serem resolvidos: a)

POORTER, 2005), à saúde humana (SILVEIRA, 2006) e à economia dos países afetados. Calcula-se que as espécies exóticas invasoras causem prejuízos da ordem de US\$ 1,4 trilhões ano⁻¹ no mundo e de US\$ 4,9 bilhões ano⁻¹ no Brasil (PIMENTEL *et al.*, 2000). Assim como as pastagens, a silvicultura e a deposição de nutrientes, as espécies exóticas podem contribuir para a diminuição da estabilidade dos ecossistemas (TILMAN, 1996).

os processos relacionados à dispersão e ao padrão de distribuição são fortemente dependentes de escala, requerendo metodologias diferenciadas para previsão e controle de dispersão; b) é necessário determinar quais dos diversos fatores têm maior influência sobre a dispersão em certa escala; c) existe um paradigma relacionado a necessidade de erradicação de uma espécie invasora nas fases iniciais de dispersão e a necessidade de geração de conhecimentos sobre o comportamento da espécie invasora em um determinado habitat.

Os pequenos avanços alcançados na proposição de teorias que ajudem a entender quais atributos tornam algumas espécies mais invasivas do que outras, ou, o que faz alguns ecossistemas serem mais susceptíveis a invasões, tem gerado pessimismo (REJMÁNEK & RICHARDSON, 1996). Com foco nesta questão esses autores desenvolveram, com sucesso, uma metodologia, que permite discriminar a capacidade invasiva de espécies do gênero *Pinus* L., com base em um pequeno número de características biológicas (peso médio de semente, intervalo médio entre duas grandes produções de sementes e mínimo período juvenil). Outras características biológicas avaliadas não contribuíram

significativamente para a discriminação das espécies invasoras.

Esta função discriminante foi também aplicada para as 40 espécies mais invasivas de 40 diferentes gêneros de angiospermas (REJMÁNEK & RICHARDSON, 1996). Embora eficiente, a função discriminante falhou para duas das espécies de angiospermas testadas. Além disso, para aplicá-la são necessários conhecimentos de parâmetros biológicos, dados que não estão disponíveis, atualmente, para a maioria das espécies.

Fatores relacionados ao ambiente, como uma menor diversidade natural, a ausência de competidores e predadores naturais da espécie exótica introduzida e o grau de perturbação do ecossistema podem contribuir para a dispersão de espécies exóticas (ZILLER, 2000).

Alguns ambientes são, aparentemente, mais susceptíveis a invasões biológicas do que outros. Os ambientes abertos, como o cerrado, os campos nativos e as dunas são susceptíveis a invasões por diferentes grupos (PIVELLO *et al.*, 1999; LIESENFELD & PELLEGRIM, 2005). Os ambientes florestais naturais são, entretanto, considerados isentos de invasões, desde que não ocorram distúrbios importantes (RAPOPORT, 1991). Entretanto, o elevado grau de fragmentação das florestas, a expansão dos centros urbanos, a proximidade de áreas agrícolas, são potenciais fontes de distúrbios.

Os distúrbios podem ser classificados como endógenos, quando causados por agentes inerentes ao próprio ambiente, por exemplo, as escavações feitas por animais e os alagamentos periódicos em zonas ripárias; ou, exógenos, quando associados com atividades humanas, como a construção de estradas e trilhas, a criação de centros urbanos, a agricultura em larga escala. As espécies exóticas se dispersam mais facilmente nas áreas de ocorrência de impactos exógenos do que as espécies nativas (LARSON, 2003).

A criação das unidades de conservação constitui um importante instrumento para a preservação das espécies, ecossistemas e paisagens em todo o planeta (IUCN, 2000). O manejo destas unidades deve estar focado no funcionamento e no equilíbrio natural das espécies que as caracterizam. Nas últimas décadas, a preocupação com a dispersão de espécies exóticas nos ambientes naturais motivou a criação de vários programas internacionais propondo mecanismos e estratégias para o registro, troca de informações e o controle das espécies exóticas invasoras (CLOUT & POORTER, 2005).

No Brasil, o Ministério do Meio Ambiente, através do Instituto Horus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, em parceria com a The Nature Conservancy (TNC), iniciou, em 2003, a catalogação das espécies exóticas invasoras em todo o território brasileiro. Estas instituições não governamentais apresentaram uma lista de mais de 100 espécies exóticas da flora com indicativos de processos invasivos (INSTITUTO HORUS, 2005). No Paraná, o Instituto Ambiental do Paraná (IAP) desenvolve ações para erradicar as espécies exóticas invasoras em todas as unidades de conservação sob sua administração (CAMPOS & RODRIGUES, 2006).

O Parque Florestal de Ibiporã, com área de 74,05 ha, é uma das 16 unidades de conservação de proteção integral da formação Floresta Estacional Semidecidual sob administração do Estado do Paraná (IAP, 2006). Constitui importante área de preservação da flora natural, de refúgio da fauna e local apropriado para a prática de educação ambiental. Localizado na região peri-urbana do município de Ibiporã sofre a influência tanto da área urbana quando das áreas rurais do entorno. Uma das conseqüências desta localização é a ocorrência de espécies exóticas de origem

paisagística e da atividade agrícola. Elas representam um risco potencial à conservação da biodiversidade, devido à possibilidade de se tornarem invasoras.

Este trabalho apresenta a relação de espécies exóticas existentes nas diferentes localidades do Parque Florestal de Ibiporã, amostradas entre junho e outubro de 2006, objetivando-se estabelecer as bases iniciais para o manejo dessas espécies. Buscou-se responder a seguinte questão: quais destas espécies são possíveis invasoras de ambientes florestais?

Nesse trabalho, consideraram-se exóticas as espécies oriundas de outros países ou continentes, que não pertençam à flora do País, não sendo, portanto, nativas ou indígenas (LORENZI *et al.*, 2003).

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O Parque Florestal de Ibiporã (PFI) constitui um pequeno fragmento florestal, localizado no município de Ibiporã – PR, entre 51° 02' 05" e 51° 01' 40" de longitude oeste e 23° 15' 05" e 23° 15' 40" de latitude sul. Está inserido na região geológica do terceiro planalto paranaense, que faz parte da formação Serra Geral, do Grupo São Bento, na região de influência do baixo vale do rio Tibagi. Nessa região, predominavam as florestas tropicais, com ocorrência marcante da peroba (*Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg.), definidas pelo sistema Fisionômico-Ecológico de classificação da vegetação como Floresta Estacional Semidecidual (VELOSO *et al.*, 1991; RODERJAN *et al.*, 2002).

O relevo é suavemente ondulado, com isolinhas que variam entre 400 e 500 metros de altitude, com declividade em direção ao norte geográfico e à vertente da margem direita do Ribeirão Jacutinga, afluente do Rio Tibagi. O tipo de solo predominante é o Latossolo

Vermelho (EMBRAPA, 1999), nas regiões de menores altitudes, ocorrendo afloramento de rocha em forma de lages ou de matacões seguindo-se em direção ao divisor topográfico, no limite sudeste do Parque.

O clima da região é Cfa, subtropical úmido, mesotérmico, com verões quentes e geadas pouco frequentes, pela classificação de Koeppen, com temperatura média de 24,8 °C, sendo julho o mês mais frio (média mínima de 13,4 °C) e fevereiro o mês mais quente (média máxima de 30,3 °C). Ocorre um período de maior pluviosidade de novembro até fevereiro, com pico em janeiro (215,4 mm) e um período de menor pluviosidade nos demais meses, com valores mais baixos no mês de agosto (46,6 mm). Estes são dados de médias anuais no período de 1973 a 2005, obtidos nos registros da Estação Meteorológica de Ibiporã (IAPAR, 2006), distante em 2000 m, aproximadamente, do PFI.

Os recursos hidrológicos superficiais do Parque são pequenos. Ocorrem duas minas de água, localizadas, uma delas, na região mais alta ao sul e, outra, na região de menor altitude, próximo do limite norte. Na primeira, a água apenas aflora, porém, não tem fluxo suficiente para escorrer superficialmente. A segunda forma uma pequena corrente que deságua, fora dos limites do Parque, no Córrego Ipê, afluente do Ribeirão Jacutinga. O lençol de água subterrânea encontra-se à profundidade de 120 m, aproximadamente, conforme dados obtidos de poço artesiano perfurado, recentemente, na área ocupada pelo viveiro de mudas florestais.

A vegetação do Parque foi descrita no final da década de 80 como uma formação florestal secundária e uniforme em 95% da área, oriunda de regeneração natural após corte seletivo intenso (RODERJAN & MEDEIROS, 1988). O restante da área era constituído por

capoeiras reflorestadas com *Eucalyptus* L'Hér. (1,6%), áreas de reflorestamento com espécies nativas e exóticas (1,8%) e área de uso comum (1,6%) (Figura 1).

Atualmente, as áreas de reflorestamento estão integradas à formação florestal nativa, observando-se, porém, grande número de espécies heliófilas e de lianas, poucas espécies de epífitas, tanto nas áreas reflorestadas como

na formação original, características estas próprias de formações secundárias. Entretanto, na formação secundária original ocorrem também espécies de desenvolvimento tardio e climáticas, evidenciando-se o potencial deste remanescente em desenvolver processo de ativa regeneração.

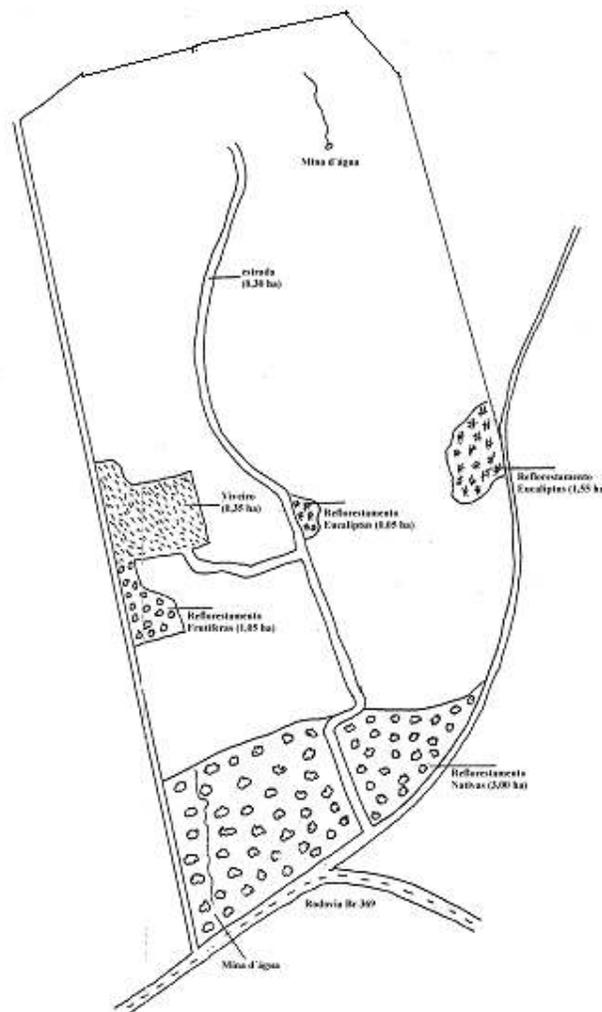


Figura 1. Caracterização de áreas reflorestadas dentro da vegetação natural do Parque Florestal de Ibirorã (extraído de RODERJAN & MEDEIROS, 1988).

2.2 Histórico de perturbações

A área atualmente ocupada pelo PFI teve origem na regularização do remanescente de terras devolutas da antiga concessão Beltrão, em uma área conhecida como Fazenda do Estado (IAP, 1988), posteriormente sob a administração do Instituto Agrônomo do Paraná. – IAPAR. Em 1980, passou para a administração do Instituto de Terras Cartografia e Florestas – ITCF, com a instituição do o Parque Florestal de Ibiporã, através do Decreto nº. 2.301 (PARANÁ, 1980).

A pressão de corte de espécies madeireiras foi bastante intensiva nas décadas de 60 e 70, segundo informações obtidas na região. Entretanto, a vegetação nunca sofreu corte raso, exceto nas áreas descritas como áreas reflorestadas e área de uso comum (Figura 1). O corte seletivo, entretanto, descaracterizou de tal modo a formação florestal, que esta mais se aproximava de uma formação secundária do que de uma floresta primária alterada (RODERJAN & MEDEIROS, 1988).

A ocorrência de queimadas não era incomum, atingindo principalmente as áreas de capoeiras e a borda da mata, onde havia proliferação de capim-colonião. Por volta de 1978, ocorreu o último grande incêndio, que atingiu a parte leste do PFI. Após a instituição do PFI não mais ocorreram queimadas no interior da mata.

A proximidade da região urbana e de áreas agrícolas representa possibilidade de perturbações de diferentes origens, como a dispersão de sementes de plantas exóticas oriundas de paisagismo ou atividades agro-pecuárias, a caça, os incêndios causados pela prática de limpeza de estradas rurais e a disseminação de poluentes urbanos e indústrias, entre outros.

A área descrita como capoeira foi utilizada para deposição de resíduos, em um período anterior a criação do PFI. Outra fonte de perturbação mais recente, e ainda ocorrente, é a introdução de águas pluviais originárias de ruas

asfaltadas e do Cemitério Municipal, vizinho ao Parque. As águas pluviais formaram uma erosão de porte médio e são veículo para a disseminação de sementes de plantas exóticas usadas na arborização urbana e na ornamentação do Cemitério e áreas adjacentes.

Nas proximidades do PFI, a menos de 100 metros de distância, há uma pedreira que, ao realizar detonações, produz barulho e tremores de terra que assustam animais e podem contribuir para a queda de árvores devido aos danos físicos causados e, indiretamente, pela desestruturação das rochas no subsolo. Além disso, a poeira levantada pelo trânsito de caminhões nas estradas laterais do PFI, provavelmente afeta o desenvolvimento das plantas.

O viveiro de mudas florestais, pela utilização de sementes de outras regiões e mesmo de sementes de espécies exóticas, constitui fonte potencial de perturbações. O próprio trânsito de veículos e pessoas pode propiciar a introdução de sementes, especialmente de plantas infestantes ou invasoras, muitas delas exóticas, oriundas de regiões agropecuárias.

2.3 Amostragem

As áreas alteradas em um fragmento florestal são os possíveis locais de ocorrência de plantas exóticas. No Parque Florestal de Ibiporã, foram escolhidos quatro locais favoráveis à introdução, acidental ou deliberada, dessas espécies: a borda da mata em todo o entorno do PFI, que inclui a faixa ocupada pela erosão; as trilhas existentes; as áreas de reflorestamento e a área ocupada pelo viveiro de mudas florestais. Foi considerada como borda, nesse trabalho, uma faixa de 30 metros no entorno do parque e, como trilha, o leito desta e uma faixa de 10 metros adjacente à sua margem.

Para a coleta das plantas optou-se pelo método de caminhadas e busca ativa de espécies

exóticas nos locais descritos acima. As caminhadas foram realizadas durante seis incursões, com tempo não inferior a duas horas, durante os meses de junho até outubro.

Cada local foi percorrido pelo menos duas vezes. Foram realizadas, também, várias incursões no interior da mata, definida como a área total, menos as bordas, as trilhas, as áreas de reflorestamentos e a área do viveiro de mudas florestais.

Foram amostrados os indivíduos arbustivos, arbóreos, herbáceos e lianas, independentemente da fase em que se encontravam em seus ciclos reprodutivos. Considera-se, neste trabalho, como arbóreos os indivíduos com 4 m ou mais de altura, com tronco diferenciado e CAP (circunferência a altura do peito) igual ou superior a 15 cm, a 1,30m do solo; arbustivos, os indivíduos menores que 4 m de altura, sem tronco ou com tronco atípico e com ramificações que partam desde a base; herbáceos, os indivíduos com porte e consistência de erva e com caule tenro, não lenhoso, com base em RIZZINI (1979 *apud* STRANGUETTI & RANGA, 1998) e, lianas, os indivíduos com hábito escandente (cresce apoiando-se em outras plantas).

2.3 Identificação das espécies

O material coletado foi herborizado, segundo técnicas usuais (Mori, *et al.*, 1985) e identificado por comparação com as exsicatas do herbário da Universidade Filadélfia de Londrina e do Herbário FUEL da Universidade Estadual de Londrina e com o auxílio de bibliografia especializada (KISSMAN & GROTH, 1992; KISSMAN & GROTH, 1995; KISSMAN, 1997; LORENZI & SOUZA, 1999; LORENZI, 2000; LORENZI *et al.*, 2003;). O material botânico coletado foi depositado nos herbários mencionados.

3. RESULTADO E DISCUSSÃO

Foram amostradas 39 espécies de plantas exóticas no PFI. Dentre as espécies encontradas, 20 são arbóreas (51%), sete são arbustivas (18%), 10 são herbáceas (26%) e duas são lianas (5%). Do total de espécies exóticas, 12 foram coletadas na borda do PFI, 10 nas trilhas, 14 nas áreas de reflorestamento e 11 no viveiro, sendo que algumas espécies foram encontradas em mais de um local de coleta. Nenhuma espécie foi encontrada no interior na mata. Quanto à importância econômica das espécies, 12 são utilizadas com fins ornamentais, tanto no paisagismo como na arborização de ruas, nove são espécies forrageiras, seis são espécies frutíferas, quatro são plantas cultivadas na atividade agrícola e duas delas possuem interesse medicinal (Tabela 1).

A análise da representatividade das espécies exóticas encontradas frente à flora natural do PFI é de difícil avaliação, pois, tem-se como comparativo apenas o levantamento da flora realizado por RODERJAN & MEDEIROS (1988), em que foram relacionadas 46 espécies, entre nativas e exóticas, abrangendo espécies de hábito arbóreo, arbustivo, herbáceo e lianas. Este autor buscava caracterizar a vegetação através das espécies mais representativas, não havendo registro do período de coleta e de metodologia empregada.

Estudo florístico realizado no Parque Estadual Mata dos Godoy, um remanescente da Floresta Estacional Semidecidual, localizado a uma distância aproximada de 30 km do PFI, resultou em lista de 206 espécies do estrato arbóreo (SILVA & SOARES-SILVA, 2000). Levantamento de espécies exóticas no Parque Estadual Mata dos Godoy, listam 19 espécies (PAIVA, 2006), portanto, numa proporção 9% em relação às espécies arbóreas nativas amostradas por SILVA & SOARES-SILVA (2000). Outro estudo realizado em quatro remanescentes de floresta estacional semidecidual, localizados no centro-oeste do

Paraná, foram encontradas 204 espécies zoocóricas entre árvores, arbustos, trepadeiras, ervas, epífitas e hemiparasitas (MIKICH & SILVA, 2001).

Estes estudos indicam que a diversidade da flora na formação floresta estacional semidecidual, no Paraná, está representada por um número de espécies superior 200. Assim, a presença de 39 espécies exóticas em um pequeno remanescente florestal como o PFI, pode ser considerado expressivo. Entretanto, a continuidade de levantamentos no PFI, tanto da flora nativa como exóticas, poderá alterar, no futuro, está avaliação inicial.

Em levantamento de espécies invasoras realizado na Reserva Ecológica do IBGE, em Brasília, região de cerrado, com área de 1300 ha, foram relacionadas 252 espécies invasoras e, entre estas, mais da metade do número eram plantas daninhas (PEREIRA & FILGUEIRAS, 1988). Contudo, por se tratar de região de cerrado, um bioma de campos e de vegetação mais aberta, a possibilidade de ocorrência de espécies exóticas é maior.

As espécies exóticas *Coffea arábica* L., *Mangifera indica* L., *Melia azedarach* L., *Morus nigra* L., *Panicum maximum* Jacq., *Ricinus communis* L., além do gênero *Citrus* L., foram encontradas tanto no PFI com no Parque Estadual Mata dos Godoy (PAIVA, 2006), evidenciando sua dispersão na região.

O histórico de invasões das espécies amostradas e a localização dessas espécies no PFI, constituem dados relevantes na tomada de decisão sobre o manejo do parque. No presente estudo, o maior número de espécies arbóreas exóticas (14) foi encontrado nas áreas de reflorestamento. São espécies frutíferas *M.indica* (manga), *Persea americana* Mill. (abacate), *Artocarpus heterophyllus* Lam. (jaca), *Syzygium cumini* (L.) Skeels (jambolão), e, as espécies ornamentais *Spathodea campanulata* P. Beauv. (espatódia), *Delonix regia* (Bojer ex Hook.) Raf. (flamboyant),

Tipuana tipu (Benth.) Kuntze (tipuana), *Magnolia champaca* (L.) Baill. ex Pierre (magnólia), *Eucalyptus* sp. (eucalipto), *Grevillea robusta* A. Cunn. ex R. Br. (grevilha) e *Murraya paniculata* (L.) Jack (falsa-murta).

São espécies, com exceção da falsa-murta, que foram plantadas, durante o reflorestamento das áreas de pastagens existentes nestes locais. Entretanto, não se descarta a possibilidade de estabelecimento espontâneo de algumas dessas espécies. São observados poucos indivíduos adultos e praticamente ausência de indivíduos jovens, não caracterizando o processo de regeneração espontânea ou de dispersão espacial.

Destaca-se a espécie *M. paniculata* (falsa-murta), por ter sido observado a sua dispersão ao longo de caminhos de erosão formados por águas pluviais. Foram observadas plantas jovens em locais onde a vegetação arbórea do primeiro dossel é bem desenvolvida, com 15 a 20 metros de altura. Sendo uma espécie que produz grande quantidade de sementes e que é bastante resistente a condições adversas de solo e clima (LORENZI, *et al.*, 2003), poderá se regenerar dentro da mata. Embora possua crescimento lento, deve ser monitorada ou erradicada.

Apenas quatro espécies arbóreas foram amostradas na borda do PFI: *Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth (amarelinho), *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton (ligustro), *M. nigra* (amora) e *L. leucocephala* (leucena). Das três primeiras, apenas um ou dois exemplares foram encontrados. A leucena, entretanto, encontra-se espalhada na borda, ao sul e ao leste do PFI e nas áreas de reflorestamento. Esta espécie foi plantada como cerca viva, há mais de 20 anos, e, pelo fato de não ter sofrido poda, formou um renque de árvores adultas, que passou ao processo de regeneração intensa e de dispersão.

Ao sul, as árvores adultas de leucena foram retiradas, há cerca cinco anos, porém alguns adultos foram mantidos, em decorrência

do relevo acidentado e conseqüente dificuldades de manejo. Essas árvores contribuem para aumentar o farto banco de sementes existente, obrigado à constante retirada de plântulas. À leste, essas árvores foram mantidas e formam uma longa barreira em toda a faixa da borda, separando a mata nativa em relação à área externa do Parque.

Nas trilhas, foram amostradas três espécies arbóreas, *M. azedarach* (santa-bárbara), *Citrus sp* (citros) e *C. arabica* (cafeeiro), sendo apenas um indivíduo de cada espécie.

As espécies arbóreas citadas acima, em sua maioria, estão na relação de espécies invasoras do INSTITUTO HORUS (2005): *M. indica*, *S. campanulata*, *T. stand*, *L. leucocephala*, *M. azedarach*, *A. heterophyllus*, *M. nigra*, *Eucalyptus sp*, *G. rubusta*, *Eriobotrya japonica* (Thunb.) Lindl. (ameixa-amarela), *L. lucidum* e *M. paniculata*.

Entre as 40 espécies mais invasoras em nível mundial, citadas por REJMÁNEK & RICHARDSON (1996), quatro delas foram amostradas no PFI. São as espécies: *L. leucocephala*, *M. azedarach*, *T. stans* e *L. lucidum*. Estas espécies necessitam, portanto, serem priorizadas em um planejamento de manejo. Embora seja considerada uma das espécies mais invasoras no mundo, a espécie *M. azedarach* não respondeu favoravelmente ao método discriminante desenvolvido por REJMÁNEK & RICHARDSON (1996), para a identificação de espécies potencialmente invasoras. Estudo do comportamento de *M. azedarach* em ambiente florestal e em capoeira, no Parque Estadual Mata dos Godoy, evidenciou que esta espécie não colonizou o ambiente florestal, mas apresentou freqüência expressiva na capoeira (SILVA *et al.*, 1994).

M. azedarach e *T. stans* são facilmente encontradas em áreas agrícolas do norte do Paraná em processo de regeneração espontânea. Ocupam áreas de pastagens, bordas de áreas agrícolas e de remanescentes florestais e margens de estradas.

Porém, no PFI poderão ser facilmente eliminadas, tendo-se observado poucos indivíduos. *L. lucidum*, muito usada em arborização urbana, igualmente, esta representada por apenas um indivíduo, sendo, também, facilmente eliminado.

L. leucocephala, entretanto, tem sido descrita como espécie invasora na maioria dos estados do nordeste e centro-oeste brasileiro, ocupando formações tais como: manguezais, campos salinos, restingas, savana gramíneo-lenhosa, floresta densa aluvial, floresta ombrófila densa, floresta estacional semidecidual e caatinga (INSTITUTO HORUS, 2005).

Trata-se, portanto, de uma espécie altamente invasora, que merece atenção especial de manejo tanto no PFI como no seu entorno. Entretanto, o avanço dessa espécie sobre as formações florestais, especialmente das florestas densas e as semidecíduais não está completamente elucidado. Esta espécie, com mais de 20 anos de estabelecimento no PFI, oferece uma ótima oportunidade de estudo sobre sua capacidade invasora em uma formação florestal semidecidual.

As espécies arbustivas exóticas amostradas são, principalmente, espécies ornamentais: *Dracaena sp.* (dracena), *Heliconia sp.* (bananeira-de-jardim), *Mirabilis jalapa L.* (maravilha), *Rhapis excelsa* (Thunb.) A. Henry ex Rehder (palmeira-ráfia), encontrada na borda do PFI, próximo ao Cemitério Municipal, origem provável dessas espécies. As plantas ornamentais depositadas nos túmulos pela população são, freqüentemente, carregadas pela águas pluviais para dentro do PFI. Algumas destas plantas têm sido disseminadas ao longo da erosão existente. As espécies *R. communis* (mamona), *Leonurus sibiricus L.* (rubim) e *Bohemeria nivea (L.) Gaudich.* (rami) são arbustos amostrados na borda do PFI e são

oriundos, provavelmente, de áreas agrícolas vizinhas.

Algumas plantas ornamentais podem se tornar invasoras. No PFI foi amostrada apenas uma espécie descrita com invasora, *Tradescantia zebrina* Heynh. (tradescância). Esta espécie se apresenta formando densos povoamentos na trilha de entrada do viveiro e ao longo da erosão, ao lado do Cemitério.

No viveiro de mudas florestais amostrou-se a quase totalidade das ervas exóticas, que são frequentemente encontradas invadindo lavouras e pastagens. São também denominadas plantas infestantes e nocivas (KISSMAN & GROTH, 1997). Essas plantas pertencem a espécies adaptadas às condições de cultivo, especialmente às condições de plena luminosidade. Possuem, portanto, pequena possibilidade de colonizarem áreas no PFI, fora da região do viveiro. Porém é necessário o controle dessas espécies, uma vez que elas podem estar sendo transportadas junto com as mudas de espécies nativas para áreas destinadas à instalação de reservas florestais e de reflorestamentos ciliares.

Entre as herbáceas, destaca-se a espécie *Sansevieria trifasciata* Prain (espada-de-são-jorge), utilizada como planta ornamental, amostrada na borda e nas trilhas. Esta espécie está se espalhando por esses locais, formando densos povoamentos. Possui sistema de propagação por rizoma, além de reprodução sexuada (LORENZI & SOUZA, 1999), o que facilita uma disseminação contínua. Esta espécie deve ser colocada entre àquelas de manejo prioritário no PFI.

As lianas são plantas que podem causar prejuízos às espécies florestais, devido ao seu hábito escandente. Foram amostradas duas espécies exóticas: *Syngonium podophyllum* (singônio) Schott e *Glycine wightii* (Graham ex Wight & Arn.) Verdc. (soja perene), na borda do PFI. Ambas devem ter prioridade de controle.

4. CONCLUSÃO

Entre as espécies exóticas amostradas, 44 % são descritas com invasoras, com base na relação de espécies exóticas invasoras apresentadas pelo INSTITUTO HORUS (2005) ou em trabalhos científicos reconhecidos.

As espécies, em sua maioria, são arbóreas frutíferas ou ornamentais, as quais não apresentam processo de expansão espacial no PFI, com exceção de *L. leucocephala* e *M. paniculata*, a primeira em processo de regeneração espontânea e dispersão e, a segunda, em processo de estabelecimento induzido por águas pluviais.

Entre as herbáceas, destaca-se a espécie *S. trifasciata*, utilizada como planta ornamental e as lianas *S. podophyllum* e *G. wightii*, que se desenvolvem na borda do PFI, onde estão se espalhando de modo agressivo.

Estes dois grupos de invasoras devem ter prioridade no estabelecimento de manejo. *L. leucocephala*, por estar estabelecida há mais de 20 anos, poderá ser utilizada em estudos populacionais, visando determinar o potencial invasivo desta espécie em um bioma da floresta estacional semidecidual.

5. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem aos funcionários do Instituto Ambiental do Paraná, Irineu Burin e Wilson Barbosa, pelo auxílio nas coletas de plantas e pelas informações sobre o Parque Florestal de Ibiporã.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CAMPOS, J. B.; RODRIGUES, L. da S. R. Eliminação de espécies exóticas nas Unidades de Conservação Estadual do Paraná. In: Campos, J. B.; Tossulino, M. de G. P.; Muleer, C.R.C. (Org.). **Unidades de conservação: Ações para valorização da biodiversidade.** Curitiba, PR: Instituto Ambiental do Paraná, 2006. p. 120-125.

- CLOUT, M. N.; POORTER, M. D. International initiative against invasive species. **Weed Technology**, v. 19, p.523-27, mar., 2005.
- DIETZ, H. Plant invasion patches-reconstructing patterns and process by means of herb-chronology. **Biological Invasions**, n. 4, p.211-222, jun., 2002.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Serviço de Produção e Informação (SPI), 1999. 412p.
- HASTINGS, A. A models of spatial spread: is the theory complete? **Ecology**, v.77, n.6, p.1675-1679, Set. 1996.
- IAP – Instituto Ambiental do Paraná. **Plano de manejo do Parque Florestal de Ibiporã**. Curitiba, Instituto Ambiental do Paraná. 1988. 87 p.
- IAP – Instituto Ambiental do Paraná. **Unidades de conservação estaduais**: Floresta estacional semidecidual 8.585,21 hectares. Disponível em: <<http://www.pr.gov.br/meioambiente/iap/pdf/bio-ucs-tab6.pdf>>. Acesso em: 19 jun. 2006.
- IAPAR – Instituto Agrônômico do Paraná. **Sistema de monitoramento agro climático do Paraná**. Disponível em: <[http://www.iapar.br/Estações IAPAR/Paraná.html](http://www.iapar.br/Estações_IAPAR/Paraná.html)>. Acesso em 19 jun.2006.
- INSTITUTO HORUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL / The Nature Conservancy. **Base de dados de espécies exóticas invasoras**: ficha técnica. Curitiba. Disponível em: <<http://www.Institutohorus.org.br>> Acesso em: 25 nov. 2005.
- IUCN – International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. **IUNC - guideline for the preservation of biodiversity loss caused by alien invasive species**. 51st meeting of Council, Feb., 2000.
- KISSMAN; K. G. **Plantas infestantes e nocivas**: plantas inferiores monocotiledôneas. Tomo I. Kurt Gottfried Kissman, Doris Groth (2. Ed.). São Paulo: BASF, 1997. 798 p
- KISSMAN; K. G.; GROTH, D. **Plantas infestantes e nocivas**: plantas dicotiledôneas por ordem alfabética de família: *Achathaceae a Fabaceae*. Tomo II. Kurt Gottfried Kissman, Doris Groth (1. Ed.). São Paulo: BASF, 1992. 798 p
- KISSMAN; K. G.; GROTH, D. **Plantas infestantes e nocivas**: plantas dicotiledôneas por ordem alfabética de família: *Geraniaceae a Verberaceae*. Tomo III. Kurt Gottfried Kissman, Doris Groth (1. Ed.). São Paulo: BASF, 1995. 683 p.
- LARSON, D. L. Native weeds and exotic plants: relationship to disturbance in mixed-grass prairie. **Plant Ecology**, v. 169, p. 317-33, 2003.
- LIESENFELD, M.V. A.; PELLEGRIM, L.M. **Risco Ecológico**: A invasão por *Pinnus* sp. e a problemática das espécies alienígenas vegetais no Parque Estadual de Itapuã – Viamão – RS. Disponível em < <http://www.Institutohorus.org.br>>. Acesso em: 24 nov. 2005.
- LORENZI, H. *et al.* **Árvores exóticas no Brasil**: madeireiras ornamentais e aromáticas. Harry Lorenzi *et al.* Nova Odessa: Instituto plantarum, 2003. 368 p.
- LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil**: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas. Harry Lorenzi. (3. Ed.) Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2000. 608 p.
- LORENZI, H.; SOUZA, H. M. **Plantas ornamentais do Brasil**: arbustivas, herbáceas e trepadeiras. Harry Lorenzi; Hermes Moreira Souza, (2. Ed.) Nova Odessa: Instituto Plantarum, 1999. 1088 p.
- MIKICH, S. B.; SILVA, S. M. Composição florística e fenologia das espécies zoocóricas de remanescentes de floresta estacional semidecidual no centro-oeste do Paraná. **Acta Botânica Brasílica**, São Paulo, v. 15, n. 1, jan./apr. 2000.
- Mori, S. A.; Silva, L. A. M.; Lisboa, G.; Coradin, L. 1985. **Manual de manejo de herbário fanerogâmico**. CEPLAC, Ilhéus.
- PAIVA, M. R. C. Plantas exóticas do Parque Estadual Mata dos Godoy. In: TOREZAN, JOSÉ MARCELO D. (Org.). **Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy**. Londrina – PR: Itedes, 2006. 169 p.
- PARANÁ. Decreto nº. 2.301, de 30 de abril de 1980. Fica criado o Parque Florestal de Ibiporã, no município de Ibiporã, com a área de 74. 0575 hectares. O Instituto de Terras e Cartografia do estado do Paraná – ITCF fica incumbido da guarda e administração do

- Parque. **Diário Oficial do Estado do Paraná**, Curitiba, 6 mai. 1980, p.3.
- PEREIRA; B. A.; FILGUEIRAS, Levantamento qualitativo das espécies invasoras da reserva ecológica do IBGE, Brasília (DF) – Brasil. **Caderno de Geociências**, Rio de Janeiro, n. 1, p. 29-38, mai. 1988.
- PIMENTEL, D. *et al.* Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. **BioScience**, v. 50, n. 1, p. 53-65, Jan. 2000.
- PIVELLO, V. R. *et al.* Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, n. 8, p. 1281-1294, Jan. 1999.
- RAPOPORT, E. Contaminação por espécies. **Ciência Hoje**, São Paulo, v. 13, n. 75, p. 52-57, Ago. 1991.
- REJMÁNEK, M.; RICHARDSON, D. M. What attributes make some plant species more invasive? **Ecology**, v. 77, n. 6, p. 1655-1661, Set. 1996.
- RODERJAN *et al.* As unidades fitogeográficas do Estado do Paraná. **Ciência & Ambiente**, v.24, p. 75-92, 2002.
- RODERJAN, C. V.; MEDEIROS, M. L. C. M. Caracterização da vegetação do Horto Florestal de Ibiporã. **Plano de manejo do Parque Florestal de Ibiporã**. Instituto Ambiental do Paraná, IAP, Curitiba. 1988. 87 p.
- SILVA, F. C. *et al.* Comportamento de uma população de *Melia azedarach* L. – santa barbara, vivendo no ecótipo do Parque Mata dos Godoy, Londrina, Paraná, Brasil. **Arq. Biol. Tecnol.**, v. 37, n. 4, p. 951 – 958, dez., 1994.
- SILVA, F. C.; SOARES-SILVA, L. H. Arboreal flora of the Godoy Forest State Park, Londrina, PR, Brasil. **Edinb. J. Bot.**, v. 57, n. 1, p. 107-120, 2000.
- SILVEIRA, E. **Invasão silenciosa: plantas e animais exóticos trazem mais problemas que soluções**. 2006.
- STRANGUETTI, V.; RANGA, N. T. Levantamento florístico das espécies vasculares da floresta estacional mesófila Semidecidual da Estação Ecológica de Paulo de Faria – SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 21, n. 3 p. , dec. 1998.
- TILMAN, D. Biodiversity: population versus ecosystem stability. **Ecology**, v. 77, n. 2, p. 350-363, Mar. 1996.
- VELOSO H. P. *et al.* Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. In: FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Rio de Janeiro, 1991,
- WILLIAMSON, M.; FITTER, A. The varying success of invaders. **Ecology**, v.77, n. 6, p. 1661-1666, Set. 1996.
- ZILLER, S. R., 2000. **A estepe gramineo-lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica**. Tese de doutorado. Curitiba: Universidade Federal do Paraná. 268 p.

Tabela 1. Relação de espécies exóticas amostradas no Parque Florestal de Ibiporã (PFI), Paraná (74,05 ha). Naturalidade = local de origem; Local de coleta no PFI: (1) borda; (2) trilhas; (3) áreas de reflorestamento; (4) área do viveiro de

mudas florestais. Interesse econômico: ornamental (Orn), forrageiras (For), agricultura (Agr), medicinal (Med) e invasora (Inv).

	Nome vulgar	Hábito	Naturalidade	Local coleta
<i>Dracaena</i> sp.	Dracena	Arbusto	Guiné	2
<i>Mangifera indica</i> L.	Manga	Árvore	Ásia	3
<i>Syngonium</i> cf. <i>podophyllum</i> Schott	Singônio	liana	América Central e México	1, 2 e 4
<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC.	Falsa-serralha	Erva	Ásia	4
<i>Synedrellopsis grisebachii</i> Hieron. & Kuntze	Agriãozinho	Erva	América do Sul *	2
<i>Tridax procumbens</i> L.	Erva-de-touro	Erva	América Central	4
<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	Espatódia	Árvore	África	3
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	Amarelinho	Árvore	América do Sul	1
<i>Tradescantia zebrina</i> Heynh.	Tradescância	Erva	México	1 e 2
<i>Ricinus communis</i> L.	Mamona	Arbusto	África	1
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	Leucena	Árvore	México	1 e 3
<i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook.) Raf.	Flamboyant	Árvore	Madagascar	3
<i>Glycine wightii</i> (Graham ex Wight & Arn.) Verdc.	Soja perene	Liana	Ásia	1
<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	Tipuana	Árvore	Bolívia e Argentina	3
<i>Leonurus sibiricus</i> L.	Rubim	Arbusto	Sibéria e China	4
<i>Persea americana</i> Mill.	Abacate	Árvore	América Central e América do Norte	3 e 4
<i>Sansevieria trifasciata</i> Prain	Espada-de-são-jorge	Erva	África	1 e 2
<i>Michelia champaca</i> (L.) Baill. ex Pierre	Magnolia-amarela	Árvore	Índia e Himalaia	3
<i>Ligustrum lucidum</i> W.T. Aiton	Ligustro	Árvore	China	1
<i>Melia azedarach</i> L.	Santa Bárbara	Árvore	Ásia	2 e 4
<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	Jaca	Árvore	Ásia	3
<i>Morus nigra</i> L.	Amora	Árvore	Ásia	1
<i>Heliconia</i> sp.	Bananeira-de-jardim	Arbusto	??????	3
<i>Eucalyptus</i> sp.	Eucalipto	Árvore	Austrália	1 e 3
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	Jambolão	Árvore	Índia e Sri Lanka	3
<i>Mirabilis jalapa</i> L.	Maravilha	Arbusto	México	1
<i>Rhapis excelsa</i> (Thunb.) A. Henry ex Rehder	Palmeira-ráfia	Arbusto	China	1
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Grama-seda	Erva	África e Eurásia	4
<i>Panicum maximum</i> Jacq.	Capim-colonião	Erva	África	1 e 4
<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach.	Capim-elefante	Erva	África	4
<i>Rhynchelytrum repens</i> (Willd.) C.E. Hubb.	Capim- favorito	Erva	África do Sul	4
<i>Talinum paniculatum</i> (Jacq.) Gaertn.	Maria – Gorda	Erva	América Central e oeste da América do Sul	4

continuação

<i>Grevillea banksii</i> R. Br.	Grevilha	Árvore	Austrália	3
<i>Grevillea robusta</i> A. Cunn.ex.R.. BR.	Grevilha	Árvore	Austrália	3
<i>Eryobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	Ameixa-amarela	Árvore	Ásia	2
<i>Coffea arabica</i> L.	Cafê	Árvore	África	2
<i>Murraya paniculata</i> (L.) Jack	Falsa-murta	Árvore	Índia	3
<i>Citrus</i> sp.	Laranja	Árvore	Ásia	2
<i>Boehmeria</i> cf. <i>nivea</i> (L.) Gaudich.	Rami	Arbusto	China	1

Potencialidade econômica do manejo sustentável de produtos florestais não madeiráveis

Raquel R. B. Negrelle²¹



RESUMO

Com vistas a subsidiar a proposição de alternativas para solucionar os problemas de desenvolvimento relativos à perda de recursos biológicos, apresentam-se resultados da avaliação e análise comparativa do comércio de 18 espécies arbóreas, nativas da Floresta Atlântica no litoral do Paraná e referenciadas na literatura como “madeirável” e também “medicinal”.

INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, tem-se observado uma crescente preocupação com a perda da biodiversidade (ver PRIMACK & RODRIGUES, 2001; WILSON & PETER, 1988; SOLBRIG, 1991; entre outros). Esta preocupação, entretanto, não é igualmente compartilhada entre todos os integrantes da sociedade. Paralelamente à preocupação de uns, é contínua a degradação de inúmeros ambientes naturais, freqüentemente transformados em pastagens, zonas de cultivo ou zonas urbanas, determinando, assim, a perda crescente de inúmeras espécies animais e vegetais. Tal divergente percepção sobre o real impacto da perda da diversidade deve-se ao fato de que estas alterações severas nos ecossistemas naturais, apesar do alto custo ecológico, representam também benefícios sociais e econômicos bastante visíveis, facilmente mensuráveis e praticamente imediatos. Por outro lado, o balanço objetivo destes custos ecológicos, normalmente só

explicitados a longo prazo, é extremamente difícil de ser realizado (SOLBRIG, 1991).

A conservação dos recursos naturais deve, portanto, ser tratada como uma questão social. Muitos ambientalistas e conservacionistas experientes têm evidenciado que o êxito de projetos conservacionistas está diretamente vinculado ao interesse e envolvimento da comunidade afetada. Projetos de conservação maravilhosamente bem desenhados, mas que não contemplem esta visão participativa e de envolvimento da comunidade, assim como de alternativas sócio-econômicas viáveis, certamente estarão fadados ao insucesso (OCDE, 2003; KUSTER & BELCHER, 2004; ALEXIADES & SHANLEY, 2004).

A concepção do que se chama “manejo sustentável dos recursos naturais”, surge, portanto, como alternativa viável de se priorizar o bem-estar atual e futuro da coletividade, dentro de uma visão de longo prazo, favorecendo tanto a produção

²¹ Bióloga, M.Sc. Botânica, Dr. Ecologia, Coordenadora do Laboratório OIKOS do Departamento de Botânica/UFPR e docente do Curso de Pós-Graduação em Produção Vegetal/ UFPR. E-mail: negrelle@ufpr.br

econômica quanto perpetuação do recurso e conseqüente manutenção da diversidade (SACHS, 1993). Inúmeros trabalhos têm sido feitos no sentido de demonstrar que este é o caminho viável e coerente a ser seguido (ver ALEXIADES & SHANLEY, 2004; SIMPSON & CHRISTENSEN JR., 1997; POTKIN & FAMOLARE, 1992, entre outros).

Esta concepção poderia, particularmente, ser aplicada para ajudar a solucionar os problemas de desenvolvimento relativos à perda de recursos biológicos como, por exemplo, as regiões ribeirinhas da bacia do rio Paraná. Sendo progressivamente colonizada desde 1939, esta região, hoje, é a que apresenta a maior densidade demográfica do país, segundo AGOSTINHO & ZALEWSKI (1996) e conseqüentemente com alta demanda de água potável. A intensa atividade agropecuária, geralmente com utilização de técnicas de manejo do solo inadequadas e uso massivo de defensivos agrícola, associada à eliminação da vegetação ripária ao longo desta bacia, tem determinado, entre outros problemas socio-ambientais, a elevação contínua da degradação da qualidade da água de grandes extensões dos principais afluentes do trecho superior do rio Paraná, tornando-a imprópria para o uso humano e para as diferentes formas de vida aquática (AGOSTINHO & ZALEWSKI, 1996).

Quando da implantação de sistemas agropecuários, várias das espécies arbóreas naturalmente encontradas neste ecossistema foram amplamente comercializadas como madeira. A morte da árvore e sua conseqüente exportação além de mais facilmente determinar a exaustão do recurso disponível, também, fere normas legais ambientais. Por outro lado, a extração seletiva, quando adequadamente procedida, leva mais seguramente à manutenção local do recurso e fornece garantia da rentabilidade em longo

prazo. Especificamente, no que concerne à exploração de produtos vegetais não madeiráveis (PVNM²²), tais como plantas medicinais e frutos silvestres, já existem bons exemplos de que esta prática é uma boa alternativa tanto econômica quanto ambientalmente (ver PETERS et al., 1989 e ANDERSON, 1990).

A mais ampla variedade de recursos não madeiráveis é proveniente de florestas intactas que, por sua vez, são as mais adequadas para a implantação de programas de extrativismo. No entanto, sistemas agroflorestais ou de produção agrícola podem também ser fontes apropriadas de PVNM. Estes sistemas são geralmente bem sucedidos quando implantados a partir de conhecimentos autoecológicos das espécies de interesse, obtidos em ambientes naturais. A dificuldade maior reside no fato de grande parte do conhecimento disponível é relativo a espécies já tradicionalmente agropastoris ou à poucas espécies madeiras. Por outro lado, o desconhecimento da capacidade de manutenção dos estoques naturais e da dinâmica dos ciclos de recomposição, leva à exaustão do recurso, degradação, poluição e desperdício. Um exemplo neste sentido, na região da bacia do rio Paraná, é a conhecida problemática associada ao extrativismo da Pfaffia – ginseng brasileiro.

Neste contexto, é importante levar em consideração o conhecimento acumulado relativo ao uso dos PVNM. Registros históricos documentam o complexo relacionamento do homem, desde os povos da antigüidade, com espécies consideradas úteis (ver PELT, 2003; DAVIS, 1991; PACIORNICK, 1989; BARRERA et al. 1977;

²² Bens de subsistência para o consumo humano e industrial, serviços derivados de recursos, biomassa florestal, incluindo: produtos alimentícios, forragens, produtos farmacêuticos, toxinas, produtos aromáticos, bioquímicos, fibras, madeira para artesanato, produtos ornamentais (FAO, 1992)

entre outros). Este conhecimento, passado de geração em geração, é a base da etnobiologia, ciência que estuda as relações estabelecidas entre os homens e outros organismos animais e vegetais, através do tempo e em diferentes ambientes. É uma ciência interdisciplinar, envolvendo conhecimentos de botânica, zoologia, antropologia, arqueologia, química, farmacologia, história, geografia e de vários outros campos tangenciais de ciências e artes. Mais do que um simples catálogo dos diferentes usos e empregos de plantas e animais de interesse, esta ciência busca atualmente associar o conhecimento popular às técnicas de cultivo e habilidades de manejo de ecossistemas (PLOTKIN & FAMOLARE, 1992). Em vários projetos bem sucedidos de cunho etnobiológico, o conhecimento empírico é processado cientificamente e retorna à comunidade de origem em forma de alternativas de desenvolvimento, sustentáveis e ecologicamente adequadas, com melhoria da qualidade de vida (ver AMBROSE-OJI, 2003; CALDERON et al., 2000; NEGRELLE, 1998; PLOTKIN & FAMOLARE, 1992, entre outros).

No sentido de reforçar a importância do uso da informação etnobiológica, particularmente aquelas de cunho botânico, assim com da potencialidade econômica dos PVNM, apresenta-se alguns dados relativos a uma parte do projeto intitulado “Produtos vegetais não madeiráveis da Floresta Atlântica: avaliação econômica e geração de propostas de usos sustentável”, desenvolvido pelo Laboratório OIKOS/ UFPR. Este faz parte de um amplo projeto interdisciplinar, que vem sendo desenvolvido desde 1996 junto ao Núcleo Interdisciplinar de Meio Ambiente e Desenvolvimento da Universidade Federal do Paraná, com vistas a gerar propostas de desenvolvimento para a região do litoral do Paraná. Considerada como uma região sob alta

pressão de extrativismo ilegal, com sistemas agropecuários impróprios às condições locais e com sustentabilidade bastante discutível, e que, apesar de contemplar a maior área contínua de Floresta Atlântica ainda preservada, do Porto de Paranaguá e do grande fluxo turístico de verão, tem contribuição inexpressiva para a economia do estado (LIMA & NEGRELLE, 1998).

Dentre as várias pesquisas que este projeto engloba, apresentam-se resultados relativos à avaliação e análise comparativa do comércio madeireiro e de 18 espécies arbóreas, nativas da Floresta Atlântica no litoral do Paraná e referenciadas na literatura como “madeirável” e também “medicinal”²³.

MATERIAL E MÉTODOS

A seleção de espécies, cujos dados são apresentados neste trabalho, foi resultado de duas fases de busca. Inicialmente, procedeu-se extensa revisão bibliográfica buscando identificar espécies arbóreas de uso madeireiro e medicinal ocorrentes naturalmente no litoral paranaense. Adicionalmente, realizou-se análise de todos os planos de manejo, que envolvessem exploração florestal no litoral paranaense, apresentados ao Instituto Ambiental do Paraná (IAP) desde 1982 até 1998. Neste período, foram aprovados 56 planos, sendo a maioria destes relativos à exploração de palmito e/ou caxeta. A partir de 12 planos, que se referiam à efetiva extração de madeira, obteve-se informações quanto à ocorrência das espécies citadas na literatura, assim como dados relativos à estas espécies quanto a número médio de árvores por hectare e volume comercial médio por hectare (m³) (Tab. 1).

Para viabilizar a avaliação da rentabilidade das espécies, acima referidas,

²³ Trabalho realizado em co-autoria com Irene Stridsberg, enquanto aluna de doutorado do Curso de Pós-Graduação em Economia Florestal/ UFPR e inserido em STRIDSBERG & NEGRELLE (2000).

buscou-se pesquisar o destino destas quando: 1. em forma de produto madeireiro, ou seja madeira, toras, mourões e lenha; 2. em forma de matéria prima medicinal como folhas, cascas, raízes ou sementes.

Os dados relativos ao mercado madeireiro foram obtidos a partir de visitas às serrarias sediadas nos municípios litorâneos, incluídas em PARANÁ (1996). As demais 565 serrarias do Estado, contidas neste catálogo, foram pesquisadas através de contato telefônico. Das empresas registradas, apenas 160 estavam efetivamente operando no setor e destas, 13 declararam trabalhar com as espécies

estudadas. As entrevistas, tanto por telefone quanto pessoalmente, foram direcionadas para obtenção dos seguintes dados principais: quais das espécies listadas são comercializadas pela empresa, forma de comercialização (tábuas, mourões lenha, etc), quantidades físicas de comercialização, bitolas e preços de venda por tipo de produto no atacado e varejo, região de origem da matéria prima, principais fornecedores, destino dos produtos comercializados (mercado interno x regiões e mercado externo x país).

Tabela 1. Espécies selecionadas para referendar o estudo de mercado madeireiro e de PVNM-medicinais, sendo #/ha = número médio de árvores por hectare e m³/ha = volume comercial médio por hectare*.

Nome popular	Nome científico	Família	#/ha	m ³ /ha
Arméssica	<i>Proteum kleinii</i> Cuatrec.	Burseraceae	0,56	Φ
Aroeira	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Anacardiaceae	Φ	Φ
Baguaçu	<i>Taluma ovata</i> St. Hil.	Magnoliaceae	3,2	4,48
Bocuva	<i>Virola vicuhyba</i> (Warb.) A.C.Smith	Myristicaceae	16,6	5,32
Cabreúva	<i>Myrocarpus frondosus</i> Freire Allemão	Fabaceae	9,9	5,05
Cambara	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blum.	Ulmaceae	0,22	1,85
Canela-guaica	<i>Ocotea puberula</i> (Ness ex Mart.) Nees	Lauraceae	6,6	1,92
Canjerana	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Meliaceae	3,4	2,51
Caroba	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Bignoniaceae	0,84	Φ
Carvalho brasileiro	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotz.	Proteaceae	0,12	0,04
Cedro	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	6,8	2,64
Copaíba	<i>Copaifera trapezifolia</i> Hayne	Caesalpinaceae	29,9	30,29
Guaçatunga	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Flacourtiaceae	0,01	Φ
Guanandi	<i>Calopyllum brasiliense</i> Camb.	Clusiaceae	0,01	2,04
Jequitiba	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kutze	Lecitidaceae	1,17	0,46
Maçaranduba	<i>Manilkara subsericea</i> (Mart.) Dub.	Sapotaceae	9,9	3,80
Pata-de-vaca	<i>Bauhinia forficata</i> Link	Caesalpinaceae	Φ	Φ
Sassafrás	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Prohwer	Lauraceae	5,0	Φ

* dados obtidos a partir da análise dos planos de manejo credenciados junto ao IBAMA.

Φ Dados não disponíveis, em virtude de estas espécies não serem extraídas como madeira e não fazerem parte dos planos de exploração/ manejo madeireiro.

Na avaliação do mercado de produtos medicinais, buscou-se obter informações sobre o comércio *in natura* ou com pequeno grau de alteração das partes vegetais utilizadas, bem como após transformação ou beneficiamento. A abordagem deste mercado, que inclui também temperos e plantas aromáticas, foi dividida em comércio interno e externo. A partir de pesquisa em listas telefônicas e lista elaborada por BRASIL

(1992-95), evidenciou-se 183 empresas relacionadas ao comércio e/ou transformação de matéria prima vegetal medicinal. Destas, selecionou-se aquelas sediadas no sul e sudeste do Brasil para proceder-se pesquisa telefônica e/ou visita para coleta de dados. Neste processo, identificaram-se 16 empresas que explicitaram trabalhar com as espécies abordadas neste estudo. Buscou-se obter as seguintes

informações: quais das espécies analisadas são comercializadas pela empresa, qual a forma de comercialização - *in natura* x parte utilizada, processadas x forma (pílulas, drágeas, comprimidos, líquidos, extratos, pomadas, pó, etc.), preços de venda por tipo de produto no atacado e varejo, região de origem da matéria prima, principais fornecedores, destino dos produtos comercializados (mercado interno x regiões e mercado externo x país).

Adicionalmente, farmácias de manipulação, homeopáticas e naturistas constantes da Lista Telefônica de Curitiba e Região Metropolitana (1998) também foram contatadas. De um total de 162 estabelecimentos, apenas 29 manifestaram trabalhar com a lista de espécie em questão e 22 destes forneceram informações complementares.

As feiras e os mercados públicos da região metropolitana de Curitiba também foram contatados com intuito de evidenciar-se preços, fornecedores, grau de transformação ou beneficiamento do produto.

Os cálculos de rentabilidade foram efetuados com base nos dados de mercados e diferentes formas de comercialização do produto/ partes vegetais, utilizando-se como base os critérios empregados na avaliação do comércio da

erva-mate, isto é, de 20 a 30% do volume de copa (CARVALHO, 1994).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dentre os vários resultados que foram obtidos com esta pesquisa (veja Negrelle & Lima, 2000), enfatiza-se aqui aqueles relativos à análise comparativa da rentabilidade destes dois mercados.

Neste contexto, observou-se que as espécies enfocadas neste estudo apresentam uso madeireiro comercial, com mercado conhecido, e uso potencial medicinal, não detectado comercialmente de forma evidente no âmbito desta pesquisa. Excetuando-se o mercado de cascas, a rentabilidade do mercado de folhas/ frutos/ sementes/ flores/ látex é ainda pouco conhecida para as espécies estudadas. Entretanto, mesmo com poucos dados disponíveis é possível detectar-se que este mercado ainda pouco explorado é, em longo prazo, uma opção vantajosa (Tab. 2 e 3).

Tabela 2: Dados relativos ao mercado atacadista a granel de casca (c) e folhas (f) in natura de algumas plantas medicinais nativas da Floresta Atlântica no Paraná.

Espécie	Local de compra	Quantidade Kg/mês	Preço R\$/Kg	Região de origem	Destino
Armessica (c)	São Paulo	100	25,00	Φ	Sudeste
Aroeira (c)	São Paulo	2.000	2,00	Bahia	Sudeste
Baguaçu (c)	São Paulo	100	3,00	Bahia	Sudeste
Cabreúva (c)	São Paulo	500	8,00	Bahia	Sudeste
Cambará (f)	São Paulo	1.200	4,00	Nordeste	Sul /Sudeste
Canela-guaicá (c)	São Paulo	100	4,00	Bahia	Sudeste
Canjerana (c)	São Paulo	100	8,00	Bahia	Sudeste
Caroba (f)	São Paulo	1.000	8,00	Bahia	Sudeste
Cedro (c)	São Paulo	200	2,50	Bahia	Sudeste
Copaíba (c)	São Paulo	500	6,00	PR /São Paulo	Sudeste
Guaçatunga	SP/ Paraná	1.000	4,00	Sul	Sul/ Sudeste
Guanandi (c)	São Paulo	100	8,00	Bahia	Sudeste
Jequitibá (c)	São Paulo	500	3,00	Bahia	Sudeste
Maçaranduba (f)	São Paulo	100	8,00	Paraná	Sudeste
Pata-de-vaca (f)	SP/ Paraná	1.000	4,00	PR/ SP/ Sudeste	Sul/ Sudeste
Sassafrás (c)	São Paulo	500	4,00	Paraná	Sudeste

Φ Dados não disponíveis

Tabela 3: Valores médios relativos ao comércio de madeira e PVNM- medicinais considerando espécies arbóreas da Floresta Atlântica.

Espécie	Mercado madeireiro* (R\$/1 árvore)	Mercado Madeireiro* (R\$/ha)	Mercado casca*/+ (R\$/1 árvore)	Mercado sustentável** (R\$/ ha/ ano)
Baguaçu	99,05	533,45	932,00	Φ
Bocuva	71,34	315,90	Φ	800,00
Cabreúva	29,92	125,12	75 - 754,40	Φ
Canela-guaica	9,12	52,21	476 - 3.986,50	Φ
Canjerana	44,02	184,37	584,00	Φ
Caroba	14,93	52,92	91 - 1.737,50	1,00 - 532,00
Carvalho	7,80	65,55	205 - 586,00	Φ
Cedro	28,05	117,30	14,90- 1992,00	Φ
Guaçatunga	8,00	8,00	Φ	12 - 600,00
Jequetibá	8,72	49,90	42 - 414,00	Φ
Maçaranduba	5,65	45,25	Φ	570,00
Pau-óleo	33,98	156,34	507,00	12,5 - 720,00

* determina morte/ extermínio da árvore.

** extrativismo sustentável de folhas, flores, frutos, resina, etc., considerando-se rendimento mínimo de 2,5 Kg/ ha/ ano.

+ os menores valores referem-se ao comércio do produto bruto e os valores mais elevados referem-se ao comércio da matéria processada.

Φ Dados não disponíveis

Conclusivamente, pode-se dizer que dois tipos de receitas podem ser gerados a partir de espécies arbóreas encontradas na Floresta Atlântica. Uma delas requer a morte da árvore, e a partir daí, se obtém a produção de madeira sólida, vigas, mourões e lenha absorvidos pelo mercado madeireiro, podendo a casca e folhas serem adquiridas pelo mercado medicinal. Entretanto, a legislação restritiva, aparentemente, tem sido eficiente para conter a exploração e comércio de espécies madeireiras nativas da Floresta Atlântica no litoral do Paraná. O fluxo irregular e as quantidades reduzidas explicitadas para o comércio de espécies nativas, quando oriundas de outras partes do Estado Paraná, sugere que a origem destas são os desmatamentos ocasionais gerados pela atividade agrícola ou domiciliar. Ou seja, apesar de um grande estoque, este recurso não está disponível para determinar incremento substancial de renda ou melhoria da qualidade de vida da população local.

O outro tipo de receita refere-se à extração seletiva de partes da árvore (folhas, frutos, sementes, casca de ramos ou pequenos galhos, látex), sem comprometer a sua capacidade de regeneração. Neste contexto, o manejo do recurso de forma renovável e uma estrutura de comercialização associativa podem vir a ser possibilidades reais de desenvolvimento local e conservação para a região litorânea.

As espécies aqui estudadas são bons exemplos de promissoras fontes alternativas de renda aos agricultores e moradores do litoral paranaense. Entretanto, dada a variabilidade inerente aos ecossistemas florestais, outras regiões do Paraná e do Brasil certamente terão um conjunto diferenciado de espécies potencialmente viáveis.

Na região do vale do Ribeira, a Associação de Produtores e Extratores de Plantas Mediciniais (AEPAM), com sede em Registro (SP), reúne cerca de 120 sócios. Estes trabalham com atividade extrativista e/ ou produção e comercialização de várias espécies vegetais nativas da região do vale do Ribeira, atendendo o mercado paulista assim como de demais estados brasileiros e também outros países. Com tecnologia simples e eficiente, garantem a qualidade de seu produto e a boa penetrabilidade no comércio, inclusive no nosso próprio Estado. Como consequência de sua forma associativista, esses agricultores têm logrado êxito em sua atividade garantindo a subsistência de suas famílias unicamente em função de plantas medicinais, o que pode ser um modelo a ser reproduzido em outras regiões. Por outro lado, como ainda não possuem dados concretos sobre estoques naturais dos produtos que comercializam, estão sempre em busca de novas áreas de extração. Faz-se necessário, portanto, que haja um programa de pesquisa associado a cada área que se pretenda implementar programas de uso sustentável de recursos florestais não madeiráveis. Deve-se investir na utilização de dados etnobiológicos pré-existent, processado-os e complementando-os para conferir-lhes bases auto-ecológicas para manejo assim como lhes agregando informações sobre rentabilidade e potencialidades de mercado. Desta maneira, possibilita-se a conservação e /ou recuperação ambiental associada à permanência do agricultor em sua área de origem, fornecendo-lhes bases seguras para implementar novas alternativas que sejam ecológica e socio-economicamente sustentáveis.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEXIADES, M. N. & SHANLEY, P. Productos forestales, medios de subsistencia y conservación: estudios de caso sobre sistemas de manejo de productos forestales no maderables – America Latina. Jakarta: CIFOR, 2004. 499 p.
- AMBROSE-OJI, B. The contribution of NTFPs to the livelihoods of the “forest poor”: evidence from the tropical forest zone of south-west Cameroon. *International Forestry Review* n. 5, v. 2, p. 106- 117, 2003.

- ANDERSON, A. B. (ed.) Alternatives to deforestation: steps towards sustainable use of Amazon rainforest. New York: Columbia University Press, 1990.
- BARRERA, A.; GOMÉZ-POMPA, A.; VÁSQUEZ-YANES, C. El manejo de las selvas por los Mayas: sus implicaciones silvícolas y agrícolas. *Biótica*, v.2, n.2, p. 47-61, 1997.
- BRASIL. Estatística de Exportações de Plantas Medicinais Condimentares e Aromáticas. Brasília: DECEX, 1992-95.
- CALDERON, A.I.; ANGERHOFER, C.K; PEZZUTO, J.M.; FARNSWORTH, N.R.; FOSTER, R.; CONDIT, R.; GUPTA, M.P.; SOEJARTO, D.D. *Economic Botany* v.3, n.54, p. 278-294, 2000.
- CARVALHO, P. E. R. Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. Curitiba: Embrapa/-CNPQ/SPI, 1994.
- DAVIS, W. Towards a new synthesis in ethnobotany. In: Las plantas y el hombre. Memórias del primer SIMPOSIO ECUATORIANO DE ETNOBOTÁNICA Y BOTÁNICA ECONÓMICA. Quito: ABYA-YALA, 1991. p. 339-358
- KUSTER, K. & BELCHER, B. (eds.). Forest Products livelihoods and conservation: Case studies of non timber forest product systems- Asia. Jakarta: CIFOR, 2004. 365 p.
- LIMA, R. E. & NEGRELLE, R. R. B. (orgs.) Meio Ambiente e Desenvolvimento no Litoral do Paraná: diagnóstico. Curitiba: Editora da UFPr; Brasília: CNPq, 1998. p. 65-71**
- NEGRELLE, R. R. B. Exploração e comércio de produtos vegetais não-madeiráveis: o caso das plantas medicinais. In: LIMA, R. E. e NEGRELLE, R. R. B. (orgs.) Meio Ambiente e Desenvolvimento no Litoral do Paraná: diagnóstico. Curitiba: Editora da UFPr; Brasília: CNPq, 1998. p. 83-92**
- NEGRELLE, R.R.B. & LIMA, R.E. Meio Ambiente e Desenvolvimento no Litoral do Paraná: subsídios a ação. Curitiba: Editora da UFPr, 2000. 341 p.**
- OCDE – Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômicos. Mobilizando os mercados a serviço da biodiversidade para a conservação e o desenvolvimento sustentável. Paris: OCDE, 2003. 134 p.**
- PACIORNICK, E.F. Plantas medicinais do Município de Curitiba, Paraná: família Asteraceae Dumortier. Curitiba: UFPR, 1989. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná.**
- PARANÁ, Secretaria do Estado da Indústria, Comércio e do Desenvolvimento Econômico. Catálogo Industrial. Curitiba: FIEP/ CIEP/SESI/ SENAI/ IEL/ SEBRAE, 1996.**
- PELT, J.M. Especiarias & ervas aromática: história, botânica e culinária. Rio de Janeiro: Jorge Zahar, 2003. 223 p.**
- PETERS, C. M.; GENTRY, A. H.; MENDELSON, O. Valuation of an Amazonian rainforest. *Nature*, v.339, p.655-656, 1989.
- PLOTKIN, M. J. & FAMOLARE, L. M. (eds.) Sustainable harvesting and marketing of rain forest products. Washington (D.C): Island Press, 1992. 325 p.

A predação causada por felinos em rebanhos de pastoreio em áreas de influência das unidades de conservação no Alto Rio Paraná

*Kauê Cachuba de Abreu*²⁴
*Tiago Giarola Boscarato*²⁵
*Laury Cullen Jr.*²⁶



RESUMO

No Parque Nacional de Ilha Grande e adjacências desde meados de 2001 são realizados esforços para buscar informações referentes a existência e atividades dos grandes felinos, juntamente com as atividades de acompanhamento dos rebanhos regionais, visando a obtenção de dados sobre o provável impacto de predação causado pelos mesmos. Tendo em vista a vulnerabilidade e importância deste remanescente florestal e a carência de estudos referentes a comunidade animal, serão realizados esforços para o conhecimento da biologia e ecologia das espécies *Panthera onca* (onça-pintada), *Puma concolor* (onça-parda ou suçuarana) e *Leopardus pardalis* (jaguatirica). Estes dados virão à embasar estratégias e planos de conservação regional, e auxiliarão no desenvolvimento de medidas preventivas e educativas, visando o desenvolvimento de trabalhos que virão à contribuir para com a conservação das espécies e habitats, subsidiando assim o desenvolvimento de atividades de menor impacto, funcionando como uma grande ferramenta de apoio aos ideais conservacionistas.

1. INTRODUÇÃO

O principal fator que favorece o declínio das populações de espécies carnívoras é a perda da qualidade do habitat e sua fragmentação, ocasionada principalmente pela utilização, humana, desmedida dos espaços naturais disponíveis (Crawshaw, 1995; Shaw et al, 1988; Quigley, 1987; CENAP, 1998; Oliveira, 1994; Rabinowitz, 1986; Quigley & Crawshaw, 1992; Crawshaw, 2003).

Mesmo em datas recentes, áreas de grande importância biológica, vêm sendo desbravadas

para diversas atividades, somando-se ao descaso para com as questões ambientais, a devastação dos biomas naturais avança em nossa história atual (Margarido, 2001; SOS Mata Atlântica, 2001). Muito embora diversos estados brasileiros possuam dezenas de milhares de hectares de terras ociosas ou mal aproveitadas (ABC, 1985; ITC, -).

Por necessitarem de grandes áreas de forrageamento e locomoção, a fragmentação do hábitat contribui para o contato dos grandes

²⁴ Biólogo, Instituto de Pesquisas Ecológicas -IPÊ; Laboratório de Biodiversidade, Conservação e Ecologia de Animais Silvestres da Universidade Federal do Paraná – LABCEAS –UFPR. cachubaabreu@hotmail.com

²⁵ Biólogo, Instituto de Pesquisas Ecológicas – IPÊ; Pós-graduando em Meio Ambiente na Universidade Paranaense – UNIPAR. tiagoboscarato@hotmail.com

²⁶ Engenheiro florestal, Phd. , Instituto de Pesquisas Ecológicas – IPÊ. lcullen@stetnet.com

felinos com as áreas habitadas e utilizadas pelo homem (Chiarello, 1999).

Depois da fragmentação e perda de hábitat natural e do conseqüente isolamento genético de populações, o maior problema referente à conservação de grandes felinos é o abate de animais que causam prejuízos a rebanhos domésticos (Crawshaw, 2003). Este é um problema histórico e que ocorre em localidades, que por algum motivo, populações humanas e grandes predadores foram obrigados a conviver próximos (Rabinowitz, 1986).

O presente trabalho teve por objetivo apontar as principais interferências dos felinos nas atividades humanas, *Panthera onca* (onça-pintada), *Puma concolor* (onça-parda) e *Leopardus pardalis* (jaguatirica), em áreas de influência das principais Unidades de Conservação no Alto Rio Paraná, tendo como foco principal levantar o perfil da problemática da predação em animais de criação causadas pelos grandes felinos na região.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

A região noroeste do estado do Paraná, outrora coberta por exuberante floresta tropical (estacional semidecidual), caracterizada por densos perobais, sofreu a partir da década de 40 uma exploração desmedida para, principalmente, implementação de nova fronteira agrícola. Teve vários ciclos econômicos desde então, sendo considerada a última fronteira agrícola do Estado (SOS Mata Atlântica, 2002; ITC, -). Após quase 60 anos de intensa exploração, tendo a fronteira agrícola expandido sem que as mais rudimentares cautelas fossem tomadas para a proteção dos habitats (ABC, 1985), a região noroeste do Paraná apresenta hoje um perfil ambiental, quase em sua totalidade, altamente modificado restando menos de 3% da cobertura florestal original.

Neste contexto encontramos delimitadas as principais Unidades de Conservação dos complexos ecossistemas do alto Rio Paraná em duas principais porções, a planície de inundação e o pontal do Paranapanema. Logo após o remanso do Lago da UHE de ITAIPU, temos o grande remanescente de arquipélagos e planícies de inundação que é dividido administrativamente, porem conectado pela paisagem, encontramos o Parque Nacional de Ilha Grande (PNIG) (PR/MS) localizado na região centro-sul do remanescente da planície de inundação do alto Rio Paraná, entre as coordenadas 23° 15' a 24° 05'S e 53° 40' a 54° 17'W e o Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema (PEVRI) (MS), entre as coordenadas 22°59'31,2"S e 53°38'57,7"W resguardando a porção centro-norte deste remanescente (Maack, 1968; SENAGRO, 1996; CORIPA, 2000, 2001).

Como o maior e mais importante representação das florestas do interior de São Paulo temos o Parque Estadual do Morro do Diabo (PEMD) (SP) no pontal do Paranapanema, entre as coordenadas 22°37'17,1"S e 52°09'58,1"W, próximo a confluência dos Rios Paraná e Paranapanema.

Neste contexto encontramos inserida a Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, sendo a grande área de amortecimento para as principais UCs de uso indiretos na região da planície de inundação do alto Rio Paraná.

O clima, segundo o sistema de Köeppen, é classificado como Cfa – Clima tropical-subtropical de verão quente (média de 22°C anuais) e precipitação média anual de 1.500mm com altitudes que variam de 220 a 280m (Maack, 1968; Vazzoler et al, 1997).

A área está inserida na região fitogeográfica da Floresta estacional semidecidual, sendo a vegetação classificada como Floresta Estacional Semidecidual Aluvial,

de acordo com Maack (1968) e Campos & Souza (1997).

A área de estudo, é caracterizada por um grande mosaico, composto por áreas de diferentes usos do solo e fragmentos florestais do grande domínio da Floresta Atlântica (SOS Mata Atlântica, 2001; CORIPA, 2000; 2001) em diferentes graus de conservação. Neste contexto geral, encontra-se delimitada a APA Federal das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, abrangendo áreas do arquipélago e continentais, cada qual com características florestais e realidades particulares, sendo bem diferente as situações caracterizadas na barranca Paranaense e Sul Mato-grossense.

Esta região da calha do Rio Paraná, apresenta os últimos remanescentes das Regiões Pantanosas e de campos de inundação do Rio Paraná, livres de represamento, representando um ecótono, entre a região de floresta estacional semidecidual (Domínio Floresta Atlântica) no estado do Paraná, a savana (Cerrado) e o Pantanal do estado do Mato Grosso do Sul, e ser considerado um grande corredor de dispersão de fauna (SOS Mata Atlântica, 1999; Campos & Agostinho, 1997; Valadares-Padua & Cullen, 1999).

Métodos

Os dados referentes á movimentação e existência de onças nas adjacências das principais Unidades de Conservação vêm sendo, orientadas por evidências observadas em campo, informações obtidas junto aos moradores tradicionais e caçadores familiarizados com a região. O referido trabalho tem continuidade atual, acompanhando determinadas propriedades na região.

A aproximação com moradores, trabalhadores, proprietários e comunidades foi essencial, buscando estabelecer um ciclo de informações sobre as atividades realizadas no dia-a-dia.. Através das informações obtidas com

a comunidade, orientaram-se as visitas nas propriedades com problemas referentes a perdas ocasionadas por felinos. Estas atividades consistiram em visitas, entrevistas, vistorias e acompanhamento dos rebanhos e criações domésticas que sofreram danos ocasionais por grandes felinos.

As informações de opinião e entrevistas seguram um breve roteiro com perguntas simples e diretas sobre a valoração e opiniões a respeito dos grandes felinos e sua existência na região.

As vistorias aconteceram nas localidades e arredores das propriedades que tenham sofrido perdas nos rebanhos supostamente ocasionadas pelos felinos, visando principalmente a identificação do predador (CENAP, 1998). As características das carcaças predadas são imprescindíveis para determinar a espécie predadora, sendo as características deixadas na presa específicas para cada espécie (Wedde & Bowns, 1982). Carcaças e outras marcas encontradas foram fotografadas, descritas em caderneta de campo e localizadas com auxílio de um GPS e plotadas em mapa local (Escala: 1:25.000 / 1:50.000).

O material escatológico eventualmente encontrado foi acondicionado em sacos plásticos e potes, contendo informações sobre o local, data e características das mesmas. As diferenças entre os bolos fecais das diferentes espécies definiram-se através de suas morfologia, comparação com materiais de referencia e identificação de rastros associados. Desenhos, mensurações e fotografias foram tirados para auxiliar na identificação das espécies. A obtenção de rastros e pegadas foi efetuada através da retirada de contra-moldes em gesso e parafina além de desenhos em folhas de transparências, quando estas foram encontradas em solos apropriados (Crawchaw, 1995; Smallwod, 1992).

RESULTADOS

Iniciamos as atividades no período de Julho de 2001 e coletamos informações sistematizadas até Julho de 2003 e após, buscamos informações complementares no interior do Parque Nacional de Ilha Grande e mantivemos visitas as fazendas na grande área de influencia das Unidades de conservação da região.

Na maioria das visitas e vistorias se revelaram problemas passados de predação nos rebanhos domésticos da região, na grande maioria, os animais domésticos abatidos há meses. Com uma maior ocorrência de perdas em criações de pequeno porte.

No total das propriedades (n°= 100) visitadas definiram-se onze fazendas que tiveram baixas em seus rebanhos, comprovadamente causadas por espécies de felinos. Em um total de 11 baixas causadas por *Panthera onca*, 54 por *Puma concolor* e 26 ocasionadas por *Leopardus pardalis*. Revelando um número de baixas por predação (= 83) superior as causadas por outros motivos (= 64).

A falta de informações sistematizadas sobre o real prejuízo em rebanhos dificulta a obtenção de uma estimativa para a região, com esta situação generalizada na região do alto Rio Paraná, acompanhamos as propriedades que apresentavam um melhor controle no manejo dos rebanhos, sendo duas propriedades lindeiras ao Rio Paranapanema, em áreas de entorno imediato do PEMD, duas propriedades, no estado do Paraná no entorno adjacente e imediato do PNIG e três fazendas no estado do Mato Grosso do Sul, lindeiras aos remanescentes do entorno imediato do PNIG e PEVRI.

Os dados obtidos tendem a mostrar que os números de bovinos de corte predados variaram de 3 até 68 cabeças/ano, com prejuízo econômico variando de R\$ 130,00 a R\$ 36.000,00 Estes números variam dependendo de fatores como, o manejo utilizado nas criações, proximidade com fontes naturais remanescentes, densidade da

população de predadores, diferentes pressões antrópicas locais.

Com a realização de entrevistas com as famílias das propriedades visitadas nas APA's do PNIG (total de famílias = 99), 21.42% das famílias são contra os felinos.

As entrevistas mostram que 75,56% das famílias há mais de 20 anos residentes na região nunca tiveram problemas com os grandes gatos, isto pode apontar não uma inexistência de onças na região, mas possivelmente reflexos de uma colonização recente e supressão dos recursos naturais de forma rápida e desordenada.

Quando perguntamos aos moradores da região (total de entrevistas = 112) sobre os fatores de degradação dos grandes felinos, obtivemos e organizamos em ordem de importância para a conservação destas populações: a caça de potenciais espécies-presa de valor cinegético (52%), abate por causarem prejuízos econômicos (43%), destruição do habitat (23%), caça esportiva (38%), caça indiscriminada (20%), caça para tráfico (2%), atropelamentos (18%), emaranhados de cercas e armadilhas (3%), fogo (1%).

Nas entrevistas foi relatado que nas décadas de 60 e 70 acelerou-se a implementação das grandes áreas de pastagens de bovinos e bubalinos no interior das Ilhas Grande e Ilha dos Bandeirantes, estas décadas coincidem com o período de maior ocorrência nas atividades cinegéticas sobre os grandes felinos, abatidos, na maioria por predarem animais domésticos, relatados nas entrevistas realizadas com antigos e atuais caçadores.

DISCUSSÃO

O papel da comunidade foi fundamental para a realização das etapas previstas no projeto, sendo de grande valia no direcionamento, escolha e aplicação das estratégias e metodologias seguidas, muitas destas adaptadas as

características regionais. Buscou-se obter em todas as informações, a comprovação e fidelidade das mesmas.

Comparando os dados coletados nas entrevistas das adjacências do PNIG, com os realizados por Palmeira (2001) no vale do Rio Ribeira, Iporanga - SP, que segundo as entrevistas (total de famílias = 28) apontam que 53.58% das famílias sugeriram o extermínio das onças.

Apesar dos dados obtidos no Rio Paraná revelarem um número de mortes nos rebanhos causadas por onças, maior que as mortes por outras causas, estes são dependentes da realização de um acompanhamento sistematizado, das técnicas de manejo dos rebanhos, tentando minimizar as dificuldades encontradas para controlar os animais dos rebanhos (Tabela 1).

Tabela I – Proporções das Fazendas visitadas no entorno do Parque Nacional de Ilha Grande, no estado do Paraná e Mato Grosso do Sul.

Total de propriedades visitadas	100
Total de propriedades com vestígios das espécies	60
– <i>Panthera onca</i> =	18
– <i>Puma concolor</i> =	53
– <i>Leopardus pardalis</i>	10
Total de propriedades com problemas de predação	11
Total de perdas por predação no período de estudo	83
Total de perdas por outros fatores no período de estudo	64

Este fator uma das principais atitudes para obter reais informações sobre as perdas econômicas sofridas em rebanhos domésticos (Boulhosa, 2000; Hoogesteijn, 1993; 2003; Cavalcanti, 2003).

Segundo Silveira (1999), fica difícil obter dados concretos nos índices de predação de grandes felinos em rebanhos domésticos, principalmente, devido ao fato de que a maioria

das fazendas não mantém um número homogêneo durante todo um ano.

Na fazenda que encontramos o animal-problema, as presas escolhidas tiveram uma diferença de categorias de idade, durante o acompanhamento dos ataques.

As presas escolhidas pelo indivíduo da espécie *Puma concolor* apresentaram uma variação, sendo no período de verão (Dezembro/Janeiro/Fevereiro) preferencialmente abatidos juvenis, sendo as carcaças abandonadas próximas à mata ciliar ou não encontradas.

Esta categoria é apontada em vários trabalhos como a mais vulnerável a ataques dos grandes felinos (Boulhosa, 2000; Curio, 1976; CENAP, 1995, 2003). No inverno (fim de Maio/Junho/Julho e começo de Agosto) ou períodos de gestação das ovelhas, são preferencialmente abatidas fêmeas gestantes, as carcaças são abandonadas, após a alimentação no próprio pasto, até mesmo bem próximas à cocheira. A maioria dos ataques as criações acontecem em períodos de menor intensidade de luz (amanhecer e anoitecer) e em momentos de temperaturas amenas e dias com muita nebulosidade ou chuva. Aparentemente estes fatores climáticos são uma constante em reportagens sobre o assunto (Hoogesteijn, 1993, 2003).

Pela alta pressão das atividades cinegéticas nas comunidades de mamíferos que utilizam áreas de entorno das UCs, entende-se um decréscimo na disponibilidade de espécies-presa para os felinos, tendo uma forte influência no problema da predação nos rebanhos domésticos (Crawshaw, 2003). É sabido que nas áreas transformadas e utilizadas pelo homem há uma substituição das presas naturais dos felinos por animais domésticos. Com isto fica fácil de se entender por que acontece a predação em rebanhos domésticos (Redford, 1995; CENAP, 1995; Hoogesteijn, 1993).

Muitas vezes esta situação vem a instalar-se em regiões onde a pressão das atividades cinegéticas é muito presente, juntamente com problemas no manejo das criações domésticas (Hoogesteijn, 2003; Hawthorne, 1980).

Através da plotagem dos dados observou-se que as fazendas com ocorrências de ataques de onças nos rebanhos coincidem com áreas de grande pressão antrópica nas comunidades animais como a caça predatória de espécies-presa disponíveis para os felinos em questão. De acordo com Crawshaw & Quigley (1991), Shaw et al (1988), Margarido (1994), Cullen (1999), Crawshaw (1995), Silveira (1999), Hoogesteijn (2003), este fato é um agravante no problema da predação sobre os rebanhos domésticos.

As técnicas utilizadas nas atividades pecuárias, em geral seguindo o sistema tradicional de pecuária extensiva ou semi-extensiva (Marques, 1976), encontrando-se em distintas áreas, inclusive as categorias mais vulneráveis do rebanho, forrageando nas bordas e interiores dos fragmentos remanescentes de floresta, favorecendo uma maior chance para os predadores na obtenção deste item alimentar. Este fator vem favorecer um aumento na ocorrência de ataques nos rebanhos domésticos (CENAP, 1995, 2003; Cavalcanti, 2003; Hoogesteijn, 2003).

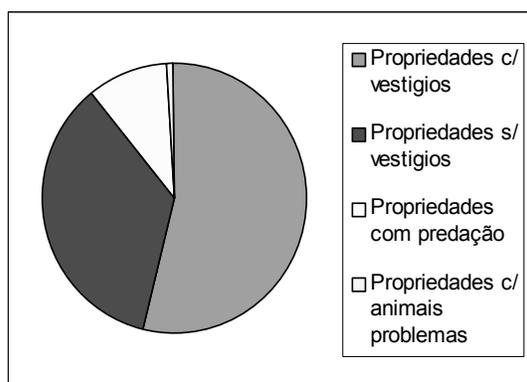


Figura 1. Categorias de enquadramento das propriedades visitadas no entorno do Parque Nacional de Ilha Grande no estado do Paraná e Mato Grosso do Sul.

Como agravante e conforme registrado em algumas propriedades, os abandonos ou descartes irregulares de sobras e carcaças de animais domésticos localizados próximos aos currais e mangueiras, funcionam como um chamariz para espécies carnívoras (Cavalcanti, 2003).

Muitas vezes as baixas nos rebanhos da região são agravadas em períodos de introdução de novas cabeças aos rebanhos, períodos de maior abundância de animais peçonhentos nocivos aos animais de criação, períodos de baixa produtividade ou qualidade nos tipos de pastos utilizados, sendo fatos semelhantes a estes já descritos por Marques (1997).

CONCLUSÃO

Para a grande região de influencia do Parque Nacional de Ilha Grande, temos, compilados um número de baixas por predação, superior ao causados por outros motivos. Este fato deve-se a existência de um animal-problema em uma propriedade e incerteza dos dados de manejo, referente ao acompanhamento dos rebanhos da região.

Foi registrado, no período do estudo, no acompanhamento das propriedades do entorno imediato e adjacente, baixas que variaram de 3 a 38 criações abatidas pelos felinos remanescentes na região. Apontando uma fazenda lindeira a APA de Alto Paraíso no Estado do Paraná, apresentando baixas por animal-problema, sendo, aparentemente um ou dois exemplares da espécie *Puma concolor*.

O entendimento destes dados vem a demonstrar que existe sim uma problemática de baixas causadas em rebanhos domésticos pelos grandes gatos silvestres na região do Parque Nacional de Ilha Grande, sendo este problema pontual em algumas fazendas ao longo de toda uma região altamente alterada pela ação humana, que ainda representa um importante remanescente de alguns ecossistemas florestais.

Sendo o fator das perdas econômicas causadas em rebanhos domésticos, atribuídas aos predadores silvestres, sendo exacerbadas e agravadas pela não existência de um acompanhamento sistematizado dos rebanhos domésticos.

Com isto temos que seriam essenciais para a região algumas estratégias de políticas públicas, tais como:

- Um plano de ação regional para a espécie *Puma concolor*, a suçuarana, animal este registrado com aparente frequência na região, sendo a espécie de grande carnívoro que aparece envolvida na maioria dos relatos de conflitos com atividades humanas;
- Melhor envolvimento e capacitação comunitária na região, através da capacitação humana para melhoria de técnicas de manejo e controle dos rebanhos domésticos;
- Fiscalização e combate efetivo as atividades de caça predatória;
- Efetivar ações de políticas públicas para melhorar a normatização e técnicas de uso do solo, estimulando técnicas agrícolas de menor impacto em uma região determinada como Unidade de Conservação de uso direto (Área de Proteção Ambiental), onde encontramos alguns dos últimos e mais importantes remanescentes de floresta estacional semidecidual do estado do Paraná.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

- ABC –Associação Brasileira de Caça. **Caça e Conservação. Recursos naturais renováveis, Conceitos, Usufruto e Manejo de caça.** São Paulo. Ed. Digital. 1985.
- BOULHOSA R. L. P. **Jaguar predatio on cattle in the Pantanal of Poconé, MT, Brazil.** 2000. A Dissertation submittid to the University of East Anglia, Norwich, for the degree of Master of Sciences in Applied Ecology and Conservation.
- CAMPOS, J. B. & SOUZA, M. C. A vegetação. In: Vazzoler, A. E. A. De M.; Agostinho, A. A.; Hahn, N. S. (Eds). **A Planície de Inundação do alto Rio Paraná: Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos.** Maringá. EDUEM. 1997. p. 333-334
- CAMPOS, J. B. & AGOSTINHO, A. A. Corredor de fluxo de Biodiversidade do Rio Paraná: uma proposta para a proteção ambiental de ecossistemas ameaçados. **Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação.** Anais. Curitiba. 1997.
- CAVALCANTI, S. M. C. (I) Manejo e controle de cdanos causados por espécies da fauna. In: Cullen Jr. L., Valadares-Padua, C. & Rudran, R. **Métodos de Estudos em Biologia da conservação e manejo da vida silvestre.** 2003. p. 203 - 242
- CAVALCANTI, S. M. C. (II) Aspects of livestock depredation by jaguars in the southern pantanal, Brasil. In: **I Workshop sobre pesquisa e conservação de carnívoros neotropicais.** Atibaia-SP. Associação Pró-Carnívoros. 2003 p. 103-115.
- CENAP, 1998. **Manual de identificação, prevenção e controle de predação pôr carnívoros silvestres.** Centro Nacional de pesquisa para Conservação de Predadores Naturais – CENAP/IBAMA e ASSOCIAÇÃO PRÓ-CARNIVOROS.
- CHIARELLO, A. G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation.** N°89. p. 71-82, 1999.
- CORIPA. **Zoneamento Ecológico - Econômico das Áreas de Proteção Ambiental do Parque Nacional de Ilha Grande.** Consorcio Inter - Municipal para a Conservação do Remanescente do Rio Paraná e SENAGRO – Sensoriamento Remoto. 1999.
- Vol. 1.. **Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE) das APA's Intermunicipais de Ilha Grande – PR. Revisão técnica 2000/2001.** Consórcio Intermunicipal para a Conservação do Remanescente do Rio Paraná e Áreas de Influência. 2001.
- CRAWSHAW, P. G. C. & QUIGLEY, H. B. Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. **Journal of Zoology,** London 233: 357 – 370.
- CRAWSHAW Jr., P. G. **Comparative ecology of ocelot (*Felis parladis*) and jaguar (*Panthera onca*) in a protected subtropical**

- forest in Brazil and Argentina. Tese de PhD., University of Florida. 1995.
- CRAWSHAW, P. **Uma perspectiva sobre a depredação de animais domésticos por grandes felinos no Brasil.** Natureza e Conservação. Vol. 1. (1). Fundação O Boticário. 2003.
- CULLEN Jr, L., R. BODMER & VALADARES-PÁDUA, C. Caça e biodiversidade nos fragmentos florestais da mata Atlântica, São Paulo, Brasil. *In: Manejo y Conservación de Fauna Silvestre en América Latina.* 1999. p. 125-140.
- CURRIER, M. J. P.. *Felis concolor.* **Mammalian Species** . n° 200: p.1 – 7. 1983.
- CURIO, E. **Ethology of predation.** Springer-Verlag, New York. 1976.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA – INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio da Mata Atlântica no Estado do Paraná no período de 1985 a 1990,** São Paulo, 1993.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA., **Boletim Informativo,** Ano 1, n°10, p. 4 e 5, 1999.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA – INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no Estado do Paraná, período 1995-2000,** São Paulo, 2001.
- HAWTHORNE, D.W. **Daños provocados por animais silvestres y tecnicas de control. Manual de técnicas de gestión de vida silvestre.** Wildlife Society, 1980.
- HOOGESTEIJN R., A HOOGENSTEIJN, & MONDOLFI, E. Jaguar predation and conservation: cattle mortality caused by felines on three ranches in the Venezuelan Llanos. *In:* N. Dunstone, M. L.. Gorman. **Symposium of the Zoological Society of London number 65 Oxford University.** p. 367-386, 1993.
- 2003. Hoogesteijn, R. & Hoogesteijn, A.. 2005. **Manual sobre os problemas de predação causados por onças em gado de corte.** Jaguar Conservation Program. Wildlife Conservation Society.
- IAP/CORIPA. **Parque Nacional de Ilha Grande. Re-conquista e desafios.** Instituto Ambiental do Paraná e Consorcio Inter – municipal para a conservação do remanescente natural do Rio Paraná. Editoração João Batista Campos. Maringá. 1999.
- IBDF. **Inventario do Pinheiro no Sul do Brasil.** Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal e F.U.P.E.F.- Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná. 1978.
- IBAMA –GTZ, 1999. **ROTEIRO METODOLOGICO PARA GESTÃO DE ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL – APA.**
- ITC. **Terras devolutas. Processo discriminatório. Doutrina e Legislação.** Instituto de Terras e Cartografia. - .
- LEITE, M.R.P. **Ecologia de Grandes Predadores na Serra do Mar e na Planície Litorânea do Estado do Paraná.** Curitiba. UFPR- Universidade Federal do Paraná. Relatório Parcial Apresentado ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis – Estado do Paraná. 1996.
- MAACK, R. **Geologia física do Estado do Paraná.** Edit. José Olympio. 2° ed. Rio de janeiro; Curitiba: Secretaria de Cultura e do Esporte do Estado do Paraná. 1968.
- MARGARIDO, T.C.C. **Caracterização da Mastofauna em Diagnósticos Ambientais – Curso de treinamento. Convênio IAP – GTZ – Convênio de Cooperação Técnica Brasil – Alemanha.** 1994.
- **História natural de *Taiassu pecari* (Queixada) em uma área no sul do Brasil.** Curitiba: UFPR. 2001. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná.
- MARQUES, O. **Manejo do gado In: II Seminário Internacional - População e Sociedade.** Centro de Estudos da População e Economia. 1976.
- MAZOLLI, M. **Contribuição ao conhecimento da distribuição, identificação e conservação do Puma (*Felis concolor ssp*) no estado de Santa Catarina.** Santa Catarina: UFSC. 1992. Trabalho de Conclusão de Curso.

- OLIVEIRA, T. G. **Neotropical Cats – Ecology and Conservation**. EDUFMA. 1984.
- PALMEIRA, F. B. L. Ocorrência de predação em rebanhos domésticos no Vale do Rio Ribeira. São Paulo. *In: Congresso Brasileiro de Zoologia*, Cuiabá. 2001.
- _____. **Predação de bovinos por onças no norte do estado de Goiás**. Piracicaba: ESALQ. 2004. Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Piracicaba.
- QUIGLEY, H. B. **Ecology and conservation of the jaguar in the pantanal region, Mato Grosso do Sul, Brazil**. Moscow. 1987. University of Idaho.
- QUIGLEY, H. B. & CRAWSHAW, P. G. C. A conservation plan for the jaguar (*Panthera onca*) in the Pantanal region of Brazil. **Biological Conservation**. n° 61: p.149 – 157. 1992.
- RABINOWITZ, A. R. **Jaguar predation on domestic livestock in Belize**. Wildlife Society. Bull. 14: p.170-174. 1986.
- REDFORD, Q. A floresta vazia *In: Manejo e Conservação de Vida Silvestre no Brasil*. VALLADARES-PADUA, C., BODMER, R.E. & CULLEN Jr., L. Brasília, D.F.: CNPq/ Belém, PA: Sociedade Civil Mamirauá, MCT. 1997.
- SHAW, H. G.; N. G. WOOLSEY; J. R. WEGGE & R. L. DAY. **Factors affecting mountain lions densities and cattle depra-dation in Arizona**. Final Report, Arizona Game and Fish Dept. 1988. Projeto W-78-R, p.15.
- SILVEIRA, L. **Ecologia e conservação dos Mamíferos Carnívoros do Parque Nacional das Emas**. Goiás: UFG. 1999. Universidade Federal de Goiás, Dissertação de Mestrado, Instituto de Ciências Biológicas.
- WADE, D. A & BROWNS, J. E. Procedures for evaluating predation on livestock and wildlife. Texas agriculture program. p. 44.1982.
- VALLADARES-PADUA, C. & CULLEN Jr., L. **Corredor Morro do Diabo – Ilha Grande**. I Congresso de Unidades de Conservação. 1999
- VAZZOLER, A.E.A. de M.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S. **A planície de inundação do alto Rio Paraná: Aspectos físico, biológicos e socioeconômicos**. Maringá. EDUEM: 1997. p. 333 – 344.

NORMAS PARA APRESENTAÇÃO DE ARTIGOS

Os artigos a serem publicados na Revista Cadernos da Biodiversidade, deverão ser inéditos, de no máximo 15 páginas e seguir as instruções abaixo.

1) TEMA

Biodiversidade

2) ESTRUTURA

. **TÍTULO** (Caixa alta negrito), centralizado.

Abaixo o(s) nome(s) do(s) autor(es) em *itálico* negrito, à direita da página, remetendo à nota de rodapé a formação, instituição e endereço para correspondência.

. **RESUMO**

. **INTRODUÇÃO** e demais títulos em caixa alta, negrito e à esquerda da página.

. Corpo do texto (poderá ser subdividido de acordo com critério do autor)

. **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS** (normas da ABNT - NBR 6023/98)

3) FORMATO

Papel tamanho A4, margens de 2,5cm em cada borda, espaçamento entre linhas 1,5, primeira linha do parágrafo com afastamento de 1,0cm. Títulos em caixa alta, subtítulos e itens com primeira letra maiúscula, numerados e devidamente hierarquizados, a esquerda da página.

Usar processador de texto Word for Windows 6.0 ou 97, letra Times New Roman tamanho 11, cor preta para o texto. Figuras em preto e branco ou em escalas cinzas.

O RESUMO deverá ser escrito em um único parágrafo, letra tamanho 10, com no máximo 12 linhas em espaçamento simples.

As legendas deverão ser escritas com letra tamanho 10 e virem abaixo de figuras e gráficos e acima de tabelas. As figuras deverão estar inseridas no texto (FIGURA 1. Mapa de solos da região...)

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS E CITAÇÕES

As citações bibliográficas no texto deverão ser em caixa alta e constar do(s) nome(s) do(s) autor(es) seguido do ano. Nas citações com 2 (dois) autores, utiliza-se o *ampersand* (&) e mais de dois autores usar a expressão *et al.* Exemplo:

...
O ICMS ecológico, de acordo com LOUREIRO *et al.* (1998), é uma experiência...

Citações longas (mais de 5 linhas) ou que hajam necessidade de enaltecer ou reforçar uma idéia ou pensamento, deverão constar de um afastamento de 1cm da margem esquerda, letra itálico tamanho 10,

espaçamento simples e virem acompanhadas do nome do autor, ano e página. Exemplo:

... Desse modo, a lógica cartesiana, que visa reduzir a complexidade e temporalidade dos objetos para produzir um conhecimento, uma ciência estática, não se presta para entender meio ambiente, que é algo complexo e dinâmico (POLINARI, 1998 pg.4).

As referências bibliográficas devem constar em ordem alfabética, de acordo com os exemplos a seguir:

- artigo de periódico

ANDERSON, A. ; MAY, P. A palmeira de muitas vidas. **Ciência Hoje**, v. 4, n. 20, p.41-47, 1985.

- livro

WILSON, E. O. ; PETER, F.M. (Eds). **Biodiversity**. Washington : National Academy Press, 1988. 521p.

- capítulo de livro

HERCULANO, S. C. Do desenvolvimento (in) suportável à sociedade feliz. In: GOLDENBERG, Mirian (Coord.). **Ecologia, Ciência e Política**. Rio de Janeiro : Ed. Revan, 1992. p.9-49.

- dissertações e teses

FLORES, E. J. M. **Potencial produtivo e alternativas de manejo sustentável de um fragmento de Mata Atlântica secundária, município de Viçosa, Minas Gerais**. Viçosa : UFV, 1993. 165p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa.

- trabalho apresentado em evento

CAMPOS, J. B. Efeitos socioeconômicos e ambientais das indústrias ceramistas e das atividades de extração de argila (barreiros) em áreas de preservação ambiental: o caso da região de Maringá – PR. In: **SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS**, 3., 1997. Ouro Preto : Sobrade/UFV. p.534-543.

Os artigos deverão ser enviados para:

João Batista Campos
Instituto Ambiental do Paraná - IAP
Av. Bento Munhoz da Rocha Neto, 16
87.030-010 Maringá - Pr.
Fone/Fax (044) 226-3665
End. eletrônico: redebio@wnet.com.br

Deverá ser entregue 1 (uma) cópia original de boa qualidade (impresso em impressora Laserjet ou jato de tinta) e arquivo em disquete 3 ½ devidamente etiquetado e identificado.