

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. 3 n. 1 Janeiro 2002 Semestral

GOVERNO DO PARANÁ
Governador: Jaime Lerner
SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS
Secretário: José Antonio Andreguetto
INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ - IAP
Diretor Presidente: Mário Sérgio Rasera
DIRETORIA DE BIODIVERSIDADE E ÁREAS PROTEGIDAS - DIBAP
Diretora: Mariese Cargnin Muchailh

ENDEREÇO:

Instituto Ambiental do Paraná - IAP
Rua Engenheiro Rebouças, 1206
CEP: 80.215-100 - Curitiba-PR
Tel: (0xx41) 333-6163 – 333-5044
redebio@wnet.com.br

EDITOR/ORGANIZADOR

João Batista Campos

COMISSÃO EDITORIAL:

Amalia Maria Goldberg Godoy
Cláudia Sonda
Gerson Antonio Jacobs
Janet Hígut
João Batista Campos
Márcia Guadalupe Pires Tussolino
Mauro de Moura Britto
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, 1998 -

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 Ribelatto Arita CRB 9/858
Ivone Bello CRB 9/1116

CADERNOS DA BIODIVERSIDADE
Volume 3, número 1, janeiro de 2002

SUMÁRIO

OPINIÃO.....	1
RECUPERAÇÃO DA RESERVA LEGAL E A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE - <i>João Batista Campos, Lysias Vellozo da Costa Filho e Maria Mercedes Nardine</i>	1
ARTIGOS	4
ANÁLISE DO CONHECIMENTO ORNITOLÓGICO DA REGIÃO NOROESTE DO PARANÁ E ÁREAS ADJACENTES.- <i>Fernando Costa Straube e Alberto Urben-Filho</i>	4
A BIODIVERSIDADE NO CONCEITO DA SILVICULTURA NATURALISTA NAS FLORESTAS NO SUDOESTE DA ALEMANHA - <i>Peter Spathelf e Irene Seling</i>	12
INCÊNDIOS FLORESTAIS NO BRASIL: ALGUNS PROBLEMAS E SOLUÇÕES - <i>Otávio Bezerra Sampaio</i>	21
UTILIZAÇÃO DOS ELEMENTOS DA PAISAGEM COMO FERRAMENTA DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL SOBRE O MEIO BIÓTICO - <i>Willi Bruschi Junior, Rodrigo Agra Balbuena, Adriano Souza da Cunha e Marcelo Maisonette Duarte</i>	27
CONSERVAÇÃO DO PAPAGAIO-DE-PEITO-ROXO (<i>AMAZONA VINACEA</i> , AVIS: PSITTACIDAE) NO PARQUE ESTADUAL DOS MANANCIAIS DE CAMPOS DO JORDÃO (SÃO PAULO - BRASIL) - <i>Alexandre Schiavetti e Celina Foresti</i>	33
DINÂMICA DE COLONIZAÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS EM IGARAPÉS DA AMAZÔNIA CENTRAL, AVALIADA PELO MODELO DE VERHULST.- <i>Ronaldo Angelini e Carlos E. C. Freitas</i>	38
A FLORESTA ALTOMONTANA DO SUL DO BRASIL: CONSIDERAÇÕES CLIMÁTICAS, PEDOLÓGICAS E VEGETACIONAIS <i>Maria Carolina Guarinello de Oliveira Portes e Franklin Galvão</i>	44

OPiNiÃO
OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO
OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO
OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO
OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO
OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO OPiNiÃO

Recuperação da Reserva Legal e a conservação da biodiversidade

João Batista Campos¹
Lysias Vellozo da Costa Filho²
Maria Mercedes Nardine³

...
*Não permita Deus que eu morra,
Sem que volte para lá;*

Sem que desfrute os primores

*Que eu não encontro por cá;
Sem qu'inda aviste as palmeiras,
Onde canta o sabiá.*

(Gonçalves Dias)

¹ Eng. Agrônomo, Doutor em Ecologia - Ciências Ambientais do Instituto Ambiental do Paraná - IAP - redebio@wnet.com.br

² Eng. Florestal do IAP - molysias@fornet.com.br

³ Eng. Agrônomo do IAP, mestranda em Ciências do Solo

A legislação ambiental determina que todas as propriedades rurais devem reservar parte de sua área para compor o que convencionou-se chamar de *reserva legal*. O percentual da reserva varia conforme a região em que estiver localizado o imóvel, sendo não inferior a 20% nas regiões Sul e Sudeste e 80% na região da Amazônia, por exemplo.

O legislador quando compôs este artigo, teve a sábia intenção de deixar áreas reservadas para que estas cumprissem seu mais importante papel: a manutenção do equilíbrio ecológico, através do fornecimento de abrigo, local para a reprodução e alimentação para a fauna nativa, ciclagem de nutrientes, manutenção do ciclo hidrológico, estabilização do clima, absorção de gases e partículas poluentes etc.

Tinha intenção, também, o legislador que estas áreas servissem para o uso do homem através de práticas que não levassem à sua erradicação, tanto é que se permite a extração de árvores para o fornecimento de madeira, utensílios, palanques, mourões etc. A exigência era que a reserva legal nunca pudesse ser erradicada.

Nessa perspectiva, portanto, a reserva legal tem duas funções: a conservação da biodiversidade e o fornecimento de bens econômicos de forma sustentável (madeiras e outros subprodutos da floresta).

O que ocorreu, no entanto, é que essas premissas não foram acolhidas e no Brasil (com exceção dos Estados que compõem a Amazônia) as áreas naturais foram quase que totalmente devastadas sendo que, na grande maioria dos Estados brasileiros, não existem os 20% de áreas naturais que deveriam existir se todas as propriedades tivessem reservado as áreas estabelecidas (Rio Grande do Sul possui menos de 5%; Santa Catarina 7%; Paraná 7%; São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais entre 7 e 9%...).

Esse processo agressivo de destruição das florestas provocou a ruptura das frágeis teias ecológicas dos ecossistemas e, a natureza, está respondendo na forma de grandes catástrofes: ventos devastadores, enchentes em algumas regiões e secas em outras, doenças e outros males devidos a destruição na camada de ozônio, desaparecimento de muitas espécies animais e vegetais que, como diria Francisco Gubert Filho, “faz crescer e avermelhar as Listas de Espécies Ameaçadas de Extinção” (aliás, achamos que a Lista é vermelha de vergonha!).

Bem, parece que, agora, há algumas tentativas para reparar este erro, mas é preciso tomar cuidado, pois pode acontecer alguns desvios que comprometeriam todo o processo de reparação do dano, criando outros problemas ainda maiores.

Primeiramente foi promulgada a lei 8.171/91, conhecida como Lei Agrícola, que estabelecia um prazo de 30 anos para que todos aqueles que não tivessem a reserva legal ou que necessitassem complementá-la, o fizesse na proporção de 1/30 avos por ano. Passou-se 9 anos e nada foi realizado. Aliás, levantamentos indicam que as áreas de florestas dos Estados brasileiros, inclusive os que já possuem áreas irrisórias de vegetação natural, estão diminuindo. Ou seja, a lei foi “letra”, ou melhor, “alfabeto morto”.

O artigo que tratava da composição/recomposição da reserva legal foi “revogado” por uma Medida Provisória (MP), que já está em sua “n” reedição (não vamos nem discutir a constitucionalidade de uma MP mudar uma lei e utilizar de diversas reedições para tais fins). Na MP está previsto que a vegetação de áreas de preservação permanente (margens de rios, ao redor de olhos d’água, lagos, lagoas etc.) podem ser incorporadas na área de reserva legal para computar o percentual de 20% exigidos por lei.

Há que abrir parênteses e discutir que esta incorporação é um retrocesso em relação à duas vertentes: i) ambiental, uma vez que restringe-se a área necessária à conservação e manutenção da biodiversidade e ii) político/social, pois, novamente, quem está sendo favorecido é o agente degradador;

aquele que cortou a reserva legal, a usou e a degradou e agora pode incorporar a área de preservação permanente para computar os 20%. Temos claro que foi no jogo de interesses que, mais uma vez, as forças espoliadoras e “sanguessugas” do patrimônio público natural venceram e, isso deixa claro também, que o meio ambiente continua sendo interessante apenas para discursos em datas alusivas ao tema.

O processo de recuperação da reserva legal está sendo regulamentado, mas algumas distorções estão ocorrendo, o que pode comprometer todo objetivo da legislação.

A mais grave distorção é a possibilidade de se recuperar a reserva legal com espécies exóticas (eucaliptos, por exemplo).

Caso isso se concretize duas questões são estabelecidas:

1. Essa espécie (eucaliptos) em nada contribui para a recuperação e manutenção da biodiversidade, pois, não sendo nativa do País, não realiza o importante papel de relação e interação com outras espécies (animais e vegetais) da biodiversidade local e regional;
2. Dentre as várias funções da reserva legal, uma monocultura com essa espécie estaria cumprindo apenas uma função: o fornecimento de madeira ao proprietário;

Então, o que deve ficar claro é que a reserva legal com eucalipto (ou outra essência exótica) não serve para cumprir o verdadeiro papel de uma reserva legal, que, como foi comentado anteriormente, tem a função de conservação da biodiversidade e uso restrito.

Várias alegações estão sendo apresentadas para justificar e defender espécies exóticas ou monocultura arbórea na composição da reserva legal. Vale citar algumas dessas alegações e os fatos:

Alegação 1: uma floresta de eucaliptos cumpre o papel de uma reserva legal.

Fato: área com eucalipto seria, em termos de biodiversidade, apenas uma “monocultura comercial” como qualquer outra na propriedade (soja, milho, trigo...), a diferença é que o eucalipto tem porte maior. Não se pode comparar uma floresta de alta diversidade biológica com “amontoado de árvores” (eucaliptos).

Alegação 2: se o proprietário indispuer 20% de sua área vai quebrar todo o seu sistema de produção podendo inviabiliza-lo economicamente.

Fato: o que deve ser observado é que este proprietário está utilizando uma área que nunca deveria ter sido desmatada e, portanto, o seu rendimento econômico total é irreal e seu lucro (na verdade usura) sobre a área de reserva é criminoso, não devendo ser computado para efeito de análise econômica. O que ocorre é que o proprietário está “tirando” mais do que deveria.

Alegação 3: plantando o eucalipto, esta espécie, por ser de rápido crescimento e alta produção, aumenta a oferta de madeira, diminuindo a pressão para o uso e desflorestamento das florestas remanescentes naturais.

Fato: que o eucalipto é uma espécie importante no mercado de madeira é incontestável. Mas a situação é bastante distinta: o eucalipto deve ser tratado como uma cultura comercial e, como tal, ser plantado em áreas não reservadas à conservação da biodiversidade. Quanto a questão da pressão sobre os remanescentes, os Estados possuem tão poucas áreas naturais (5 a 8% de sua superfície) que não deve ser mais autorizado nenhum desflorestamento nesses Estados, devendo esses desmatamentos serem tratados como crimes ambientais.

Alegação 4: “se não for feito assim (com eucalipto) os proprietários não obedecerão e não farão nada”.

Fato: “ora, se for para fazer uma lei que parta do princípio que não será cumprida, então não a faça”.

Alegação 5: fazendo-se a recuperação com eucaliptos o proprietário teria retorno econômico e poderia adequar o seu sistema de produção e não sofrer economicamente com a indisponibilidade da área de reserva legal.

Fato: como foi dito anteriormente, essa área nunca deveria ter entrado no sistema de produção convencional (ser desflorestada). Para ajustar o seu fluxo de caixa, o proprietário terá o benevolente e elástico prazo de 20 anos para recompor algo que nunca deveria ter sido destruído.

As florestas e outras formas de vegetação natural, como diz o próprio Código Florestal, “*são bens de interesse comum de todos os habitantes do País*”, portanto, nessa “nossa parte”, temos interesse e não vamos nos omitir. Queremos opinar.

Uma pergunta fica para reflexão: caso o nosso grande poeta Gonçalves Dias voltasse em um futuro próximo à nossa Terra, será que ele veria as palmeiras onde canta o sabiá? Talvez o verso dele seria:

Minha terra tem eucaliptos

Eucaliptos

Eucaliptos...

ISSN 1415-9112

Análise do conhecimento ornitológico da Região Noroeste do Paraná e áreas adjacentes.

*Fernando Costa Straube⁴
Alberto Urben-Filho¹*



RESUMO

Realizou-se uma avaliação crítica do conhecimento ornitológico da região noroeste do Paraná e áreas adjacentes, utilizando-se uma matriz cartográfica com quadrículas de área 1/4 latlong (15' de latitude por 15' de longitude) nas quais, após identificadas as localidades amostradas, foram inseridos os números de espécies até então registradas. Obteve-se que, embora apresente uma riqueza específica considerável em comparação com outras áreas do sudeste e sul do Brasil (413 espécies), o noroeste paranaense apresenta-se com dados mal distribuídos: das 88 quadrículas da malha, 81,2% apresentam número de espécies inferior a 10 e, os pontos melhor amostrados (mais de 90 espécies) restringem-se a cerca de 8% do total de quadrículas, concentrados em apenas três meso-regiões ao longo do Rio Paraná. Sugere-se quatro áreas prioritárias para pesquisas ornitológicas futuras, especialmente com esforço de coleta para documentação adequada dos quase 25% de espécies que encontram-se sem a devida comprovação de ocorrência por espécimes. O método aqui utilizado é potencialmente aplicável a outras áreas do conhecimento, biológico ou não, inclusive com testes de sobreposição, suprimindo parte da deficiência interdisciplinar necessária em planos de manejo e conservação da atualidade.

INTRODUÇÃO

A riqueza de espécies registradas na região noroeste do Paraná e adjacências, pode ser considerada uma das maiores até então

verificadas em toda a região sul e sudeste do Brasil (STRAUBE *et al.*, 1996). Isso se deve primariamente à representação de vários tipos

⁴ *Mülleriana*: Sociedade Fritz Müller de Ciências Naturais. Caixa Postal 1644. Curitiba, Paraná. 80 011-970. E-mail: mulleriana@milenio.com.br.

vegetacionais, mas também é efeito de uma dinâmica particular de substituição de avifaunas como consequência da modificação dos ambientes naturais (STRAUBE & BORNSCHEIN, 1995; STRAUBE, 1995).

A inacessibilidade de publicações referenciais, muitas vezes restritas aos periódicos especializados, porém, tem forçado uma divulgação (ou admissão implícita) de uma pretensa escassez de informações passíveis de utilização em planos de manejo e conservação para a área abordada. Ou seja, apesar de haver uma rica literatura pertinente ao noroeste paranaense, englobando títulos relativos a caracterizações geológica, geomorfológica, fitofisionômica e faunística, ela raramente é acessada pelos órgãos encarregados da política ambiental do Estado.

Aumenta a problemática, o fato de que a maioria dos planos de manejo de unidades de conservação no Brasil apresentam defeitos graves e estruturais, destacando-se a ausência de uma filosofia multi e interdisciplinar, acarretando em propostas estanques e compartimentalizadas (DILGER *et al.*, 1998).

Assim, visamos com esse estudo, não somente apresentar um esboço compilatório do

conhecimento ornitológico da região, que por si só já consistiria de instrumento desejável, útil no sentido de eliminar parte dessas deficiências. Pretendemos também, identificar o grau (em número, qualidade, espaço e tempo) em que se encontram as informações, mediante dados sistematizadamente organizados através de um método aplicável simultaneamente a várias outras áreas de conhecimento, biológico ou não.

MÉTODOS

A área de estudo compreende a região noroeste do Paraná, bem como as suas adjacências, nos limites extremos do sul de Mato Grosso do Sul, sudoeste de São Paulo e leste da República do Paraguai, entre as coordenadas 22°30'-24°30'S e 52°00'-54°45'W (Figura 1).

Para a presente análise foram considerados todos os registros de aves para a área em questão, de acordo com a coletânea publicada por STRAUBE *et al.* (1996), inseridos em uma matriz cartográfica de 88 quadrículas com área de 15' de latitude por 15' de longitude (1/4 de latlong).

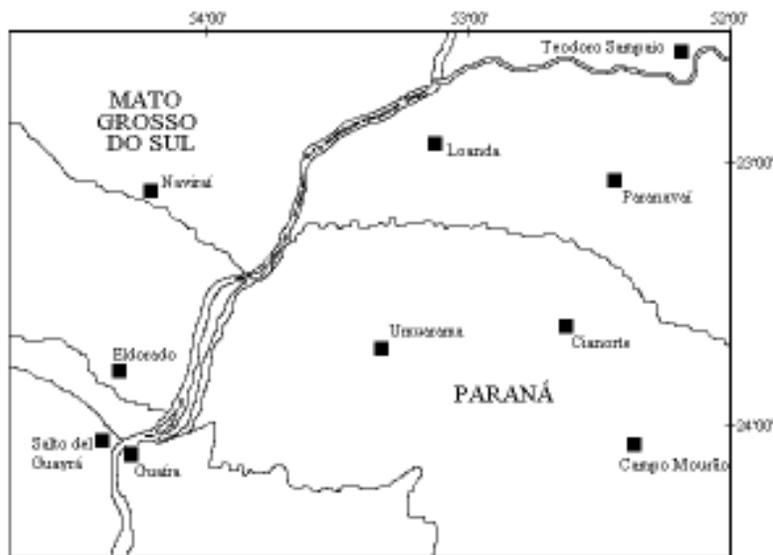


FIGURA 1. Área de estudo, na região noroeste do Paraná e adjacências, com indicação das principais cidades.

Para cada espécie, dessa forma, relacionou-se a informação de registro com o topônimo mencionado, sendo esses localizados com base em PARANÁ (1983/1984, 1987). Alguns registros foram descartados, devido à imprecisão na informação do local onde foi efetuado, particularmente nos casos em que seria impossível enquadrá-lo em alguma quadrícula (p.ex. "Vale do Rio Ivaí", visitada por A. Mayer, *vide* STRAUBE & BORNSCHEIN, 1989).

Critérios para a definição do grau de conhecimento e de áreas prioritárias para inventários avifaunísticos foram baseados, com modificações, em OREN & ALBUQUERQUE (1991) e SILVA (1995).

RESULTADOS

A riqueza avifaunística do noroeste paranaense

Até o momento foram identificadas 413 espécies para a área de estudo (STRAUBE *et al.*, 1996). Esse valor de riqueza específica pode ser considerado elevado, comparando-o com os obtidos em outras regiões paranaenses e mesmo do sudeste-sul do Brasil, inclusive em áreas reconhecidas como possuidoras de "alta biodiversidade" (STRAUBE, 1990, 1995; SCHERER-NETO & STRAUBE, 1995; ALEIXO & GALETTI, 1997; ANJOS & BÓÇON, 1999).

Alguns grupos taxionômicos ou ecológicos encontram-se ainda subamostrados, possivelmente por sua raridade (Falconiformes), por apresentarem hábitos migratórios (Charadriiformes) ou, simplesmente, por viverem em regiões com representação de habitats muito particulares de ocorrência pontual.

Não obstante, das 663 espécies de aves do Paraná (SCHERER-NETO & STRAUBE, 1995), com fontes de registro comparáveis às aqui consideradas, estima-se que 62,3% ocorram na porção noroeste do Paraná. Levando-se em consideração que nessa área estão ausentes todos os endemismos da floresta ombrófila densa de terras baixas e montana, floresta ombrófila mista (mata de araucária), savana gramíneo-lenhosa (cerrado) e estepe (campos), o inventário de sua avifauna pode ser considerado quase que completo.

Graus de conhecimento ornitológico

O noroeste paranaense conta com quase meia centena de localidades amostradas e passíveis de resolução na escala cartográfica adotada (anexo 1). Esse rol estende-se desde os pontos em que uma ou poucas espécies foram constatadas até os que contam com razoáveis inventários, como resultado de pesquisas mais demoradas ou visitas de vários coletores/pesquisadores em períodos distintos (Figura 2).

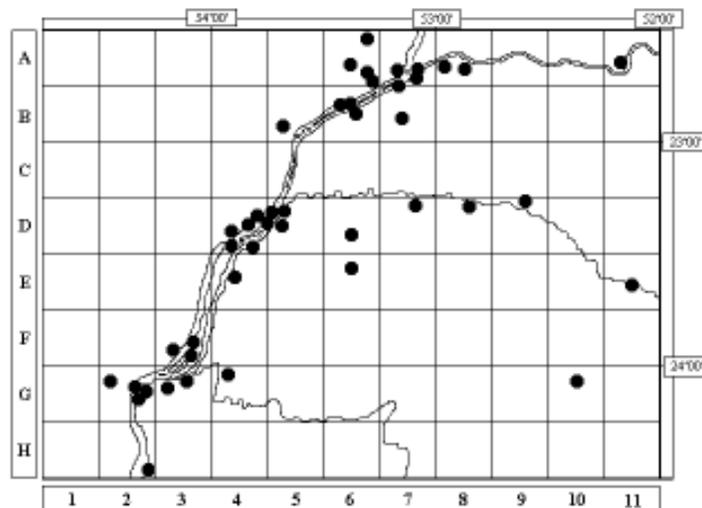


FIGURA 2. Localidades de pesquisa ornitológica na região noroeste do Paraná e adjacências (baseada em Straube *et al.*, 1996).

Fica clara, na Figura 2, uma distribuição desigual de pontos amostrais, concentrada em áreas próximas do vale do Rio Paraná e, particularmente nas desembocaduras dos seus principais afluentes regionais: Paranapanema, Ivaí e Piquiri. Pontos escassos e grandes lacunas são observados para zonas mais interioranas.

Esse panorama é facilmente explicado: localidades visitadas entre o início deste século e meados da década de 40, restringem-se às proximidades das vias de acesso rodoviário e fluvial às cidades e vilarejos que existiam naquela época. Por outro lado, os dados de pesquisas recentes, especialmente a partir do final de década de 80, surgem apenas em locais coincidentes com a presença de unidades de conservação ou dos últimos remanescentes com vegetação original ali existentes.

A distribuição do número de espécies registradas para cada quadrícula está apresentada na Figura 3. Pode-se verificar inicialmente que sobressaem-se as quadrículas sem nenhuma informação sobre ocorrências (75%), sendo escassas (7,9%) as que apresentam valores superiores a 100 espécies. Nesse sentido, destacam-se as quadrículas D5 e G2, nas quais foram verificadas respectivamente 232 e 277 espécies, riquezas elevadas que, por certo, representam com fidelidade as suas composições avifaunísticas.

A média de espécies assinaladas nas quadrículas é de 18,2, valor muito baixo, e evidente indicativo de que a distribuição da informação ornitológica regional é desigual e mal distribuída.



FIGURA 3. Número de espécies registradas em cada uma das quadrículas de uma malha com 1/4 de latlong (15' de latitude por 15' longitude) na região noroeste do Paraná e adjacências.

Uma vez que a disponibilidade de informações restringe-se a dados de ocorrência, definiu-se quatro "graus de conhecimento", de acordo com o número de espécies assinaladas para cada quadrícula da malha cartográfica. Com base em diversos estudos de inventários avifaunísticos realizados no Estado (*vide* "Bibliografia Ornitológica Paranaense" em SCHERER-NETO & STRAUBE, 1995), considerou-se os seguintes graus: 1. insuficiente (0-92 espécies registradas); 2. razoável (93-185); 3. satisfatório (mais de 185 espécies registradas)

(intervalos de classes definidos segundo BEIGUELMAN, 1988).

Com relação a amostragem, 92,0% das quadrículas apresenta-se insuficientemente amostradas e, desse agrupamento, 88,9% (81,8% do total) possui registro de menos de 10 espécies, mostrando que maior parte do noroeste não foi sequer visitada, ainda que para estudos superficiais de curto período amostral. No outro extremo desse panorama, encontram-se as quadrículas satisfatoriamente inventariadas, com uma cifra insignificante de 3,4% do total de quadrículas.

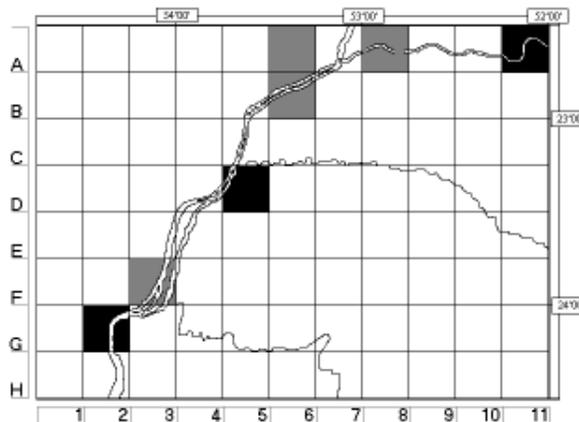


FIGURA 4. Distribuição dos graus de conhecimento da composição avifaunística no noroeste do Paraná e adjacências. Quadrículas preenchidas por cor negra, referem-se a regiões com grau satisfatório (mais de 185 espécies registradas), com cinzento, grau razoável (93-185) e as demais (não preenchidas) ao grau insuficiente (0-92 espécies registradas).

Os graus de conhecimento ornitológico (Figura 4), apresentam-se de forma desigual, indicativo de que poucas áreas foram efetiva e criteriosamente estudadas e, por esse motivo, a riqueza total de espécies da região deve-se a esses esforços puramente pontuais.

É de se ressaltar que a porção meridional do Mato Grosso do Sul apresenta-se crítica sob o ponto de vista do conhecimento avifaunístico, uma vez que a maior parte das informações restringem-se às proximidades do curso do Rio Paraná, faltando quase que por completo, dados sobre espécies de ocorrência mais interiorana.

Não obstante, a possibilidade de reversão desse quadro com realização de pesquisas nesse Estado é muito superior à verificada no Paraná, uma vez que ali ainda há uma considerável representação de ambientes originais ou razoavelmente preservados, em contraste com o panorama absolutamente irreversível de

desertificação do território paranaense (observações pessoais dos autores). Além disso, o Estado do Mato Grosso do Sul conta com uma quantidade considerável de informações dispersas e não divulgadas, colhidas por vários pesquisadores nas últimas décadas e mesmo séries pequenas de exemplares ainda não estudadas adequadamente.

Caso distinto é o terço final do Rio Piquiri e a maior parte do interflúvio Paranapanema-Ivaí e Ivaí-Piquiri, onde a vegetação original foi praticamente erradicada, dando lugar a pastagens, zonas agrícolas e antropismos. Ao conhecimento da composição avifaunística de tais áreas resta apenas a extrapolação de espécies verificadas em quadrículas adjacentes ou, no máximo, registros adicionais de espécies relictuais, ainda presentes nos diminutos e extremamente distanciados remanescentes florestais restantes.

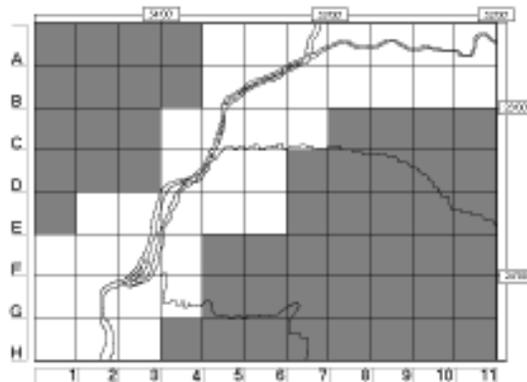


FIGURA 5. Áreas prioritárias para pesquisas ornitológicas na região noroeste do Paraná, com base no grau de conhecimento observado para cada quadrícula e do potencial de inferir ocorrências.

Com base nesse mesmo argumento de que uma quadrícula bem amostrada pode

fornecer informações para todas as circundantes, mediante uma extrapolação hipotética, pode-se

definir o panorama final das áreas prioritárias para pesquisas ornitológicas, usando-se congregadamente o apresentado nas Figuras 3 e 4 (Figura 5).

Documentação

O registro de aves documentado por espécimes de museu é condição indispensável para quaisquer tipos de inventários, uma vez que é a única forma aceitável para eventuais revisões de registros, particularmente no caso de taxa duvidosos ou questionáveis sob o ponto de vista biogeográfico. A não documentação de espécies costuma levar a interpretações falseáveis na composição de avifaunas.

Até o presente, 69,5% da avifauna do noroeste apresenta-se devidamente documentada por espécimes de museu. A maior parte das espécies para as quais faltam espécimes comprobatórios, está centrada em grupos de captura mais difícil, em especial alguns taxa aquáticos (p.ex. Anatidae e Rallidae), aerícolas (Cathartidae, Apodidae, Hirundinidae) e espécies naturalmente raras. É de se mencionar que certas

espécies bastante comuns em toda sua área de distribuição e, portanto, de fácil obtenção, surpreendentemente ainda fazem parte desta lista (p.ex. *Bubulcus ibis*, *Columba picazuro*, *Coragyps atratus*, *Milvago chimachima*, *Polyborus plancus*, *Elaenia flavogaster*, *Notiochelidon cyanoleuca*, dentre outras).

Desconsiderando-se o fator raridade, que força um número de registros menor do que a média verificada para outras espécies, pode-se inferir sobre o grau de confiabilidade de um inventário tomando-se como critério o número de registros para cada espécie, cuja documentação em museu seja até o momento inexistente.

Independente de haverem sido efetivados vários registros por um mesmo observador em uma mesma área, pode-se verificar que as espécies que contam com até cinco registros visuais, representam 85,7% do total de espécies não documentadas (Tabela 1). Tais informações, que deveriam ser desprezadas em análises biogeográficas rigorosas, compreendem mais da quarta parte (26,1%) do total da avifauna até então registrado para a região em foco.

TABELA 1. Confiabilidade do conhecimento ornitológico da região noroeste do Paraná: número de casos em que espécies não documentadas apresentam-se nos três intervalos de classe e a sua participação na avifauna total.

Nº de registros	CASOS	% PARCIAL	% DO TOTAL
1-5	108	85,7	26,1
6-10	13	10,3	3,2
11-15	5	4,0	1,2

Prioridades para a Ornitologia do noroeste do Paraná

Com base nas informações compiladas e analisadas no presente estudo, pode-se apresentar uma lista preliminar de prioridades fundamentais no avanço das pesquisas ornitológicas na região:

1. obtenção de exemplares comprobatórios referentes àquelas espécies cuja documentação encontra-se ainda ausente.
2. realização de pesquisas sistemáticas nas regiões ainda não amostradas, com destaque para:
 - terço médio do Rio Ivaí
 - interflúvio dos rios Paranapanema/Ivaí e Ivaí/Piquiri
 - terço final (exceto a foz) do Rio Piquiri
 - extremo meridional do Mato Grosso do Sul, exceto o vale do Rio Paraná.
3. análise biogeográfica da área de estudo, para obtenção de subsídios úteis a planos futuros de manejo e conservação;
4. estudo, mediante comparações de avifaunas (original e atual), da dinâmica de substituição de espécies e grupos ecológicos como decorrência da modificação das paisagens, constituindo instrumento para avaliações da qualidade ambiental dos remanescentes.
5. aplicação confrontada das informações aqui analisadas com aquelas referentes a outras áreas do conhecimento, não apenas biológicas, mas também geológicas e sócio-econômicos, com a obtenção de um agregado multi-disciplinar de estratégias para a política ambiental local.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

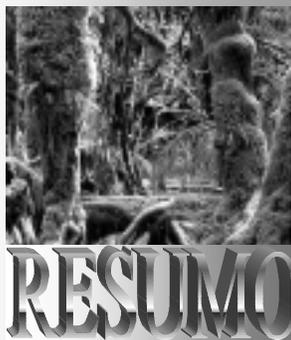
- ALEIXO, A.; GALETTI, M. The conservation of the avifauna in a lowland Atlantic forest in south-east Brazil. **Bird Conservation International** 7:235-261. 1997.
- ANJOS, L.; BÓÇON, R. Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. **Wilson Bulletin** 111(3):397-414. 1999.
- BEIGUELMAN, B. 1988. **Curso prático de Bioestatística**. Ribeirão Preto, Sociedade Brasileira de Genética. 231 p.
- DILGER, R.; CAMPOS, J.B.; OLIVEIRA, J.C.; OLIVEIRA, D.R.; LOUREIRO, W. Bases metodológicas para estabelecimento de planos de manejo dinâmicos em unidades de conservação: o caso da Estação Ecológica do Caiuá - Paraná - Brasil. **Cadernos de Biodiversidade** 1(2):64-72. 1998.
- OREN, D.C.; ALBUQUERQUE, H.G. de. Priority areas for new avian collections in brazilian Amazonia. **Goeldiana (zool.)** 6:1-11. 1991.
- PARANÁ. **Estado do Paraná**. Mapa, esc. 1/500 000. Curitiba, Instituto de Terras e Cartografia. 1983/1984.
- PARANÁ. Atlas do Estado do Paraná. Curitiba, Instituto de Terras, Cartografia e Florestas. 73 p. 1987.
- SCHERER-NETO, P.; STRAUBE, F.C. 1995. **Aves do Paraná: história, lista anotada e bibliografia**. Campo Largo, Logos Press. 79 pp.

- STRAUBE, F.C. Conservação de aves no litoral sul do Estado do Paraná (Brasil). **Arquivos de Biologia e Tecnologia** **33**(1):159-173. 1990.
- STRAUBE, F.C. Métodos de caracterização e diagnóstico de avifaunas para estudos de impactos ambientais. *In*: P.Juchen (Ed.), **MAIA-Manual de Avaliação de Impactos Ambientais**, 2º suplemento, 3990. Curitiba, IAP/GTZ. 1995. p.1-15.
- STRAUBE, F.C.; BORNSCHEIN, M.R. A contribuição de André Mayer à História Natural no Paraná (Brasil). I. Sobre uma coleção de aves do extremo noroeste do Paraná e sul do Mato Grosso do Sul. **Arquivos de Biologia e Tecnologia** **32**(2):441-471. 1989.
- STRAUBE, F.C.; BORNSCHEIN, M.R. New or noteworthy records of birds from northwestern Parana and adjacent areas (Brazil). **Bulletin of the British Ornithologists' Club** **115**(4):219-225. 1995.
- STRAUBE, F.C.; BORNSCHEIN, M.R.; SCHERER-NETO, P. 1996. Coletânea da avifauna da região noroeste do Estado do Paraná e áreas limítrofes (Brasil). **Arquivos de Biologia e Tecnologia** **39**(1):193-214.

A biodiversidade no conceito da silvicultura naturalista nas florestas no Sudoeste da Alemanha

Peter Spathelf⁵

Irene Seling⁶



No presente trabalho são apresentadas as medidas para manter e aumentar a biodiversidade nas florestas do Estado de Baden-Württemberg, na Alemanha. Após uma abordagem ao conceito de biodiversidade são explicadas a situação das florestas no sudoeste da Alemanha e as origens da idéia da silvicultura naturalista, que levou a um tratamento das florestas mais orientado aos processos naturais. A atual compreensão da silvicultura naturalista nas florestas estaduais em Baden-Württemberg tenta reunir dois objetivos, o da produção de madeira de alta qualidade e o da manutenção do uso múltiplo das florestas. Em seguida o estudo trata dos exemplos da transformação de povoamentos homogêneos em povoamentos heterogêneos. Esses exemplos mostram como é possível aumentar a biodiversidade com determinados tratamentos silviculturais. Na última parte do trabalho são apresentados critérios para caracterizar a diversidade de florestas e as ameaças para a biodiversidade. As conclusões levam a algumas considerações político-ambientais a respeito da sociedade alemã.

1. Introdução

O conceito biodiversidade descreve a variedade biológica das espécies, bem como a variação genética dentro de uma espécie singular, que estabeleceu-se em uma determinada área geográfica. Desde a conferência da ONU no Rio de Janeiro sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, mais conhecida como RIO-92, a conservação da biodiversidade é um objetivo fundamental de diversos programas e atividades ambientais

⁵ Engenheiro Florestal, Doutor, Professor visitante no Programa CAPES/DAAD, Departamento de Ciências Florestais, Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, 97109-900 Santa Maria – RS.

⁶ Engenheira Florestal, Doutora, Professora visitante, Departamento de Ciências Florestais, Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, 97109-900 Santa Maria – RS.

internacionais (ZIEGENHAGEN & SCHOLZ, 1999). Essas atividades referem-se a todos os ecossistemas do planeta, mas merecem destaque a biodiversidade de florestas e os esforços para conservá-las.

A diversidade se expressa na variabilidade das características fenotípicas. É o topo de uma cadeia de causas, no começo das quais está a informação genética. Portanto, dentro do conceito da proteção da diversidade de espécies, também a proteção da diversidade genética é indispensável.

No centro de interesse encontram-se as florestas tropicais e subtropicais, porque especialmente nos trópicos e subtropicais os processos de degradação e destruição de paisagens naturais e dos ecossistemas florestais são mais evidentes. Mas, dentro do quadro do "desenvolvimento sustentado", a preservação das florestas e da diversidade biológica não está apenas na pauta dos países do hemisfério sul. Também na Europa Central, nos Estados Unidos ou na Rússia extensas áreas florestadas, especialmente nas zonas boreais, estão ameaçadas. A seguir, partindo da floresta estadual de Baden-Württemberg (Mapa 1 e 2), um dos 16 Estados da Alemanha, serão mostrados como exemplo da "silvicultura naturalista" os esforços para manter e aumentar a biodiversidade das florestas, sem suprimir os objetivos econômicos.



2. ABORDAGEM AO CONCEITO DA BIODIVERSIDADE

"A diversidade biológica é a variabilidade entre os organismos vivos de todas as origens, englobando os ecossistemas terrestres, marinhos e outros ecossistemas aquáticos; isso compreende a diversidade nas espécies, entre espécies e das espécies com seu meio ambiente." (Ota *apud* HEYWOOD & WATSON, 1995). O conceito da biodiversidade é estreitamente ligado à utilização sustentada dos recursos naturais.

Estimativas atuais partem de um número de espécies na Terra de cerca de 13,6 milhões (REIF, 1996), levando em conta o fato que uma grande parte destas espécies ainda não é descrita.

Como regra geral, constata-se que uma diversidade máxima de organismos em um sítio se estabelece quando os fatores de crescimento existem de uma maneira equilibrada e não são limitados. Quanto mais perturbada a oferta de fatores de crescimento em um sítio, tanto menor a diversidade (OTTO, 1994). Devido à interrupção dos fluxos de energia nas zonas temperadas na estação invernal, encontra-se uma diversidade menor do que nas zonas tropicais/subtropicais com abastecimento de energia solar o ano inteiro. Isso deve-se ao menor número de nichos e o maior fracasso das mutantes na sua adaptação ao meio ambiente existente nas zonas temperadas no decorrer da evolução. Como o último período glacial data de apenas 12000 mil anos atrás, o processo da seleção e adaptação ainda continua (OTTO, 1994).

Biodiversidade não é estável. Um meio ambiente mudando sempre leva ao surgimento de novas espécies ou ao desaparecimento de espécies existentes. Sobretudo perturbações no meio ambiente podem levar a uma seleção direcionada. Uma ampliação dos fatores ambientais favorece o aumento da diversidade e a diminuição da oferta de nutrientes, água e energia solar, levando a um desalojamento de espécies para meios subótimos, à migração ou à extinção.

3. A floresta do estado de Baden-Württemberg e As Origens da idéia da silvicultura naturalista

A floresta estadual de Baden-Württemberg pertence à região das florestas folhosas e florestas folhosas montanhosas do centro-oeste europeu, respectivamente. Naturalmente nas florestas da região sudoeste da Alemanha prevalece a espécie *Fagus sylvatica*, com seu alto potencial ecológico, e nos sítios mais secos *Quercus* sp. Na sucessão com a altitude constata-se um aumento das espécies de coníferas (associações com *Abies alba*). Por exemplo na região de Floresta Negra, a *Fagus sylvatica* delimita naturalmente a floresta nas maiores altitudes. No decorrer da imigração das espécies dos seus refúgios após o último período glacial a composição da floresta natural mudou consideravelmente. A maciça extensão da *Fagus sylvatica* iniciada a cerca de 2500 anos, no início foi acompanhada de um clima mais frio, apenas consolidou-se após um período mais quente com predomínio de associações de carvalho. Devido aos refúgios ecológicamente restritos de onde a imigração teve lugar, a adaptação ao novo meio de genótipos apropriados precisava mais tempo do que nas zonas tropicais.

O considerável impacto humano sobre as florestas do Estado de Baden-Württemberg começou ao redor do século 8 d.C., iniciando nas planícies e vales nas proximidades das cidades e

assentamentos (MANTEL, 1990). O acesso e a derrubada das florestas nas regiões montanhosas começou a partir do ano 1000 d.C. Portanto, hoje não existem mais ecossistemas naturais. A partir da Idade Média o corte das florestas foi intensificado para fins de uso da madeira, especialmente lenha, e extensão de áreas para agricultura e pastagens.

Após ampla destruição das florestas devido à exploração desordenada e criação de gado nos séculos 18 e 19, começou uma época de restabelecimento e capitalização das florestas. Isso foi acompanhado da implementação do princípio da sustentabilidade. O uso múltiplo das florestas, como conceito, finalmente foi aceito após a segunda guerra mundial.

Duas causas podem ser destacadas para explicar por que mudou significativamente a cobertura das espécies nas florestas de 60-70 % de espécies folhosas no século 14 para 60-70 % de coníferas no início do século 20 (MANTEL, 1990):

- A. O estabelecimento de povoamentos após corte raso amplo foi mais fácil com espécies pioneiras de coníferas.
- B. A mudança nas condições básicas de utilização da madeira durante o período de industrialização e crescimento da população resultou numa crescente e nova demanda de produtos madeireiros (madeira longa), e a novas possibilidades de distribuição de madeira (desenvolvimento de uma rede de ferrovias durante a segunda parte do século 19). Isso acabou por levar a uma preferência por espécies com crescimento rápido e troncos retos.

Em conjunto, três períodos da silvicultura naturalista podem ser distinguidos (em toda Alemanha) durante o século 19 (HUSS, 1987; OTTO, 1993). Naquela época, Karl Gayer, professor de silvicultura em Munique publicou seu famoso livro "Der gemischte Wald" ("A floresta mista") (GAYER, 1886). O livro buscava promover a regeneração natural dentro dos métodos da renovação de florestas e o estabelecimento de povoamentos mistos. Acreditava-se que este sistema silvicultural levaria a povoamentos mais diversificados com estruturas melhores. A partir daí, vários sistemas de regeneração natural foram desenvolvidos e aplicados (sobretudo em regiões montanhosas do sul da Alemanha). As idéias de GAYER foram aceitas por MÖLLER, que desenvolveu a teoria de "Dauerwald" ("floresta contínua") na década de 1920. A condução de povoamentos sem interrupção do dossel e a manutenção da fertilidade do solo deveriam levar a rendimentos sustentáveis mais altos. Por outro lado, o conceito "floresta contínua" coincidiu com o movimento "seguir a natureza" com críticas do modernismo por partes da sociedade alemã nesta época (SELING, 1997).

A idéia "floresta contínua" foi adotada com diferentes ênfases por mais de cem anos. Até os anos 20 ela experimentou uma fase de alta estima, causada pelo espírito da época na Alemanha. Em 1938 foi elevada para a doutrina oficial do governo alemão a respeito do manejo florestal. Logo depois, no começo dos anos 40, durante da segunda guerra mundial, mostrou-se que os aproveitamentos fortes (no quadro dos esforços para alcançar autarquia), em cima de uma taxa de corte sustentável, não puderam ser justificados dentro do conceito da floresta contínua.

Em 1950 foi fundada na Alemanha a "Associação Silvicultura Naturalista" ("Arbeitsgemeinschaft Naturgemässe Waldwirtschaft") que, nas décadas seguintes, interveio a favor dessa idéia. Sobretudo em algumas florestas particulares na Alemanha o manejo florestal foi executado segundo o princípio da floresta contínua.

Ao fim dos anos 70, sob a forte impressão da degradação florestal ("Waldsterben"), o conceito "floresta contínua" foi adotado em muitas florestas, tanto florestas particulares como municipais e estaduais. Nas administrações florestais estaduais os fundamentos legais (diretrizes, regulamentos) foram criados para transformar as florestas homogêneas existentes em florestas mistas heterogêneas. Especialmente o Estado de Baden-Württemberg assumiu um papel destacado entre os outros Estados. Com o surgimento do "movimento verde" a pressão foi aumentada pelo público interessado e pelos ONGs (organizações não governamentais) como Greenpeace e Robin Wood.

4. A BIODIVERSIDADE COMO ELEMENTO NO SISTEMA DA SILVICULTURA NATURALISTA DO ESTADO DE BADEN-WÜRTTEMBERG

Em 1993, a administração estadual de Baden-Württemberg estabeleceu um conceito de silvicultura naturalista englobando os seguintes elementos (MLR BADEN-WÜRTTEMBERG, 1993):

- Plantio de povoamentos mistos adaptados ao sítio com diversidade estrutural alta (escolha de espécies da vegetação natural; espécies exóticas são toleradas, porém em pouca quantidade);
- Promoção da regeneração natural de povoamentos (sendo aceitas todas as espécies que acompanham a regeneração natural). A extensão de florestas regeneradas naturalmente, no Estado de Baden-Württemberg, é em torno de 40 % em relação à área regenerada total;
- Aplicação de estratégias de desbaste adequadas;
- Tratamento de povoamentos jovens, desbaste cedo e forte em favor de árvores para o futuro (desbaste seletivo);
- Manutenção de uma certa quantidade de madeira morta;
- Restrição de cortes raso em áreas acima de um hectare;
- Observação de fases de sucessão em áreas limitadas;
- Proibição de herbicidas;
- Proteção de solos florestais e povoamentos remanescentes;
- Proteção de processos naturais como a auto-diferenciação em povoamentos;

A "silvicultura naturalista" (ou "silvicultura ecológica") é um conceito que destaca o manejo de florestas (mistas) com espécies adaptadas aos sítios e a restrição do corte raso. Ambos os objetivos da Produção Florestal podem ser alcançados, a produção de madeira de alta qualidade e a manutenção do uso múltiplo das florestas (WEIDENBACH *et al.*, 1989).

Hoje, dentro do sistema da silvicultura naturalista do Estado de Baden-Württemberg, parte-se da condução de povoamentos mistos. Já que ainda existe uma parte considerável de florestas puras, o enriquecimento, ou seja, a transformação desses povoamentos em florestas mistas, fica sendo o grande desafio na Produção Florestal das próximas décadas. Fala-se agora na época da "transformação de florestas", depois que a fase da "restauração das florestas" foi terminada com sucesso (VON TEUFFEL *et al.*, 1999). Para manter povoamentos mistos deve se considerar a dinâmica no crescimento das respectivas espécies (sobretudo crescimento em altura e expansão da copa) e, se for necessário, aplicar tratamentos silviculturais apropriados (SCHÜTZ, 1997).

A medida que se aumenta a mistura de espécies nos novos povoamentos aumenta-se a diversidade e aproxima-se da composição florística da floresta antigamente natural, ou seja, antes de um notável impacto causado pelo homem. Como tarefa mais importante permanece a transformação (enriquecimento) de povoamentos puros de *Picea abies* com *Fagus sylvatica* (veja capítulo abaixo). Em povoamentos velhos o enriquecimento com espécies apropriadas, por via de plantio, ainda leva a um povoamento misto com capacidade de perpetuar uma floresta mista, via regeneração natural.

Nas últimas décadas, a idade da rotação no Estado de Baden-Württemberg aumentou significativamente, tendo como consequência mais árvores em fase madura e um provável aumento de diversidade de animais, sobretudo espécies de pássaros (NIPKOW, 1995). Em conjunto com essa medida foi aumentada a taxa de "madeira morta", que são árvores em fase de senescência ou já mortas que não são retiradas do povoamento. A acumulação de "madeira morta" também propicia novos nichos para um aumento da diversidade da fauna.

Nas fases jovens de povoamentos regenerados naturalmente quase não se promove mais a limpeza – caso contrário das décadas passadas, onde foram retiradas várias espécies pioneiras em favor da espécie economicamente mais interessante (especialmente nos povoamentos de *Quercus* sp.).

O aumento da biodiversidade de povoamentos ou regiões florestais também é promovido pela introdução e o tratamento de espécies exóticas como *Pseudotsuga menziesii*, *Quercus rubra* e *Pinus strobus*.

A regeneração natural de povoamentos adaptados aos sítios locais (povoamentos autóctones) é muito importante para a manutenção da diversidade genética. Contudo, se falta completamente o corte raso com formação de clareiras, as árvores pioneiras desaparecem a médio prazo.

Um caso especial de uma floresta heterogênea, na Europa Central, é a floresta jardinada. Embora seja um tipo de floresta inequiana heterogênea, a floresta jardinada se destaca pela necessidade de tratamento permanente, em todo povoamento, para manter sua estrutura artificial. Sem intervenções adequadas, florestas jardinadas têm uma tendência de perder espécies heliófilas, além de sua estrutura vertical. Contudo, mesmo florestas jardinadas com estrutura intacta mostram uma perda em nichos, devido ao nivelamento estrutural. Isso resulta numa redução na diversidade de espécies e processos, em comparação com povoamentos equiaños de alto fuste regular.

Dentro do conceito da silvicultura naturalista, a diversidade da flora e fauna pode ser também aumentada pela introdução (manutenção) de pequenas unidades de manejo. A multiplicidade de fragmentos florestais contribui para uma diversidade mais alta da paisagem (conceito da floresta fragmentada; RODRIGUES, 1998).

Acredita-se que, em geral, o manejo das florestas com silvicultura naturalista possibilitará atingir os objetivos de conservação da natureza. Adicionalmente, a proteção especial de áreas de alto valor ecológico (por exemplo habitats com espécies raras) é destacada em programas de classificação de biótopos. Uma rede de áreas completamente protegidas no Estado de Baden-Württemberg ajuda a pesquisa da dinâmica de processos naturais nos distintos tipos florestais.

5. EXEMPLOS DA TRANSFORMAÇÃO DE POVOAMENTOS HOMOGÊNEOS EM POVOAMENTOS HETEROGÊNEOS COM MAIOR DIVERSIDADE

I. Fase da regeneração de povoamentos:

a) Na região da Schwäbische Alb, uma zona de montanhas no centro do Estado, vários povoamentos puros equiâneos de *Picea* crescem em sítios não apropriados. O objetivo principal nestas áreas é a transformação destes povoamentos em povoamentos de espécies folhosas, que representam a vegetação natural. Por isso, os povoamentos de *Picea* são enriquecidos com plantios de *Fagus* (às vezes adicionalmente com sementeira dos gêneros *Acer* e *Fraxinus*) em toda a área, em torno de 10-30 anos antes do fim da rotação (colheita).

b) Em povoamentos onde o sítio está apropriado para a *Picea*, *Fagus* somente é introduzida em uma parte da área: O objetivo é um povoamento misto composto de *Picea* e *Fagus*, com a opção da regeneração natural de *Fagus* para a próxima geração do povoamento.

c) A transformação de povoamentos puros equiâneos de *Picea* ou *Abies* em povoamentos mistos e florestas jardinadas, respectivamente, é uma meta comum nas áreas onde *Abies* (*Abeto branco*) é naturalmente distribuído, ou seja, nas maiores altitudes da Floresta Negra. A técnica aplicada é o plantio de *Fagus* ou *Abies* em grupos abaixo do dossel do povoamento velho ou o uso da regeneração natural desses gêneros.

d) Ao se estabelecer povoamentos, após corte raso (por exemplo o carvalho depois de *Picea*, em sítios não apropriados) usam-se espaçamentos mais amplos em favor de promover o crescimento das espécies acompanhantes pioneiras, como *Betula* e *Salix*. A inclusão das espécies da sucessão natural é uma ferramenta importante para enriquecer os povoamentos puros, a fim de aumentar sua estabilidade ecológica.

II. Tratamento e desbaste de povoamentos:

A escolha de árvores folhosas como árvores futuras e a conseqüente liberação delas serve ao seu crescimento e sobrevivência em povoamentos de coníferas.

6. Critérios para caracterizar a diversidade de florestas

Na literatura, encontra-se diferentes índices para caracterizar a diversidade de florestas (SCHNEIDER & FINGER, 2000; HOSOKAWA *et al.*, 1998).

Índice de Similaridade de Jaccard

O índice de similaridade de Jaccard (ISJ) permite a avaliação florística entre diversas áreas amostradas de mesma fisionomia, sendo expresso por:

$$ISJ = \frac{c}{a + b - c} \times 100$$

Sendo:

a = número de espécies da comunidade a;
b = número de espécies da comunidade b;
c = número de espécies comuns.

Índice de diversidade de Shannon-Weaner

O índice de diversidade de Shannon-Weaner (IDSW), um dos índices mais usados em estudos científicos, expressa a diversidade de espécies das comunidades vegetais e calcula-se mediante da fórmula:

$$\text{IDSW} = \sum \frac{n_i}{N} \times \ln \frac{N}{n_i}$$

Sendo:

n_i = número de indivíduos amostrados para a espécie i ;
 N = número total de indivíduos amostrados;
 \ln = logaritmo neperiano.

Quanto maior for o valor de IDSW, maior a diversidade florística da população em estudo. Esse valor pode variar entre 1 a 4,5.

Índice de diversidade de Simpson

O índice de diversidade de Simpson (IDS) descreve a diversidade florística da população em estudo, e é obtido pela fórmula:

$$\text{IDS} = \sum n_i \times (n_i - 1) / (N \times (N - 1))$$

Sendo:

n_i = número de indivíduos amostrados da i -ésima espécie, por hectare;
 N = número total de indivíduos amostrados, por hectare.

O valor estimado de IDS varia de 0 a 1, sendo que para valores próximos a 1 a diversidade é considerada menor.

7. ameaças da biodiversidade

Perturbações como as tempestades de 1990 e 1999 em grandes partes da Europa Central geralmente jogam, até um determinado grau, um papel positivo na renovação de ecossistemas e, portanto, na manutenção da biodiversidade. A criação de novas estruturas em florestas após

perturbações leva a novos nichos e o assentamento de várias espécies naqueles. Mas, a ameaça do potencial da diversidade em florestas se manifesta em algumas ocasiões (segundo OTTO, 1994):

- colapso de ecossistemas florestais inteiros,
- isolamento de povoamentos florestais, e
- a seleção direcionada de espécies devido a tóxicos ambientais, que, provavelmente a longo prazo, levará a associações vegetais mais tolerantes aos tóxicos, porém biologicamente mais pobres.

Uma silvicultura naturalista que toma cuidado na manutenção da diversidade precisa estar associada ao controle da população dos veados. A regeneração natural das espécies florestais principais deve ser possível sem medidas de proteção, já que os veados são predadores importantes da vegetação jovem da floresta e, portanto, como mostram vários estudos científicos e práticos, levam ao empobrecimento significativo das comunidades vegetais. No Estado de Baden-Württemberg, após muitos períodos de caça, hoje são encontradas densidades baixas de veados. Em algumas regiões a regeneração natural de *Fagus sylvatica*, mesmo de *Abies alba* e *Quercus robur* (*Quercus petraea*) sem medidas de proteção já não é mais um problema sério.

8. CONCLUSÕES

A silvicultura naturalista hoje é um conceito amplamente aceito na comunidade florestal do Estado de Baden-Württemberg. É uma idéia geral que integra todas as profissões que trabalham na floresta. As forças estimulantes da mudança de paradigma em direção a uma silvicultura naturalista proporcionaram uma mudança na atividade florestal em geral, passando da maximização da produção volumétrica para a produção de madeira de maior qualidade, com consideração dos bens imateriais da floresta.

Com um enfoque no nível de paisagem, observa-se que a silvicultura se desenvolve do conceito centrado no tratamento de povoamentos para o conceito de um conjunto de povoamentos. Nesta maneira, os sistemas silviculturais serão mais aptos para controlar os impactos das medidas aplicadas sobre bacias hidrográficas, a biodiversidade, entre outras.

Pela introdução da silvicultura naturalista também foi atingida uma alta concordância com as exigências político-ambientais na sociedade alemã. Assim foi aumentado o potencial de autenticidade dos públicos tomadores de decisão. Com isto, a administração operacional florestal é possível em um ambiente com menos conflitos.

Segundo as iniciativas internacionais desde RIO-92, parte-se do fato que o conceito da biodiversidade toma um lugar primordial nos objetivos de conservação do meio ambiente. Consequentemente, precisa-se um aumento no esforço de pesquisa nessa área para incorporar ferramentas operacionais nos sistemas silviculturais existentes.

9. *Referências bibliográficas*

- GAYER, K. **Der gemischte Wald**. Paul Parey, Berlin. 1886.
- HEYWOOD, V.H.; WATSON, R.T. (eds.). **Global Biodiversity Assessment**. Cambridge University Press. 1995, 1140 p.
- HOSOKAWA, R.T.; MOURA, J.D.; CUNHA, U.S. **Introdução ao manejo e economia de florestas**. Ed. UFPR. Curitiba, 1998, 162 p.
- HUSS, J. Mischwald zwischen Wunsch und Wirklichkeit. **Forstwissenschaftliches Centralblatt** 106, 1987, p. 114-132.
- MANTEL, K. **Wald und Forst in der Geschichte**. M. & H. Schaper, Alfeld-Hannover. 1990, 518 p.
- MLR (Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) BADEN-WÜRTTEMBERG. **Broschüre Naturnahe Waldwirtschaft**. Stuttgart, 1992, 32 p.
- NIPKOW, T. **Ein synoptischer Verfahrensansatz zur naturschutzfachlichen Gebietsbewertung auf der Basis multivariater Analysemethoden**. Schriftenreihe des Instituts für Landespflege der Universität Freiburg, v. 20, 1995, 156 p.
- OTTO, H.-J. Waldbau in Europa - seine Schwächen und Vorzüge - in historischer Perspektive. **Forst und Holz** 48, 1993, p. 235-237.
- OTTO, H.-J. **Waldökologie**. Ulmer: Stuttgart, 1994, 391 p.
- REIF, A. La biodiversité en forêts feuillues tempérées d'Europe Centrale. **La gestion durable de forêts**. Tempus - Projet Européenne commun structurel. ENGREF, 1996, p. 35-49.
- RODRIGUES, E. Efeito de bordas em fragmentos de floresta. **Cadernos de Biodiversidade** v. 1, n. 2, 1998, p. 1-6.
- SCHNEIDER, P.R.; FINGER, C.A.G. **Manejo sustentado de florestas inequívocas heterogêneas**. UFSM, Departamento de Ciências Florestais, CEPEF, 2000 (no prelo).
- SCHÜTZ, J.-Ph. Sylviculture 2. **La gestion des forêts irrégulières et mélangées**. Collection Gérer l'Environnement. Presses polytechniques et universités romandes. Lausanne, 1997, 178 p.
- SELING, I. **Die Dauerwaldbewegung in den Jahren 1880 bis 1930**. Dissertação do Doutorado, Schriftenreihe des Instituts für Forstökonomie, v. 8, Freiburg, 1997, 128 p.
- TEUFFEL, K.; KREBS, M. Forsteinrichtung im Wandel. **AFZ/Der Wald** 16, 1999, p. 858-864.
- WEIDENBACH, P., KARIUS, K., SCHMIDT, J. Waldbauliche Ziele und Forsteinrichtungsergebnisse im öffentlichen Wald in Baden-Württemberg. **Schriftenreihe der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg**, v. 69, 1989.
- ZIEGENHAGEN, B. & SCHOLZ, F. Erfassung von Biodiversität in Wäldern. **Spektrum der Wissenschaft**, 1999, p. A 11-A 13.

Incêndios florestais no Brasil: alguns problemas e soluções

Otávio Bezerra Sampaio⁷



Este artigo trata de uma breve revisão teórica sobre os métodos de combate aos incêndios florestais, apontando as suas deficiências. Dentro de uma abordagem histórica, resgata a importância da participação de comunidades rurais no combate aos incêndios, apresenta novos métodos de combate e faz recomendações para que o combate aos incêndios florestais no Brasil torne-se mais eficaz.

1. INTRODUÇÃO

Embora o Brasil seja um país de dimensões continentais, em grande parte coberto por florestas, contraditoriamente, não dispõe de um sistema nacional com a mínima condição para administrar os seus recursos florestais e evitar que estes sejam sistematicamente destruídos pelo fogo. Os incêndios florestais, casuais ou propositais, são causadores de grandes prejuízos, tanto ao meio ambiente como ao próprio homem e as suas atividades econômicas.

Os dados referentes aos incêndios florestais no Brasil comprovam esta triste realidade. Somente no período de 1983 a 1988, os incêndios destruíram uma área de 201.262 hectares de reflorestamento,

ocasionando uma perda 154 milhões de dólares pela cobertura vegetal queimada, além do custo necessário para a sua reposição e dos prejuízos ambientais e sociais também ocasionados (Herde; citado por SAMPAIO, 1999).

Na Amazônia Legal estima-se que anualmente sejam derrubados e queimados cerca de 8 milhões de hectares de florestas (IBAMA; 1991). Como exemplo, pode-se citar o incêndio de Roraima, ocorrido em 1998, onde o Brasil e o mundo assistiram de forma impotente, por quase dois meses, a destruição da floresta que a despeito da mobilização tardia do governo brasileiro, de alguns países da América do Sul e da ONU, somente foi combatido por causa da chuva.

No Sul do Brasil as queimadas reduzem ainda mais os remanescentes das Florestas com Araucária e Atlântica e, no Sudeste e Centro-Oeste, são destruídas consideráveis áreas de Cerrado. Também são

⁽¹⁾ Engenheiro Florestal, Dr., professor adjunto da Universidade Federal da Paraíba, Departamento de Engenharia Florestal, Patos – Paraíba. Fone (083) 421 3397, e-mail otavio@cstr.ufpb.br.

de extrema gravidade a ocorrência de incêndios nas unidades de conservação (IBAMA; 1991).

Os Parques, Reservas Biológicas, Estações Ecológicas e Florestas Nacionais entre outras, sofrem grandes perdas ecológicas em função dos incêndios que as atingem, quase sempre, a partir de queimas praticadas em propriedades limítrofes a elas. Isto se agrava, ainda mais, face à inexistência, nessas unidades, de serviços estruturados de prevenção e combate a incêndios florestais. Em 1988, sete Parques Nacionais foram atingidos pelo fogo. Naquele ano, o Parque Nacional das Emas perdeu 80% de sua cobertura vegetal; o da Chapada dos Veadeiros, 40%; Itatiaia, 30%; Canastra, 40%; Araguaia, 50%; Caparaó, 20% e Monte Pascoal, 20%. Estes incêndios atingiram 500 mil hectares nas Unidades de Conservação (IBAMA, 1991).

A proteção das florestas contra o fogo começa com a prevenção. A melhor maneira de combater um incêndio é evitar que ele ocorra. Considerando que a grande maioria dos incêndios florestais são provocados por ação antrópica, eles são, em sua maior parte, teoricamente evitáveis (SOARES, 1984).

Da mesma forma que o governo não teve competência para combater o incêndio de Roraima, também não terá para combater os demais incêndios, se não houver uma reestruturação das instituições governamentais responsáveis pela proteção do meio ambiente.

Com base nos dados existentes sobre os incêndios florestais, procurou-se com este trabalho realizar uma análise crítica e ao mesmo tempo propositiva sobre a problemática dos incêndios florestais no Brasil.

2. MÉTODOS DE COMBATE AOS INCÊNDIOS: CONSIDERAÇÕES TEÓRICAS

Os métodos de combate aos incêndios florestais utilizados atualmente precisam ser avaliados com maior profundidade. Observa-se, facilmente, que as ferramentas e os métodos empregados no combate são inadequados. No caso do Brasil, ainda utilizam-se os galhos de árvores como a principal, quando não, a única ferramenta que os combatentes dispõem.

Os incêndios florestais podem ser combatidos, basicamente, utilizando-se dois métodos: o combate direto e o indireto.

O combate direto consiste na debelação dos incêndios pela ação direta das equipes de combate junto ao perímetro do fogo. Estas equipes podem utilizar ferramentas manuais, tais como enxadas, foices, rastelos, abafadores, galhos de árvores, bombas costais abastecidas com água, etc. A utilização deste método somente é possível em incêndios de baixa intensidade e baixa velocidade de propagação, de tal forma, que permita a aproximação das equipes de combate.

Este método normalmente apresenta baixo rendimento, chegando a ser comparado ao “trabalho de formigas”, além de contribuir também para um desgaste físico muito grande das equipes de combate, decorrente das difíceis condições de trabalho, principalmente, devido à exposição prolongada ao calor.

O método de combate indireto de incêndios florestais tem a vantagem de permitir que as equipes trabalhem à distância do perímetro do fogo. Realiza-se, basicamente, de duas formas:

a) Utilizando-se meios aéreos, tais como helicópteros especialmente equipados, aviões cisternas, entre outros. Estes meios captam a

água em represas ou rios existentes nas regiões próximas e a despejam no perímetro do incêndio. Embora este tipo de combate seja considerado tecnicamente sofisticado, ele apresenta pouca eficiência, pois, a água nem sempre atinge os incêndios, além de uma grande quantidade dela perder-se pela evaporação decorrente do calor principalmente quando os incêndios são de grandes proporções. Sua principal limitação, refere-se aos elevados custos de operações com os meios aéreos.

b) Uso do contra fogo. Neste caso, utilizam-se barreiras existentes nas áreas a serem trabalhadas, tais como aceiros, caminhos, rios e represas. Constroem-se também aceiros em linhas paralelas à frente dos incêndios, utilizando-se, normalmente, ferramentas manuais ou máquinas como motosserras, tratores com lâminas, entre outros. A partir destes aceiros, dá-se início ao contra fogo com o auxílio de um pinga fogo. O contra fogo se propaga na mesma direção do incêndio, porém, em sentido contrário, aumentando a largura do aceiro, impedindo a passagem do incêndio. Sua principal limitação é a construção dos aceiros iniciais pois estes exigem elevada mão-de-obra que, por sua vez, é bastante lenta contribuindo, decisivamente, para a ineficácia do método.

Atualmente, independente do tipo de combate utilizado, mesmo em escala mundial, tem prevalecido a força dos incêndios, destruindo florestas naturais e/ou implantadas e outros tipos de vegetação, causando grandes prejuízos econômicos, sociais e ambientais.

Outra questão a ser analisada, é a concepção dominante na atualidade sobre quem são os atores sociais que devem estar envolvidos nas atividades de prevenção e combate aos incêndios florestais.

Historicamente esta atividade esteve sob a responsabilidade das populações rurais, que se organizavam de forma espontânea, tanto para realizar queimadas, como para combater os diversos tipos de incêndios ocorridos nas áreas rurais. Estas populações compreendiam que era necessário se organizar para realizar com eficiência as atividades de manejo do fogo, uma vez que a segurança do seu patrimônio dependia da sua capacidade de manejá-lo. Esta forma de trabalhar a questão do fogo trazia vários benefícios, como por exemplo: a) os maiores interessados em realizar um manejo adequado do fogo, em áreas rurais, eram (e ainda hoje são) as próprias comunidades rurais; b) estas comunidades estavam em contato permanente com as áreas rurais, detectando qualquer início de incêndio com maior facilidade e rapidez; c) os custos com transporte, de pessoal e de equipamento eram mínimos, devido a localização estratégica das pessoas; d) as pessoas das comunidades rurais estavam acostumadas a trabalhar no campo e manejavam o fogo com muita habilidade precisando, tão somente, de mais orientações e treinamentos.

Na atual concepção, as estruturas responsáveis pelo combate aos incêndios florestais (instituições administrativas, corpos de bombeiros, etc.) devem localizar-se apenas nas áreas urbanas ainda que a realidade demonstre o equívoco desta concepção. Este ocorre devido a duas razões principais.

A primeira refere-se a localização das organizações de combate aos incêndios florestais que, via de regra, concentram-se nas grandes cidades. Isto representa um grande erro estratégico, pois, é fato concreto que os incêndios florestais muitas vezes ocorrem a milhares de quilômetros das cidades. Levando-se em consideração o tempo

necessário para detecção dos incêndios, comunicação e deslocamento das equipes de combate, significa que entre a detecção de um incêndio e o início do seu combate normalmente decorre muito tempo, o que contribui decisivamente para a perda do controle dos incêndios, com um controle dispendioso e quase sem efeito, ocasionando danos ambientais irreversíveis. Como se sabe, o ideal é que o combate a um incêndio inicie no máximo cinco minutos após o seu início;

A outra razão refere-se as estruturas existentes no Brasil de combate aos incêndios. Além de não serem suficientes em quantidade para o combate, elas também não possuem equipamentos apropriados uma vez que são quase sempre obsoletos e inadequados para estas atividades. Prova disto é a ampla utilização, em todo o território nacional, de galhos de plantas e abafadores de borracha manuais, no combate aos incêndios florestais.

Diante desta realidade, a organização comunitária para o combate dos incêndios nas áreas rurais deveria ser retomada e incentivada, podendo inclusive, representar uma fonte de renda complementar para as pessoas da comunidade, na medida em que os recursos alocados para este fim poderiam lhes ser repassado, contribuindo, assim, para a redução das ocorrências de incêndios florestais no Brasil.

3. PROPOSTAS DE TECNOLOGIAS APROPRIADAS PARA O COMBATE DE INCÊNDIOS FLORESTAIS

O Brasil precisa contar com uma estrutura nacional de combate aos incêndios florestais, utilizando meios aéreos. Para tanto, é necessário apenas que se organize a frota de quase 4.000 aviões agrícolas já existentes no país os quais, na época dos incêndios,

normalmente encontram-se sem atividades, devido a falta de chuvas. A utilização dos aviões agrícolas pode trazer vários benefícios, dos quais, citam-se:

- a) não será necessário investir na aquisição de novos aviões;
- b) já existem pilotos treinados;
- c) a frota de aviões agrícolas está distribuída em todas as regiões do país, sendo possível mobilizá-la com rapidez e facilidade;
- d) os custos com mão-de-obra e manutenção das aeronaves serão mínimos, uma vez que estes somente serão mobilizados pelas instituições governamentais na época da ocorrência dos incêndios florestais e;
- e) maximiza a utilização da frota já existente.

Pelas razões expostas, pode-se perceber que as instituições governamentais responsáveis pelo combate aos incêndios poderiam contar com uma frota aérea, sem a aquisição de aeronaves específicas em combate a incêndios florestais. Os custos para a aquisição destas aeronaves, são elevados (aproximadamente 22 milhões de dólares por aeronave), além dos custos com mão-de-obra especializada para as atividades de operação e manutenção.

Outras técnicas e métodos de combate podem ser propostos. Como exemplo destaca-se o método de combate com explosivos na forma de cordel detonante que pode ser utilizado no combate indireto a incêndios florestais, em queimas controladas e em atividades agrossilvopastoris (SAMPALHO & SIRTOLI, 1999).

Este método facilita e acelera a construção de aceiros e funciona da seguinte maneira: um ou mais fios ou cordéis detonantes são estendidos ao longo do local onde será construído o aceiro inicial. A

explosão do cordel provoca um deslocamento muito rápido do ar, favorecendo a retirada instantânea do material combustível vegetal e do sub-bosque, em uma faixa ao longo do local de colocação do cordel, formando o aceiro inicial. A largura do aceiro inicial pode ser ampliada de acordo com o número de fios ou cordéis detonantes utilizados. Após a abertura do aceiro inicial, o aceiro definitivo poderá ter sua largura ampliada, por meio da utilização da técnica do contra fogo.

Os explosivos na forma de cordel detonante, consistem em um núcleo cilíndrico de nitropenta (explosivo) envolvido por uma camada protetora de fibras têxteis e PVC, que lhes asseguram resistência à tração, impermeabilidade a água, ao óleo e a outros líquidos. Não produz chamas e sua velocidade de detonação é da ordem de 7.000 metros por segundo. Devido ao seu baixo peso (500 metros de cordel NR – 10 pesa aproximadamente 7,5 kg), apresenta facilidade de transporte e utilização em condições de combate a incêndios florestais (IBQ, 1998).

O combate a incêndios florestais utilizando o método de explosivos na forma de cordel detonante, é possível de ser utilizado em todas as condições de tempo, em qualquer tipo de terreno e em todos os incêndios de vegetação. Destaca-se ainda, como vantagens adicionais deste método, a rapidez na sua aplicação, o baixo custo para aquisição de material, a facilidade de transporte no campo, devido à sua leveza e a redução de mão-de-obra.

4. CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

Conclui-se que a grande ocorrência de incêndios florestais no Brasil é decorrente de um conjunto de fatores que

inclui desde a falta de parceria entre o poder público e as comunidades rurais até falta de estruturas administrativas e métodos de combate adequados, com eficácia mínima, para a prevenção e combate. Além disto, há um vazio de conhecimento quanto ao emprego de novas tecnologias, para o combate aos incêndios e também a ausência ou deficiência na capacitação e treinamento da mão-de-obra disponível.

Diante do exposto recomenda-se o seguinte:

- 1) Que seja fortalecida a parceria entre as instituições governamentais e entidades ou pessoas de comunidades rurais, resgatando as suas experiências e capacitando-as, estruturando-as e equipando-as, para que possam participar, com eficiência, das atividades relativas ao manejo do fogo, desde a prevenção até o combate;
- 2) Que os corpos de bombeiros sejam capacitados em atividades de combate a incêndios florestais e que também sejam criados corpos de bombeiros em cidades estratégicas para a proteção dos recursos naturais;
- 3) Que, a exemplo de alguns países da Europa, seja incentivada a criação de brigadas e bombeiros florestais voluntários, capacitando-os e equipando-os adequadamente;
- 4) Que seja incentivada a criação de Associações de Profissionais em Incêndios Florestais, em âmbito nacional e estadual, aglutinando os diversos segmentos sociais envolvidos em atividades relativas aos incêndios florestais (professores, pesquisadores, bombeiros profissionais e voluntários, brigadistas, etc.);

5) Que sejam incentivadas as pesquisas de novas tecnologias para a prevenção, detecção e combate aos incêndios florestais.

5. BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

IBAMA/SEMAM/GOVERNO FEDERAL.
Programa nacional de conservação e desenvolvimento florestal sustentado.
Brasília : IBAMA, 1991. 95p.

IBQ-INDÚSTRIAS QUÍMICAS LTDA.
Cordel detonante. Quatro Barras : IBQ,
1998. 2p.

SAMPAIO, O.B. **Análise da eficiência de quatro índices, na previsão de incêndios florestais para a região de Agudos - São Paulo.** Curitiba : UFPR, 1999. 157p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná.

SAMPAIO, O.B.; SIRTOLI, A.E. Utilização de explosivos no combate aos incêndios de vegetação. In: **Congresso e Exposição Internacional Sobre Florestas, 5., 1999:** Curitiba : BIOSFERA [s.n.] 1999. CD-Room.

SOARES, R.V. **Prevenção e controle de incêndios florestais.** Brasília : ABEAS, 1984. 120p.

Utilização dos elementos da paisagem como ferramenta de avaliação de impacto ambiental sobre o meio biótico

*Willi Bruschi Junior⁸
Rodrigo Agra Balbueno⁹
Adriano Souza da Cunha¹⁰
Marcelo Maisonette Duarte¹¹*



É apresentada uma análise aritmética de propriedades da paisagem como método de quantificação de impactos ambientais sobre ecossistemas. O método aplica-se a eventos cuja perturbação promova a supressão da cobertura original do solo e serve também para avaliar procedimentos de recuperação. Os atributos da paisagem utilizados são Dominância, Heterogeneidade, Conectividade e Permanência. Através de integração multiplicatória dos valores obtidos em escalas ordinais para cada componente da paisagem, estima-se o Valor de Importância Ecológica (VIE), denominação adotada para esse método. A proporção das superfícies perdidas em cada elemento da paisagem e seu VIE constituem na mensuração de impactos propriamente dita.

INTRODUÇÃO

A legislação que regula o licenciamento e revisão de empreendimentos vigente no país tem provocado um aumento na demanda de serviços associados à área ambiental. Os profissionais da área do meio ambiente, quando chamados a prestar esse tipo de serviço, são freqüentemente questionados sobre a quantificação de impactos ambientais incidentes sobre a biota ou a respeito da importância do ecossistema atingido. O cálculo do custo ambiental de um empreendimento é um desafio para os estudiosos ambientais, dada a complexidade dos eventos

naturais que dificulta a concepção de um modelo.

A sobreposição conceitual entre geobiocenose, ecossistema e paisagem, incluindo em todos termos os componentes vivos e não vivos e muitas vezes a dinâmica ecológica de determinada área, tornou a Ecologia de Paisagem uma ferramenta apropriada para os estudos em ecossistemas. A avaliação descritiva dos componentes da paisagem pode servir como instrumento para a identificação e quantificação das interferências do homem (FORMAN & GODRON, 1986).

Este estudo tem como objetivo propor um modelo simples de avaliação ambiental que

⁸ Biólogo, Dr., BIOLAW Consultoria e Planejamento Ambiental, email; wbj@biolaw.com.br.

⁹ Biólogo, MSc., BIOLAW Consultoria e Planejamento Ambiental, email; rodrigo@biolaw.com.br.

¹⁰ Biólogo, MSc., BIOLAW Consultoria e Planejamento Ambiental, email; adriano@biolaw.com.br.

¹¹ Biólogo, Dr., Dep. De Biologia/UNISC, Dep. Ecologia/UFRGS, email: maisonete@ecologia.ufrgs.br.

permita quantificar impactos ambientais sobre o meio biótico em ecossistemas ou parte deles submetidos à retirada da cobertura original. O modelo proposto apresenta a característica de estabelecer uma relação da importância ecológica dos ambientes à superfície, permitindo a mensuração das perdas na implantação ou ganhos na recuperação promovida pelos empreendimentos.

A abordagem aqui proposta é produto de vários métodos avaliadores de qualidade ambiental. A identificação de manchas e corredores como componentes da paisagem, a avaliação de sua importância ecológica através de suas características, e a observação em campo dessas características foram as principais ferramentas utilizadas na estruturação dessa proposta de avaliação ambiental.

PROPOSIÇÃO DA METODOLOGIA

Os elementos que compõem o mosaico paisagístico da área-alvo em estudos de avaliação são utilizados como indicadores da qualidade ambiental. Cada elemento é classificado de acordo com as propriedades que definem sua importância ecológica no ecossistema. As propriedades dos elementos da paisagem são avaliadas de acordo com os princípios básicos da Ecologia de Paisagem, ou seja, relações entre manchas, corredores e matriz (FORMAN & GODRON, 1986; TURNER, 1989).

Propõe-se a análise de quatro propriedades da paisagem com reflexo direto sobre a qualidade ambiental do ecossistema. Duas delas são relacionadas com a estrutura, Dominância e Heterogeneidade, outra representa a função de interligação entre os elementos, Conectividade, e a última contempla a dinâmica temporal, Permanência.

Com base nessas características, os diversos elementos da paisagem são classificados, permitindo um diagnóstico de sua

importância ecológica comparativa dentro da área estudada.

A metodologia de classificação consiste nas seguintes etapas:

- a) visitação da área com definição e descrição dos diversos elementos da paisagem;
- b) mapeamento em escala apropriada dos elementos da paisagem e determinação de suas áreas;
- c) classificação dos ambientes de acordo com as características já citadas: Dominância, Heterogeneidade, Conectividade e Permanência, de acordo com os valores abaixo.

Dominância (D):

- 1- Raro, com poucas manchas e de tamanho reduzido
- 2- Ocorrência com grandes manchas inseridas na paisagem
- 3- Elemento dominante na paisagem

Heterogeneidade (H):

- 1 - Homogêneo
- 2 - Heterogêneo

Conectividade (C):

- 1- Isolado
- 2- Pouco conectado
- 3- Muito conectado

Permanência (P):

- 1- Efêmero
- 2- Permanente

O passo seguinte consiste no cálculo dos valores de importância ecológica (VIE) para os diversos componentes da paisagem através da integração multiplicatória dos valores obtidos para cada propriedade avaliada na classificação do item c. A tabela 1 apresenta um exemplo hipotético de classificação de diversos elementos da paisagem.

TABELA 1 - Exemplo de classificação dos elementos da paisagem em função de suas propriedades e valor final do Valor de Importância Ecológica (VIE).

Elementos da paisagem	D	H	C	P	VIE
Curso d'água	2	2	3	2	24
Monoculturas	3	1	3	1	9
Campos	3	1	3	1	9
Banhados	1	2	2	2	8
Silvicultura	2	1	1	2	4
Maricazais	2	2	2	1	8
Canais artificiais	2	1	3	1	6
Valor total de VIE para a área					68

A ordenação dos elementos de acordo com seus valores de VIE propicia a obtenção de um gradiente de importância entre os diversos componentes da paisagem da área estudada.

A partir dos valores obtidos para cada elemento da paisagem e da proporção de sua área que será atingida pelo empreendimento, podem ser estimados os impactos relativos para cada elemento da paisagem. A soma dos valores

relativos de impactos sofridos pelos componentes da paisagem comparada à soma dos valores de importância integrados, permite a estimativa de um percentual de impacto ambiental sobre o ecossistema. A tabela 2 ilustra, através do mesmo exemplo hipotético, a seqüência de passos que conduz à mensuração dos impactos sofridos pelo ecossistema.

TABELA 2 - VALORES DE IMPORTÂNCIA, ÁREAS TOTAIS, ÁREAS ATINGIDAS, PERCENTUAL DE ÁREA DEGRADADA E IMPACTO RELATIVO SOBRE O VIE PARA CADA ELEMENTO DA PAISAGEM.

Elementos da paisagem	VIE	Área total	Área atingida	% da área atingida	perda no VIE
Curso d'água	24	2 ha	0,80 ha	40,00%	9,60
Monoculturas	9	3000 ha	250,20 ha	8,34%	0,75
Campos	9	6500 ha	705,60 ha	10,86%	0,98
Banhados	8	950 ha	14,20 ha	1,49%	0,12
Maricazais	8	200 ha	4,40 ha	2,20%	0,18
Canais artificiais	6	6 ha	0,50 ha	8,33%	0,50
Silvicultura	4	1200 ha	6,00 ha	0,50%	0,02
Somatório	68 (VIE total da área)				12,15

Impacto total aproximado sobre a paisagem = **18%** (% de perda global do VIE)

Cabe ainda salientar que a mesma técnica de estimativa do percentual de impactos pode ser

aplicada quando da adoção de medidas para a recuperação da área atingida, permitindo o cálculo do percentual de recuperação em relação à área impactada.

DISCUSSÃO DA METODOLOGIA

A definição da escala de trabalho é uma questão fundamental, principalmente quando da quantificação das diversas manchas do ecossistema (BASKENT & JORDAN, 1995). Aconselha-se iniciar o trabalho em bases cartográficas com escala de 1:50.000 e aumentar o detalhamento à medida que manchas menores apresentem maior importância dentro da percepção do grupo de trabalho quando da classificação dos elementos componentes da paisagem. Essa consideração sobre a escala de trabalho não se aplica para a avaliação da heterogeneidade, de acordo com os comentários feitos na discussão dessa propriedade, a seguir.

Além dessas características, outras podem ser utilizadas, dependendo do ecossistema em processo de avaliação. Por exemplo, se o ambiente estudado consiste em um corpo hídrico, pode-se considerar a fisionomia das margens, características da água, morfometria, configuração de canais, distribuição de sedimentos, etc. Essa metodologia adapta-se melhor a ecossistemas terrestres, uma vez que o arranjo dos elementos na paisagem diz muito sobre a estrutura do ecossistema, já que esta abordagem utiliza a percepção visual dos pesquisadores como ferramenta de avaliação. Essa flexibilidade na definição dos atributos tem sido utilizada em várias técnicas de avaliação de qualidade ambiental, como os índices de integridade biótica (KARR, 1981 e FAUSCH *et al.*, 1990) e mapeamento e avaliação da fragmentação de biótopos (RIPPLE *et al.*, 1991; BEDÊ *et al.*, 1997).

A **Dominância** de um elemento na paisagem é tanto maior quanto mais esse

elemento configurar-se como a matriz (FORMAN & GODRON, 1986) dentro da qual estão inseridos os outros componentes. Quanto maior a dominância de um elemento, mais aumenta o valor final de sua importância para a área de estudo. Se o elemento é a matriz, o valor ecológico do ecossistema será diretamente dependente das qualidades dessa matriz como recurso utilizável pela biota.

A **Heterogeneidade** está relacionada à diversidade de habitats para a biota, dessa forma, se o elemento é homogêneo, está-se pressupondo que é pobre em ambientes ou habitats, diminuindo assim o valor de importância ecológica desse componente. Esse pressuposto baseia-se na heterogeneidade ou homogeneidade em termos de riqueza de espécies e ambientes dentro da mancha. Assim sendo, a avaliação dessa propriedade deve ser feita sob o ponto de vista de um observador dentro da mancha componente da paisagem em questão, uma vez que é um conceito cuja percepção depende da escala de trabalho. É importante notar que a heterogeneidade da paisagem pode facilitar ou retardar a expansão de distúrbios, que por sua vez influenciam a formação de novos padrões de paisagem (TURNER *et al.*, 1989).

A característica **Conectividade** realça a importância dos elementos que funcionam como corredores, sendo que quanto mais conectado a outros componentes da paisagem, maior será seu valor de importância. BAUDRY & MERRIAM (1988) definem os elementos de conexão como feições estruturais da paisagem relacionadas às distâncias topológicas entre os elementos, sendo a matriz o elemento mais conectado da paisagem. Em paisagens onde são comuns diversos elementos, há que se considerar questões relativas à contigüidade e às diferenças nos limites entre elementos contíguos.

A **Permanência** é a única característica analisada que diz respeito à temporalidade. No caso, pressupõe-se que quanto mais perene for a

condição do elemento da paisagem mais tempo haverá para ocorrer sucessão e/ou colonização pela biota. Outro conceito intimamente ligado à avaliação do atributo "permanência" é a "redundância", ou seja, a existência de rotas alternativas capazes de suprir eventuais alterações dos elementos de ligação da paisagem (BAUDRY & MERRIAM, 1988).

O método de integração dos valores obtidos para cada elemento da paisagem escolhido foi a multiplicação dos valores entre si. Essa escolha ocorreu em função da importância que assume o item Permanência, uma vez que é o único atributo que expressa a dinâmica temporal dos componentes da paisagem na evolução do ecossistema. Se fosse utilizada a adição dos valores esse item seria subestimado. Através do método multiplicativo essa característica tem a propriedade de dobrar ou não a valoração atribuída ao elemento paisagístico em questão.

A utilização desse modelo como ferramenta de avaliação de impacto ambiental não substitui as abordagens tradicionais como lista de checagem ou rede de interações (IBAMA, 1995), que são técnicas mais abrangentes dentro do escopo da avaliação de impactos ambientais. Assim como não se aplica a qualquer tipo de empreendimento. Entende-se que seja adequada aos casos em que as obras provoquem eliminação ou profundas alterações da cobertura do solo, como minerações, loteamentos, distritos industriais, culturas extensivas, entre outros.

Se a área sofrer algum processo de recuperação após a implantação do empreendimento, o mesmo cálculo pode ser feito para se avaliar quanto do valor ecológico original será recuperado.

Paralelamente à aplicação desse modelo, o grupo de pesquisa deve realizar avaliações da biota através de métodos tradicionais em cada elemento da paisagem, tais como estimativas de Diversidade, Riqueza, Dominância etc. (KREBS,

1989; MAGURRAN, 1988; FRANKLIN, 1993; RUGGIERO *et al.* 1994)), de modo a corroborar os valores de VIE encontrados. Acredita-se que esse método adquira importância enquanto técnica expedita de quantificação de impactos ambientais, mas deve ser utilizado juntamente com estudos de caráter descritivo que forneçam informações sobre os impactos propriamente ditos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BASKENT, E.Z., JORDAN, G.A. Characterizing spatial structure of forest landscapes. **Can. J. For. Res.**, v. 25, p. 1830-1849, 1995.
- BAUDRY, J., MERRIAM, H.G. Connectivity and connectedness: functional versus structural patterns in landscapes. In: **Proceedings of the 2nd International Seminar of the International Association for Landscape Ecology**, Müntersche Geographische Arbeiten, 29, 1988, Münster. Aus: K.F. SCHREIBER (Hrsg): *Connectivity in Landscape Ecology*, p. 23-28, 1988.
- BEDÊ, L.C.; WEBER, M.; RESENDE, S.; PIPER, W.; SCHULTE, W. **Manual para mapeamento de biótopos no Brasil - Base para um planejamento ambiental eficiente**. 2^a ed. Belo Horizonte: Fundação Alexander Brandt, 1997. 146p.
- FAUSCH, K. D., LYONS, J., KARR, J. R., ANGERMEIER, P. L. Fish communities as indicators of environmental degradation. **American Fisheries Society Symposium**, v.8, p.123-144. 1990.
- FORMAN, R.T.T; GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York: John Wiley & Sons, 619 p. 1986.
- FRANKLIN, J.F. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? **Ecological Applications**, v. 3, n. 2, p. 202-205, 1993.
- KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v.6, n.6, p.21-27. 1981.
- KREBS, C.J. **Ecological methodology**. New York: Harper & Row, 1989. 654 p.

- MAGURRAN, A. **Ecological diversity and its measurement**. New Jersey: Princeton University Press, 1988. 179p.
- RIPPLE, W. J., BRADSHAW, G.A., SPIES, T.A. Measuring forest landscape patterns in the Cascade Range of Oregon, USA. **Biological Conservation**, v. 57, p. 73-88, 1991.
- RUGGIERO, L.F., HAYWARD, G.D., SQUIRES, J.R. Viability analysis in biological evaluations: concepts of population viability analysis, biological population, and ecological scale. **Conservation Biology**, v. 8, n. 2, p. 364-372, 1994.
- TURNER, M.G. Landscape Ecology: The effect of pattern on process. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, v. 20, p. 171-197. 1989.
- TURNER, M.G., GARDNER, R.H., DALE, V.H., O'NEILL, R.V. Predicting the spread of disturbance across heterogeneous landscapes. **Oikos**, v. 55, n. 1, p. 121-129, 1989.
- TURNER, M.G.; Gardner, R.H. Quantitative methods in Landscape Ecology - the analysis and interpretation of landscape heterogeneity. **Ecological Studies**, v. 82. Springer Verlag, NY. 536p. 1990.

Conservação do papagaio-de-peito-roxo (*Amazona vinacea*, Avis: Psittacidae) no Parque Estadual dos Mananciais de Campos do Jordão (São Paulo - Brasil)

Alexandre Schiavetti¹²
Celina Foresti¹³



Uma proposta de zoneamento, visando a conservação do papagaio-de-peito-roxo (*Amazona vinacea*), foi realizada para o Parque Estadual dos Mananciais de Campos do Jordão (22° 45' - 22° 50' S and 45° 30' e 45° 40' W, São Paulo - Brasil) utilizando-se de um sistema de informação geográfica (SGI/INPE), baseado nas variáveis: cobertura vegetal, hidrografia, legislação e declividade, no qual dividiu a área em três zonas de manejo: a classe I, uma classe com restrições máximas à recreação, sendo destinada à conservação das áreas de nidificação do *A. vinacea*; a classe II, uma classe intermediária, na qual será permitido algumas atividades recreativas e a classe III, onde não há restrições a estas atividades; portanto as áreas destinadas à recreação foram isoladas das áreas de ocorrência desta espécie ameaçada de extinção.

INTRODUÇÃO

Segundo BACKES (1988), a região de Campos do Jordão possui a maior área de Araucárias do Estado de São Paulo (*Araucaria angustifolia*), com seus ecossistemas associados. Nestes ecossistemas existem algumas espécies endêmicas e de distribuição disruptiva, entre elas o papagaio-de-peito-roxo, *Amazona vinacea* (Kohl, 1820). WILLIS & ONIKI (1981) encontraram esta espécie no Sul da Estado de São Paulo, também em áreas com remanescentes de araucária.

Pode-se considerar que esta formação florística está entre as mais ameaçadas entre os

ecossistemas brasileiros. No levantamento realizado por PAGANI (1993), com relação à distribuição espacial das Unidades de Conservação do Brasil, somente 0,5% encontram-se na Mata de Araucária. Portanto, a conservação de áreas naturais neste sistema é de extrema necessidade.

O Estado de São Paulo possui, atualmente, dois Parques Estaduais no Município de Campos do Jordão, o Parque Estadual de Campos do Jordão (PECJ) e o Parque Estadual dos Mananciais, sendo este último o objeto deste estudo, que propõe um zoneamento de uso para o Parque Estadual dos

¹Prof. Depto Ciências Agrárias e Ambientais – UESC – Ilhéus – Bahia – Brasil, Doutorando em Ecologia e Recursos Naturais - UFSCar - São Carlos - SP – Brasil, e-mail: aleschi@hotmail.com

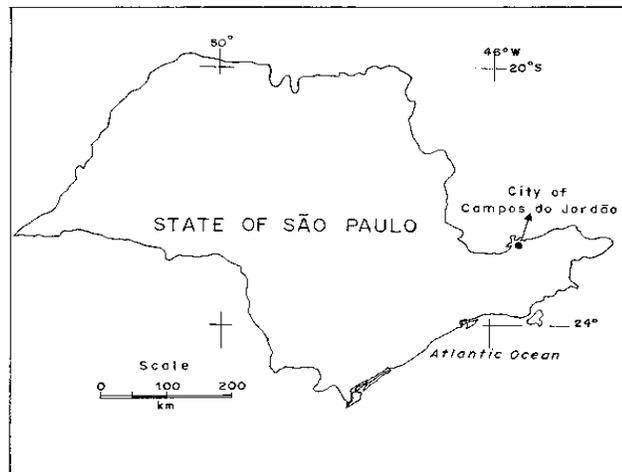
¹³ Prof.^a Depto Ecologia - UNESP - Rio Claro - São Paulo - Brasil e-mail:cforesti@rc.unesp.br

Mananciais de Campos do Jordão (PECMJ), identificando, através da aplicação de um Sistema de Informações Geográficas, áreas homogêneas para a conservação do *A. vinacea* e áreas destinadas à recreação ao ar livre.
ÁREA DE ESTUDO

O município de Campos do Jordão localiza-se à leste do Estado de São Paulo, tendo a posição geográfica determinada pelas coordenadas de 22°44' S e 45°30' W (Figura 1).

A região de Campos do Jordão apresenta-se como um “locus” singular, marcado pelo encontro de três regiões florísticas: a mata de *Araucaria-Podocarpus*, considerada elemento da grande região da Araucária; a Mata Latifoliada da Encosta Atlântica de altitude, participante do sistema de florestas costeiras do Brasil ou Floresta Atlântica e dos Campos do Brasil Meridional (RIZZINI, 1979).

FIGURA 1. Localização do Município de Campos do Jordão (São Paulo – Brasil)



O Parque Estadual dos Mananciais de Campos do Jordão foi criado pelo Decreto nº 37.539 de 27 de Setembro de 1993, com área total de 502,96 hectares (Proc. SMA 41.696/93). Em seu Decreto de criação estabelecem-se como prioridades, a conservação do papagaio-de-peito-roxo (*Amazona vinacea*), a educação ambiental e a recreação ao ar livre.

Devido à sua proximidade com a área urbana do município de Campos do Jordão (5 km), esta Unidade de Conservação está sofrendo forte pressão para abertura de sua área à recreação e ao turismo.

MATERIAIS E MÉTODOS

O Sistema de Informação Geográfica utilizado para este trabalho foi o SITIM/SGI, desenvolvido no Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), em São José dos Campos (SP).

As cartas temáticas utilizadas foram a carta de altimetria (escala 1:5.000) e limites do Parque Estadual (1:5.000), retirados do processo SMA 41.696/93, e a carta de vegetação (1:12.000), obtida de SILVA & SILVA (1995).

Através das informações do mapa de curvas de nível, foi gerado o mapa de declividade, e pelas determinações legais das áreas de preservação permanente do Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 1965), o mapa de áreas de preservação permanentes da área.

Após o processo de digitalização, estes recursos naturais foram classificados de acordo com as possibilidades de impacto das atividades

de recreação. As classes de cada variável ambiental estão apresentadas na tabela 1.

TABELA 1. Classes das Variáveis Ambientais utilizadas para o zoneamento do Parque Estadual dos Mananciais de Campos do Jordão e suas respectivas pontuações médias.

Variável	Classe	Pontuação Média*
Cobertura Vegetal	Mata Atlântica de Altitude	1
	Campos Naturais	1,33
	Capoeira (regeneração natural)	1,83
	Reflorestamento <i>Pinus</i>	4
Hidrografia	Nascentes	1
	Rios	2,5
	Represa	2,5
	Ausência de corpos d'água	4
Declividade	Acima de 45°	1
	Entre 25 e 45°	2
	Abaixo de 25°	3
Legislação	Área de Preserv. Perman. Código Florestal	1
	Área Não contempladas pelo Código Florestal	2

* Σ pesos dos especialistas/6

A determinação dos pesos dos atributos ambientais do Parque Estadual dos Mananciais de Campos do Jordão foi realizada por seis profissionais, sendo quatro especialistas da comunidade científica, a administradora do Parque e o pesquisador responsável. Esta atribuição de pesos, de acordo com MACHARG (1969) e ROA *et al.* (1986), é feita através da determinação de uma escala das variáveis (neste caso mais propícias a impactos), com valores mais baixos às classes mais restritivas e valores mais elevados às classes com menores restrições.

Para tanto foi enviado, para cada especialista, uma tabela com as classes dos atributos e estes ordenaram as classes de acordo com seu conhecimento quanto aos impactos da recreação nestes classes.

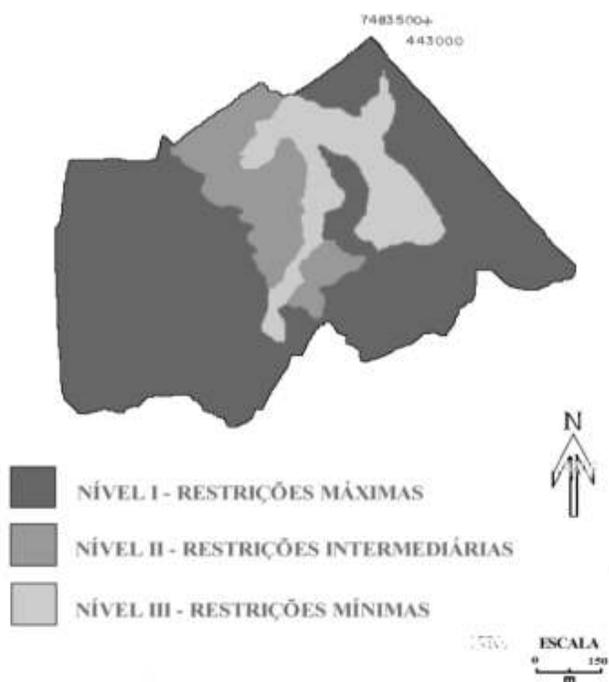
Após esta determinação, realizou-se a multiplicação da pontuação média entre as classes das variáveis ambientais dos valores apresentados, visando diminuir a subjetividade da metodologia (Tabela 2). A subjetividade dos métodos de ponderação de pesos é discutida por MUEHE *et al.* (1989).

TABELA 2 - Escala de Valores resultado da multiplicação da pontuação média entre as classes das variáveis ambientais.

1 - 32 Pontos - Área destinada à conservação
33 - 64 Pontos - Área intermediário
65 - 96 Pontos - Área destinada à recreação

Através da metodologia proposta dividiu-se o PEMCJ em três grandes classes: a classe I; uma classe com restrições máximas à recreação, sendo destinada à conservação das áreas de nidificação do *A. vinacea*; a classe II, uma classe intermediária, na qual será permitido algumas atividades recreativas e a classe III, onde não há restrições a estas atividades.

DISCUSSÃO



Estadual dos Mananciais de Campos do Jordão.

O zoneamento proposto para o Parque Estadual dos Mananciais de Campos do Jordão é apresentado na Figura 2, no qual as áreas de nascentes e de vegetação nativa estão incluídas na classe I e o reflorestamento de *Pinus* existente no local na classe III.

A visitação pública no Parque Estadual de Campos do Jordão (PECJ), área próxima ao Parque estudado e aberta ao turismo, possui padrão sazonal de visitação, com grande afluxo de pessoas na temporada de Inverno, devido ao clima local (Cfb de Koopen) e baixa taxa de visitantes nos outros períodos (SCHIAVETTI *et al.*, 1997).

FIGURA 2 - Proposta de zoneamento para o Parque

Para o PEMCJ este levantamento deve ser levado em consideração para a conservação, visando evitar a degradação dos recursos da área, bem como os locais de nidificação e alimentação do *A. vinacea*, devido ao grande número de visitantes em uma só época do ano. A concentração de visitantes também é apontada por OSEMEOBO (1989) como um dos problemas nos parques e zoológicos da Nigéria.

SANT'ANNA (1996) estudou o comportamento de *A. vinacea* no PECJ e verificou que os grupos estavam nidificando fora da área do Parque, o que pode ser prejudicial para a espécie, devido ao desmatamento da região, pela especulação imobiliária, ou pela coleta de filhotes para a venda a colecionadores.

Esta proposta de zoneamento, para ser efetivada, deverá também levar em consideração a elaboração de um plano de uso para a zona-tampão (área de entorno) do Parque. Uma diretriz para a região de entorno direto do PEMCJ poderia ser o incentivo à programas de educação ambiental nos empreendimentos turísticos locais e a liberação de construções de pequenos empreendimentos turísticos, os quais utilizariam mão-de-obra local e que não alterariam a paisagem da região.

Esta forma de utilização de mão-de-obra local nas áreas de entorno, ajudando na conservação de UCs e possibilitando o desenvolvimento econômico destas populações, é o método proposto por WELLS & BRANDON (1993) para a conservação da biodiversidade em áreas protegidas. Esta utilização possibilitará a mudança de atitudes da comunidade com relação à conservação, o que é sugerida como a melhor forma de se alcançar a efetiva conservação dos recursos naturais.

Somente através da efetivação deste zoneamento, do monitoramento do processo de nidificação e da elaboração de programas de educação ambiental na área de entorno, o papagaio-de-peito-roxo poderá ser efetivamente conservado no Estado de São Paulo.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Dr^a Maria Inez Pagani (UNESP - Rio Claro) e ao Dr. Marcelo Pereira (USP - São Carlos) pelas sugestões dadas na defesa de mestrado do primeiro autor.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BACKES, S. Condicionamento climático e distribuição geográfica da *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kte no Brasil. **Pesquisa Botânica** 0 (39): 5-40, 1988.
- BRASIL, **Código Florestal Brasileiro**. Editora Oficial da União, 1965. 63 p.
- HAGVAR, S. Preserving the natural heritage: the process of developing attitudes. **Ambio**, 23 (8): 515-518, 1994.
- McHARG, I.L. **Design with nature**. Garden City, New York, 1969. 198 p.
- MUEHE, D.; TENENBAUM, D.R.; SZECHY, M.T.M. Tourism versus conservation in Fernando de Noronha Island, Brasil. In: NEVES, C. (Org.) **Coesterlinies of Brasil**, Rio de Janeiro: UFRJ, 1989. p. 218-229.
- OSEMEOBO, G.J. Forest recreational land-use and zoological gardens in a developing economy: the case of Southern Nigeria. **Environmental Conservation**, 16(1): 69-74, 1989.
- PAGANI, M.I. Política e Conservação. In: TAUKE - TORNISIELO, S. et al. (Eds) **Análise ambiental: estratégias e ações**. UNESP, São Paulo, 1993. P. 159-163
- RIZZINI, C.T. **Tratado de fitogeografia do Brasil**. Hucitec, EDUSP, São Paulo, 1979. 62 p.
- ROA, J.G. **Recursos naturales y turismo**. Editorial Limusa, Mexico, 1986. 225 p.
- SANT'ANNA, A.B. **A biologia do Papagaio-de-peito-roxo (*Amazona vinacea*) na região da sede do Parque Estadual de Campos do Jordão**. Trabalho de Conclusão de Curso, licenciatura em Biologia, UNIVAP – São José dos Campos, 1996. 61 p.
- SCHIAVETTI, A.; ROBIM, M.J.; MORAES, M.E. Análise quantitativa da visitação pública do Parque Estadual de Campos do Jordão. **Turismo em análise**, 8(2): 13 - 20, 1997.
- SILVA, D.A.; SILVA, M.A. Caracterização do meio físico do Parque Estadual dos Mananciais de Campos do Jordão. In: **ANAIS DO SIMPÓSIO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA**, 1995, São Paulo: Vol I. p. 153-157.
- WILLIS, E.O.; ONIKI, Y. Levantamento preliminar de aves em treze áreas do Estado de São Paulo. **Rev. Brasil. Biol.**, 14: 121-135, 1981.
- WELL, M.P.; BRANDON, K.E. The principles and practice of buffer zones and local participation in biodiversity conservation. **Ambio**, 22 (2-3): 157- 162, 1993.

Dinâmica de colonização de macroinvertebrados em igarapés da Amazônia Central, avaliada pelo Modelo de Verhulst.

Ronaldo Angelini¹⁴
Carlos E. C. Freitas¹⁵



RESUMO

modelo logístico de Verhulst, para crescimento de populações, (elaborado em 1838) somente foi descoberto na década de 20, e têm sido usado para explicar vários fenômenos ecológicos. O objetivo deste trabalho foi aplicar este modelo para descrever o padrão de colonização da comunidade de macroinvertebrados em três igarapés de cachoeira na Amazônia Central: Lajes, Veados e Urubuí. Os resultados mostraram um bom ajuste do modelo aos dados e os valores para os três igarapés foram bastante semelhantes. Assim, a taxa de crescimento (r) variou entre 0,118 e 0,129 e a capacidade suporte (K) entre 24 e 29 indivíduos (para cada $0,06m^2$). Para atingir o valor de K são necessários de 52 à 54 dias e na metade do tempo tem-se a maior taxa de crescimento (ponto de inflexão da curva). Apesar de novas técnicas estatísticas envolvendo cálculos complexos e grande número de variáveis serem usadas para detectar padrões ecológicos, a colonização da comunidade bêntica nestes igarapés pode ser explicada por um modelo que resiste ao tempo, pois reúne as características essenciais de um modelo: generalidade, realismo e precisão.

1. INTRODUÇÃO

1.1 MODELOS MATEMÁTICOS EM ECOLOGIA

OS MODELOS MATEMÁTICOS TÊM GRANDE APLICAÇÃO E UTILIDADE EM DIVERSAS ÁREAS DA ECOLOGIA, MAS EM ESPECIAL NA DINÂMICA DE POPULAÇÕES. O PRIMEIRO MODELO UTILIZADO NESTA ÁREA FOI O MODELO DE MALTHUS (1798) PARA PREVER O CRESCIMENTO POPULACIONAL (GOTELLI, 1998). ELE É BASEADO NUMA EQUAÇÃO DIFERENCIAL SIMPLES:

$$\frac{DN}{DT} = R * NT$$

$$\text{PARA } T=0 \text{ E } NT=N_0 \quad (1)$$

CUJA SOLUÇÃO ANALÍTICA É DADA POR:

$$NT = N_0 * \lambda T \quad (2)$$

ONDE:

NT = NÚMERO DE INDIVÍDUOS DA POPULAÇÃO NO INSTANTE T;
 N_0 = NÚMERO INICIAL DE INDIVÍDUOS NA POPULAÇÃO;
 $\lambda = E^R =$ RAZÃO FINITA DE AUMENTO POPULACIONAL;

¹⁴ Professor Assistente - Universidade Estadual de Goiás (Anápolis - GO) e-mail: rondri@genetic.com – autor para correspondência

¹⁵ Professor Titular – Universidade do Amazonas (Manaus - AM) e-mail: edwar@argo.com.br

R = RAZÃO INTRÍNSECA (R = B - D + I - E, ONDE: B É A TAXA DE NASCIMENTO, D É A TAXA DE MORTALIDADE, I É A TAXA DE IMIGRAÇÃO E É A TAXA DE EMIGRAÇÃO). PARA SIMPLIFICAÇÃO, MALTHUS DESCONSIDEROU E EMIGRAÇÃO E A IMIGRAÇÃO.

ESTA EQUAÇÃO É TAMBÉM CONHECIDA COMO A EQUAÇÃO DE CRESCIMENTO GEOMÉTRICO. PARA MALTHUS A POPULAÇÃO HUMANA CRESCERIA DE FORMA GEOMÉTRICA ENQUANTO OS ALIMENTOS DE MANEIRA ARITMÉTICA, ISTO É, ATRAVÉS DA EQUAÇÃO DE UMA RETA.

ALÉM DO MODELO EM SI, A IMPORTÂNCIA DAS IDÉIAS DE MALTHUS, PUBLICADAS NO LIVRO CONHECIDO COMO *ENSAIO SOBRE A POPULAÇÃO* (1798), RESIDE NA DECISIVA INFLUÊNCIA EXERCIDA SOBRE CHARLES DARWIN EM BUSCA DO MECANISMO DA EVOLUÇÃO DAS ESPÉCIES. DESTA FORMA, A POPULAÇÃO CRESCENDO EM ESCALA GEOMÉTRICA (EQ. 2) IRIA INEVITAVELMENTE SUPERAR UMA OFERTA DE ALIMENTOS QUE SÓ PODE AUMENTAR EM ESCALA ARITMÉTICA. DAÍ, QUE SÓ OS MAIS APTOS É QUE SOBREVIVERIAM E DEIXARIAM DESCENDENTES.

COMO AS POPULAÇÕES NÃO CRESCEM INDEFINIDAMENTE SEGUINDO O MODELO MALTHUSIANO, A EQUAÇÃO 1 FOI MODIFICADA POR VERHULST (HUTCHINSON, 1978):

$$\frac{DN}{DT} = R * NT * (1-NT/K) \quad \text{PARA } T=0 \text{ E } NT = N_0 \quad (3)$$

COM SOLUÇÃO ANALÍTICA:

$$NT = \frac{K}{(1 + \frac{(K - N_0)}{N_0}) * e^{-R * T}} \quad (4)$$

CONHECIDA COMO EQUAÇÃO LOGÍSTICA (OU CURVA SIGMÓIDE).

O PARÂMETRO K É A ASSÍNTOTA DA CURVA E REPRESENTA O NÚMERO MÁXIMO DE INDIVÍDUOS QUE A POPULAÇÃO PODE CONTER, DEVIDO ÀS IMPOSIÇÕES DO AMBIENTE COMO ESCASSEZ DE ESPAÇO E/OU ALIMENTO. ESTE PARÂMETRO É CHAMADO CAPACIDADE SUPORTE.

A EQUAÇÃO DE VERHULST (DATADA DE 1838) SOMENTE FOI POPULARIZADA NA DÉCADA DE 20, QUANDO FOI DEFENDIDA POR RAYMOND PEARL QUE ESTAVA INTERESSADO EM ENCONTRAR UMA “LEI” (NÃO APENAS UMA TEORIA) DE CRESCIMENTO DAS POPULAÇÕES (KINGSLAND, 1985). ASSIM, ALÉM DE SER UMA NOVA FERRAMENTA ANALÍTICA, OS MODELOS PODERIAM CONFERIR À ECOLOGIA O MESMO GRAU DE “STATUS” (EM RELAÇÃO A EXATIDÃO) DAS CIÊNCIAS FÍSICAS.

PORÉM COM O AUMENTO DO NÚMERO DE TRABALHOS E DE CRÍTICAS ORIUNDAS, PRINCIPALMENTE DE ENTOMOLOGISTAS QUE TENTAVAM APLICAR OS MODELOS À REALIDADE, O ENTUSIASMO INICIAL SE ARREFECEU. SOKAL & ROLPH (1969), NUM LEVANTAMENTO EM 100 ANOS DA REVISTA CIENTÍFICA *THE AMERICAN NATURALIST*, DEMONSTRARAM ESTE FATO (AUMENTO DO USO DA MATEMÁTICA NOS TRABALHOS

ECOLÓGICOS NA DÉCADA DE 20 E DIMINUIÇÃO NAS DE 30 E 40).

UM DOS PESQUISADORES QUE PRIMEIRO SE DESTACOU EM APLICAR MODELOS EM EXPERIMENTOS DE LABORATÓRIO FOI GAUSE (1934), DEMONSTRANDO QUE OS MODELOS NÃO NECESSARIAMENTE TERIAM QUE PREVER OS FENÔMENOS E/OU PROCESSOS COM PRECISÃO. SUA DESCOBERTA DO “PRINCÍPIO DA EXCLUSÃO COMPETITIVA”, NO INÍCIO CONHECIDO COMO “POSTULADO DE GAUSE”, MOSTROU QUE OS MODELOS ‘APENAS’ SERVIRIAM PARA DESCOBRIR PRINCÍPIOS E CONSTRUIR TEORIAS GERAIS QUE GUIARIAM CERTOS TIPOS DE PESQUISAS.

É BOM SEMPRE ENFATIZAR QUE OS EXPERIMENTOS DE GAUSE FORAM REALIZADOS EM LABORATÓRIO E DIFICILMENTE SEUS RESULTADOS PODEM SER EXTRAPOLADOS PARA OS AMBIENTES NATURAIS. NESTES, AS POPULAÇÕES NÃO OCORREM ISOLADAS E OS EVENTOS DE EMIGRAÇÃO E IMIGRAÇÃO, TAMBÉM CONHECIDOS COMO COLONIZAÇÃO E EXTINÇÃO, SÃO FATORES IMPORTANTES NA DINÂMICA DAS POPULAÇÕES COMO DEMONSTRADO PELAS TEORIAS POSTERIORES DE BIOGEOGRAFIA DE ILHAS (MACARTHUR & WILSON, 1967) E PELA TEORIA DE METAPOPULAÇÕES (LEVINS, 1969; HANSKI, 1998).

O OBJETIVO DESSE TRABALHO FOI ANALISAR, ATRAVÉS DO MODELO POPULACIONAL DE VERHULST, A COLONIZAÇÃO DA COMUNIDADE ZOOBÊNTECA EM SUBSTRATOS ARTIFICIAIS DE TRÊS IGARAPÉS DA AMAZÔNIA CENTRAL. DESTA FORMA, É

IMPORTANTE TOMAR CONHECIMENTO DE COMO ALGUNS AUTORES ABORDAM A COLONIZAÇÃO DOS ORGANISMOS BENTÔNICOS.

1.2 COLONIZAÇÃO DE ORGANISMOS BENTÔNICOS

NUM PROCESSO DE COLONIZAÇÃO OS FATORES ABIÓTICOS TENDEM A SER INICIALMENTE MAIS IMPORTANTES QUE OS BIÓTICOS, QUE ATUARIAM MAIS NO FINAL DO DESENVOLVIMENTO DA COMUNIDADE (MAC ARTHUR & WILSON, 1967).

ROBINSON *ET AL.* (1990) ANALISANDO A COLONIZAÇÃO NO MINK CREEK (EUA) EVIDENCIARAM DIFERENÇAS ENTRE OCUPAÇÃO NO OUTONO (MAIOR HOMOGENEIDADE ENTRE OS GRUPOS) E VERÃO (MAIOR DOMINÂNCIA DE ALGUNS GRUPOS). ESTES AUTORES TAMBÉM ESPECULAM QUE A IMIGRAÇÃO PARA UMA PEDRA COM PERIFÍTON É IGUAL A UMA PEDRA “LIMPA”, MAS A EMIGRAÇÃO É MAIOR NESTA ÚLTIMA, DEVIDO À FALTA DE ALIMENTO.

CIBOROWSKI & CLIFFORD (1984) ESTUDANDO COLONIZAÇÃO BENTÔNICA NO RIO PEMBINA (CANADÁ), COM SUBSTRATO DE PEDRA CALCÁRIA LISA E AREIA GROSSA, EVIDENCIARAM A IMPORTÂNCIA DA VELOCIDADE DO RIO NA COLONIZAÇÃO, ATRAVÉS DO USO DA ANÁLISE DE REGRESSÃO NÃO LINEAR E REGRESSÃO MÚLTIPLA.

WILLIANS & HYNES (1976) IDENTIFICARAM QUATRO PRINCIPAIS MECANISMOS DE COLONIZAÇÃO EM RIOS DO CANADÁ: I) ARRASTAMENTO RIO ABAIXO; II) MOVIMENTOS DE

ANIMAIS CONTRA A CORRENTE; III) FONTES AÉREAS; IV) MOVIMENTOS DE ANIMAIS POR DEBAIXO DO SUBSTRATO. JÁ BENZIE (1984) EM RIOS TROPICAIS DO SRI LANKA (SUBSTRATO ARENOSO) TESTOU VÁRIOS TIPOS DE ARMADILHAS À FIM DE EVIDENCIAR AS FONTES DE COLONIZAÇÃO, MAS NÃO ENCONTROU DIFERENÇAS ENTRE ELAS E A ARMADILHA CONTROLE, QUE PODIA RECEBER ANIMAIS DE TODAS DIREÇÕES. ELE AINDA CONSTATOU UMA RECOLONIZAÇÃO NUM CURTO PERÍODO DE TEMPO: POR VOLTA DE 30 DIAS, MAS NÃO EVIDENCIOU O PADRÃO SIGMÓIDE.

FREITAS (1998) USANDO OS MESMOS DADOS AQUI ANALISADOS, CONSTATA QUE A COLONIZAÇÃO DO NÚMERO TOTAL DE INDIVÍDUOS NOS

TRÊS RIOS CONSIDERADOS FOI A MESMA, HAVENDO PORÉM DIFERENÇAS SIGNIFICATIVAS QUANTO AO NÚMERO DE FAMÍLIAS.

O ESTUDO AQUI PROPOSTO UTILIZA O MODELO LOGÍSTICO PARA ANALISAR A COLONIZAÇÃO EM TERMOS DE NÚMERO DE INDIVÍDUOS E PREVER O TEMPO DE COLONIZAÇÃO DO SUBSTRATO.

2. Material e Métodos

NA BACIA DO RIO URUBUÍ, SITUADA À APROXIMADAMENTE 100 KM DE MANAUS (AMAZONAS - BRASIL), FORAM DEFINIDAS TRÊS ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM: IGARAPÉ DAS LAJES, IGARAPÉ DOS VEADOS E NO PRÓPRIO RIO URUBUÍ (FIGURA 1).

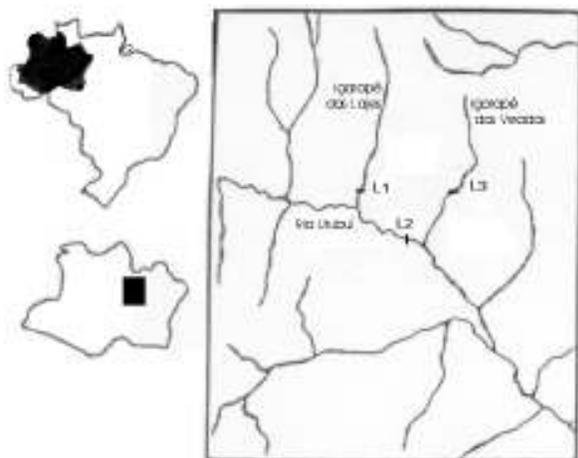


FIGURA 1 – LOCALIZAÇÃO DOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM.

PARA ESTE TRABALHO FORAM UTILIZADOS OS DADOS DE FREITAS (1998) REFERENTES A DOIS ENSAIOS: O PRIMEIRO EM NOVEMBRO DE 1993 E O SEGUNDO EM FEVEREIRO E MARÇO DE 1994. O EXPERIMENTO FOI DO TIPO SP (*SIMULTANEOUS PLACEMENT*), OU SEJA, TODAS AS UNIDADES AMOSTRAIS SÃO COLOCADAS JUNTAS E

POSTERIORMENTE RETIRADAS DE ACORDO COM UM PADRÃO PRÉ-DETERMINADO DE TEMPO (CIBOROWSKI & CLIFFORD, 1984).

EM CADA LOCAL FORAM COLOCADAS, ALEATORIAMENTE, 15 BANDEJAS DE ALUMÍNIO COM ÁREA DE 0,06M² (0,2M X 0,3M), BORDA DE 1 CM, CHEIAS DE SUBSTRATO DO LOCAL

(PEDREGULHOS DE 5 A 15 CM DE DIÂMETRO, COLETADOS EM TRECHOS INFERIORES DO RIO), PREVIAMENTE LAVADO COM ÁGUA DO IGARAPÉ ASPIRADA POR BOMBA.

NO TERCEIRO DIA APÓS O INÍCIO DO ENSAIO, FORAM RETIRADAS AO ACASO TRÊS RÉPLICAS POR ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM E NOVE POR INTERVALO DE COLONIZAÇÃO. O PROCEDIMENTO FOI REPETIDO NOS 6^o, 9^o, 12^o E 15^o DIAS. O SEGUNDO ENSAIO FOI REALIZADO NAS MESMAS ESTAÇÕES APENAS COM INTERVALO DE TEMPO ENTRE AS AMOSTRAGENS ALTERADO PARA SEIS DIAS, ASSIM AS COLETAS OCORRERAM NO 6^o, 12^o, 18^o, 24^o E 30^o DIAS.

O VALOR DA CAPACIDADE DE SUORTE DE CADA AMBIENTE FOI ESTABELECIDO POR COLETAS ALEATÓRIAS PRÓXIMAS AOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM, UTILIZANDO A MESMA ÁREA DO EXPERIMENTO DE COLONIZAÇÃO.

TODO MATERIAL ORGÂNICO COLETADO NAS BANDEJAS FOI

SEPARADO POR SUBSTRATO E PRESERVADO EM ÁLCOOL (70%), AINDA NO LOCAL. APÓS A TRIAGEM DA MACROFAUNA, A IDENTIFICAÇÃO EM NÍVEL DE FAMÍLIA FOI FEITA COM AUXÍLIO DE CHAVES DE IDENTIFICAÇÃO (MCCAFFERTY, 1981) E DA COLEÇÃO DE REFERÊNCIA DO INSTITUTO DE NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA.

OS PARÂMETROS DO MODELO DE VERHULST (EQ. 4) FORAM ESTIMADOS NO SUBPROGRAMA NONLIN DO SOFTWARE SYSTAT 7.0. FOI TAMBÉM REALIZADA A ANÁLISE DE RESÍDUOS PARA VERIFICAR A ADEQUAÇÃO DO MODELO AOS DADOS.

3. RESULTADOS

A FIGURA 2 MOSTRA O AJUSTE DO MODELO LOGÍSTICO PARA CADA IGARAPÉ, DO NÚMERO DE INDIVÍDUOS EM FUNÇÃO DO TEMPO DE COLONIZAÇÃO. A TABELA 1 MOSTRA OS VALORES DOS PARÂMETROS.

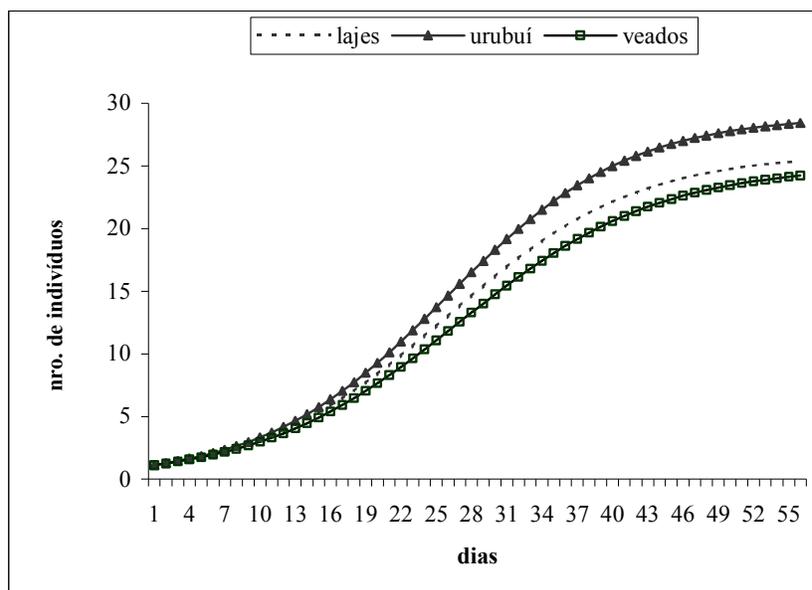


FIGURA 2 – MODELO DE VERHULST (LOGÍSTICO) PARA MOSTRAR A COLONIZAÇÃO DA COMUNIDADE ZOOBENTÔNICA EM SUBSTRATOS ARTIFICIAIS NOS IGARAPÉS: LAJES, URUBUÍ E VEADOS (AMAZONAS).

TABELA 1: VALORES ESTIMADOS DO MODELO DE VERHULST PARA A COMUNIDADE ZOOBENTÔNICA DE TRÊS IGARAPÉS DA AMAZÔNIA: TAXA DE CRESCIMENTO (R), E INTERVALO DE CONFIANÇA; CAPACIDADE SUPORTE (K) OU NÚMERO MÁXIMO DE INDIVÍDUOS; NÚMERO DE DIAS NECESSÁRIOS PARA ATINGIR K; E DIA NO QUAL O CRESCIMENTO DA COMUNIDADE, ATINGIU O MÁXIMO (PONTO DE INFLEXÃO DA CURVA SIGMÓIDE).

IGARAPÉ	TAXA CRESC. – R (INTERVALO DE CONFIANÇA – 95%)	(K) NO MÁX. DE INDIVÍDUOS	DIAS PARA ATINGIR K	DIA DE CRESC. MÁXIMO
VEADOS	0,118 (0,104 – 0,131)	25	54	27 ^o
URUBUÍ	0,129 (0,115 – 0,142)	29	52	26 ^o
LAJES	0,124 (0,111 – 0,138)	26	52	26 ^o

COMO É IMPOSSÍVEL SE ATINGIR O VALOR DE K, POR SE TRATAR DE UMA ASSÍNTOTA, FOI CONSIDERADO COMO DIA DE ESTABELECIMENTO DA CAPACIDADE SUPORTE (K), QUANDO O MODELO CHEGOU AO VALOR K-1. O CÁLCULO DOS LIMITES DE CONFIANÇA (95%) PARA AS ESTIMATIVAS DA TAXA DE CRESCIMENTO (R), MOSTROU QUE ESTA NÃO DIFERE ESTATISTICAMENTE ENTRE OS IGARAPÉS. TODOS OS MODELOS MOSTRARAM RESÍDUOS BASTANTE SATISFATÓRIOS (ALEATORIEDADE, NENHUMA TENDÊNCIA).

EM AMBOS OS ENSAIOS LARVAS DAS FAMÍLIAS CHIRONOMIDAE E SIMULLIDAE (ORDEM DÍPTERA) FORAM OS PRIMEIROS GRUPOS COLONIZADORES, SEGUIDOS PELA PYRALIDAE (LEPIDOPTERA). AS DEMAIS FAMÍLIAS ENCONTRADAS FORAM HYDROPTILIDAE (TRICHOPTERA), GYRINIDAE (COLEOPTERA) E PERILIDAE (PLECOPTERA). AO FINAL DO SEGUNDO ENSAIO (30 DIAS) REGISTROU-SE SETE

FAMÍLIAS NO IGARAPÉ DAS LAJES, NOVE NO RIO URUBUÍ, E APENAS CINCO NO IGARAPÉ DOS VEADOS.

4. DISCUSSÃO

SEGUNDO STARFIELD & BLELOCH (1986) UM MODELO MATEMÁTICO É QUALQUER REPRESENTAÇÃO DE UM SISTEMA OU PROCESSO E PERMITE ORGANIZAR OS SISTEMAS E AS IDÉIAS PARA MAIOR COMPREENSÃO, ALÉM DE POSSIBILITAR PREVISÕES.

LEVINS (1969) APESAR DE FAZER USO DE MODELOS FOI ENFÁTICO: NENHUM MODELO PODE SATISFAZER SIMULTANEAMENTE OS REQUISITOS DE GENERALIDADE, REALISMO E PRECISÃO.

A CURVA SIGMÓIDE DE VERHULST TEM SERVIDO AOS MAIS DIVERSOS FINS: DESDE A DESCRIÇÃO DO CRESCIMENTO DE POPULAÇÕES HUMANAS (DÉCADA DE 20), EXPERIMENTOS DE LABORATÓRIO (GAUSE, 1934) E ATÉ PARA DESCREVER O CRESCIMENTO INDIVIDUAL DE

CARAMUJOS DE ÁGUA DOCE (CALOW, 1973).

PARA COLONIZAÇÃO BENTÔNICA, CIBOROWSKI & CLIFFORD (1984) APLICARAM O MODELO DE SHELDON (1977) COM ALGUMAS VARIAÇÕES. A CURVA DESTE MODELO DIFERE DA SIGMÓIDE, ASSEMELHANDO-SE GRAFICAMENTE COM A DE VON BERTALANFFY (1934), PARA CRESCIMENTO DE PEIXES OU AINDA COM A CURVA DE GOMPERTZ. NESTA ÚLTIMA, A AUSÊNCIA DE SIGNIFICADO BIOLÓGICO NUM DE SEUS PARÂMETROS, LIMITOU SEU USO PARA DESCREVER O CRESCIMENTO DE POPULAÇÕES (KINGSLAND, 1985).

EM NÚMERO DE INDIVÍDUOS O PADRÃO DE COLONIZAÇÃO FOI PRATICAMENTE O MESMO PARA AS ESTAÇÕES E PARA OS IGARAPÉS (TABELA 1), DEVIDO A SEMELHANÇA DOS VALORES DOS PARÂMETROS ESTIMADOS. DESTA FORMA, É POSSÍVEL USAR OS IGARAPÉS COMO RÉPLICAS E DIZER QUE A COLONIZAÇÃO DA FAUNA BÊNICA NESTES AMBIENTES OCORRE CONFORME A CURVA SIGMÓIDE, COM UMA TAXA DE CRESCIMENTO VARIANDO DE 0,118 À 0,129 E UMA CAPACIDADE SUPORTE ENTRE 24 E 29 INDIVÍDUOS (PARA CADA 0,06M²). PARA ATINGIR ESSE K FORAM NECESSÁRIOS DE 52 À 54 DIAS E NA METADE DESTE TEMPO OBTIVEU-SE O MAIOR CRESCIMENTO (PONTO DE INFLEXÃO DA CURVA).

ASSIM, QUANDO NOVOS EXPERIMENTOS FOREM REALIZADOS É CONVENIENTE UM NÚMERO MAIOR DE AMOSTRAS OU UM INTERVALO DE TEMPO MAIOR DE RECOLHIMENTO

DESSAS UNIDADES AMOSTRAIS (ATÉ O 55^o DIA) PARA QUE SE VERIFIQUE A VALIDADE DO MODELO AQUI PROPOSTO.

APESAR DE MODERNAS TÉCNICAS ESTATÍSTICAS ESTAREM SENDO USADAS PARA ESTUDOS ECOLÓGICOS COM A FINALIDADE DE DETECTAR PADRÕES POPULACIONAIS (GAUCH, 1994), O FENÔMENO AQUI OBSERVADO FOI EXPLICADO POR UM MODELO COM MAIS DE 150 ANOS, E QUE PODE SER CONSIDERADO GENERALISTA (EXPLICA VÁRIOS FENÔMENOS), REALISTA (TEM CORRESPONDÊNCIA COM O MUNDO REAL) E PRECISO (CAPACIDADE NUMÉRICA DE PREVISÃO).

5. Referências Bibliográficas

- BENZIE, J.A.H. 1984. THE COLONIZATION MECHANISMS OF STREAM BENTHOS IN A TROPICAL RIVER (MENIK GANGA: SRI LANKA). *HYDROBIOLOGIA*, 111, 171-179.
- CALOW, P. 1973. ON THE REGULATORY NATURE OF INDIVIDUAL GROWTH: SOME OBSERVATIONS FROM FRESHWATER SNAILS. *J. ZOOL.*, 170, 415-428.
- CIBOROWSKI, J.J.H. ; CLIFFORD, H.F. 1984. SHORT-TERM COLONIZATION PATTERNS OF LOTIC MACROINVERTEBRATES. *CAN J. FIS. AQUATIC. SCI.*, 41:1626-1633.
- KINGSLAND, S.E. 1985. MODELING NATURE. ED. CHICAGO. 267PP.
- FREITAS, C.E.C. 1998. A COLONIZAÇÃO DE SUBSTRATOS ARTIFICIAIS POR MACROINVERTEBRADOS BÊNITOS EM ÁREAS DE CACHOEIRA DA AMAZÔNIA CENTRAL (BRASIL). *REV. BRASIL. BIOL.*, V. 58 N. 1: P. 115-120.

- GAUCH, H.G. 1994.** MULTIVARIATE ANALYSIS IN COMMUNITY ECOLOGY. CAMBRIDGE UNIV. PRESS. 294P.
- GAUSE, G.F. 1934.** THE STRUGGLE FOR EXISTENCE. WILLIAMS & WILKINS, BALTIMORE. USA.
- GOTELLI, N. J. 1998.** A PRIMER OF ECOLOGY. SINAUER ASSOCIATES PUBLISHERS. 2° ED. 236PP
- HANSKI, I. 1998.** METAPOPOPULATION DYNAMICS. NATURE, 396, 41-49.
- HUTCHINSON, G.E. 1978.** INTRODUCCIÓN A LA ECOLOGIA DE POBLACIONES. EDIÇÃO ESPANHOLA: 1981, ED. BLUME, BARCELONA. 497 PP.
- LEVINS, R. 1969.** SOME DEMOGRAPHIC AND GENETIC CONSEQUENCES OF ENVIRONMENTAL HETEROGENEITY FOR BIOLOGICAL CONTROL. BULL. ENTOMOL. SOC. AM., 15, 237-240.
- MACARTHUR, R. H. ; WILSON, E.O. 1967.** THE THEORY OF ISLAND BIOGEOGRAPHY. PRINCETON UNIVERSITY PRESS.
- MALTHUS, T.R. 1798.** AN ESSAY ON THE PRINCIPLE OF POPULATION, AS IT AFFECTS THE FUTURE IMPROVEMENT OF SOCIETY, WITH REMARKS ON THE SPECULATIONS OF MRS. GODWIN, M. CONDORCET AND OTHER WRITERS. J. JOHNSON, V IX, LONDON, UK.
- MACCAFFERTY, W. P. 1981.** AQUATIC ENTOMOLOGY. JONES AND BARTLETT PUBLISHERS, INC. 444P.
- ROBINSON, C.T. ; MINSHALL, G.W. ; RUSHFORTH, S.R. 1990.** SEASONAL COLONIZATION DYNAMICS OF MACROINVERTEBRATES IN AN IDAHO STREAM. THE NORTH AMERICAN BENTHOLOGICAL SOCIETY. 240-248.
- SHELDON, A. L. 1977.** COLONIZATION CURVES: APPLICATION TO STREAM INSECTS ON SEMI-NATURAL SUBSTRATES. OIKOS 28:256-261.
- SOKAL, R.R. ; ROLPH, F.J. 1969.** BIOMETRY. W.H. FREEMAN AND COMPANY – SAN FRANCISCO.
- STARFIELD, A.M. ; BLELOCH, 1986.** **Building Models for Conservation and Wildlife Management.** Macmillan Publishing Company. N. Y. and Collier Macmillan Publishers. London.
- VERHULST, P.F. 1838.** Notice sur la loi que la population suit dans son accroissement. **Correspondences Mathématiques et Physiques**, 10: 113-121.
- VON BERTALANFFY, L. 1934.** Untersuchgen uber die Gesetzchkeiten des wachstms.l. Allgemie Grundlagender Theorie. **Roux'Arch. Entwicklungsmech.** Org., 131: 613-653.
- WILLIAMS, D. D. ; HYNES, H.B.N. 1976.** **THE RECOLONIZATION MECHANISMS OF STREAM BENTHOS.** OIKOS 27:265-272.

A Floresta Altomontana do Sul do Brasil: considerações climáticas, pedológicas e vegetacionais

Maria Carolina Guarinello de Oliveira Portes¹⁶
Franklin Galvão¹⁷



A formação florestal denominada de altomontana ocorre em uma estreita faixa altitudinal nas regiões altas das serras, próxima dos cumes das grandes montanhas. Apresenta características estruturais, fisionômicas e florísticas diferentes de outras formações devido às mudanças nos fatores ambientais, pedológicos e geomorfológicos com a elevação da altitude. Apesar de no sul do Brasil ocorrerem normalmente a partir de 700 - 1.100 metros, foi observado a ocorrência desta formação no Paraná acima de 1.200 m, podendo ser encontrada em menores altitudes quando protegida dos ventos. Essa formação está constantemente envolta por uma camada de neblina, que acarreta no aumento considerável de umidade relativa do ar no interior da floresta e na redução da radiação solar. Os solos da região altomontana normalmente são pouco desenvolvidos em função do relevo e com grande quantidade de matéria orgânica devido à difícil decomposição das folhas das árvores e às baixas temperaturas. A vegetação se torna mais baixa e mais densa, formando um único dossel denso, homogêneo e uniforme, com um emaranhado de galhos recobertos por epífitas, na sua maioria não floríferas. A diversidade arbórea diminui, havendo a dominância de algumas poucas espécies, parte delas endêmicas.

INTRODUÇÃO

A floresta altomontana é uma formação característica das regiões altas das serras, próxima ao cume das grandes montanhas. Esta vegetação apresenta estrutura, fisionomia e florística bastante diversas das florestas localizadas em pisos altitudinais inferiores devido aos fatores do complexo ambiental (temperatura, precipitação, umidade e velocidade do vento) mudarem com a elevação da altitude. Em relação aos aspectos não climáticos, como as características pedológicas e geomorfológicas, a mudança é ainda mais importante, acarretando em diferentes tipos de solos (RODRIGUES *et al.*, 1989).

Essa formação, também denominada de floresta nuvigínea, floresta anã, floresta de musgos, floresta de neblina ou matinha nebulosa, ocorre em uma estreita faixa altitudinal, que pode variar de posição de acordo com a latitude e também em função do relevo e dos solos. Apesar de a ocorrência desse tipo vegetacional ser mais freqüente na região costeira e em ilhas, também é encontrado interiorizado, como nos Andes, no Gabão e no Congo (LEITE & KLEIN, 1990; GIODA *et al.*, 1994; HAMILTON, 1995).

Ocorre desde 300 até 3.500 metros de altitude, dependendo da latitude geográfica, sendo mais comum entre 1.200 e 2.500 metros, podendo estar combinada com a ocorrência de altas precipitações anuais ou

¹⁶ Pós-Graduação em Eng. Florestal - mcportes@mais.sul.com.br

¹⁷ Dep. de Ciências Florestais da UFPR - CNPq- fgalvao@floresta.ufpr.br

com áreas secas com regimes sazonais de precipitação, onde a precipitação horizontal (pelo contato com as nuvens) representa um importante componente do sistema hidrológico (STADTMÜLLER, 1987; HAMILTON, 1995). No sul do Brasil, segundo FALKENBERG & VOLTOLINI (1994), as florestas altomontanas ocorrem a partir de 700 - 1.100 metros, estando associadas com as altas montanhas da Serra do Mar, nos Estados de Santa Catarina e Paraná, e com os Aparados da Serra, nos Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, em regiões onde as chuvas orográficas são comuns devido às barreiras ocasionadas por estas serras. No Paraná, RODERJAN (1994), ROCHA (1999) e PORTES (2000) observaram que as florestas altomontanas ocorrem acima de 1.200 m, contudo podem ser encontradas em menores altitudes, quando protegida dos ventos, mais precisamente em vales das serras.

O fato de a ocorrência das florestas altomontanas estar relacionado com a variação de altitude, evidencia que são os fatores climáticos e geográficos que delimitam a distribuição dessa formação, tais como a temperatura e a umidade, a direção e a velocidade dos ventos, a forma e a orientação das cadeias montanhosas, a direção das correntes de ar e a formação de nuvens (STADTMÜLLER, 1987).

ASPECTOS CLIMÁTICOS

A formação altomontana é caracterizada pela presença persistente, freqüente ou sazonal de uma camada de neblina direcionada pelo vento (condensação da umidade ascendente), acarretando no aumento considerável da umidade relativa do ar no interior da floresta e na redução da radiação solar, mantendo o ambiente sempre úmido (EWUSIE, 1980; WEAVER *et al.*, 1986; HAMILTON, 1995).

A presença da neblina realça significativamente a precipitação pela interceptação da água das nuvens pelo dossel, o que, combinado com a baixa quantidade de água utilizada pela vegetação, mesmo durante o período de alta intensidade de radiação, resulta na adição de água ao sistema hidrológico (STADTMÜLLER, 1987; HAMILTON, 1995). A importância desta adição foi demonstrada por vários autores. BRUIJNZEEL & PROCTOR (1994) se basearam em vários trabalhos para sugerir que esta adição pode ser de centenas de milímetros por ano, como demonstrado por HOWARD (1970) que, depois de um ano de estudo no Pico del Oeste em Porto Rico, a 930 m s.n.m., verificou que as nuvens encobriram o cume em 100% das noites e 60% dos dias, resultando em uma umidade relativa de 98,5% e contribuindo com 10% da precipitação total. CAVALIER & GOLDSTEIN (1989) também demonstraram, para florestas altomontanas da Colômbia e da Venezuela, que essa interceptação de neblina é uma importante entrada de água, a qual chegou a representar 66% do suprimento total de água no mês mais seco em uma das áreas estudadas, evidenciando que a neblina, como fornecedora de água, aumenta de importância a medida que a precipitação diminui.

Os outros principais parâmetros climáticos que afetam as florestas com o aumento da altitude são a diminuição da temperatura média e o aumento do índice pluviométrico, como resultado do movimento das massas de ar (EWUSIE, 1980; STADTMÜLLER, 1987). Esses fatores, aliados à exposição a ventos fortes, interferem no tipo vegetacional e no crescimento e na forma das árvores (ANDRAE, 1978; EWUSIE, 1980).

Na região Sul do Brasil, as florestas altomontanas ocorrem em um regime pluviométrico com precipitação média anual próxima a 1.500 mm, podendo apresentar médias térmicas inferiores a 15 °C, sendo que a

temperatura do mês mais quente (janeiro) pode variar de 20 a 22 °C e do mês mais frio (julho) é frequentemente menor que 10 °C (LEITE & KLEIN; 1990; FALKENBERG & VOLTOLINI, 1994). Para o Estado do Paraná, RODERJAN (1994) determinou um índice de umidade relativa média do ar de 91,5 % e temperaturas médias de 13,4 °C variando de 16,7 °C a 10,9 °C, com precipitação anual de 2091 mm.

ASPECTOS PEDOLÓGICOS

Apesar de o clima ser o fator primordial para a diversificação vegetal, os solos também são responsáveis pela fisionomia e produção de biomassa da vegetação, assim como as suas características são moduladas pela vegetação, particularmente pela quantidade e natureza da matéria orgânica (ANDRAE, 1978; SWIFT *et al.*, 1979).

Normalmente a vegetação altomontana ocorre em solos pouco desenvolvidos, sujeitos a intensos processos erosivos em função do relevo (RICHARDS, 1952; IBGE, 1992; RODERJAN, 1994). RODERJAN (1994), ROCHA (1999) e PORTES (2000) encontraram, para florestas altomontanas no Estado do Paraná, os NEOSSOLOS LITÓLICOS Húmicos (solos minerais rasos com horizonte A húmico), os NEOSSOLOS LITÓLICOS Hísticos (solos com acúmulo de matéria orgânica acima do solo mineral) e os ORGANOSSOLOS FÓLICOS (solos constituídos por material orgânicos com espessura superior a 30 cm). É possível observar também, embora não tenham a abrangência dos anteriores, CAMBISSOLOS e ARGISSOLOS VERMELHO-AMARELOS (ROCHA, 1999).

Transectos em montanhas evidenciam quando se passa de uma formação montana para uma formação altomontana. O conteúdo de matéria orgânica aumenta com a altitude, resultando na coloração preta dos solos, observando-se, também, um aumento de água no solo, mascarando a gleização (RICHARDS,

1952; STADTMÜLLER, 1987; BRUIJNZEEL & VENEKLAAS, 1998; VITOUSEK, 1998).

Apesar de serem de drenagem livre, em função do relevo bastante declivoso, esses solos são muito úmidos, estando ocasionalmente saturados de água por uns poucos dias (BRUIJNZEEL & VENEKLAAS, 1998).

A formação de uma camada de resíduos orgânicos está relacionada à difícil decomposição das folhas das árvores, que apresentam estruturas esclerófilas. Também as baixas temperaturas interferem negativamente na atividade biológica nos solos e na meteorização química (JORDAN, 1985; STADTMÜLLER 1987).

Devido a grande quantidade de matéria orgânica, são solos extremamente ácidos, como resultado da liberação de ácidos orgânicos durante a decomposição da serapilheira e a conseqüente lixiviação das bases do solo mineral (PRITCHETT, 1986). Contribuindo para o pH ácido e para a formação dos solos orgânicos, já que a presença dos íons H⁺ na matéria orgânica dificulta a decomposição, está a intensa precipitação aliada à alta declividade, que também resultam na lixiviação das bases. Sabe-se também, que a precipitação horizontal possui pH mais baixo que o da chuva, contribuindo para a acidificação (STADTMÜLLER 1987; TANNER *et al.*, 1998).

Em função da alta lixiviação, geralmente a camada de matéria orgânica que forma os solos contém menor quantidade de nitrogênio e de fósforo que os solos de florestas em menores altitudes, contudo não existe uma tendência visível (TANNER *et al.*, 1998).

Com o aumento da precipitação, a relação carbono / nitrogênio aumenta, fato que também dificulta a decomposição (STADTMÜLLER, 1987). BRUIJNZEEL & PROCTOR (1994) afirmam que, apesar de existirem algumas florestas altomontanas onde o solo tem menos de 5% de carbono orgânico e menos de 0,3% de nitrogênio total, o carbono orgânico e o

nitrogênio aumentam com a altitude. KITAYAMA (1994) cita que, juntamente com o incremento no conteúdo de carbono orgânico nos solos no Monte Kinabalu, Ásia, com o aumento da altitude, houve um aumento na quantidade de nitrogênio total, fósforo solúvel e magnésio e potássio trocáveis, concluindo que os solos altomontanos não são pobres em nutrientes minerais, mas sim que não se conhece como estes nutrientes estão disponíveis para as plantas. O que parece acontecer é que a eficiência instantânea de uso de nutrientes diminui com o aumento da altitude em função das baixas temperaturas (TANNER *et al.*, 1998).

ASPECTOS VEGETACIONAIS

Com a elevação da altitude, a luxuriante floresta de pisos altitudinais mais baixos dá lugar a uma comunidade formada por uma vegetação arbórea de porte reduzido, compondo apenas um estrato que raramente ultrapassa 8 m de altura, com grande número de galhos laterais emaranhados, formando um dossel denso, essencialmente uniforme e homogêneo (HOWARD, 1970; HALMILTON, 1995; BRUIJNZEEL & VENEKLAAS, 1998). Apesar de o número de indivíduos por unidade de área aumentar consideravelmente nestes ambientes, diminui o diâmetro médio e a área basal (WHITE JR. 1963; BYER & WEAVER, 1977).

As folhas se tornam menores, mais coriáceas e mais grossas (esclerófilas), com pontas em forma de gota e com lâminas curvas. Os troncos e ramos são tortuosos e densamente ramificados (RODERJAN & KUNIYOSHI, 1988; GRUBB, 1989; LEITE & KLEIN, 1990; IBGE, 1992; BRUIJNZEEL & VENEKLAAS, 1998). Algumas espécies apresentam raízes adventícias em abundância, sendo a brotação também uma característica bastante comum, uma vez que cada indivíduo possui quase sempre vários troncos (HOWARD, 1970).

Devido à adversidade do ambiente exposto, estas florestas não são tão ricas em espécies arbóreas como as florestas de pisos altitudinais inferiores, com a tendência para poucas espécies dominantes. As lianas também se tornam raras ou até desaparecem por completo (RICHARDS, 1952; WHITE JR., 1963; EWUSIE, 1980). Apesar de o número de espécies arbóreas e lianas decrescer com o aumento da altitude nos trópicos, existem evidências de que há um incremento no número de espécies epifíticas, herbáceas e arbustivas (HAMILTON, 1995).

A vegetação epífita é muito abundante, contudo diminui a quantidade de epífitas floríferas, aumentando extraordinariamente a quantidade de briófitas, musgos e líquens (RICHARDS, 1952; EWUSIE, 1980). WALTER (1986) cita que a característica mais comum a todas as florestas altomontanas é a profusão destas epífitas não floríferas devido a alta umidade do ar, formando uma cobertura verde sobre troncos e ramos e também sobre a superfície do solo. Para esta forma de vida, a precipitação horizontal da neblina assume papel fundamental (HOWARD, 1970).

Os fatores que influem na distribuição das espécies, na forma e altura das árvores e no número de indivíduos por unidade de área na floresta altomontana, ainda não foram totalmente explicados, contudo, acredita-se que as nuvens freqüentes; a redução da radiação solar; os altos índices de radiação ultravioleta B; a alta umidade; as baixas temperaturas do solo e do ar; a exposição a ventos fortes e constantes; as taxas de transpiração reduzidas; o excesso de água reduzindo a respiração do sistema radicial; a lixiviação dos nutrientes do solo; a pequena espessura dos solos com elevada acidez, com taxas de decomposição e de mineralização reduzidas e a presença de alta concentração de compostos fenólicos na camada orgânica do

solo interferindo nos processos metabólicos, façam parte da gama de condições para o estabelecimento dessa vegetação (HOWARD, 1970; WEAVER *et al.*, 1973; EWUSIE, 1980; WEAVER *et al.*, 1986; STADTMÜLLER, 1987; HAMILTON, 1995; BRUIJNZEEL & PROCTOR, 1994; BRUIJNZEEL & VENEKLAAS, 1998).

HOWARD (1970) e BYER & WEAVER (1977) afirmam que é inválida a possibilidade de as baixas temperaturas, as baixas intensidades de luz e os fortes e persistentes ventos influenciarem na baixa estatura das árvores, já que as árvores crescem regularmente em ambientes muito mais frios e com mais ventos, mas que a alta saturação hídrica dos solos, indicando uma baixa aeração, pode ser um fator que contribua para a baixa estatura e lento crescimento. Já BRUIJNZEEL & VENEKLAAS (1998) afirmam que os fortes ventos podem ter influência em certos locais, mas raramente desempenham algum papel nas regiões equatoriais, e que é a frequência da neblina o fator mais importante na determinação da estatura da floresta altomontana.

Estes ambientes têm importante valor de diversidade biológica, especialmente porque contêm uma alta proporção de espécies endêmicas, como verificado por LEWIS (1971), estudando florestas altomontanas próximas a 1.000 m s.n.m., no Panamá. Concluiu que estas florestas foram sítios de evolução e talvez refúgios de muitos *taxas*. O endemismo em florestas altomontanas tropicais foi verificado por vários autores, sempre sugerindo um relativo pequeno número de espécies com algumas dominantes, sendo *Tabebuia rigida* e *Ocotea spathulata* as espécies mais comuns nas regiões equatoriais (WHITE JR., 1963; HOWARD, 1970; HAMILTON, 1995). Apesar de serem espécies normalmente endêmicas, pertencem à famílias de dispersão universal, como Aquifoliaceae, Myrtaceae, Lauraceae e

Rubiaceae, que não raramente dominam esse ambiente (VELOSO & GÓES-FILHO, 1982).

No sul do Brasil, a vegetação altomontana é caracterizada principalmente pelas espécies de caúnas (*Ilex microdonta* e *I. dumosa*) e congonhas (*I. theezans* e *I. chamaedrifolia*) da família Aquifoliaceae e pelas espécies de Myrtaceae, cambuí (*Syphoneugena reitzii*) e guamirim (*Blepharocalyx salicifolius*) e gêneros *Eugenia*, *Myrcia* e *Myrceugenia*. Outras espécies bastante comuns são canela-preta (*Ocotea catharinensis*), juntamente com gramimunha (*Weinmannia humilis*), mangue-do-mato (*Clusia criuva*), pinho-bravo (*Podocarpus sellowii*), catáia (*Drimys brasiliensis*) e ipê-amarelo (*Tabebuia catarinensis*), dentre outras (MAACK, 1981; RODERJAN & KUNIYOSHI, 1988; LEITE & KLEIN, 1990; IBGE, 1992; RODERJAN, 1994; KOEHLER *et al.*, 1998; RODERJAN *et al.*, 1999; ROCHA, 1999; PORTES, 2000).

O estrato arbustivo pode ser caracterizado por gramíneas do gênero *Chusquea* (*Chusquea meyeriana* e *Chusquea* sp.), juntamente com bromélias do gênero *Vriesea* e *Aechmea* e pteridófitas dos gêneros *Polypodium*, *Grammitis*, *Gleichenia* e *Polystichum* (RODERJAN & KUNIYOSHI, 1988; RODERJAN, 1994).

Apesar desse ambiente ser pobre em epífitas fanerógamas, a espécie de orquídea *Sophranites coccinea* é muito comum, sendo facilmente visualizada na época de floração, através de suas vistosas flores vermelhas no entremeio da grande quantidade de musgos (MAACK, 1981; RODERJAN, 1994).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O ambiente altomontano é relativamente bastante estudado na região equatorial, principalmente na Venezuela e em Porto Rico, com freqüentes estudos no sudeste da Ásia e escassos na África. Contudo, fora da região equatorial, são poucos os trabalhos realizados,

normalmente não sendo nem citada a ocorrência de florestas altomontanas fora desta região. No Sul do Brasil, é bastante pequeno o número de trabalhos com florestas altomontanas, sendo que destes, grande parte são apenas caracterizações florísticas e alguns poucos englobam levantamentos quali-quantitativos da vegetação. Raríssimos aqueles que avaliam outros aspectos como condições climáticas, pedológicas e nutricionais.

É importante intensificar os estudos neste ecossistema para melhor compreendê-lo, contudo, as investigações futuras devem dar ênfase a análise e quantificação do papel hidrológico. Não apenas focar o processo e a quantidade de precipitação horizontal, mas sim verificar o impacto hidrológico na floresta, considerando a importância hidrológica da grande quantidade de epífitas e a grossa camada de matéria orgânica que se forma nos solos.

Como o desmatamento destas florestas põe em perigo cada vez mais a sua função protetora em termos hidrológicos e de conservação de solos, é preciso apoiar e promover todas as intenções e ações para proteger as florestas altomontanas contra o uso, não só por serem ecossistemas frágeis, mas também por suas propriedades hidrológicas tão especiais. Outros argumentos para a proteção deste ecossistema são o alto perigo de erosão, proteção de espécies endêmicas, valor paisagístico e fonte de recursos genéticos. Além disso, não oferecem condições favoráveis para o manejo ou aproveitamento florestal, já que ocorrem em condições climáticas e geopedológicas tão desfavoráveis.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRAE, F. H.. 1978. *Ecologia Florestal*. Imprensa Universitária, Santa Maria. 230 p.

BRUIJNZEEL, L. A. & PROCTOR, J.. 1994. Hydrology and Biogeochemistry of Tropical Montane Cloud Forests: What do we really know? In: Tropical Montane Cloud Forests.

Ecological Studies, vol. 110. Springer-Verlag, New York. p.38-78.

BRUIJNZEEL, L. A. & VENEKLAAS, E. J.. 1998. Climatic conditions and Tropical Montane Forest productivity: the fog has not lifted yet. *Ecology*, 79(1):3-9.

BYER, M. D. & WEAVER, P. L.. 1977. Early Secondary Succession in na Elfin Woodland in the Luquillo Mountains of Puerto Rico. *Biotropica*, 9(1):35-47.

CAVALIER, J. & GOLDSTEIN, G.. 1989. Mist and fog interception in elfin cloud forests in Colombia and Venezuela. *Journal of Tropical Ecology*, 5:309-322.

EWUSIE, J. Y.. 1980. *Elements of tropical ecology*. Heinemann Educational Books Ltd., London. 205 p.

FALKENBERG, D. B. & VOLTOLINI, J. C.. 1994. The Montane Cloud Forest in Southern Brazil. In: Tropical Montane Cloud Forests. *Ecological Studies*, vol. 110. Springer-Verlag, New York. p.138-149.

GIODA, A.; MALEY, J.; GUASP, R. E. & BALADÓN, A. A.. 1994. Some Low Elevation Fog Forests of Dry Environments: Applications to African Paleoenvironments. In: Tropical Montane Cloud Forests. *Ecological Studies*, vol. 110. Springer-Verlag, New York. p.156-164.

GRUBB, P. J.. 1989. The role of mineral nutrients in the tropics: a plant ecologist's view. In: PROCTOR, J.. *Mineral nutrients in tropical forest and savanna ecosystems*. Blackwell Sci. Publications. 417-439.

HAMILTON, L. S.. 1995. Mountain cloud forest conservation and research: a synopsis. *Mountain Research and Development*, 15(3): 259-266.

HOWARD, R. A.. 1970. The "Alpine" Plants of the Antilles. *Biotropica*, 2(1):24-28.

IBGE. 1992. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. *Série Manuais Técnicos em Geociências*, n. 1. Rio de Janeiro. 92 p.

JORDAN, C. F.. 1985. *Nutrient cycling in Tropical Forest Ecosystems: principles and their application in management and conservation*. John Wiley & Sons. Great Britain. 190 p.

KOEHLER, A.; PORTES, M. C. G. de O. & GALVÃO, F.. 1998. Floresta Ombrófila

- Densa Altomontana. Caracterização florística, estrutural e fisionômica. In: *XLIX Congresso Nacional de Botânica*, Salvador/BA, p. 410. Resumo.
- KITAYAMA, K.. 1994. Biophysical Conditions of the Montane Cloud Forests of Mount Kinabalu, Sabah, Malaysia. In: *Tropical Montane Cloud Forests. Ecological Studies*, vol. 110. Springer-Verlag, New York. p.183-197.
- LEITE, P. F. & KLEIN, R. M.. 1990. Vegetação. In: IBGE. *Geografia do Brasil, região sul*. v. 2. Rio de Janeiro. p. 113 - 150.
- LEWIS, W. H.. 1971. High Floristic Endemism in Low Cloud Forest of Panama. *Biotropica*, 3(1):78-80.
- MAACK, R.. 1981. *Geografia física do Estado do Paraná*. 2ª ed. Livraria José Olympio Editora, Rio de Janeiro, co-edição com a Secretaria da Cultura e do Esporte do Estado do Paraná, Curitiba. 450 p.
- PORTES, M. C. G. de O.. 2000. *Deposição de serapilheira e decomposição foliar em Floresta Ombrófila Densa Altomontana, Morro do Anhangava, Serra da Baitaca, Quatro Barras - PR*. Dissertação. Mestrado. Curso de Pós-graduação em Engenharia Florestal do Setor de Ciências Agrárias da UFPR. Curitiba. 90 p.
- PRITTCHEIT, W. L.. 1986. *Suelos Forestales. Propiedades, conservación y mejoramiento*. Editorial Limusa, Balderas, México. 634 p.
- RICHARDS, P. W. 1952. *The Tropical Rain Forest*. Cambridge University Press, London. 450 p.
- ROCHA, M. do R. L.. 1999. *Caracterização Fitossociológica e Pedológica de uma Floresta Ombrófila Densa Altomontana no Parque Estadual Pico do Marumbi - Morretes, PR*. Dissertação. Mestrado. Curso de Pós-graduação em Engenharia Florestal do Setor de Ciências Agrárias da UFPR. Curitiba. 81 p.
- RODERJAN, C. V. & KUNIYOSHI, Y. S.. 1988. *Macrozoneamento florístico da Área de Proteção Ambiental - APA - Guaraqueçaba*. FUFEP. Curitiba. 54 p.
- RODERJAN, C. V.. 1994. *A Floresta Ombrófila Densa Altomontana do Morro do Anhangava, Quatro Barras, PR - Aspectos Climáticos, Pedológicos e Fitossociológicos*. Tese. Doutorado. Curso de Pós-graduação em Engenharia Florestal do Setor de Ciências Agrárias da UFPR. Curitiba. 119 p.
- RODERJAN, C. V.; PORTES, M. C. G. de O., KOEHLER, A., LACERDA, M. R. & AMADO, E. F.. 1999. Estudos fitossociológicos realizados em Florestas Nebulares (Floresta Ombrófila Densa Altomontana) na Serra do Mar paranaense. In: *50º Congresso Nacional de Botânica*, Blumenau/SC, p. 235. Resumo.
- RODRIGUES, R. R.; MORELLATO, L. P. C.; JOLY, C. A. & LEITÃO FILHO, H. F.. 1989. Estudo florístico e fitossociológico em um gradiente altitudinal de mata estacional mesófila semidecídua, na Serra do Japi, Jundiá, SP. *Revta brasil. Bot.*, 12:71-84.
- STADTMÜLLER, T.. 1987. *Los Bosques Nublados en el Trópico Húmedo*. Costa Rica. 85 p.
- SWIFT, M. J.; HEAL, O. W. & ANDERSON, J. M.. 1979. Decomposition Processes in Terrestrial Ecosystems. *Studies in Ecology*, v. 5. Blackwell Sci. Publications. University of California Press, Berkeley. 372 p.
- TANNER, E. V. J.; VITOUSEK, P. M.; CUEVAS, E.. 1998. Experimental investigation of nutrient limitation of forest growth on wet Tropical Mountains. *Ecology*, 79(1):10-22.
- VELOSO, H. P. & GÓES-FILHO, L.. 1982. Fitogeografia Brasileira, classificação fisionômico-ecológica da vegetação neotropical. *Boletim técnico, série vegetação nº 1*. RADAMBRASIL. Ministério das Minas e Energia, Salvador. 85 p.
- VITOUSEK, P. M.. 1998. The Structure and Functioning of Montane Tropical Forests: Control by Climate, Soils, and Disturbance. *Ecology*, 79(1):1-2.
- WALTER, H. 1986. *Vegetação e zonas climáticas: tratado de ecologia global*. Tradução de A.T. Giova e H.T. Buckup. EPU, São Paulo. 325 p.
- WEAVER, P. L.; BYER, M. D. & BRUCK, D. L.. 1973. Transpiration Rates in the Luquillo Mountains of Puerto Rico. *Biotropica*, 5(2):123-133.
- WEAVER, P. L.; MEDINA, E.; POOL, D.; DUGGER, K.; GONZALES-LIBOY, J. & CUEVAS, E.. 1986. Ecological Observations

in the Dwarf Cloud Forest of the Luquillo Mountains in Puerto Rico. *Biotropica*, 18(1):79-85.

WHITE JR., H. H.. 1963. Variation of Stand Structure Correlated with Altitude, in the Luquillo Mountains. *Caribbean Forester*, 24(1):46-52.

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

51

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.