Alexandre Uezu

Composição e estrutura da comunidade
de aves na paisagem fragmentada do
Pontal do Paranapanema

São Paulo

2006

Alexandre Uezu

**Composição e estrutura da comunidade
de aves na paisagem fragmentada do
Pontal do Paranapanema**

Tese apresentada ao Instituto de
Biociências da Universidade de
São Paulo, para a obtenção de
Título de Doutor em Ciências, na
Área de Ecologia
Orientador: Prof. Dr. Jean Paul
W. Metzger

**São Paulo
2006**

Ficha Catalográfica

Uezu, Alexandre

Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema, Departamento de Ecologia, 2006. 193 pp.

Tese (doutorado): Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo

1. Fragmentação

2. Ecologia da Paisagem

3. Aves

I. Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências. Departamento de Ecologia

Comissão julgadora:

Prof. Dr.

Prof. Dr.

Prof. Dr.

Prof. Dr.

Prof. Dr. Jean Paul W. Metzger (orientador)

Agradecimentos

Ao longo dos quatro anos que se passaram, são inúmeras as pessoas a quem sou grato por terem de alguma maneira contribuído para que esse trabalho chegasse ao formato final que é apresentado aqui.

Começo com meus pais que sempre me ajudaram, incondicionalmente. O conforto de suas presenças sempre me deu segurança para eu pudesse realizar, ou ao menos tentar realizar, os meus sonhos.

Agradeço a Marysia que tem sido uma companheira para todas as horas e que esteve ao meu lado em boa parte desse estudo. Sua ajuda e presença foram essenciais, seja me apoiando, corrigindo os textos em inglês, fotografando as aves, ou nas difíceis coletas de dados em campo, de vegetação e da avifauna, momentos em que por diversas vezes enfrentou o calor de quase 40 graus, tão contrastante com o da Polônia, sua terra natal, o que tornava tudo ainda mais árduo para ela.

Ao Jean a quem admiro e procuro me espelhar como pesquisador. Tudo que busquei em ciência desde a iniciação científica teve sua influência direta. Aprendi a gostar da pesquisa sob a ótica dos assuntos que ele me apresentava. Se hoje sou mestre e doutorando em Ecologia devo a ele a inspiração de mergulhar em uma carreira acadêmica e buscar entender um pouco melhor a natureza da qual fazemos parte. Foram mais de sete anos juntos, entre iniciação, mestrado e doutorado e espero que essa parceria se estenda a projetos futuros.

Agradeço a todos do IPÊ pela luta diária que travamos juntos para cumprirmos nossa missão de conservar a biodiversidade no Brasil, buscando ao mesmo tempo a sustentabilidade das comunidades locais. Tenho aprendido muito desde que me juntei a essa família e sei que tenho muito ainda a aprender. Não me atrevo a citar todos os nomes, para não cometer injustiças, pois o grupo hoje está grande, mas sei que ao longo desse período, as ajudas aconteceram de diferentes formas e sempre em momentos

importantes. Agradeço especialmente às pessoas do Pontal com quem a convivência foi maior. Ao Edu, a quem sempre peço conselhos, e ao Claudio e Suzana Pádua que são exemplos para mim, para meus colegas e, certamente, para muitos que desejam conservar nossas riquezas naturais. Obrigado ao Laury, cuja liderança no Pontal é essencial para que muitos projetos aconteçam. Agradeço imensamente também ao Cicinho, que teve participação fundamental em diversas etapas deste estudo. São pessoas como ele que nos permite ter acesso mais fácil a diversidade que se esconde na floresta.

Agradeço também aos pesquisadores, alunos e funcionários do LEPAC e do departamento de Ecologia para quem eu sempre recorri quando precisava de ajudas técnicas, seja para as análises de dados ou para resolver problemas específicos de computador ou de seus programas. Ao Tank por ter me apresentado o assunto da seleção de modelos, que aplico no terceiro capítulo e que certamente usarei mais freqüentemente daqui para frente. Ao Dennis Beyer por compartilhar seus dados sobre os trampolins ecológicos que uso no capítulo 2. E ao Pedro Develey, pelos dados de avifauna de Ibiúna e Caucaia, os quais comparo aos meus do Pontal, no capítulos 5, e também por ter me ajudado na identificação de alguns cantos de aves.

Sou grato também ao Clinton Jenkins e Stuart Pimm que, a poucos meses do fim do meu doutorado me propiciaram uma rica experiência visitando a Duke University, durante a qual Stuart sugeriu a idéia da análise que deu origem ao quarto capítulo desta tese.

Agradeço também aos professores Marcio Martins, Vânia Pivello e Marisa Bittercourt pelas críticas e sugestões dadas aos capítulos 1 e 2 durante minha qualificação. Igualmente sou grato ao revisor anônimo da FAPESP pelos comentários dados ao longo de todas as etapas desse estudo.

Esse estudo também não poderia ter sido realizado sem o consentimento dos proprietários e administradores que permitiram minha entrada em suas terras para fazer os levantamentos nos fragmentos que estavam dentro de seus limites. Da mesma forma, agradeço ao Instituto Florestal de São Paulo e ao IBAMA pela licença em trabalhar nas unidades de conservação sob suas administrações. Do instituto florestal ainda agradeço a Marco Nalon e ao Dimas por terem cedido gentilmente muitas informações espaciais que usei em minhas análises.

Esse trabalho recebeu apoio financeiro da FAPESP e, parcialmente, da Ideal Wild, WWF e da Association of Field Ornithologists.

Índice

INTRODUÇÃO GERAL	1
INTRODUÇÃO GERAL.....	2
OBJETIVOS	3
CARACTERIZAÇÃO DA REGIÃO DE ESTUDO	6
A FRAGMENTAÇÃO DO PONTAL	7
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	9
CAPÍTULO 1 - RESPOSTAS DE GRUPOS FUNCIONAIS DE AVES AO TAMANHO, ISOLAMENTO E ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS DE MATA ATLÂNTICA, PONTAL DO PARANAPANEMA, SP - BRASIL.....	13
ABSTRACT	14
RESUMO	15
INTRODUÇÃO	16
REGIÃO DE ESTUDO	17
MÉTODOS	19
ÁREA DE ESTUDO	19
LEVANTAMENTO DA AVIFAUNA	20
EFEITO DA REDUÇÃO DO HABITAT SOBRE AS ESPÉCIES.....	21
GRUPOS FUNCIONAIS	21
ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO NOS FRAGMENTOS.....	22
ANÁLISE DA PAISAGEM	23
ANÁLISE DOS DADOS	25
RESULTADOS.....	26
ESTRUTURA DA COMUNIDADE	26
O EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO SOBRE AS ESPÉCIES E GRUPOS FUNCIONAIS.....	28
TAMANHO, QUALIDADE E GRAU DE ISOLAMENTO DOS FRAGMENTOS	29
DISCUSSÃO	33
GRAUS DISTINTOS DE SENSIBILIDADE DAS ESPÉCIES E GRUPOS FUNCIONAIS	33
A INFLUÊNCIA DO TAMANHO, ISOLAMENTO E DA ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO	38
CONCLUSÃO	40
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	41
CAPÍTULO 2 - QUANDO OS “STEPPING STONES” PROMOVEM CONECTIVIDADE? AVES EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS EM UMA REGIÃO DE MATA ATLÂNTICA.....	53
ABSTRACT	54
RESUMO	55
INTRODUÇÃO	56
MATERIAIS E MÉTODOS.....	58

REGIÃO DE ESTUDO	58
PAISAGENS SELECIONADAS	59
LEVANTAMENTO DAS AVES	61
DIVERSIDADE E COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES	62
ANÁLISE DOS DADOS	62
RESULTADOS.....	64
EFEITO DOS TRAMPOLINS ECOLÓGICOS	64
COMPOSIÇÃO E RIQUEZA DE ESPÉCIES NOS ELEMENTOS DA PAISAGEM.....	66
IMPORTÂNCIA DA DISTÂNCIA ÀS ÁREAS FONTES	69
DISCUSSÃO	71
OS BOSQUES AGROFLORESTAIS AUMENTAM A CONECTIVIDADE DA PAISAGEM?	71
QUANDO OS TRAMPOLINS ECOLÓGICOS PROMOVEM A CONECTIVIDADE: UMA HIPÓTESE GERAL	72
EFICIÊNCIA DOS ELEMENTOS DE CONEXÃO.....	73
EFEITO DAS DISTÂNCIAS ÀS ÁREAS FONTES.....	73
IMPLICAÇÕES PARA CONSERVAÇÃO	74
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	76
 CAPÍTULO 3 - DINÂMICA DA PAISAGEM E O TEMPO DE LATÊNCIA NAS RESPOSTAS DAS AVES À FRAGMENTAÇÃO EM UMA REGIÃO DE MATA ATLÂNTICA.....	 81
ABSTRACT	82
RESUMO	83
INTRODUÇÃO	84
REGIÃO DE ESTUDO	86
ÁREA DE ESTUDO	86
LEVANTAMENTO DA AVIFAUNA	86
RIQUEZA E DIVERSIDADE DAS COMUNIDADES E GRUPOS FUNCIONAIS	86
LEVANTAMENTO DO HISTÓRICO DA REGIÃO E ANÁLISE DA PAISAGEM.....	87
ANÁLISE DA PAISAGEM	89
ANÁLISE DOS DADOS	90
RESULTADOS.....	91
O PROCESSO DE FRAGMENTAÇÃO.....	91
ESTRUTURA DA COMUNIDADE	96
MODELOS E PARÂMETROS MAIS IMPORTANTES.....	97
DISCUSSÃO	102
TEMPO DE LATÊNCIA DISTINTOS ENTRE AS ESPÉCIES SENSÍVEIS E NÃO-SENSÍVEIS	102
O LIMAR DA FRAGMENTAÇÃO E O TEMPO DE LATÊNCIA.....	105
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	108
 CAPÍTULO 4 - TEMPO DE LATÊNCIA DA RESPOSTA DAS AVES À FRAGMENTAÇÃO EM UMA REGIÃO DE MATA ATLÂNTICA, PONTAL DO PARANAPANEMA, SP.	 112
ABSTRACT	113
RESUMO	114
INTRODUÇÃO	115
REGIÃO DE ESTUDO	117
MÉTODOS	117

ÁREA DE ESTUDO	117
LEVANTAMENTO DA AVIFAUNA	117
DEFINIÇÃO DOS GRUPOS FUNCIONAIS	117
ESTIMATIVA DAS RIQUEZAS S_{TOT} , S_{ORIG} E S_{FRAG}	118
LEVANTAMENTO DO HISTÓRICO DA REGIÃO	119
O TAMANHO DOS FRAGMENTOS E A ÁREA TOTAL DA FLORESTA	119
O TEMPO DE ISOLAMENTO DOS FRAGMENTOS	119
INCERTEZA E LIMITAÇÕES NAS ESTIMATIVAS	119
CÁLCULO DO TEMPO DE LATÊNCIA	121
INFLUÊNCIA DA ÁREA E DA QUALIDADE NO TEMPO DE LATÊNCIA	122
RESULTADOS.....	123
A RIQUEZA DE ESPÉCIES DA REGIÃO DO PONTAL DO PARANAPANEMA	123
OS VALORES DE Z PARA OS DIFERENTES GRUPOS E OUTROS PARÂMETROS	124
A VARIAÇÃO DO TEMPO DE LATÊNCIA PARA OS DIFERENTES GRUPOS	127
FATORES QUE PODEM INFLUENCIAR NO TEMPO DE LATÊNCIA	129
DISCUSSÃO	131
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	136
CAPÍTULO 5 - COMPARAÇÃO DA RESPOSTA DA AVIFAUNA À FRAGMENTAÇÃO EM DUAS REGIÕES DE MATA ATLÂNTICA NO ESTADO DE SÃO PAULO.....	140
ABSTRACT	141
RESUMO	142
INTRODUÇÃO	143
REGIÕES DE ESTUDO	145
MÉTODOS	147
ÁREA DE ESTUDO	147
LEVANTAMENTO DA AVIFAUNA	147
EFEITO DA REDUÇÃO DO HABITAT SOBRE AS ESPÉCIES	150
ANÁLISE DA PAISAGEM	150
ANÁLISE DOS DADOS	152
RESULTADOS.....	153
VARIAÇÃO DOS PARÂMETROS DAS PAISAGENS NAS REGIÕES ESTUDADAS	153
COMUNIDADES DA AVIFAUNA NAS PAISAGENS	154
RESPOSTAS DAS ESPÉCIES EM PAISAGENS DISTINTAS	154
A IMPORTÂNCIA DA ÁREA E DO GRAU DE PROXIMIDADE NAS DIFERENTES PAISAGENS	160
DISCUSSÃO	162
GRAUS DE SENSIBILIDADES DISTINTOS ENTRE AS PAISAGENS	163
O LIMAR DO TAMANHO DOS FRAGMENTOS	167
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	168
CONCLUSÃO GERAL	180
ANEXO 1 – FOTOGRAFIAS DAS AVES E DAS PAISAGENS ESTUDADAS NA REGIÃO DO PONTAL DO PARANAPANEMA, SP.	185

Introdução geral

Introdução geral

As investidas sobre a Mata Atlântica tiveram início antes da colonização européia, com a chegada dos indígenas na planície sul-americana há possivelmente 13 mil anos atrás. Porém, foi somente a partir do século XIX que se iniciou a ocupação humana que marcou definitivamente a floresta (Dean, 1996). Essa ação antrópica, caracterizada pela ocupação e utilização da terra para diversos fins (agricultura, exploração de madeira, especulação imobiliária etc), tem causado a perda de muitos dos ecossistemas naturais. No Estado de São Paulo, resta apenas cerca de 7,64% da cobertura florestal, sendo que, 5,99% encontra-se no litoral e 1,65% no interior paulista (Fundação SOS Mata Atlântica/INPE, 2002). A Região do Pontal do Paranapanema abriga 84% das florestas do interior do Planalto Ocidental (Sullen, 1997). Boa parte da vegetação existente atualmente está fragmentada, ou seja, reduzida a manchas pequenas e isoladas (Noss & Csuti, 1997; Fahrig, 2003). Em decorrência, encontramos muitas populações, vegetais e animais, separadas espacialmente e sob riscos de extinções locais e regionais (Brooks & Balmford, 1997; Brooks *et al.*, 1999b; Ribon *et al.*, 2003).

Em razão do crescente interesse sobre o assunto, proveniente da acelerada redução dos ecossistemas naturais, diversos estudos têm sido feitos para investigar as respostas da avifauna à fragmentação da Mata Atlântica (Willis, 1979; Aleixo & Vielliard, 1995; Christensen & Pitter, 1997; Brooks & Balmford, 1997; Anjos & Boçon, 1999; Brooks *et al.*, 1999b; Maldonado-Coelho, Marini, 2000; Marsden *et al.* 2001; Maldonado-Coelho, Marini, 2003; Ribon *et al.*, 2003; Harris & Pimm, 2004, Uezu *et al.*, 2005). Segundo todos os levantamentos que foram feitos até o momento na região do Pontal do Paranapanema (Willis & Oniki, 1981; Straube & Bornschein, 1995; Straube *et al.* 1996; Vasconcelos & Roos, 2000; Uezu & Betini, 2003; Beyer, 2006; Betini, dados não publicados), essa área conta com 323 espécies de aves, que estão distribuídas pelos remanescentes florestais e por outros tipos de ocupação. Desse total,

147 espécies são características de ambientes florestais, i.e., dependem desse tipo de fisionomia para sobreviver. Entre as espécies da região, segundo a lista global de espécies ameaçadas da IUCN, quatro delas ocupam a classe de próximas a vulneráveis: a cigarra-do-campo (*Neothraupis fasciata*), a araponga (*Procnias nudicollis*), o tirizinho-do-mato (*Hemitriccus orbitatus*) e o macuco (*Tinamus solitarius*); e uma delas é considerada vulnerável, a chibante (*Laniisoma elegans*, Hilton-Taylor, 2000). No âmbito estadual, de acordo com o decreto 42.838 de 04 de fevereiro de 1998, 27 espécies estão em algum nível de ameaça de extinção. Adicionalmente, 22 espécies são consideradas altamente sensíveis à presença antrópica (Parker III *et al.*, 1996). E de acordo com a avaliação realizada em um *workshop* em Atibaia, em 1999, a região do Pontal do Paranapanema foi definida como de alta importância biológica para a avifauna brasileira (Ministério do Meio Ambiente, 2000).

Devido à fragmentação do Pontal ser um fato recente, a extinção de muitas espécies que permanecem na área pode não ter ocorrido por falta de um intervalo de tempo maior. Estudos apontam que após 50 anos de isolamento, fragmentos de aproximadamente 1000 ha terão sofrido metade das extinções de aves que devem acontecer (Brooks *et al.*, 1999a). Esse resultado mostra a urgência de se estudar a avifauna da região e buscar a melhor forma de amenizar os impactos negativos da fragmentação.

Esta tese teve por objetivo estudar os efeitos da fragmentação em comunidades de aves da Mata Atlântica do Pontal do Paranapanema, considerando, em particular, questões sobre o histórico de fragmentação, a sensibilidade e percepção das espécies, conectividade por *stepping stones*, ou trampolins ecológicos, e as respostas distintas das espécies de acordo com a localização geográfica.

Objetivos

Os objetivos deste estudo foram:

- *Apontar quais características das espécies são as mais relevantes para determinar a suscetibilidade dessas à fragmentação, e quais são os fatores da paisagem que mais influenciam no grau de sensibilidade;*
- *Investigar o papel dos trampolins ecológicos na união de populações de algumas espécies de aves em fragmentos;*
- *Relacionar a estrutura espacial da paisagem atual e de diferentes épocas passadas com a riqueza da comunidade e grupos funcionais da avifauna da região para verificar a influência das estruturas passadas sobre as variáveis biológicas;*
- *Estimar a riqueza de diversos grupos de espécies sensíveis e o tempo de latência entre a fragmentação e a extinção dessas espécies;*
- *Comparar os efeitos da fragmentação sobre as aves no Pontal em relação a outras duas paisagens a leste do estado de São Paulo, a fim de verificar se as espécies respondem distintamente de acordo com a variação da localização geográfica e de outros parâmetros das estruturas espaciais das paisagens.*

Para detalhar os objetivos listados, este trabalho foi dividido em cinco capítulos que estão apresentados nas seções seguintes.

O primeiro capítulo faz uma análise geral da fragmentação sobre a avifauna na região de estudo. Foram verificadas as respostas das espécies, grupos funcionais e comunidades de aves à fragmentação florestal. Os parâmetros da paisagem selecionados como variáveis explicativas foram o tamanho e grau de isolamento dos fragmentos, e, adicionalmente, a estrutura da vegetação. Essas variáveis são, provavelmente, as mais relevantes para determinar os padrões de abundância e distribuição de espécies na paisagem do Pontal do Paranapanema.

O segundo capítulo aborda o uso de bosques agroflorestais pelas aves, e a possibilidade deles funcionarem como trampolins ecológicos (“stepping stones”) entre fragmentos florestais. Este estudo abordou não apenas os dados coletados para esta tese de doutorado, mas também incluiu os dados de uma dissertação de mestrado (Beyer, 2006), cujo foco principal foi verificar a presença e abundância das espécies de aves nos bosques e em outros elementos de conexão. Esse capítulo mostra a importância relativa de diferentes elementos da paisagem para grupos distintos de aves e propõe uma hipótese geral para o uso efetivo dos trampolins ecológicos.

O terceiro capítulo aborda o efeito das estruturas passadas da paisagem do Pontal do Paranapanema sobre a riqueza de diferentes grupos funcionais de aves, mostrando que existe um tempo de latência entre a fragmentação da região e a resposta dos grupos mais sensíveis.

O quarto capítulo aprofunda a discussão sobre esse tempo de latência. Com base na relação espécie-área, foram estimadas quantas espécies cada fragmento estudado irá perder e o tempo de latência para que isso aconteça. Os resultados mostram que muitas espécies já foram perdidas nos fragmentos estudados e que outras devem se extinguir localmente em médio prazo (ca. 30 anos), revelando a urgência de manejos da paisagem a fim de evitar essas perdas futuras.

O quinto capítulo comparou o efeito da fragmentação sobre a avifauna em três paisagens de duas regiões distintas: uma no extremo oeste do estado de São Paulo, a região do Pontal do Paranapanema; e outra a leste do estado, as paisagens de Caucaia do Alto e Ibiúna. Os dados sobre as aves dessas últimas paisagens foram obtidos de uma outra tese de doutorado (Develey, 2004), cuja metodologia de coleta de dados foi similar à adotada neste estudo. Apesar das diferenças marcantes entre as paisagens, 57 espécies ocorrem em ambas às regiões. A localização geográfica, o grau de isolamento e

tamanho dos fragmentos e a distância às áreas fonte são fatores essenciais que determinam a resposta das espécies à fragmentação.

Caracterização da Região de Estudo

A área de estudo localiza-se no extremo oeste do Estado de São Paulo. Os fragmentos estudados inserem-se nos limites da antiga “Grande Reserva do Pontal do Paranapanema”, em uma área de 246.864 hectares (Anexo 1).

O Pontal do Paranapanema situa-se na província geomorfológica conhecida por Planalto Ocidental de São Paulo. Caracteriza-se pela presença de colinas amplas, com declividade baixa (média de 2,5%) e interflúvios de 4 km² (Ponçano *et al.*, 1981). A altitude da região varia de 250 a 600 metros, e as cotas mais baixas situam-se ao longo do Rio Paranapanema.

O solo tem origem de rochas sedimentares do grupo Bauru. Os tipos predominantes são o Latossolo e Argissolo. Devido à concentração alta de areia, apresentam baixa fertilidade, boa permeabilidade e drenagem excessiva (Cadernos Itesp2, 1998). Em decorrência disso, o solo na região é particularmente frágil à erosão, conforme mostra o Zoneamento Ecológico Econômico do Pontal do Paranapanema, produzido pela Secretaria Estadual do Meio Ambiente (Governo do estado de São Paulo, 1999).

O clima é o tropical úmido - Aw (Sparovek *et al.*, no prelo, segundo a classificação de Koeppen), apresenta alternância de períodos seco e frio no inverno, com temperaturas médias entre 17 e 20°C, podendo chegar a -2°C, e quente e úmido no verão, com temperaturas chegando a 42°C (Instituto Florestal, 2003). As chuvas concentram-se entre setembro e abril com precipitação média anual de 1.500 mm (Meneguete, 1996).

A vegetação é denominada “Floresta Estacional Semidecidual” (Veloso *et al.*, 1991; Oliveira-Filho & Fontes, 2000), condicionada pelas duas estações climáticas

marcantes, tropical, com chuvas de verão intensas, seguidas por estiagens acentuadas, e subtropical, sem período seco, mas com seca fisiológica provocada pelo frio do inverno. Entre 20 a 50% das árvores são caducifólias. Essa cobertura originou-se na flora do escudo Atlântico, refugiada do Pliopleistoceno.

A fragmentação do Pontal

A devastação das áreas florestais do Pontal do Paranapanema é um fato recente na história de ocupação da Mata Atlântica, em relação ao que aconteceu em muitas áreas mais a leste do Estado de São Paulo (Dean, 1998). No entanto, os motivos que levaram a destruição de boa parte desse ecossistema não diferiram muito daqueles da região oriental, sendo conduzida por razões políticas e econômicas.

Segundo Ferrari Leite (1998), em 1945, 96,96% da mata da área correspondente à Grande Reserva ainda permanecia intacta; em 1955, restavam 84,21% de cobertura florestal, e em 1962, 60% da floresta permanecia em pé. Provavelmente, até essa época os remanescentes de mata ainda permaneciam bem conectados, sendo a perda de habitat um fator de impacto maior sobre a fauna e flora do que a fragmentação. A perda de habitat é a causa primária da ameaça a muitos vertebrados e plantas. Porém, a partir de 1962, com a posse de Ademar de Barros no governo do Estado, a derrubada das matas intensificou-se e, em 1965, a cobertura arbórea caiu para 40% e, em 1978, chega a 27%. Por volta de 10 e 30% de habitat é o valor crítico que alguns autores apontam para o declínio brusco do número de espécie para uma paisagem (Metzger & Decamps, 1997; Andrén, 1994; Radford *et al.* 2005). Deve-se atribuir a esse período, provavelmente, a intensificação do processo de fragmentação, que gerou a paisagem atual, em que temos a predominância de pastos isolando os remanescentes florestais. Dentre os crimes florestais relatados na região, sobressai, em 1973, a aplicação do herbicida “Tributon-24D”, através de pulverização com auxílio de avião, o mesmo desfolhante laranja usado na guerra do Vietnã.

Na paisagem do Pontal encontramos hoje fragmentos que variam aproximadamente de 1 a 2.000 ha. A unidade da paisagem predominante – a matriz – é composta principalmente por pasto. Um fator de destaque para a região é a presença do Parque Estadual do Morro do Diabo que possui uma área de aproximadamente 36.000 ha de Floresta Estacional Semidecidual, constituindo o maior remanescente desse tipo de floresta no Estado de São Paulo. A primeira atitude para conservação da área foi o decreto Nº 12.279 de 1941, que a transformou em “Reserva Florestal do Morro do Diabo” (Ferrari Leite, 1998). Hoje em dia, essa reserva de Mata Atlântica é uma das mais bem protegida do interior do Estado de São Paulo (Cullen, 1997). O Parque será utilizado neste estudo como controle da área fragmentada.

Referências Bibliográficas

- Aleixo, A., Vielliard, J.M.E., 1995. Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. *Revista brasileira de Zoologia* 12, 493-511.
- Andrén, H., 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71, 355-366.
- Anjos, L., Boçon, R., 1999. Bird communities in natural forest patches in Southern Brazil. *Wilson Bulletin* 111, 397-414.
- Beyer, D.D., 2006. *O papel dos bosques agroflorestais para a diversidade da avifauna na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema, SP*. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Brooks, T., Balmford, A., 1997. Atlantic forest extinctions. *Nature* 380, 115.
- Brooks, T., Pimm, S.L., Oyugi, J.O., 1999a. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conservation Biology* 13, 1140-1150.
- Brooks, T., Tobias, J., Balmford, A., 1999b. Deforestation and bird extinctions in the Atlantic Forest. *Animal Conservation* 2, 211-222.
- Cadernos Itesp 2., 1998. *Pontal Verde: plano de recuperação ambiental nos assentamentos do Pontal do Paranapanema*. Secretaria da Justiça e da Defesa da Cidadania – Itesp, São Paulo.
- Christiensen, M.M., Pitter, E., 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in Southeastern Brazil. *Biological Conservation* 80, 23-32.
- Cullen Jr., L., 1997. *Hunting and biodiversity in Atlantic Forests fragments, São Paulo, Brazil*. Dissertação de mestrado, Universidade da Flórida.
- Dean, W., 1996. *A ferro e fogo – A história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. Companhia das Letras, São Paulo.

- Develey, P.F., 2004. *Efeitos da fragmentação e do estado de conservação da floresta na diversidade de aves de Mata Atlântica*. Tese de doutorado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Fahrig, E., 2003. The Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review on Ecology and Systematics* 34, 487-515.
- Ferrari Leite, J., 1998. *A ocupação do Pontal do Paranapanema*. Ed. Hucitec, Fundação UNESP. 202 P.
- Fundação SOS Mata Atlântica / INPE, 2002. *Atlas da Evolução dos Remanescentes Florestais e Ecossistemas Associados no Domínio da Mata Atlântica no Período de 1995 – 2000*. São Paulo, SP.
- Governo do Estado de São Paulo, 1999. *Pontal do Paranapanema: zoneamento ecológico-econômico*. Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo.
- Harris, G.M., Pimm, S.L., 2004. Bird species' tolerance of secondary forest habitats and its effects on extinction. *Conservation Biology* 18, 1607-1616.
- Hilton-Taylor, C., 2000. *2000 IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. xviii + 61 pp.
- Instituto Florestal, 2003. *Plano de Manejo do Parque Estadual do Morro do Diabo*.
- Maldonado-Coelho, M., Marini, M., 2001. Effects of Forest fragment size and successional stage on mixed-species bird flocks in southeastern Brazil. *The Condor* 102, 585-594.
- Maldonado-Coelho, M., Marini, M., 2003. Mixed-species bird flocks from Brazilian Atlantic forest: the effects of forest fragmentation and seasonality on their size, richness and stability. *Biological Conservation* 116, 19-26.
- Marsden, S.J., Whiffin, M., Galetti, M., 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and *Eucalyptus* plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 10, 737-751.

- Meneguette, A.A.C., 2001. *Atlas interativo do Pontal do Paranapanema: uma contribuição à educação ambiental*. P. Prudente. Tese de Livre-Docência em Cartografia, FCT, Unesp, Presidente Prudente.
- Metzger, J. P., Decamps, H., 1997. The structural threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Ecologica* 1, 1-12.
- Ministério do Meio Ambiente, 2000. *Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos*.
- Noss, R.F., Csuti, B., 1997. Habitat fragmentation, in: Meffe, G.K., Carroll, C.R. *Principles of conservation biology*. Sinauer Associates, INC. Publishers pp. 269-304.
- Oliveira-Filho, A.T., Fontes, M.A.L., 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and influence of climate. *Biotropica* 32, 793-810.
- Parker III, T.A., Stotz, D.F., Fitzpatrick J.W., 1996. Ecological and distributional databases, in: Stotz, D.F., Fitzpatrick, J.W., Parker III, T.A., Moskovits, D.K., 1996. *Neotropical birds: Ecology and conservation*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Ponçano, W.L., Carneiro, C.D.R., Bistrichi, C.A., Almeida, F.F.M.de, Prandini, F.L., 1981. *Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo*, vol.1. IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas, São Paulo.
- Radford, J.Q., Bennett, A.F., Cheers, G.J., 2005. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biological Conservation* 124, 317-337.
- Ribon, R., Simon, J.E., De Mattos, G.T., 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest Fragments of Viçosa Region, Southeastern Brazil. *Conservation Biology* 17, 1827-1839.
- Sparovek, G., Lier, Q.J.V., Neto, D.D., No prelo. Computer assisted Koeppen climate classification for Brazil. *International Journal of Climatology*.

- Straube, F.C., Bornschein, M.R., 1995. New or noteworthy records of birds from northwestern Parana and adjacent areas (Brazil). *Bulletin of the British Ornithologists' Club* 115, 219-225.
- Straube, F.C., Bornschein, M.R., Scherer-Neto, P. 1996. Coletânea da avifauna da região noroeste do Estado do Paraná a áreas limítrofes (Brasil). *Arquivos de Biologia e Tecnologia* 39, 193-214.
- Uezu, A., Betini, G.S., 2003. *Estudo da Avifauna do Parque Estadual do Morro do Diabo. Plano de manejo do Parque Estadual do Morro do Diabo*. Governo do Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente e Instituto Florestal, São Paulo.
- Uezu, A., Metzger, J.P.W., Vielliard, J.M., 2005. The effect of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123, 507-519.
- Vasconcelos, M.F., Roos, A.L., 2000. Novos registros de aves para o Parque Estadual do Morro do Diabo, São Paulo. *Melopsittacus* 3, 81-84.
- Veloso, H.P., Rangel-Filho, A.L., Lima, L.C.A., 1991. *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, Rio de Janeiro.
- Willis, E.O., 1979. The composition of avian communities in the remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis avulsos de zoologia* 33, 1-25.
- Willis, E.O., Oniki, Y., 1981. Levantamento preliminar de aves em treze áreas do Estado de São Paulo. *Revista brasileira de biologia* 41, 121-135.

Capítulo 1 - Respostas de grupos funcionais de aves ao tamanho, isolamento e estrutura da vegetação de fragmentos florestais de Mata Atlântica, Pontal do Paranapanema, SP - Brasil.

Abstract

We evaluated the effect of Atlantic Forest fragmentation on bird community, functional groups and populations, in the Pontal do Paranapanema region. Forest bird survey using point counts was conducted during the period of 2002-2004, in 21 patches and seven sites located in a control reserve, the Morro do Diabo State Park (36,000 ha). We identified four degrees of species' sensitivity to fragmentation: highly affected, affected, not affected and benefited. Four functional groups revealed to be more vulnerable: Atlantic Forest endemic species; those that are near the edge of their geographical distribution; species that have low flexibility on forest type use and species that are outside of their center of abundance. The intrinsic patch parameters, such as size and quality were the most important, affecting a higher number of species, while the degree of isolation explained little about bird parameters variation. This result must be due to the intense isolation imposed to the remnants in the region, caused by the long distance between patches and the low permeability of the matrix, what make the local variables more relevant. This study shows the need to protect and manage the forest remnants to improve habitat quality. Complementarily, landscape management should be conducted to minimize the isolation of forest remnants. The highest priority should be given to the State Park and the largest patches which aggregate the highest diversity.

Keywords: fragmentation, Landscape Ecology, conservation, biodiversity, species sensitivity

Resumo

Nós avaliamos o efeito da fragmentação da Mata Atlântica sobre a comunidade, grupos funcionais e populações de aves, na região do Pontal do Paranapanema. A amostragem das aves foi feita através de ponto de escuta no período entre 2002 e 2004, em 21 fragmentos e sete sítios no interior de uma área controle, o Parque Estadual do Morro do Diabo (36.000 ha). Nós identificamos quatro graus de sensibilidade de espécies à fragmentação: altamente afetada, afetada, não afetada e beneficiada. Quatro grupos funcionais se mostraram mais vulneráveis: as espécies endêmicas da Mata Atlântica; aquelas que estão próximas de suas bordas de distribuição geográfica; espécies com baixa flexibilidade no uso de florestas, e espécies que estão fora dos seus centros de abundância. Os parâmetros intrinsecamente relacionados aos fragmentos, como o tamanho e a qualidade florestal foram os mais importantes, afetando um número maior de espécies, enquanto o grau de isolamento explica pouco as variáveis das avifauna. Esse resultado deve-se ao alto grau de isolamento imposto aos remanescentes da região, causados pela longa distância entre os fragmentos e pela baixa permeabilidade da matriz, tornando as variáveis locais mais relevantes. Este estudo ilustra a necessidade de protegermos e manejarmos os remanescente florestais a fim de melhorarmos a qualidade dos habitats naturais e; adicionalmente, deve-se manejar a paisagem para minimizar o isolamento entre esses remanescentes. A prioridade deve ser dada ao parque estadual e para os fragmentos maiores que agregam a diversidade mais elevada. Palavras-chave: fragmentação, Ecologia da Paisagem, biodiversidade, sensibilidade das espécies, conservação

Introdução

Em paisagens altamente fragmentadas e desmatadas, em que resta menos de 20% do habitat natural, o tamanho, o grau de isolamento e a qualidade dos fragmentos devem particularmente influenciar a persistência dos organismos (Andrén, 1994; Fahrig, 2002; Aleixo, 1999; Metzger, 1999; Marsden *et al.*, 2001). Esses fatores podem ter efeitos na estrutura da comunidade, determinando a riqueza e diversidade nos remanescentes de habitat, assim como pressupõe a Teoria de Biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson, 1967). No entanto, para entendermos os mecanismos que levam ao desaparecimento de algumas espécies e beneficiam outras, é necessário considerarmos níveis de organização mais refinados, em particular, grupos funcionais de espécies e populações. Estudos mostram que as extinções e ameaças às espécies, que acompanham as alterações do habitat, acontecem de forma não aleatória e dependem de características próprias das espécies. Algumas delas exibem maiores sensibilidades a essas modificações, o que as tornam mais susceptíveis à extinção local (Laurance, 1991; Newmark, 1991; Henle *et al.*, 2004).

A categorização de espécies em grupos funcionais nos ajuda a entender como determinadas características das espécies estão associadas a uma sensibilidade mais alta à redução e segmentação do habitat. Dentre os critérios para classificar as espécies de aves, destacam-se: a **guilda** *sensu* Willis (1979) (Kattan *et al.*, 1994; Christiansen & Pitter, 1997; Renjifo, 1999; Castelletta *et al.*, 2000; Sekercioglu *et al.*, 2002; Ribon *et al.*, 2003), o **tamanho corporal** (Leck, 1979; Willis, 1979; Castelletta *et al.*, 2000), a **distribuição geográfica** (Kattan *et al.*, 1994; Christiansen & Pitter, 1997), o **estado de raridade** (Newmark, 1999; Renjifo, 1999; Manne & Pimm, 2001); o **tamanho das populações** (Shaffer, 1981); a **capacidade de dispersão** (Hanski & Gilpen, 1997; Tischendorf & Fahrig, 2000; Bélisle & Desrochers, 2002) e o **estrato** em que vivem (Stratford & Stouffer, 1999; Ribon *et al.*, 2003).

A fim de entender os processos que levam às perdas de espécies na Mata Atlântica, um dos biomas mais diversos e ameaçados do planeta (Mittermeier *et al.*, 1999), o presente estudo verificou os efeitos dos parâmetros da paisagem (tamanho e grau de isolamento dos fragmentos) e da estrutura da vegetação sobre a avifauna da região do Pontal do Paranapanema. As análises foram feitas em diferentes níveis: para a **comunidade**, através da riqueza e diversidade das espécies; para **grupos funcionais**, nesse caso, considerando diferentes agrupamentos, alguns utilizados em estudos prévios e outros propostos aqui; e para **populações**, verificando a resposta de cada espécie, isoladamente, através de suas distribuições e abundâncias nos remanescentes florestais.

As hipóteses nulas testadas foram: i) as espécies não apresentam respostas distintas à redução/segmentação do habitat; ii) não há diferença de resposta à fragmentação entre as classes de espécies com características biogeográficas/biológicas distintas; e iii) as riquezas das comunidades de aves e grupos funcionais não são afetadas pelo tamanho, grau de isolamento e pela estrutura da vegetação em fragmentos florestais.

Região de estudo

A Mata Atlântica teve a cobertura original reduzida a menos de 8% (Fundação SOS Mata Atlântica/INPE, 2002) e grande parte da vegetação que restou foi fragmentada, i.e. reduzida à manchas pequenas e isoladas, tornando mais propícias as extinções locais (Christiansen & Pitter, 1997; Brooks *et al.*, 1999b; Ribon *et al.*, 2003).

A região de estudo localiza-se no extremo oeste do estado de São Paulo, na região sudeste do Brasil que corresponde ao limite oeste da distribuição da Mata Atlântica. Os fragmentos estudados inserem-se nos limites de uma antiga reserva florestal: a “Grande Reserva do Pontal do Paranapanema”, criada em 1942, em uma área de 246.864 hectares (Figura 1). Situa-se em uma região caracterizada pela presença de colinas amplas, com declividades baixas (menos de 15%; Ross & Moroz, 1997). O tipo de solo predominante na região é o Latossolo (Oliveira *et al.*, 1999) que, devido às

concentrações altas de areia, apresenta baixa fertilidade, boa permeabilidade e drenagem excessiva. A precipitação média anual é de 1.500 mm. A vegetação é denominada “Floresta Estacional Semidecidual” (Oliveira-Filho & Fontes, 2000), condicionada por duas estações climáticas marcantes, tropical, com chuvas de verão intensas, com temperaturas atingindo 40°C, seguidas por estiagens acentuadas, e subtropical, sem período seco, mas com seca fisiológica provocada pelo frio do inverno. Entre 20 a 50% das árvores são caducifólias. Essa cobertura vegetal originou-se na flora do escudo Atlântico, refugiada do Pliopleistoceno.

A fragmentação florestal do Pontal do Paranapanema é um fato recente na história de ocupação da Mata Atlântica, em relação ao que aconteceu nas outras áreas do estado de São Paulo (Dean, 1996). Em 1945, 96,96% da cobertura de mata correspondente à Grande Reserva ainda permanecia intacta. No entanto, a Reserva Florestal nunca foi protegida e sucessivas invasões ocorreram após esse período (Ferrari Leite, 1998). Na paisagem atual do Pontal encontramos fragmentos que variam aproximadamente de 1 a 2.000 ha. Um importante remanescente florestal da região é o Parque Estadual do Morro do Diabo que tem uma área de cerca de 36.000 ha, constituindo o maior remanescente desse tipo de floresta no estado de São Paulo (Figura 1). A floresta que restou ocupa cerca de 17,2% da região, incluindo o Parque Estadual. A matriz, elemento predominante na paisagem, é composta principalmente por pasto (~53,5%) e pela monocultura de cana-de-açúcar (~22,7%). Encontramos ainda vegetações em estádios iniciais cobrindo cerca de 6,6% da área em estudo.

Figura 1 – Localização da região de estudo no estado de São Paulo, Brasil. O mapa em escala maior mostra a região do Pontal do Paranapanema e a localização dos remanescentes florestais amostrados: fragmentos grandes (G1-G7), médios (M1-M7), pequenos (P1-P7) e áreas controle (C1-C7).

Métodos

Área de estudo

No total, foram amostradas 28 áreas (Tabela 1): vinte e um fragmentos e sete áreas dentro do Parque Estadual do Morro do Diabo (controle “não-fragmentado”). Para

cobrir um intervalo amplo de tamanho de fragmentos, a fim de representar aqueles mais relevantes para a avifauna na região, foram selecionados remanescentes em três categorias: sete grandes (acima de 400 ha), sete médios (100 a 200 ha) e sete pequenos (30 e 80 ha). Em cada categoria, os fragmentos foram escolhidos aleatoriamente, mas procurando-se, quando possível, considerar aqueles com estrutura de vegetação semelhante. Apesar dessa seleção, a estrutura da vegetação variou entre as áreas amostradas e, por essa razão, foram testados seus efeitos sobre a estrutura da comunidade de aves.

Levantamento da avifauna

Os dados de aves foram obtidos através da metodologia de ponto de escuta (Blondel *et al.*, 1970), adaptada aos trópicos por Vielliard & Silva (1990), sem um raio fixo para as observações. A partir do levantamento de pontos de escuta, foi estabelecido um Índice Pontual de Abundância (IPA), que consiste da razão do número de contatos visuais e auditivos de indivíduos de uma determinada espécie pela quantidade de pontos amostrados.

As trilhas em que foram feitos os levantamentos (fragmentos e áreas controle) tinham a forma de grades com pontos equidistantes em 200 m, seis em cada área. As grades foram posicionadas de maneira que nenhum ponto ficasse a menos de 50 m da borda da floresta. Em cada visita, a ordem da amostragem dos pontos era sorteada. Foi feita uma visita por manhã, horário do dia de maior atividade das aves. Em todos os sítios estudados (21 fragmentos e 7 áreas no Parque) totalizaram-se oito visitas, concentradas na estação reprodutiva das aves, sendo: duas visitas de novembro de 2002 a fevereiro de 2003; três visitas de agosto de 2003 a fevereiro de 2004; e três visitas de agosto de 2004 a fevereiro de 2005. Obteve-se, assim, entre 47 e 48 pontos amostrais por área, somando 1.344 pontos no total. Não foram feitos levantamentos com chuva e ventos fortes, de forma a evitar a influência desses fatores na estimativa de abundância.

Os levantamentos foram feitos por apenas um observador (AU), evitando eventuais problemas na padronização das observações.

Efeito da redução do habitat sobre as espécies

As espécies foram classificadas em quatro categorias, de acordo com suas respostas à redução do habitat: altamente afetadas, afetadas, não afetadas e beneficiadas. Os critérios para classificar as espécies como altamente afetadas (af) foram: a presença exclusiva na área controle, o Parque Estadual do Morro do Diabo ou, quando presente na paisagem fragmentada, ocorrência apenas nos fragmentos grandes. Foram consideradas afetadas (a) as espécies que tiveram suas abundâncias diminuídas de acordo com a redução do tamanho dos remanescentes florestais. As espécies não afetadas (n) foram aquelas que apresentaram abundância constante independentemente do tamanho dos remanescentes. Foram incluídas nesse grupo as espécies mais generalistas, com baixa densidade em florestas e, por isso, encontradas apenas em poucos fragmentos médios e pequenos. As espécies beneficiadas (b) representam a categoria que tiveram aumento de abundância em fragmentos menores.

Grupos funcionais

Para testar quais características determinam a suscetibilidade das espécies à redução do habitat, definida a partir dos critérios acima mencionados, as espécies foram categorizadas em grupos funcionais, considerando os seguintes atributos: 1. **proximidade ao limite de distribuição**, definida a partir dos mapas de distribuição geográfica das espécies (Ridgely, 2005), medindo-se as distâncias entre o ponto central da região de estudo e a borda mais próxima da distribuição da espécie. Foram consideradas as seguintes classes: menos de 100 km, entre 100 e 200 km e mais de 200 km do seu limite (Figura 2); 2. **grau de endemismo na Mata Atlântica**: endêmicas (en) e não-endêmicas (n_en; Parker III *et al.*, 1996); 3. **centro de abundância**: LT - tropical de baixa altitude (<500 m), HT - tropical sub-montano (500-900 m) e UT -

tropical alto-montano (900-1600 m; Parker III *et al.*, 1996); 4. **flexibilidade no uso de diferentes tipos de floresta**: um a dois tipos, três a quatro tipos e cinco a seis tipos, com base em Parker III *et al.* (1996); 5. **guilda**: frugívoras, insetívoras, onívoras e carnívoras, com base em Willis (1979); 6. **massa corporal**: <30 g, 30-60 g, 60-120 g e >120 g (medidas feitas em campo; Reinert *et al.*, 1996); 7. quantidade de **estratos** utilizados, com base em Parker III *et al.* (1996): 1, 2 e 3; e, 8. **abundância relativa**: I – incomum ou com distribuição em manchas, F - razoavelmente comum e C – comum, (Parker III *et al.*, 1996).

Figura 2 – Distância (d) entre um ponto central da região estudada, o Pontal do Paranapanema, e o limite mais próximo da distribuição de uma espécie de ave.

Estrutura da vegetação nos fragmentos

Os parâmetros da estrutura da vegetação considerados neste estudo foram coletados ao longo das trilhas de amostragem de aves e em 13 parcelas de 5 x 5 m, distribuídas regularmente a cada 10 m pelas trilhas, totalizando 39 parcelas por área de amostragem. Ao longo das três trilhas, foi contado o número de árvores emergentes (com alturas

maiores que 15 m). Em cada parcela, foram levantadas: porcentagem de cobertura herbácea; porcentagem de área ocupada por emaranhado, ou seja, áreas com grande densidade de cipós e ramos de árvores; e a abertura de dossel, estimada com densiômetro esférico no ponto central da parcela (quatro medidas).

Inicialmente, foi considerado um conjunto maior de dados, porém, devido à alta correlação entre esses, avaliada através da matriz de Pearson, reduziu-se o número de variáveis para as mencionadas acima. Além disso, essas variáveis foram selecionadas por representarem diferentes aspectos da estrutura e variados graus de alteração da vegetação, que, conseqüentemente, devem refletir graus distintos de qualidade para as espécies de aves.

Análise da paisagem

O mapa de vegetação, a partir do qual foram calculados os parâmetros da paisagem, foi obtido através da classificação de uma imagem de satélite Landsat 5 (resolução de 30 m; bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7) de 2003, ou seja, dentro do período em que foram feitos os levantamentos de campo. As classes, consideradas a partir de um reconhecimento de campo, foram: rio, floresta, vegetação em estágio inicial, pasto e agricultura. A acurácia geral do mapa produzido foi de 87,4%.

A partir do mapa temático, foram calculados índices da paisagem, a fim de representar o tamanho dos remanescentes e o grau de isolamento (Tabela 1). Foram selecionados dois índices que apresentam baixa correlação (R de Pearson = 0,02): logaritmo da área (**logAREA**) e o logaritmo do índice de proximidade (**logPROX**), que consiste da somatória das áreas dos fragmentos, dentro de um raio de 2 km a partir da borda do fragmento estudado, dividido pela distância, borda-a-borda, entre esses fragmentos (Elkie *et al.*, 1999). Portanto, quanto menor o valor do índice, maior o grau de isolamento. Para o índice de proximidade foi feito uma análise multi-escalar, considerando diferentes raios (1 km, 2 km e 3 km), porém devido à alta correlação entre

eles, optou-se a usar apenas o raio intermediário de 2 km nas análises posteriores, cuja distância, deve ser suficiente para isolar muitas das espécies florestais.

Tabela 1 – Principais características dos 28 sítios estudados no Pontal do Paranapanema, SP, Brasil: **AREA**; grau de proximidade (**PROX**) e estrutura da vegetação (**ACP 1** - primeiro fator de uma Análise de componentes principais; quanto menores os valores, melhor o estado de conservação da floresta). As áreas foram categorizadas de acordo com o tamanho dos fragmentos: C1-C7, áreas controle; G1-G7, fragmentos grandes; M1-M7, fragmentos médios e P1-P7, fragmentos pequenos.

	AREA (ha)	PROX	ACP 1
C1	35403	190,5	-1,12
C2	35403	190,5	-0,15
C3	35403	190,5	-0,16
C4	35403	190,5	0,82
C5	35403	190,5	0,88
C6	35403	190,5	-0,47
C7	35403	190,5	-1,16
G1	421	0,0	0,82
G2	451	1,7	0,23
G3	471	14,1	0,29
G4	479	10,2	-0,05
G5	1148	4,1	-0,63
G6	1275	4,2	0,61
G7	1735	1,5	-3,29
M1	110	287,2	-1,89
M2	125	163,0	1,63
M3	130	0,0	0,61
M4	154	9,5	0,81
M5	172	13,5	-0,12
M6	185	0,2	0,81
M7	218	37,3	-0,56
P1	28	0,0	0,02
P2	38	47,7	-0,23
P3	55	0,0	0,51
P4	71	1,6	0,15
P5	61	0,5	1,07
P6	73	2640,1	0,72
P7	78	216,7	-0,15

Com o auxílio de GPS, obtivemos os pontos centrais das grades de transectos onde foram feitos os levantamentos das aves (precisão em torno de 15 m). Com esses

dados, foram calculadas as matrizes de distâncias entre cada um desses pontos para avaliar a independência dos dados das aves entre os fragmentos.

Análise dos dados

A primeira análise foi um teste de Mantel para verificar a independência espacial das comunidades de aves entre os fragmentos estudados. Em seguida, para testar o efeito da redução do habitat sobre a riqueza e diversidade das comunidades e sobre as abundâncias das populações, os índices de diversidade (riqueza e diversidade de Shannon) e os IPAs de cada espécie foram comparados entre os quatro tratamentos: fragmentos grandes, médios e pequenos e o Parque Estadual do Morro do Diabo (área contínua - controle). Para tanto, foram utilizadas análises de variância. Nos casos em que os dados não satisfizeram os pressupostos da ANOVA, utilizou-se o teste não-paramétrico, Kruskal-Wallis (Zar, 1996). Para as ANOVAs que resultaram em índices de significância abaixo de 0,05, foram realizados testes “a posteriori” para descobrir entre quais categorias do tratamento residia a diferença. Para as análises paramétricas, empregou-se o teste de Scheffé e, para as análises não-paramétricas, o teste de Dunn (Zar, 1996).

Foi utilizado o teste de Qui-quadrado para verificar se diferentes grupos funcionais tinham sensibilidades distintas à fragmentação, ou seja, verificou-se se, determinados grupos funcionais apresentavam proporções maiores de espécies com respostas similares à modificação da paisagem (i.e. altamente afetado, afetado, não afetado e beneficiado pela redução do habitat).

Finalmente, para verificar os efeitos do tamanho, do grau de isolamento e da estrutura da vegetação dos fragmentos sobre o padrão de riqueza e diversidade das comunidades, riqueza dos grupos funcionais e abundância das espécies (variáveis dependentes), usaram-se regressões múltiplas. Como variáveis independentes, empregaram-se informações da estrutura espacial da paisagem: a área dos

remanescentes - $\log(\text{AREA})$, e o grau de isolamento ou proximidade - $\log(\text{PROX})$ e as informações sobre a estrutura da vegetação. Nesse último caso, usou-se o primeiro eixo de uma análise de componentes principais (ACP; McGarigal *et al.*, 2000), realizada a partir dos dados coletados em campo. Inicialmente, foram testadas as premissas do método e posteriormente, a cada teste, foi feita uma análise de resíduos, a fim de verificar a presença de valores muito elevados - “outliers”. Em situações em que tais valores eram detectados, a análise era refeita retirando-os da amostra. Quando o resultado permanecia o mesmo, foi mantido o conjunto original dos dados. Já, se os resultados se modificavam em razão da retirada do “outlier”, os novos resultados eram adotados. Para essa análise consideraram-se apenas as espécies presentes em oito ou mais áreas no conjunto de 21 fragmentos e a área controle.

Resultados

Estrutura da comunidade

Foram registrados 13.677 contatos, que representam 159 espécies, distribuídas em 40 famílias (anexo 1). Para as análises, desse total de espécies foram excluídas 27 não dependentes da floresta de acordo com a literatura (Parker III *et al.*, 1996) e de observações em campo (anexo 1). A presença dessas espécies nas áreas de estudo ocorreu de forma eventual. Outras 14 espécies também foram retiradas das análises por não se adequarem ao tipo de amostragem (anexo 1). São, por exemplo, espécies noturnas que eventualmente eram amostradas no primeiro ponto da manhã, espécies que vocalizam pouco como a *Pipra fasciicauda*, ou beija-flores, cuja detecção muitas vezes não levava a identificação.

O número de espécies variou bastante entre os diferentes grupos funcionais analisados (Tabela 2). Alguns desses grupos apresentaram correlação significativa entre si, tais como, o endemismo e a distância ao limite de distribuição ($X^2 = 15,18$; $gl = 2$; $p < 0,01$). Grande parte das espécies não-endêmica (73%) está distante da borda de

distribuição (>200 km) embora, entre as espécies endêmicas, essa relação seja igualitária. De forma semelhante, é significativa a relação entre o peso das espécies e a guilda que elas pertencem ($X^2 = 47,16$; gl = 9; $p < 0,01$). Há uma proporção maior de espécies insetívoras nas classes de menor massa corporal, enquanto essa relação é inversa para as frugívoras. As carnívoras apresentam-se todas na classe das espécies de maior massa. Para as espécies onívoras, há um equilíbrio entre as classes de tamanho. A guilda também esteve relacionada significativamente com o estrato que as espécies habitam.

Tabela 2 – Número de espécies dos grupos funcionais definidos por critérios variados. Pontal do Paranapanema, SP.

Critério	Classe	Número de espécies
Endemismo	Em	21
	N-em	97
Distribuição	<100 km	23
	100 - 200 km	17
	>200 km	78
Centro de abundância	LT	93
	HT	12
	UT	12
Abundância	Ab_baixa	12
	Ab_média	56
	Ab_alta	50
Guilda	Carnívora	5
	Frugívora	20
	Insetívora	66
	Omnívora	26
Peso	3-30 g	44
	30-60 g	22
	60-120 g	18
	>120 g	34
Número de estrato	1	10
	2	29
	3	9

O teste de Mantel mostrou não haver dependência espacial entre as composições das espécies nos fragmentos estudados ($r = 0,06$; $t = 1,15$; $p = 0,25$) ou nas áreas controle ($r = 0,01$; $t = 0,12$; $p = 0,91$).

O efeito da fragmentação sobre as espécies e grupos funcionais

Entre as espécies amostradas, foram identificadas 27 altamente afetadas, 21 afetadas, 53 não afetadas e 17 beneficiadas pela redução do habitat (Anexo 1).

As análises dos grupos funcionais mostraram que algumas classes eram mais sensíveis à redução do habitat do que outras (Figura 3). Entre esses grupos estão: as espécies que estão em seus limites de distribuição (<100 km; $X^2 = 17,85$; $gl = 6$; $p = 0,01$; Figura 3a); as endêmicas ($X^2 = 24,01$; $gl = 3$; $p < 0,01$; Figura 3b); as que possuem o centro de abundância em terras tropicais sub-montano - HT e tropicais alto-montano - UT ($X^2 = 17,82$; $gl = 6$; $p = 0,01$; Figura 3c); e as espécies com baixa flexibilidade na utilização de diferentes tipos de floresta ($X^2 = 24,27$; $gl = 6$; $p < 0,01$; Figura 3d).

Os agrupamentos referentes à abundância relativa das espécies ($X^2 = 12,52$; $gl = 6$; $p = 0,051$), massa corpórea ($X^2 = 7,04$; $gl = 9$; $p = 0,63$), guilda ($X^2 = 3,65$; $gl = 6$; $p > 0,05$), e a quantidade de estratos que as espécies podem usar ($X^2 = 2,8$; $gl = 6$; $p > 0,83$) não apresentaram diferenças significativas entre os diferentes grupos.

Figura 3 - Distribuição da riqueza de espécies de aves entre as categorias definidas a partir da resposta à fragmentação: af – altamente afetada; a – afetada; n – não-afetada e b – beneficiada e separadas em grupo quanto: a) à localização em relação ao limite de distribuição (<100 km, 100-200 km e > 200 km); b) ao grau de endemismo na Mata Atlântica (en – endêmica e n_en - não-endêmica); c) ao centro de abundância (LT – tropical de baixa altitude, HT – tropical submontano e UT – alto tropical); e d) à quanto à quantidade de tipos florestais que elas são capazes de usar (1-2, 3-4 e 5-6 tipos). Pontal do Paranapanema, São Paulo.

Tamanho, qualidade e grau de isolamento dos fragmentos

A riqueza e diversidade de aves apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos de tamanho dos fragmentos ($F_{(3,24)} = 8,76$; $p < 0,01$ e $F_{(3,24)} = 11,44$; $p < 0,01$; respectivamente; Figura 4). Os testes “a posteriori” indicaram que a diferença se dava entre as áreas controle e as classes de fragmentos categorizados por tamanho. Foram observadas 14 espécies exclusivamente no controle e 23 unicamente no controle e fragmentos grandes.

Figura 4 – Variação da diversidade de aves entre os diferentes tratamentos de tamanho dos fragmentos do Pontal do Paranapanema: c – controle, g – fragmentos grandes, m – fragmentos médios e p – fragmentos pequenos. As barras verticais representam o intervalo de confiança de 0,95 entorno da média (ponto central).

Na regressão múltipla, a riqueza e a diversidade de aves não apresentaram correlações significativas com as variáveis da paisagem e da estrutura da vegetação. No entanto, para a riqueza dos grupos funcionais essa análise mostra que o tamanho dos fragmentos é o fator explicativo mais importante, sobretudo para as espécies mais sensíveis (Tabela 3). A estrutura da vegetação (Figura 5) teve uma importância secundária, enquanto o grau de proximidade (PROX) teve pouca influência (Tabelas 3 e 4). O tamanho dos fragmentos explica a variação da riqueza de vários grupos funcionais (Tabela 3), apresentando correlação positiva com o número de espécies: endêmicas da Mata Atlântica, que utilizam apenas um a dois tipos de floresta, que têm baixa abundância, que têm massa corporal <30 g, que estão mais próximas do limite de distribuição (<100 km e entre 100-200 km), que possuem o centro de abundância tropical alto-montano, e as espécies frugívoras. Nenhum grupo apresentou correlação

negativa com a área. A variável estrutura da vegetação teve relação significativa positiva com as espécies endêmicas. E o grau de proximidade é positivamente relacionado com as espécies com baixa abundância relativa (Tabela 3).

Tabela 3 – Relação entre os parâmetros da paisagem (**AREA** e grau de proximidade – **PROX**) e a estrutura da vegetação (primeiro eixo da ACP) e os índices de riqueza e diversidade da comunidade e de riqueza dos grupos funcionais da avifauna nos fragmentos florestais e áreas controle, segundo regressões múltiplas. Em negrito estão os valores de Beta que se apresentaram significativos. Pontal do Paranapanema, SP.

		ACP1	Área	Prox.	R ² adj	p
Comunidade	Riqueza (n)	0,12	0,34	0,31	0,16	0,11
	Diversidade (Shannon)	0,23	0,41	0,26	0,28	0,03
Endemismo	En.	0,21	0,78	0,10	0,87	<0,01
	N_en	0,11	0,12	0,32	0,01	0,39
Tipos florestais	1 a 2	0,06	0,63	0,32	0,48	<0,01
	3 a 4	0,11	0,15	0,24	-0,03	0,52
	5 a 6	0,35	-0,07	0,27	0,06	0,25
Abundância	Alta	0,13	0,30	0,27	0,10	0,18
	Média	0,17	0,22	0,33	0,10	0,19
	Baixa	0,15	0,62	0,40	0,62	<0,01
Peso	< 30 g	0,00	0,44	0,34	0,21	0,06
	30-60 g	0,08	-0,07	0,11	-0,14	0,95
	60-120 g	0,19	0,41	0,15	0,18	0,09
	>120 g	0,22	0,21	0,33	0,12	0,15
Distribuição	<100 km	-0,04	0,52	0,24	0,23	0,06
	100-200 km	0,21	0,48	0,08	0,26	0,04
	>200 km	0,11	0,14	0,35	0,05	0,29
Estrato (quantidade)	3	0,12	-0,12	0,15	-0,12	0,85
	2	0,02	0,12	0,30	-0,04	0,54
	1	0,17	0,50	0,28	0,35	0,01
Centro de abundância	HT – tropical alto-montano	0,05	0,75	0,09	0,54	<0,01
	LT - Tropical baixo	0,15	0,01	0,37	0,04	0,31
	UT - Tropical sub- montano	0,01	0,58	0,10	0,24	0,06
Guilda	c - carnívoros	-0,03	-0,39	0,15	0,03	0,32
	f - frugívoros	0,02	0,46	0,25	0,26	0,04
	i - insetívoros	0,01	0,36	0,38	0,17	0,09
	o - onívoros	0,24	0,12	0,05	-0,06	0,61

Figura 5 – Posição dos fragmentos estudados segundo os eixos 1 e 2 de uma Análise de componentes principais, usando como variáveis os parâmetros da vegetação: *ar_emerg* - número de árvores emergentes; *emaran* - porcentagem de emaranhados; *cob_herb* - cobertura de vegetação herbácea; e *ab_dosse* - abertura do dossel. As setas indicam a intensidade dessas variáveis aos eixos. O fator 1 ordena as áreas estudadas da esquerda (valores negativos) para direita (valores positivos), das áreas com vegetação mais alterada para as áreas mais bem preservadas. Pontal do Paranapanema, SP, Brasil.

Para as análises feitas por espécie (Tabela 4), 16 delas apresentaram correlação significativa com a área. Dessas, 11 estiveram positivamente correlacionadas e haviam sido classificadas na análise anterior como afetadas ou altamente afetada pela redução do habitat. As outras cinco espécies, negativamente correlacionadas, haviam sido categorizadas como beneficiadas. Quanto à variação da abundância em relação à estrutura da vegetação, para seis espécies essa foi positiva e para três, negativa. As espécies do primeiro grupo foram em geral classificadas como afetadas, mas uma ficou

na classe das beneficiadas e a outra das não afetadas. As que tiveram relação negativa foram classificadas como beneficiadas ou não afetadas pela redução do habitat. Quanto ao grau de proximidade, uma espécie apresentou relação positiva e outra negativa. Ambas beneficiadas em fragmentos menores (Tabela 4).

Tabela 4 - Relação entre os parâmetros da paisagem (ÁREA e grau de isolamento - PROX) e a estrutura da vegetação (primeiro eixo da ACP) e a abundância das espécies nos fragmentos e áreas controle (apenas dados significativos). Pontal do Paranapanema, SP.

Espécie	ACP1	Área	Prox.	R2 adj	p
<i>Columba picazuro</i>	-0,54	-0,36	-0,34	0,67	<0,01
<i>Colaptes melanochlorus</i>	0,41	-0,55	0,44	0,43	<0,01
<i>Cyclarhys guyanensis</i>	-0,04	-0,60	-0,04	0,27	0,040
<i>Megahrincus pitangua</i>	0,15	-0,62	-0,12	0,25	0,043
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0,23	-0,64	0,30	0,34	0,01
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	0,29	0,72	-0,03	0,69	<0,01
<i>Lurocalis semitorquatus</i>	0,48	0,45	0,16	0,57	<0,01
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0,41	0,46	0,05	0,44	<0,01
<i>Trogon surrucura</i>	0,48	0,42	-0,10	0,47	<0,01
<i>Basileuterus culicivorus</i>	-0,35	0,65	0,05	0,28	0,029
<i>Crypturellus tataupa</i>	-0,04	0,57	-0,03	0,20	0,076
<i>Dysithmus mentalis</i>	-0,09	0,72	-0,09	0,40	<0,01
<i>Herpsochmus atricapillus</i>	-0,07	0,63	-0,05	0,27	0,03
<i>Herpsochmus rufimarginatus</i>	-0,30	0,65	0,09	0,28	0,288
<i>Trogon rufus</i>	0,09	0,63	0,24	0,46	<0,01
<i>Xiphocolaptes albicollis</i>	0,14	0,62	0,07	0,39	<0,01
<i>Amazonas aestiva</i>	-0,43	-0,23	-0,18	0,26	0,039
<i>Thamnophilus pelzeni</i>	-0,59	-0,09	0,13	0,30	0,030
<i>Lathrotriccus euleri</i>	0,70	0,20	-0,18	0,57	<0,01

Discussão

Graus distintos de sensibilidade das espécies e grupos funcionais

Várias espécies foram identificadas como afetadas e altamente afetadas pela redução do habitat, apresentando riscos maiores de serem extintas localmente. Entre essas, muitas foram observadas apenas nas áreas controle, ilustrando que essa sensibilidade pode estar relacionada não apenas à redução do habitat como também de sua fragmentação

(Fahrig, 2003). Outras espécies que não entraram na amostragem devem possuir esse mesmo padrão, visto que, baseado em levantamentos anteriores, sabe-se que o Parque conta com um número maior de espécies florestais (Uezu & Betini, 2002). Possivelmente, essas espécies têm densidades baixas, o que deve representar uma ameaça maior para elas.

Não temos o conhecimento de quantas espécies desapareceram na região desde que se iniciou o processo de ocupação há cerca 50 anos atrás, no entanto, baseado nas informações deste estudo, pode-se afirmar que várias espécies permanecem no Pontal do Paranapanema exclusivamente devido à presença do Parque. Em sua ausência, várias delas estariam extintas, assim como aconteceu em outras regiões de Mata Atlântica (Christiansen & Pitter, 1997; Ribon *et al.*, 2003). Outros estudos mostram haver um intervalo entre a fragmentação do habitat e a perda efetiva das espécies (Kattan *et al.*, 1994; Brooks *et al.*, 1999a; Brooks *et al.*, 1999b; capítulo 3 e 4). A fragmentação da região do Pontal iniciou há cerca de 50 anos atrás, logo, se as estimativas se confirmarem, muitas espécies ainda estão para serem extintas localmente ou, ao menos, desaparecerão de vários fragmentos.

Agrupamentos baseados em certas características das espécies mostraram que algumas categorias de aves são mais suscetíveis à redução do habitat do que outras; entre elas estão: as endêmicas de Mata Atlântica, as que estão próximas do limites de distribuição, as que têm baixa flexibilidade no uso de florestas e aquelas que possuem o centro de abundância tropical alto-montano e tropical sub-montano.

Devido à região localizar-se no extremo oeste da Mata Atlântica, várias espécies *endêmicas* desse Bioma encontram-se próximas a seus *limites de distribuição geográfica*, havendo assim um sinergismo entre essas duas variáveis (endemismo e localização no extremo da distribuição), o que parece resultar em uma maior sensibilidade (Ribon *et al.*, 2003). A espécie *Basileuterus leucoblepharus* é um exemplo

de espécie endêmica da Mata Atlântica e que está próxima ao seu limite de distribuição na região do Pontal (anexo 1). Ela sofre um forte efeito da fragmentação, ocorrendo apenas na área controle e em baixa densidade, enquanto em outras áreas, a leste do Estado, sua abundância é alta, mesmo em fragmentos florestais bastante reduzidos e degradados (Anjos & Boçon, 1999; Uezu *et al.*, 2005). Outras espécies possuem padrão semelhante, por exemplo, *Chiroxiphia caudata* e *Automolus leucophthalmus*. Essas duas espécies, altamente afetadas pela fragmentação e redução do habitat no presente estudo, foram reportadas como comuns em fragmentos florestais em outra região, a primeira, apresentando abundância similar entre fragmentos florestais e a área controle e, a segunda, sendo mais comum nos fragmentos em relação à área controle (Martensen *et al.* no prelo). No entanto, algumas espécies endêmicas da Mata Atlântica e no limite de distribuição no Pontal também apresentam baixa abundância e são afetadas pela fragmentação mesmo em áreas próximas ao seu centro de distribuição, como por exemplo, *Hemitriccus orbitatus* (Martensen *et al.* no prelo; Aleixo, 1999) o que as tornam, particularmente, mais ameaçadas globalmente e mais relevantes para a conservação.

A relação entre o grau de susceptibilidade das espécies e suas ocorrências na borda de distribuição foi relatada em outros estudos (Kattan, 1994; Christiansen & Pitter, 1997). Em uma área limite entre a Mata Atlântica e o Cerrado, foi reportado o desaparecimento de seis espécies e o declínio de outras duas, cujos motivos os autores atribuem à localização das espécies no extremo da distribuição (Christiansen & Pitter, 1997). Dessas espécies, cinco também foram reportadas no presente estudo como afetadas ou altamente afetadas pela fragmentação e redução do habitat (*Chiroxiphia caudata*, *Chamaeza campanisoma*, *Pyriglena leucoptera*, *Hemitriccus orbitatus* e *Procnias nudicollis*) e uma (*Selenidera maculirostris*) foi observada apenas na área controle, mas não entrou na amostragem devido à baixa densidade. A alta similaridade

dos resultados reforça a idéia que esse padrão não é particular de uma determinada região. Essa maior vulnerabilidade decorreria do fato que as espécies estariam em seus limites ecológicos e, portanto, apresentar-se-iam em densidades menores e com requerimentos de habitat mais estreitos (Kattan, 1994). Nos extremos da distribuição, a recolonização seria menos provável, visto que as fontes para esse evento ocorrer são reduzidas em relação às regiões centrais de ocorrência das espécies (Renjifo, 1999). Em oposição, as espécies com amplas distribuições seriam mais bem adaptadas a diferentes tipos de habitat e, por isso, ficariam menos susceptíveis aos efeitos da fragmentação (Leck, 1979; Renjifo, 1999).

As espécies que conseguem utilizar menos tipos florestais devem ser mais vulneráveis pela menor flexibilidade em se adaptar a diversos tipos de condições (Aleixo, 1999), especialmente considerando as florestas degradadas, que são bastante freqüentes na região (Ditt, 2002). Para essas espécies, possivelmente o grau de fragmentação da região pode ser mais elevado do que o percebido por outras espécies. Como os remanescentes formam um mosaico de tipos de vegetação em diferentes estádios de sucessão e graus de degradação, as espécies com limites estreitos no uso de tais ambientes ficam restritas a determinadas manchas de habitat, reduzindo a área efetiva de ocupação e aumentando o grau de isolamento.

As espécies com *centro de abundância* em regiões de altitudes médias (500-900 m) e altas (900-1600 m) são mais afetadas pela fragmentação e redução do habitat na região, visto que as altitudes locais média variam entorno de 350 m. Dessa maneira, assim como aquelas no limite de distribuição, elas estariam em seus limites altitudinais e ecológicos. Kattan *et al.* (1994) também verificaram tal efeito para aves nas montanhas andinas. Nesse estudo, foi verificado que as espécies que tinham maior susceptibilidade à extinção estavam tanto acima quanto abaixo de suas faixas altitudinais características.

Outros agrupamentos testados, tais como guilda, massa corporal, estrato que habitam (tipo e quantidade) e abundância relativa, pouco predizem sobre a vulnerabilidade das espécies no Pontal, em alguns casos divergindo e, em outros, confirmando os resultados encontrados por outros autores (Leck, 1979; Willis, 1979; Goerck, 1997; Castelletta *et al.*, 2000; Ribon *et al.*, 2003). No entanto, apesar de não termos observado diferenças no padrão geral da distribuição das espécies com graus de sensibilidade distintos entre esses grupos funcionais (teste de qui-quadrado), observamos que alguns dos agrupamentos dentro dessas categorias apresentam relação com alguns parâmetros da paisagem (regressão múltipla). Por exemplo, a *abundância relativa* das espécies apresentou apenas um valor de significância marginal para o teste de qui-quadrado, mas para a regressão múltipla revelou-se que o grupo de espécies com abundância baixa são correlacionados positivamente com o tamanho dos fragmentos, reforçando a idéia de que essas espécies são mais sensíveis à fragmentação (Leck, 1979; Newmark, 1999; Renjifo, 1999; Manne & Pimm, 2001). As espécies que usam apenas um estrato também apresentaram correlação positiva com o tamanho dos fragmentos, indicando que a baixa flexibilidade no uso de vários estratos pode ser um fator determinante para a sensibilidade das espécies (Ribon *et al.*, 2003). A *massa corporal* não apresentou relação com a susceptibilidade das espécies, discordando com outros estudos (Leck, 1979), mas apresentando resultado similar a outros trabalhos (Newmark, 1991; Renjifo, 1999). A *guilda* de espécies frugívoras também apresentou correlação positiva com a área, confirmando a necessidade desse grupo de disporem de áreas maiores para forragear (Ribon, 2003; Uezu *et al.*, 2005).

As divergências de respostas encontrada em diferentes trabalhos podem ser em decorrência das configurações diversas das paisagens estudadas e, também, das composições distintas de espécies. Para alguns agrupamentos, a importância desses parâmetros depende da realidade de cada região estudada. Além disso, para a

paisagem do presente estudo, certos fatores mencionados anteriormente, como o grau de endemismo, a proximidade ao limite de distribuição, a presença fora do centro de abundância, e a flexibilidade no uso de florestas devem sobrepujar os demais fatores.

A influência do tamanho, isolamento e da estrutura da vegetação

A área é o fator mais importante para explicar o padrão de abundância e distribuição das espécies de aves na região estudada. A estrutura da vegetação tem um valor secundário, enquanto o grau de isolamento apresenta pouca influência. Esses resultados se mostram claros tanto nas análises por espécies quanto considerando os parâmetros das comunidades e grupos funcionais.

O tamanho dos remanescentes são importantes para explicar, principalmente, a variação de abundância e distribuição das espécies mais sensíveis à fragmentação que se concentram, sobretudo, nas áreas controle e nos fragmentos grandes. O Parque Estadual do Morro do Diabo (área controle) tem um papel essencial para a avifauna na região, destacando-se em riqueza e diversidade em relação aos demais remanescentes estudados, ilustrando a importância de se manter áreas contínuas na paisagem. Dentro da Mata Atlântica, essa unidade de conservação é um dos quatro remanescentes que possui área acima de 10.000 ha de Floresta Estacional Semidecidual, um dos tipos de florestas Atlânticas mais ameaçadas (Willis & Oniki, 1992). Os fragmentos grandes também contribuem para a manutenção da diversidade da avifauna, sendo que muitas espécies têm suas distribuições limitadas a classes de tamanho >400 ha na área de estudo. Os fragmentos pequenos e médios, entretanto, parecem ter pouca contribuição para a diversidade local de aves. O avançado processo de fragmentação e a modificação das florestas impediram a permanência de muitas espécies mais exigentes nessas áreas. No entanto, essas áreas menores podem ser importantes no aumento da conectividade da paisagem, dependendo de suas posições geográficas (Urban & Keitt, 2001).

A estrutura da vegetação, que pode refletir na qualidade de habitat também foi importante para explicar a variação da abundância de algumas espécies e da riqueza de um grupo funcional. Era de se esperar que os fragmentos menores tivessem qualidades inferiores, visto que esses devem ter influências do entorno (efeito de borda) mais fortes. Entre esses distúrbios encontramos na região: a exploração da madeira pela comunidade local, a invasão de gado das fazendas e propriedades vizinhas, propagação de distúrbios como o fogo e alterações microclimáticas como vento e luminosidade (Moller, 1988; Murcia, 1995). Adicionalmente, Anjos & Boçon (1999), em fragmentos naturais de Mata Atlântica, verificaram que a porcentagem de espécies de bordas das comunidades de aves era inversamente correlacionada ao tamanho dos fragmentos. No entanto, no presente estudo a qualidade da vegetação varia independentemente do tamanho podendo afetar as espécies de formas diversas. Em geral, o efeito da qualidade apenas se somou ao efeito do tamanho, embora, para algumas espécies menos sensíveis esse seja um parâmetro explicativo exclusivo.

Em oposição ao tamanho dos fragmentos, o grau de proximidade entre os remanescentes pouco explica o padrão de abundância e distribuição das espécies nos fragmentos. Isso se deve, provavelmente, à configuração da paisagem do Pontal, em que o grau de isolamento dos fragmentos é muito intenso. E esse é um ponto chave para entender a distribuição da diversidade de aves pela paisagem. Os fragmentos apresentam-se distantes entre si e, em grande parte, são cercados por uma matriz composta predominantemente por pasto e monoculturas, que devem oferecer grande resistência à movimentação das aves florestais (Antongiovanni & Metzger, 2005). Dessa maneira, os fatores intrínsecos aos fragmentos, como a área e a estrutura da vegetação, são mais determinantes do padrão da avifauna do que o grau de isolamento (Willis, 1979; Aleixo & Vielliard, 1995), diferente de outras paisagens mais bem conectadas (Anjos & Boçon, 1999; Uezu *et al.*, 2005). Em um outro estudo, em uma

paisagem em que os fragmentos eram próximos uns dos outros (<100 m) e a densidade dos corredores era alta, concluiu-se que fragmentos de 50 a 285 ha eram suficientes para manter boa parte da riqueza de espécies em comparação com uma área contínua de floresta (Martensen *et al.*, no prelo). De forma complementar, em outra região, verificou-se que o grau de isolamento dos fragmentos determinava abundâncias mais baixas de espécies de aves florestais mesmo quando esses tinham grandes extensões (Develey, 2004). Percebe-se que em virtude dessas condições diferentes, o tamanho crítico dos fragmentos para a perda das espécies mais sensíveis também variam. Enquanto no presente estudo esse parâmetro está acima de 400 ha, para outras regiões foram encontrados valores bem mais baixos, entre 20 e 50 ha (Anjos & Boçon, 1999; Uezu *et al.*, 2005; Martensen *et al.*, no prelo). Esses resultados mostram a importância relativa dos fatores da paisagem para as espécies. Em paisagens com baixa conectividade, o tamanho dos fragmentos tem um papel fundamental para explicar a variação da riqueza e composição das espécies, enquanto em paisagens mais bem conectadas esse parâmetro é secundário e as variáveis do entorno são mais relevantes.

Conclusão

É nítida a diferença de padrões na composição e estrutura das comunidades de aves entre as diferentes áreas amostradas. O tamanho e a estrutura da vegetação dos fragmentos são fatores de grande relevância, o que se deve, provavelmente, ao alto grau de isolamento dos remanescentes. Esses resultados indicam que são necessárias medidas que visem o aumento da conectividade da paisagem e a proteção e o manejo dos fragmentos, a fim de conservar melhor a diversidade local. Essas medidas devem priorizar, sobretudo, o Parque Estadual do Morro do Diabo e os remanescentes maiores de florestas que abrigam a grande riqueza de aves da região.

Ademais, várias espécies apresentam-se com maior susceptibilidade à fragmentação, portanto, à extinção local, sendo classificadas como altamente afetadas.

Entre elas estão as espécies endêmicas da Mata Atlântica, as que estão próximas do limite de distribuição, as que têm baixa flexibilidade no uso das florestas e as que possuem os centros de abundância tropical alto-montano e sub-montano. Várias espécies pertencentes a esses grupos foram extintas localmente em outras regiões da Mata Atlântica, indicando a necessidade de cuidados particulares para se evitar que o mesmo ocorra na região de estudo. A resposta similar de alguns grupos de espécies à fragmentação pode ser um bom indicador de ações que devem ser tomadas para a conservação da biodiversidade. Além da proteção dos maiores fragmentos da paisagem, a criação de corredores e trampolins ecológicos, com o objetivo de amenizar o forte isolamento entre os fragmentos, e o manejo das florestas, para recuperar a estrutura florestal, devem ser considerados a fim de otimizar as chances de conservação das espécies em longo prazo nessas condições de fragmentação.

Referências Bibliográficas

- Andrén, H., 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71, 355-366.
- Anjos, L., Boçon, R., 1999. Bird communities in natural forest patches in Southern Brazil. *Wilson Bulletin* 111, 397-414.
- Antongiovanni, M., Metzger, J.P., 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 122, 441–451.
- Aleixo, A., 1999. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. *The condor* 101, 537-548.
- Bélisle, M., Desrochers, A., 2002. Gap-crossing decisions by forest birds: an empirical basis for parameterizing spatially-explicit, individual-based models. *Landscape Ecology* 17, 219-231.

- Blondel, J., Chessel Ferry, C., Frochot, B., 1970. La méthode des indices ponctuels d'abondance (I.P.A.) ou des relevés d'avifaune par "stations d'écoute". *Alauda* 38, 55-71.
- Brooks, T.M., Pimm, S.L., Oyugi, J.O., 1999a. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conservation Biology* 13, 1140-1150.
- Brooks, T., Tobias, J., Balmford, A. 1999b. Deforestation and bird extinctions in the Atlantic Forest. *Animal Conservation* 2, 211-222.
- Castelletta, M., Sodhi, N.S., Subaraj, S., 2000. Heavy extinctions of forest avifauna in Singapore: lessons for biodiversity conservation in Southeast Asia. *Conservation Biology* 14, 1870-1880.
- Christensen, M.M., Pitter, E., 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in Southeastern Brazil. *Biological Conservation* 80, 23-32.
- Dean, W., 1996. *A Ferro e Fogo – A história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. Companhia das Letras, São Paulo, Brazil.
- Devely, P.F., 2004. Efeitos da fragmentação e do estado de conservação da floresta na diversidade de aves de Mata Atlântica. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Ditt, E.H., 2002. *Fragmentos florestais no Pontal do Paranapanema*. Annablume, IPÊ, IIEB, São Paulo.
- Elkie, P., Rempel, R., Carr. A., 1999. *Patch analyst user's manual*. Ontario Ministry of Natural Resources Northwest Science & Technology, Thunder Bay, Ontario.
- Fahrig, L., 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications* 12, 346-353.
- Fahrig, E., 2003. The Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review on Ecology and Systematics* 34, 487-515.

- Ferrari Leite, J., 1998. *A ocupação do Pontal do Paranapanema*. Ed. Hucitec, Fundação UNESP.
- Fundação SOS Mata Atlântica / INPE., 2002. *Atlas da Evolução dos Remanescentes Florestais e Ecossistemas Associados no Domínio da Mata Atlântica no Período de 1995 – 2000*. São Paulo, SP.
- Goerck, J. M., 1997. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic Forest of Brazil. *Conservation Biology* 11, 112-118.
- Hanski, I., Gilpin, M.E., 1997. *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*. Academic Press. San Diego, California.
- Henle, K., Davies, K.F., Kleyer, M., Margules, C., Settele, J., 2004. Predictors of species sensitivities to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13, 207-251.
- Kattan, G. H., Alvarez-López, H., Giraldo, M., 1994. Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. *Conservation Biology* 8, 138-146.
- Laurance, W.F., 1991. Ecological correlates of extinction proneness in Australian Tropical Rain Forest mammals. *Conservation Biology* 5, 79-89.
- Leck, C. L., 1979. Avian extinctions in an isolated Tropical Wet-Forest preserve, Ecuador. *The auk* 96, 343-352.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1967. *The theory of island biogeography, Monographs in population biology*. Princeton University Press, Princeton.
- Manne, L.L., Pimm, S.L., 2001. Beyond eight forms of rarity: which species are threatened and which will be next? *Animal Conservation* 2, 221-229.
- Marsden, S.J., Whiffin, M., Galetti, M., 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and *Eucalyptus* plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 10, 737-751.
- Martensen, A. C., Develey, P.F., Metzger, J.P (no prelo). Effects of forest fragmentation on the understory bird community of the Atlantic Rainforest of Southern Brazil.

- Mcgarigal, K., Cushman, S., Stafford, S., 2000. *Multivariate statistics for wildlife and ecology research*. Springer-Verlag. New York.
- Metzger, J.P., 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 71, 445-463.
- Mittermeier, R.A., Myers, N., Gil, P.R., Mittermeier, C.G., 1999. *Hotspots: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*. CEMEX, Mexico City.
- Moller, A.P., 1988. Nest predation and nest site choice in passerine birds in habitat patches of different size: a study of magpies and blackbirds. *Oikos* 53, 215-221.
- Murcia, C., 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 2, 58-62.
- Newmark, W.D., 1991. Tropical Forest fragmentation and the local extinction of understory birds in the Eastern Usambara mountains, Tanzania. *Conservation Biology* 5, 67-78.
- Oliveira, J.B., Camargo, M.N., Rossi, M., Calderano Filho, B., 1999. *Mapa Pedológico do Estado de São Paulo: legenda expandida*, Instituto Agronômico, Campinas, Embrapa Solos, Rio de Janeiro.
- Oliveira-Filho A.T., Fontes, M.A.L., 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and influence of climate. *Biotropica* 32, 793-810.
- Parker III, T.A., Stotz, D.F., Fitzpatrick J.W., 1996. Ecological and distributional databases, in: Stotz, D. F., Fitzpatrick, J.W., Parker III, T.A., Moskovits, D.K. (Eds.) *Neotropical birds: Ecology and conservation*, The University of Chicago Press, Chicago, 111-410 pp.

- Reinert, B.L., Pinto, J.C., Bornchein, M.R., Pichorim, M., Marini, M.Â., 1996. Body masses and measurements of birds from southern Atlantic Forest, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 13, 815-820.
- Renjifo, L.M., 1999. Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conservation Biology* 13, 1124-1139.
- Ribon, R., Simon, J.E., De Mattos, G.T., 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest Fragments of Viçosa Region, Southeastern Brazil. *Conservation Biology* 17, 1827-1839.
- Ridgely, R.S., Allnutt, T.F., Brooks, T., McNicol, D.K., Mehlman, D.W., Young, B.E., Zook, J.R., 2005. *Digital Distribution Maps of the Birds of the Western Hemisphere, version 2.1*. NatureServe, Arlington.
- Ross, J.L., Moroz, I.C., 1997. *Mapa Geomorfológico do Estado São Paulo (relatório e mapas) 1:500.000. vol. 1 e 2*, São Paulo: IPT.
- Sekercioglu, C.H., Ehrlich, P.R., Daily, G.C., Aygen, D., Goehring, D., Sandí, R.F., 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99, 263-267.
- Shaffer, M.L., 1981. Minimum Population Sizes for species conservation. *BioScience* 31, 131-134.
- Stratford, J.A., Stouffer, P.C., 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conservation Biology* 13, 1416-1423.
- Tischendorf, L., Fahrig, L., 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90, 7-19.
- Uezu, A., Metzger, J.P.W., Vielliard, J.M., 2005. The effect of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123, 507-519.

- Uezu, A., Betini, G.S. 2003. Estudo da avifauna no Parque Estadual do Morro do Diabo. Plano de manejo do Parque Estadual do Morro do Diabo, Teodoro Sampaio.
- Urban, D., Keitt, T., 2001. Landscape connectivity: a graph theoretic perspective. *Ecology* 82, 1205-1218.
- Vielliard, J., Silva, W.R., 1990. Nova Metodologia de Levantamento Quantitativo da Avifauna e Primeiros Resultados do Interior do Estado de São Paulo, Brasil. In *Anais do IV Encontro Nacional dos Anilhadores de Aves*, 117-151, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- Willis, E.O., 1979. The composition of avian communities in the remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis avulsos de zoologia* 33, 1-25.
- Willis, E.O., Oniki, Y., 1992. Losses of São Paulo birds are worse in the interior than in Atlantic forests. *Ciência e Cultura*, 44, 326-328.
- Zar, J.H., 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall. Upper Saddle River, New Jersey.

Anexo 1 - Lista das espécies florestais das aves analisadas, categorizadas segundo: 1. proximidade ao limite de distribuição, 1. <100 km, 2. 100 - 200 km e 3. > 200 km; 2. grau de endemismo na Mata Atlântica, endêmicas (en) e não-endêmicas (" "); 3. centro de abundância, LT - tropical baixa altitude, HT - tropical submontano e UT - alto tropical; 4. flexibilidade no uso de diferentes tipos de floresta, 1. um a dois tipos, 2. três a quatro e 3. cinco a seis; 5. guilda, F - frugívoras, I - insetívoras, O - onívoras e C - carnívoras.; 6. peso corporal, 1. <30g, 2. 30-60g, 3. 60-120g e 4. >120g; 7. estratos que elas forrageiam, C – Dossel, M – estrato medio, U – sub-bosque e T – terrestres; 8. Quantidade de estratos que elas usam, 1, 2 e 3; e, 9. abundância relativa, I – Incomum ou com distribuídas em manchas, F - razoavelmente comum e C – Comum. Estão listados também os graus de vulnerabilidade das espécies: af – altamente afetadas, a – afetadas, n - não afetadas e b – beneficiadas e os efeitos da área, grau de proximidade e estrutura da vegetação dos fragmentos sobre as espécies. O sinal (+) e (-) indica correlação positiva e negativa, respectivamente, entre a abundância da espécie e a variável independente. Pontal do Paranapanema, SP, Brasil.

Nome científico	efeito	distr	ende	cnta	tipo fl	Guilda	peso	estrat	n estr	abund		Veget.	ÁREA	PROX.
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	a	2	En	LT	2	I	4	M	2	A	*	(+)	(+)	
<i>Basileuterus culicivorus</i>	a	3		HT	2	I	1	M	2	A	*		(+)	
<i>Cacicus haemorrhous</i>	a	3		LT	2	O	3	C	2	M	*		(+)	
<i>Celeus flavescens</i>	a	2		LT	2	I	4	M	2	M	*		(+)	
<i>Claravis pretiosa</i>	a	3		LT	2	O	3	M	3	M				
<i>Crypturellus tataupa</i>	a	3		LT	2	F	4	T	1	M	*			
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	a	3		LT	2	I	3	M	1	M	*		(+)	
<i>Dysithamnus mentalis</i>	a	3		UT	1	I	1	M	2	A	*		(+)	
<i>Herpsilochmus atricapillus</i>	a	3		LT	1	C	1	C	1	A	*		(+)	
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	a	1		HT	3	I	1	C	1	A	*		(+)	
<i>Lurocalis semitorquatus</i>	a	1		LT	1	I	2	C	1	B	*	(+)	(+)	
<i>Parula pitaiyumi</i>	a	3		UT	3	I	1	C	1	A				
<i>Pionus maximiliani</i>	a	3		HT	2	F	4	C	1	M	*			
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	a	3		UT	1	I	1	U	1	M	*		(+)	
<i>Pyriglena leucoptera</i>	a	3	En	LT	1	I	1	U	1	A	*		(+)	
<i>Pyrrhura frontalis</i>	a	1	En	HT	2	F	4	C	1	A	*			
<i>Sirystes sibilator</i>	a	3		LT	1	I	2	C	1	B				
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	a	3		LT	3	I	1	M	1	A	*	(+)	(+)	

<i>Trogon rufus</i>	a	2		LT	1	F	2	M	2	B	*		(+)
<i>Trogon surrucura</i>	a	3	En	HT	1	F	3	C	1	A	*	(+)	(+)
<i>Xiphocolaptes albicollis</i>	a	3		HT	2	I	4	M	1	B	*		(+)
<i>Amazona amazonica</i>	af	1		LT	2	F	4	C	1	M			
<i>Automolus leucophthalmus</i>	af	3	En	LT	1	I	2	U	1	M			
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	af	1	En	UT	2	I	1	U	1	A			
<i>Chamaeza campanisona</i>	af	2		UT	1	I	4	T	1	M			
<i>Chiroxiphia caudata</i>	af	2	En	HT	2	O	1	M	2	A			
<i>Cissopis leveriana</i>	af	1		LT	2	I	3	M	3	M			
<i>Corythopsis delalandi</i>	af	3		LT	1	I	1	T	1	A			
<i>Crypturellus obsoletus</i>	af	1		UT	1	F	4	T	1	M			
<i>Habia rubica</i>	af	1		LT	1	O	2	M	2	M			
<i>Hemitriccus orbitatus</i>	af	1	En	LT	1	I	1	M	1	M			
<i>Laniisoma elegans</i>	af	1		UT	1	O	2	C	2	R			
<i>Lepidocolaptes fuscus</i>	af	2	En	LT	1	I	1	M	2	M			
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	af	3		LT	1	I	1	M	2	M			
<i>Malacoptila striata</i>	af	1	En	LT	1	I	2	M	2	B			
<i>Manacus manacus</i>	af	1		LT	2	O	1	U	1	M			
<i>Micrastur ruficollis</i>	af	3		LT	1	C	4	M	2	M			
<i>Notharchus swainsoni</i>	af	3	En	LT	1	I	3	C	1	M			
<i>Odontophorus capueira</i>	af	1	En	HT	1	O	4	T	1	M			
<i>Philydor lichtensteini</i>	af	3	En	LT	1	I	2	M	1	A			
<i>Piprites chloris</i>	af	3		LT	1	O	1	C	1	M			
<i>Procnias nudicollis</i>	af	2	En	HT	1	F	3	C	1	M	*	(+)	(+)
<i>Schiffornis virescens</i>	af	3	En	HT	2	O	1	U	1	M			
<i>Sclerurus scansor</i>	af	2	En	LT	1	I	2	T	1	B			

<i>Tinamus solitarius</i>	af	1	En	LT	1	F	4	T	1	B				
<i>Turdus albicollis</i>	af	1		LT	1	O	3	M	2	M				
<i>Vireo chivi</i>	af	3		LT	3	O	1	C	1	A				
<i>Xenops rutilans</i>	af	3		UT	2	I	1	C	1	M				
<i>Amazona aestiva</i>	b	3		LT	1	F	4	C	1	M	*		(-)	
<i>Aramides cajanea</i>	b	3		LT	2	I	4	T	1	M				
<i>Cnemotriccus bimaculatus</i>	b	3		LT	3	I	1	M	2	M	*	(-)	(-)	
<i>Colaptes melanochloros</i>	b	3		LT	2	I	3	C	3	M	*		(-)	(+)
<i>Columba cayennensis</i>	b	3		LT	3	F	4	C	1	A	*	(-)	(-)	(-)
<i>Columba picazuro</i>	b	3		LT	1	F	4	C	1	A	*	(-)	(-)	(-)
<i>Cyanocorax chrysops</i>	b	3		LT	2	F	4	C	1	M	*			
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	b	3		LT	2	I	1	C	2	A	*		(-)	
<i>Ictinia plumbea</i>	b	3		LT	2	I	4	C	2	A				
<i>Leptotila verreauxi</i>	b	3		UT	3	O	4	U	2	A	*	(-)	(-)	
<i>Megarynychus pitangua</i>	b	3		LT	3	O	3	C	1	M	*		(-)	
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	b	1		LT	3	I	2	M	2	M	*			
<i>Otus choliba</i>	b	3		LT	2	I	4	C	1	A	*		(-)	
<i>Piaya cayana</i>	b	3		LT	3	I	3	C	1	A	*			
<i>Pitangus sulphuratus</i>	b	3		LT	1	O	3	C	3	A	*	(-)	(-)	(+)
<i>Synallaxis frontalis</i>	b	2	En	LT	2	I	1	U	1	M				
<i>Thraupis sayaca</i>	b	3		LT	2	O	2	C	1	A				
<i>Ara chloroptera</i>	n	1		LT	1	F	4	C	1	M	*			
<i>Aratinga leucophthalmus</i>	n	3		LT	2	F	4	C	1	A	*			
<i>Arremon flavirostris</i>	n	3		LT	2	I	1	T	1	M	*			
<i>Basileuterus flaveolus</i>	n	1		HT	1	I	1	U	2	M	*	(-)		
<i>Brotoogeris chiriri</i>	n	3		HT	1	O	2	C	1	M				

<i>Camptostoma obsoletum</i>	n	3		LT	2	O	1	C	1	M	*		
<i>Casiornis rufa</i>	n	3		LT	1	I	1	M	2	M	*	(-)	
<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	n	3		LT	2	N	1	M	3	A	*		
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	n	3		LT	3	I	3	M	2	M			
<i>Conirostrum speciosum</i>	n	3		LT	2	I	1	C	1	A	*		
<i>Conopophaga lineata</i>	n	3	En	UT	2	I	1	U	1	A	*	(-)	(+)
<i>Coryphospingus cucullatus</i>	n	3		LS	2	O	1	U	2	A			
<i>Crotophaga major</i>	n	3		LT	2	I	4	C	3	M			
<i>Dromococcyx pavoninus</i>	n	1		LT	1	I	3	U	2	B			
<i>Dryocopus lineatus</i>	n	3		LT	3	I	4	C	1	A	*		
<i>Elanoides forficatus</i>	n	3		LT	2	C	4	C	2	B			
<i>Euphonia chlorotica</i>	n	3		LT	2	O	1	C	1	A	*		
<i>Galbula ruficauda</i>	n	2		LT	2	I	1	M	1	A	*		
<i>Glaucidium brasilianum</i>	n	3		LT	2	I	3	C	1	A	*		
<i>Gnorimopsar chopi</i>	n	3		LT	1	I	3	C	3	A			
<i>Hemithraupis guira</i>	n	3		LT	2	O	1	C	1	A	*	(+)	
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	n	2		LT	1	I	1	M	2	A	*		
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	n	2		LT	3	I	4	C	1	M	*		
<i>Icterus cayanensis</i>	n	3		LT	2	O	2	C	1	M			
<i>Lathrotriccus euleuri</i>	n	3		LT	2	I	1	M	1	M	*	(+)	(+)
<i>Legatus leucophaeus</i>	n	3		LT	2	I	1	C	1	M			
<i>Leptotila rufaxilla</i>	n	3		LT	2	O	4	T	1	A			
<i>Melanerpes candidus</i>	n	3		LT	2	I	4	C	2	B			
<i>Melanerpes flavifrons</i>	n	2	En	LT	1	I	2	C	1	M			
<i>Micrastur semitorquatus</i>	n	3		LT	2	C	4	C	2	B	*		
<i>Momotus momota</i>	n	1		LT	3	I	4	M	2	A	*		

<i>Myiarchus ferox</i>	n	3		LT	2	I	2	M	2	M	
<i>Myiarchus swainsoni</i>	n	3		LT	2	I	2	C	2	M	*
<i>Myiodynastes maculatus</i>	n	2	En	LT	2	I	2	C	2	A	*
<i>Myiornis auricularis</i>	n	3		LT	1	O	1	M	2	M	*
<i>Myiozetetes similis</i>	n	3		LT	2	O	1	C	2	A	
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	n	3		LT	2	I	1	C	1	A	*
<i>Penelope superciliaris</i>	n	3		LT	1	F	4	T	1	M	*
<i>Picumnus albosquamatus</i>	n	2		LT	2	I	1	M	2	M	*
<i>Pteroglossus castanotis</i>	n	2		LT	2	F	4	C	1	A	*
<i>Ramphastos toco</i>	n	3		LT	1	F	4	C	1	M	*
<i>Rupornis magnirostris</i>	n	3		LT	3	C	4	C	1	A	*
<i>Saltator similis</i>	n	3		LT	2	O	2	C	2	A	
<i>Taraba major</i>	n	1		LT	2	I	2	U	1	A	
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	n	3		UT	2	I	1	M	2	A	*
<i>Thamnophilus doliatus</i>	n	3		LT	1	I	1	M	2	A	*
<i>Thamnophilus pelzelni</i>	n	1		LT	3	I	1	M	2	A	*
<i>Tityra cayana</i>	n	3		LT	1	F	2	C	1	M	*
<i>Tityra inquisitor</i>	n	3		LT	1	F	2	C	1	M	*
<i>Todirostrum plumbeiceps</i>	n	1		UT	2	I	1	U	1	M	*
<i>Turdus amaurochalinus</i>	n	3		LT	2	O	3	M	3	A	
<i>Turdus leucomelas</i>	n	3		LT	2	O	3	C	3	A	*
<i>Veniliornis passerinus</i>	n	2		LT	2	I	2	C	1	A	*

(-)

(-)

* Espécies que foram analisadas através de regressões múltiplas com as variáveis do ambiente

Espécies não-florestais observadas ocasionalmente durante o levantamento, não consideradas nas análises: *Crypturellus parvirostris*, *Rhynchotus rufescens*, *Nothura maculosa*, *Syrigma sibilatrix*, *Cathartes aura*, *Coragyps atratus*, *Elanus leucurus*, *Polyborus plancus*, *Milvago chimachima*, *Aramus guarauna*, *Cariama cristata*, *Vanellus chilensis*, *Columbina talpacoti*, *Scardafella squammata*, *Aratinga aurea*, *Crotophaga ani*, *Guira guira*, *Tapera naevia*, *Colaptes campestris*, *Furnarius rufus*, *Euscarthmus meloryphus*, *Donacobius atricapillus*, *Troglodytesaeton*, *Ammodramus humeralis*, *Emberizoides herbicola* e *Oryzoborus angolensis*.

Espécies que ocorrem em florestas, mas que não foram adequadas ao tipo de amostragem e, por isso, foram retiradas das análises: *Caprimulgus rufus*, *Caprimulgus parvulus*, *Coereba flaveola*, *Nyctidromus albicollis*, *Nyctibius griseus*, *Nyctiphrynus ocellatus*, *Phaethornis eurynome*, *Pipra fasciicauda*, *Sarcoramphus papa*, *Synallaxis ruficapilla*, *Colonia colonus*, *Myiopagis viridica*, *Myiopagis caniceps* e *Thalurania glaucopis*

**Capítulo 2 - Quando os “stepping stones” promovem
conectividade? Aves em sistemas agroflorestais em uma
região de Mata Atlântica**

Abstract

The aim of this study was to assess whether stepping stones (agroforest woodlots) can increase landscape connectivity, influencing bird distribution and diversity at landscape and local levels. We also tested which categories of species can use different types of connection elements, and whether this use is influenced by the distance from these elements to forest patches. We studied two fragmented landscapes, with and without stepping stones linking large fragments, and one forested landscape. Using a point count, a bird survey was undertaken in the fragmented landscapes in five different elements: large remnants (>400 ha), agroforest woodlots (0.4-1.1 ha), small patches (0.5 – 7 ha), riparian corridor, and pasture areas (the main matrix). The latter three elements were compared with the stepping stones, in regard to their role in bird movements. The continuous forest was surveyed as a control for large remnants in the fragmented landscapes. We observed no effect of the agroforest systems at the landscape scale or for large forest remnants. Generalist and open-area species were commonly observed in the agroforest system or other connection elements, whereas only a few forest species were present in these connections. The matrix was the poorest element of all. The distance between the woodlots and source areas (large patches) was essential to determine forest species richness and abundance in the agroforest system. We suggest that there is an optimal relationship between the permeability of the matrix and the efficiency of stepping stones, which occurs at intermediate degrees of matrix resistance, and is, clearly, species-dependent. The agroforest system appeared to be more advantageous for conservation than the traditional monoculture system in the region, as they hold higher bird diversity; for this reason, they should be considered as a management alternative, particularly when the corridor implantation is not feasible and the matrix permeability requirement is met.

Keywords: Fragmentation, Landscape Ecology, Conservation, Biodiversity, Landscape management

Resumo

O objetivo deste estudo foi avaliar se os “stepping stones” ou trampolins ecológicos (bosques agroflorestais) podem aumentar a conectividade da paisagem, influenciando a diversidade e distribuição das aves em níveis locais e da paisagem. Nós também testamos quais categorias de espécies podem usar diferentes tipos de elementos de conexão, e se esse uso é influenciado pela distância entre esses elementos e os remanescentes florestais. Foram estudados duas paisagens uma com e outra sem trampolins conectando fragmentos grandes, e uma paisagem inteiramente florestal. Através da metodologia de ponto de escuta a avifauna foi amostrada em cinco diferentes elementos: remanescentes grandes (>400 ha), bosques agroflorestais (0,4 - 1,1 ha), fragmentos pequenos (0,5 – 7 ha), corredores ripários, e o pasto (a matriz predominante). Os três últimos elementos foram comparados aos trampolins ecológicos, em relação a suas funções na movimentação das aves. A floresta contínua foi amostrada como controle para os fragmentos grandes das paisagens fragmentadas. Não foram observados efeitos dos sistemas agroflorestais na escala da paisagem ou para os fragmentos grandes. Espécies generalistas e de áreas abertas foram as mais freqüentemente observadas nos bosques agroflorestais e nos outros elementos de conexão, enquanto apenas poucas espécies florestais estiveram presentes nesses elementos. A matriz de pasto foi, em geral, o elemento mais pobre em espécie. A distância entre os bosques e as áreas fontes (fragmentos grandes) foi essencial para determinar a composição, riqueza e a abundância das espécies nos sistemas agroflorestais. Nós sugerimos que há uma relação ótima entre a permeabilidade da matriz e a eficiência dos trampolins, que ocorre em graus intermediários de resistência da matriz e, que, claramente, é espécie dependente. Os sistemas agroflorestais são mais vantajosos para a conservação do que o sistema tradicional de monocultura da região por abrigarem uma riqueza maior de espécies, por essa razão, eles devem ser considerados como alternativas de manejo, particularmente na impossibilidade da implantação de corredores e quando a permeabilidade da matriz é adequada. Palavras-chave: fragmentação, Ecologia da Paisagem, conservação, biodiversidade, manejo da paisagem

Introdução

A fragmentação do habitat impôs um grande desafio aos ecólogos e aqueles responsáveis pelo manejo das paisagens, em como conectar populações naturais espacialmente separadas em paisagens em que predominam a ocupação humana. Quando os habitats naturais são fragmentados as manchas remanescentes são isoladas pela matriz, que é uma área heterogênea que contém diversos tipos de unidades de não-habitat para as espécies nativas. A matriz pode ter diferentes funções ecológicas, influenciando no efeito de borda (Didham & Lawton, 1999; Mesquita *et al.*, 1999), regulando a dispersão de distúrbios (Murphy & Lovett-Doust, 2004), servindo como habitats secundários (Laurance *et al.*, 2002; Pardini, 2004; Antongiovanni & Metzger, 2005) e, principalmente, influenciando na conectividade da paisagem (Taylor *et al.*, 1993; Åberg *et al.*, 1995; Renjifo, 2001; Baum *et al.*, 2004), alterando a capacidade dos indivíduos de encontrarem recursos que estão dispersos pela paisagem (Bélisle & Desrochers, 2002; Adriaensen *et al.*, 2003).

A matriz pode funcionar como barreira à movimentação de indivíduos entre os fragmentos, restringindo populações locais aos limites desses e intensificando o efeito do isolamento. Porém, algumas paisagens podem propiciar condições que facilitem a movimentação dos organismos. Em particular, os corredores são considerados os principais elementos que promovem os fluxos biológicos, e têm sido estudados intensamente nos últimos 10 anos (Rosemberg *et al.*, 1997; Beier & Noss, 1998; Haddad & Baum, 1999; Tewksbury *et al.*, 2002; Orrock *et al.*, 2003; Pardini *et al.*, 2005; Uezu *et al.*, 2005; Damschen *et al.*, 2006). Apesar do número reduzido de estudos, os trampolins ecológicos, que são pequenas áreas que se assemelham aos habitats naturais podem também aumentar a conectividade (Metzger, 1999; Fischer & Lindenmayer 2002a, b; Baum *et al.*, 2004). Independentemente de suas funções como habitat, a principal função dessas áreas é ajudar as espécies na transição de um

fragmento ao outro (Graham, 2001), diminuindo a distância que um indivíduo precisa cruzar de uma só vez por áreas abertas. Como esses elementos podem determinar a probabilidade de colonização entre fragmentos (Fischer & Lindenmayer, 2002b; Baum *et al.*, 2004), espera-se que eles possam também influenciar em escalas mais amplas, como para a diversidade total de uma paisagem. Os trampolins podem ser considerados alternativas de manejo para promover o aumento da conectividade da paisagem, especialmente em regiões em que não há a possibilidade da criação de corredores ou do manejo da matriz para aumentar sua permeabilidade. Eles têm ainda a vantagem de serem menos custosos.

Essa é uma forma de aliar a conservação da biodiversidade com alternativas econômicas para as comunidades locais (Saunders, 1994; Thiollay, 1995; Conservation International, 2000). Na região do presente estudo, bosques agroflorestais têm sido criados entre os fragmentos florestais (Cullen Jr. *et al.*, 2001), com o propósito de proverem sustento aos assentados rurais e também de funcionarem como trampolins ecológicos para as espécies nativas. Esses bosques são compostos por plantações de café e outros produtos agrícolas e por uma alta diversidade de árvores nativas dispostas em linhas. Os bosques variam entre 0,5 e 1,0 ha. Eles foram instalados a cerca de 8-10 anos atrás, e estão distantes entre si, em média, em 600 m, distribuídos por um assentamento rural que ocupa cerca de 2.900 ha.

O objetivo deste estudo foi: primeiro, avaliar o efeito dos bosques agroflorestais na composição, abundância e riqueza da avifauna em duas escalas distintas; na escala da paisagem, nós testamos se a presença dos bosques influencia a composição e a diversidade gama em duas paisagens, uma em que tais bosques estavam presentes e a outra onde eles estavam ausentes; em uma escala mais detalhada, nós avaliamos a variação da diversidade alfa e da similaridade entre remanescentes florestais, de acordo com a presença e ausência dos bosques agroflorestais; segundo, nessa mesma escala,

nós comparamos a composição de espécies de aves em diferentes elementos da paisagem, considerando em particular a matriz de pasto, os bosques agroflorestais e outros elementos de conexão (pequenos remanescentes naturais e corredores ripários); e terceiro, nós testamos se a distância entre os fragmentos grandes e os elementos de conexão ou pontos amostrados na matriz influenciam o uso desses elementos pelas aves.

Materiais e métodos

Região de estudo

A região de estudo localiza-se no extremo oeste do Estado de São Paulo, no domínio da Mata Atlântica, um dos biomas de maior diversidade do Planeta, e considerado também um dos cinco *hotspots* mais ameaçados (Mittermeier *et al.*, 1999). As paisagens estudadas inserem-se nos limites de uma antiga reserva florestal, a “Grande Reserva do Pontal do Paranapanema”, criada em 1942, em uma área de 246.864 hectares (53°06’E - 51°58’E; 22°01’S - 22°42’S; Fig. 01). Geomorfologicamente, situa-se em uma região caracterizada pela presença de colinas amplas, com declividade baixa (menos de 15%; Ross & Moroz, 1997). O solo predominante na região é o Latossolo (Oliveira *et al.*, 1999). Devido à concentração alta de areia, apresenta baixa fertilidade, boa permeabilidade e drenagem excessiva. A vegetação é denominada “Floresta Estacional Semidecidual” (Oliveira-Filho & Fontes, 2000), condicionada por duas estações climáticas marcantes, tropical, com chuvas de verão intensas, com temperaturas atingindo 40°C, seguidas por estiagens acentuadas, e subtropical, sem período seco, mas com seca fisiológica provocada pelo frio do inverno. A precipitação média anual é de 1.500 mm. Entre 20 a 50% das árvores são caducifólias.

A devastação da cobertura florestal do Pontal do Paranapanema é um fato recente na história de ocupação da Mata Atlântica (Dean, 1996). Em 1945, 96,96% da cobertura de mata correspondente à Grande Reserva ainda permanecia intacta (Ferrari

Leite, 1998). No entanto, o estabelecimento dessa unidade de conservação não ajudou a proteger a região, que passou a ser invadida a partir da década de 50 e explorada para o uso da madeira e instalação de pastagem.

Na paisagem atual do Pontal encontramos fragmentos que variam aproximadamente de 2 a 2.000 ha. Um importante remanescente florestal para a região é o Parque Estadual do Morro do Diabo, que possui uma área de aproximadamente 36.000 ha, predominantemente primária, constituindo o maior remanescente desse tipo de floresta no Estado de São Paulo (Figura 1) e um dos quatro remanescentes desse tipo de floresta com área acima de 10.000 ha na Mata Atlântica. A floresta que restou ocupa cerca de 17,2% da região, incluindo o Parque Estadual. As vegetações ripárias ao longo dos rios encontram-se bastante degradadas, muitas vezes não impedindo o assoreamento dos corpos d'água que envolvem. Junto com outras vegetações iniciais, cobrem cerca de 6,6% da área em estudo. A matriz, elemento predominante na paisagem, é composta principalmente por pasto (~53,5%) e pela monocultura de cana-de-açúcar (~22,7%).

Paisagens selecionadas

Neste estudo, foram selecionadas três paisagens distintas (Figura 1): P1 - Paisagem 1 é constituída por dois fragmentos florestais grandes (1265 e 1552 ha), três fragmentos pequenos (5,5; 3,7 e 0,5 ha), um corredor ripário e uma matriz homogênea formada por pasto e monocultura de cana-de-açúcar, pertencentes às grandes propriedades. P2 - Paisagem 2 é composta por dois fragmentos florestais grandes (450 e 1132 ha), três fragmentos pequenos (3,9; 4,9 e 7,1 ha), um corredor ripário e vários bosques agroflorestais dispersos pela matriz; P3 - Paisagem 3 é composta predominantemente por floresta primária, dentro do Parque Estadual do Morro do Diabo. É considerada, neste estudo, como controle para os fragmentos grandes nas paisagens fragmentadas. Cada uma dessas paisagens ocupa uma área de cerca de 16.500 ha.

Figura 1 – Localização da região de estudo no estado de São Paulo, Brasil. O mapa em escala média mostra a região do Pontal do Paranapanema e a localização das três paisagens estudadas (P1, P2 e P3). Os mapas em escalas menores mostram em detalhes cada uma das paisagens e a localização dos pontos em que foram feitos os levantamentos da avifauna: controle e fragmentos grandes (triângulos fechados), fragmentos pequenos (círculos fechados), corredores (quadrados abertos), bosques agroflorestais (estrelas fechadas) e matriz (estrelas abertas).

Levantamento das aves

Os dados de aves foram obtidos através da metodologia de ponto de escuta (Blondel *et al.*, 1970). O tempo de permanência em cada ponto foi de 10 minutos. No total, foram feitas quatro visitas nas áreas amostradas, entre janeiro de 2003 e fevereiro de 2004. O horário de amostragem iniciava-se aproximadamente ao nascer do Sol (~6:00 h) e durava cerca de três horas. Os levantamentos foram feitos por dois observadores (AU e DB), após um período de quinze dias de testes para nivelamento na capacidade de reconhecimento das espécies. As vocalizações em que se tinha dúvida quanto à espécie, eram gravadas para posterior identificação, com o auxílio de gravações de referências. A partir desse levantamento, foi estabelecido um Índice Pontual de Abundância (IPA), que consiste na razão do número de contatos visuais e auditivos de indivíduos de uma determinada espécie pela quantidade de pontos amostrados.

Na primeira paisagem (L1), foram distribuídos 39 pontos amostrais: 12 nos fragmentos grandes (seis em cada fragmento), 12 na matriz, 12 nos corredores e três nos fragmentos pequenos (1 por fragmento). De maneira similar, na Paisagem 2 também foram determinados 39 pontos: 12 nos fragmentos grandes (seis em cada fragmento), 12 nos bosques agroflorestais, 12 nos corredores e três nos fragmentos pequenos (1 em cada fragmento). Para a paisagem 3, foram definidos 12 pontos em duas áreas distantes entre si em cerca de 5.600 m (seis pontos em cada área). A distância entre os pontos levantados nos fragmentos grandes foi de ~8.600 m para a paisagem 1 e de ~4.100 m para a paisagem 2, embora a distância borda-a-borda entre os fragmentos fosse de ~2.400 m e ~1.300 m, respectivamente.

Em cada fragmento grande e nas áreas controle do Parque, os pontos foram dispostos numa grade de 3 x 2, com os pontos distantes em 200 m. Nos corredores, os pontos foram definidos ao longo da sua extensão, também com um distanciamento de

200 m. Para os fragmentos pequenos e os bosques agroflorestais, foi estabelecido um ponto em cada unidade. Finalmente, para a matriz de pasto, o arranjo dos pontos foi dado aleatoriamente entre os dois fragmentos grandes da paisagem 1, mantendo uma distância mínima de 200 m (Figura 1).

Diversidade e composição de espécies

A riqueza (número de espécies; diversidade alfa) e diversidade de Shannon ($H' = -\sum p_i \cdot \ln(p_i)$) de aves foram calculadas em diferentes escalas, a fim de se comparar a variação da diversidade entre as paisagens (diversidade gama) e entre os tratamentos considerados (áreas controle, fragmentos grandes, corredores, bosques agroflorestais e matriz). A riqueza também foi calculada para alguns conjuntos de espécies categorizados de acordo com o uso do habitat: estritamente florestais (f); generalistas (g), ou seja, espécies capazes de usar tanto a floresta como ambientes abertos; espécies de áreas abertas (nf, não florestais) e as aquáticas (aq). A definição dessas categorias foi baseada em Parker III *et al.* (1996).

Para o cálculo da similaridade, foi considerado o índice de Sørensen: $ISS = \frac{2 \times C}{A + B}$, onde C = número de espécies em comum das áreas A e B ; A = número de espécies da área A , e B = número de espécies da área B . Da mesma forma que para a riqueza, a similaridade também foi calculada em diferentes escalas e, considerando distintos sub-conjuntos de espécies.

Análise dos dados

Efeito dos trampolins ecológicos

Para comparar a riqueza entre as paisagens fragmentadas estudadas, foram criadas curvas de acúmulo de espécies com base em amostras (Gotelli & Colwell, 2001). Como unidade amostral, foi considerado cada ponto fixo nos diferentes tratamentos de cada paisagem. Para a construção da curva, foram sorteados, aleatoriamente, 5000 vezes, os pontos amostrados do conjunto de pontos total de cada

paisagem. A reamostragem era feita com reposição. As curvas foram produzidas em função do número de indivíduos amostrados, a fim de padronizar o esforço de amostragem (Gotelli & Colwell, 2001). Finalmente, as curvas médias e os desvios padrão dos números de espécies foram comparados graficamente. Foram estimadas também as riquezas de espécies para cada paisagem usando Jackknife 2 (Colwell & Coddington, 1994).

A fim de verificar a influência da matriz que interpõe as áreas de matas em cada paisagem (P1, P2 e P3), foram calculadas as similaridades da composição de espécies entre essas áreas. Para testar se as diferenças eram significativas, foi comparada a diferença das similaridades observadas com aquelas calculadas a partir de modelos gerados por permutação dos dados de presença e ausência das espécies. Ou seja, a partir dos dados originais, eram sorteados novas combinações da presença das espécies nas áreas consideradas. A aleatorização foi feita com reposição dos dados. A cada rearranjo dos dados a diferença entre as similaridades de duas áreas era obtida. Após 10.000 iterações, as diferenças de similaridade reais, observadas, eram confrontadas com a distribuição dos valores gerados, a fim de verificar a chance desse valor ser ao acaso. Teoricamente, caso o fluxo de organismo entre essas áreas fosse afetado pela matriz, seria esperado encontrarmos uma similaridade maior entre as áreas controle, seguida pela dos fragmentos conectados por bosques agroflorestais e, por último, com uma similaridade inferior, os fragmentos isolados pela matriz de pasto.

Diferenças na composição de espécies entre os elementos das paisagens

A partir da presença das espécies nos diferentes tratamentos das paisagens P1 e P2 e das categorias referentes ao uso do habitat a que elas pertencem foram aplicados testes de Qui-quadrado, a fim de determinar se existe preferência das espécies pelos diferentes tipos de habitats. Foi realizado um teste para cada paisagem fragmentada.

Adicionalmente, as riquezas de espécies e abundância de indivíduos (totais e separadas em categorias segundo o uso do habitat) foram comparadas entre os pontos amostrados na matriz e nos elementos de conexão (corredores, fragmentos pequenos e bosques agroflorestais) através da análise não-paramétrica Kruskal-Wallis (Zar, 1996), para verificar se havia diferença desses parâmetros entre esses elementos. Nos casos em que a diferença se mostrava significativa, foi aplicado o teste *a posteriori* de Dunn (Zar, 1996) para identificar entre quais tratamentos se dava a diferença.

Testes para o efeito da distância

Para verificar a influência das áreas fontes (remanescentes grandes) sobre a composição dos elementos de conexão (corredores, fragmentos pequenos e bosques agroflorestais) e pontos na matriz, foi gerada uma matriz de similaridade entre essas áreas. Complementarmente, uma outra matriz de distância espacial foi criada entre essas áreas. A **distância** foi considerada como a menor medida entre a borda de um fragmento grande e os pontos levantados na matriz e nos elementos de conexão, com um erro de aproximadamente 15 m (dados de GPS). Por regressão simples, foram testadas se tais similaridades variavam em função da distância espacial entre as áreas. De forma semelhante, nós também testamos, por regressão simples, se o número de espécies e a abundância dos indivíduos (totais e das diferentes categorias de aves agrupadas segundo ao tipo de habitat) variavam em função da distância ao fragmento grande mais próximo.

Resultados

Efeito dos trampolins ecológicos

Considerando o conjunto total das áreas levantadas, foram observadas 172 espécies de aves. Na paisagem 1, a riqueza foi de 129 espécies ($H' = 4,06$), na paisagem 2 o número específico foi 110 ($H' = 3,90$) e na paisagem 3, 71 ($H' = 3,81$). A riqueza estimada, usando jackknife 2, teve valores de 139,9 ($\pm 14,74$), 115,5 ($\pm 10,18$) e 84,6 ($\pm 10,61$), respectivamente (Tabela 1, Figura 2). Comparando-se as riquezas estimadas entre as

duas paisagens fragmentadas, que tiveram o mesmo esforço amostral, embora a média da P2 tenha sido mais baixa que a P1, isso não se confirma estatisticamente, visto que os desvios padrão das duas curvas se sobrepõem (Figura 2). A similaridade das espécies de aves entre as paisagens 1 e 2 é relativamente alta, considerando tanto o conjunto completo das espécies quanto levando-se em conta as classes definidas pelo uso do habitat: 0,75 (espécies totais); 0,74 (espécies florestais); 0,82 (espécies generalistas) e 0,83 (espécies de ambientes abertos).

Em escala local, a similaridade entre os dois fragmentos da P1 apresentou o mesmo valor ao encontrado para os da P2 (0,67). Entre as áreas controle, a similaridade apresentou-se mais elevada (0,73), no entanto, a comparação com os modelos gerados aleatoriamente mostrou não haver uma diferença significativa entre esses valores ($P > 0,05$). Para a classe de espécies florestais, a diferença de similaridade entre as áreas controle e os fragmentos da P1 apresentou um valor de significância marginal ($p = 0,076$).

Figura 2 – Curva acumulativa de espécies para as paisagens com (P2) e sem (P1) trampolins ecológicos, usando o estimador jackknife 2. Pontal do Paranapanema, SP.

Tabela 1 – Número de espécies de aves totais (Tot.) observadas nas paisagens estudadas (P1, P2 e P3) e de acordo com o tipo de habitat: áquatica (aq); florestal (f); generalistas (g) e não florestais (nf). R_{est} representa a média e o desvio padrão da riqueza estimada com Jackknife 2. Pontal do Paranapanema, SP.

	P1	P2	P3
aq	18	8	0
f	56	49	56
g	21	23	12
nf	34	30	3
Tot.	129	110	71
R_{est}.	136,5 ±14,1	113,9±9,7	84,7±10,6

Composição e riqueza de espécies nos elementos da paisagem

Considerando-se as classes das espécies quanto ao tipo de habitat, há uma diferença significativa na distribuição dessas entre os tratamentos amostrados, em ambas as paisagens fragmentadas (Figura 3): P1 ($X^2 = 110,3$; gl = 9; $p < 0,01$) e P2 ($X^2 = 64,4$; gl

= 9; $p < 0,01$). A maior parte das observações das espécies florestais foram feitas nos fragmentos grandes, seguidas, pelos corredores (na P1) e fragmentos pequenos (na P2). Dentre as espécies florestais, 43 foram encontradas apenas nas áreas controle e nos fragmentos grandes, e 21 exclusivamente nas áreas controle. Nos bosques, foram encontradas sete espécies classificadas como florestais e, na matriz, três. As espécies aquáticas estiveram presentes predominantemente nos corredores. As espécies generalistas (g) e as espécies de áreas abertas (nf) foram observadas mais freqüentemente nos elementos de conexão (corredores, fragmentos pequenos e bosques agroflorestais), e na matriz de pasto. As espécies de áreas abertas (nf), apresentaram um padrão semelhante aos das espécies generalistas, porém com as preferências pelos ambientes ainda mais acentuadas. Apenas oito espécies foram encontradas em todos os tipos de habitat.

Figura 3 – Porcentagem de espécies classificadas segundo o tipo de ambiente nos diferentes tratamentos amostrados na P1(a) e P2 (b): fg –fragmentos grandes; fp – fragmentos pequenos; c – corredores; b – bosques agroflorestais e m – matriz. Os valores sobre as barras indicam o número de espécie. Pontal do Paranapanema, SP.

A comparação da riqueza de espécies entre os elementos de conexão e a matriz mostrou haver diferença significativa entre os tratamentos, tanto para as espécies totais

($H_{(3,54)} = 34,35$; $p < 0,01$), quanto agrupando as espécies de acordo com o uso do habitat: espécies florestais ($H_{(3,54)} = 33,72$; $p < 0,01$), espécies generalistas ($H_{(3,54)} = 29,07$; $p < 0,01$) e espécies não-florestais ($H_{(3,54)} = 18,29$; $p < 0,01$). Os testes *a posteriori* mostraram que as riquezas dos corredores e dos fragmentos pequenos são comparáveis entre si e que, em geral, são mais altas em relação aos bosques e à matriz (Tabela 2, Figura 4). Os bosques se assemelham a esses elementos de conexão, porém apresentam os números de espécies florestais menor. Já a matriz, tem a menor diversidade para quase todas as classes.

Figura 4 – Variação das riquezas (totais e dos grupos classificados quanto ao uso do habitat) entre os elementos da paisagem: fp – fragmentos pequenos; b – bosques agroflorestais; c – corredores e m - matriz de pasto. Os quadrados representam as médias; as barras, os desvios padrão; os círculos, *outliers*; e, a cruzes, valores extremos. Pontal do Paranapanema, SP.

Tabela 2 – Diferença de riqueza de espécies totais e agrupadas em classes (quanto ao uso do habitat) entre os tratamentos estudados: fp – fragmentos pequenos; c – corredores; b – bosques agroflorestais e m - matriz de pasto (Pontal do Paranapanema, SP). A riqueza de espécies é expressa pela variável Q, que é a razão entre diferença de ranques entre dois tratamentos e o erro padrão. Os valores em negrito representam diferenças significativas ($p < 0,05$).

	Totais	Florestais	Generalistas	Não florestais
c vs m	5,02	4,37	5,70	3,32
c vs b	2,20	3,21	0,20	0,06
c vs fp	1,42	1,71	1,50	1,58
fp vs m	4,85	4,65	5,40	3,79
fp vs b	2,85	3,83	1,30	1,40
b vs m	2,45	1,00	5,10	2,93

Importância da distância às áreas fontes

Foi encontrada uma relação positiva significativa entre a similaridade dos bosques agroflorestais e os fragmentos grandes e a proximidade entre eles (Figura 5; R^2 adj. = 0,34, $F_{(1,10)} = 6,70$, $p = \mathbf{0,027}$), quanto mais próximos os bosques estão dos fragmentos fontes, mais semelhante é a composição de espécies entre eles. Tal relação também foi observada para os pontos amostrados na matriz (Figura 5; R^2 adj. = 0,28, $F_{(1,10)} = 5,24$, $p = \mathbf{0,045}$), no entanto, com uma inclinação menor da linha da regressão.

Complementarmente, há um número maior de espécies florestais (f) e uma maior abundância de indivíduos dessa classe nos bosques agroflorestais que estão mais próximos aos fragmentos grandes (R^2 ajust. = 0,47; $F_{(1,10)} = 10,72$; $p < \mathbf{0,01}$; R^2 ajust. = 0,46; $F_{(1,10)} = 10,20$; $p = \mathbf{0,01}$, respectivamente, Figura 6). Uma relação inversa foi observada para o número de espécies não-florestais (nf) nos pontos do corredor da paisagem 1 (R^2 ajust. = 0,51; $F_{(1,10)} = 12,57$; $p = \mathbf{0,005}$).

Figura 5 – Variação da similaridade dos bosques agroflorestais (pontos fechados cinzas), e dos pontos na matriz (quadrados abertos) com os fragmentos grandes mais próximos a esses, em função da distância entre as áreas. Pontal do Paranapanema, SP.

Figura 6 – Variação do número específico (círculos fechado) e do número de indivíduos (quadrado aberto) das espécies florestais (f) nos bosques agroflorestais em função da distância aos fragmentos grandes mais próximos a esses. Pontal do Paranapanema, SP.

Discussão

Os bosques agroflorestais aumentam a conectividade da paisagem?

Foram poucas as evidências de influência dos bosques florestais na diversidade e na composição de aves nas escalas das paisagens e para os remanescentes grandes de floresta. Não houve divergências significativas nesses parâmetros quando comparadas as duas paisagens fragmentadas (P1 e P2), nem quando comparados os fragmentos grandes separados por matrizes de pasto com e sem bosques agroflorestais. Apenas foi observada uma diferença marginal entre a similaridade das áreas controle em comparação com os fragmentos da paisagem 1, as duas paisagens nos extremos do grau de conectividade, dando indício de um possível efeito.

Algumas razões podem ser levantadas para não serem verificadas as influências dos bosques agroflorestais nas escalas mais amplas. Em primeiro lugar, temos a curta escala de tempo da ocorrência dos fatos (fragmentação e instalação dos bosques agroflorestais). O intervalo de 50 anos pode ter sido pouco para provocar grande divergência entre as comunidades nos fragmentos, especialmente por se tratarem de fragmentos grandes (>400 ha; Brooks *et al.*, 1999). Adicionalmente, a implantação dos bosques agroflorestais pode ser muito recente (cerca de 8 a 10 anos) para ter reflexos na escala da paisagem ou para os fragmentos grandes. Além disso, os padrões de diversidade e composição da avifauna que observamos podem estar sob a influência de outras variáveis, tais como: o tamanho distinto dos fragmentos fontes, grau variado do estado de degradação da vegetação e heterogeneidade ambiental. Esses parâmetros poderiam ocultar os efeitos da conectividade, especialmente porque não temos réplicas das paisagens com e sem bosques agroflorestais, o que limita as nossas inferências para essa escala mais ampla.

Quando os trampolins ecológicos promovem a conectividade: uma hipótese geral

A eficiência dos trampolins ecológicos e corredores podem ser fortemente influenciados pela resistência da matriz. De acordo com estudos anteriores, em matrizes menos permeáveis a função dos trampolins em facilitar o fluxo biológico é reduzida (Baum *et al.*, 2004). Nós sugerimos que há uma relação ótima entre a permeabilidade da matriz e a eficiência dos trampolins. Em uma matriz muito resistente, as espécies não são capazes de deixar o fragmento para atingir esses elementos, reduzindo a relevância de suas presenças; no extremo oposto, em matrizes muito permeáveis, a importância desses elementos também são baixas, visto que as movimentações podem ser feitas exclusivamente pela matriz. Dessa forma, os trampolins ecológicos serão particularmente úteis em condições intermediárias, onde a matriz não é tão resistente a ponto de evitar a movimentação de alguns indivíduos, e nem muito permeável para permitir a movimentação irrestrita pela matriz.

Claramente, essa relação depende das espécies consideradas e como elas percebem a matriz no entorno. Em nosso estudo, as espécies mais generalistas (g) foram beneficiadas pelos trampolins ecológicos, porque elas têm maiores capacidades de cruzar áreas abertas de pasto, mostrando uma conectividade funcional mais alta. Em contraste, apenas uma pequena porção das espécies florestais foi observada usando os bosques agroflorestais ou outros elementos de conexão (corredores e pequenos fragmentos). As espécies dependentes de floresta não se beneficiaram pela presença desses elementos possivelmente porque a estrutura e composição da matriz diferem-se bruscamente de seus habitats naturais. Em outro estudo, foi observado que muitas espécies florestais poderiam usar árvores isoladas ou grupos de árvores como trampolins ecológicos (Fischer & Lindenmayer, 2002a). Essas espécies eram bem adaptadas ao ambiente fragmentado, visto que viviam em fragmentos relativamente

pequenos (0,5 a 1,0 ha) e usavam as áreas abertas para se movimentarem pela paisagem, o que permitiam a elas usarem os trampolins.

Eficiência dos elementos de conexão

Foram encontradas diferenças relevantes entre a riqueza de espécies nos diferentes elementos de conexão. Para as espécies florestais, os bosques apresentaram número específico mais baixo que os corredores e os fragmentos pequenos. A matriz apresentou, em geral, riqueza mais baixa em comparação aos elementos de conexão. Esses resultados ilustram diferentes eficiências dos elementos de conexão. Os corredores e os fragmentos pequenos levam vantagem em relação aos bosques, provavelmente, devido à estrutura mais complexa da vegetação. Apesar de estarem bastante degradadas, essas áreas possuem o sub-bosque mais fechado e o perfil mais completo da vegetação, podendo formar diferentes estratos. Os bosques ao contrário, apresentam o estrato inferior mais aberto, o que deve impedir o estabelecimento de várias espécies. Thiollay (1995), entre outros aspectos, atribui à diferença dos parâmetros de vegetação entre a floresta natural e os sistemas agroflorestais, a diferença na composição e diversidade de aves entre esses ecossistemas. Os corredores ainda têm a vantagem de estarem contíguos aos remanescentes grandes, não havendo a necessidade dos indivíduos cruzarem áreas abertas (Baum *et al.*, 2004). A matriz é o elemento mais pobre em espécies, ilustrando a desvantagem para a conservação desse tipo de atividade que se instalou na região desde a sua ocupação.

Efeito das distâncias às áreas fontes

A proximidade dos bosques agroflorestais aos fragmentos grande (fontes) resulta em uma maior similaridade a esses, bem como aumenta a chance de ocorrência de espécies florestais. Esse resultado condiz com a teoria de Biogeografia de Ilhas (MacArthur & Wilson, 1967), em que as riquezas de ilhas são determinadas pela distância dessas ao

continente. Isso indica que distâncias mais curtas devem aumentar a efetividade dos bosques como facilitadores de movimento pela paisagem.

Em outro estudo foi verificado que árvores ou conjunto de árvores no pasto funcionavam como trampolins ecológicos quando esses estavam distantes dos fragmentos florestais (Fischer & Lindenmayer, 2002a). Nesses casos, os indivíduos que chegavam a esses elementos de conexão mais frequentemente prosseguiram o caminho em um ângulo de 180° em relação à chegada. Porém, quando os elementos estavam próximos aos fragmentos, tal padrão não se confirmava e eles poderiam tanto continuar a trajetória ou voltar ao ponto de origem. Esses resultados indicam que as espécies podem visitar mais frequentemente os bosques agroflorestais que estão próximos aos fragmentos grandes, para buscar algum tipo de recurso, e apenas usarem os bosques mais distantes, com menor frequência, quando estão se dispersando pela paisagem.

Implicações para conservação

O aumento do fluxo de indivíduos pela paisagem proporcionado pelos bosques agroflorestais, mesmo que seja de espécies menos sensíveis e generalistas, deve ajudar a restaurar parte das funções ecológicas perdidas com a fragmentação, tais como a dispersão de sementes (Guevara & Laborde, 1993; Galindo-Gonzalez *et al.*, 2000). Nos bosques, foram verificadas espécies das famílias Ramphatidae, Columbidae e da subfamília Thraupinae, grupos tipicamente conhecidos como dispersores de sementes (Sick, 1997). Esse maior fluxo pode ajudar a conectar populações nativas de plantas espacialmente separadas. Por se tratarem de espécies generalistas de aves, essas trocas podem acontecer tanto entre os remanescentes florestais, quanto entre a vegetação nativa e os sistemas agroflorestais.

As informações geradas neste estudo podem ajudar a direcionar a implantação de novos bosques agroflorestais, de maneira a otimizar os esforços para a conservação

da região, bem como poderão servir de base para a aplicação de tais ações em outras regiões. Por exemplo, os resultados indicam que distâncias menores às áreas fontes aumentam a riqueza e abundância de espécies florestais nos bosques, sugerindo um maior fluxo de indivíduos, o que implica que a criação de novos bosques, aumentando suas densidades e, conseqüentemente, reduzindo as distâncias por áreas abertas que um organismo tem que atravessar, poderia proporcionar uma movimentação maior de indivíduos pela paisagem, e, possivelmente, outras espécies poderiam se beneficiar com a presença desses elementos. Além disso, se nossa hipótese sobre a efetividade dos trampolins estiver certa, também é necessário manejar o tipo de matriz, alterando o sistema de monocultura de pasto e cana-de-açúcar que são muito resistentes a movimentação das aves, para outros tipos de plantações que favoreceriam a movimentação das espécies florestais.

Apesar de termos verificado a presença de poucas espécies florestais usando os elementos de conexão, movimentações esporádicas podem acontecer, mas não terem sido observadas na escala desse estudo. Poucos indivíduos por geração seriam suficientes para manter uma dinâmica de metapopulação (Hanski & Gilpin, 1997). Adicionalmente, os bosques agroflorestais, em uma perspectiva para a conservação, constituem de melhores alternativas para parte da avifauna (espécies generalistas) em relação ao sistema tradicional de agricultura implantado na região a 50 anos atrás. Em uma perspectiva econômica, os bosques também provêm sustento para um maior número de famílias. Por essas razões, esses sistemas devem ser considerados como uma alternativa de manejo para promover o aumento da conectividade da paisagem, particularmente quando a implantação dos corredores não é possível e a matriz tem uma permeabilidade intermediária.

Referências Bibliográficas

- Åberg, J., Jansson, G., Swenson, J.E., Angelstam, P., 1995. The effect of matrix on the occurrence of hazel grouse (*Bonasa bonasai*) in isolated habitat fragments. *Oecologia* 103, 265-269.
- Adriaensen, F., Chardon, J.P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., Matthysen, E., 2003. The application of ‘least-cost’ modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning* 64, 233-247.
- Antongiovanni, M., Metzger, J.P., 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 122, 441-451.
- Baum, K.A., Haynes, K.J., Dilleuth, F.P., Cronin, J.T., 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology* 85, 267-2675.
- Beier, P., Noss, R.F., 1998. Do corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12, 1241-1252.
- Bélisle, M., Desrochers, A., 2002. Gap-crossing decisions by forest birds: an empirical basis for parameterizing spatially-explicit, individual-based models. *Landscape Ecology* 17, 219-231.
- Blondel, J., Chessel Ferry, C., Frochot, B., 1970. La méthode des indices ponctuels d’abondance (I.P.A.) ou des relevés d’avifaune par “stations d’écoute”. *Alauda* 38, 55-71.
- Brooks, T.M., Pimm, S.L., Oyugi, J.O., 1999. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conservation Biology* 13, 1140-1150.
- Colwell R.K, Coddington, J.A., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions, Biological Sciences* 345, 101-118.
- Conservation International, 2000. *Designing a sustainable landscape: the Brazilian Atlantic Forest*

- Cullen Jr., L., Schimink, M., Valladares-Pádua, C., Morato, I., 2001. Agroforestry benefit zones: a tool for the conservation management of Atlantic Forest fragments, São Paulo, Brazil. *Natural Areas Journal* 21, 346-356.
- Damschen, E.I., Haddad, N.M., Orrock, J.L., Tewksbury, J.J., Levey, D.J., 2006. Corridors increase plant species richness at large scales. *Science* 313, 1284-1286.
- Dean, W., 1996. A Ferro e Fogo – *A história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*, Companhia das Letras, São Paulo.
- Didham, R.K., Lawton, J.H., 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31, 17-30.
- Ferrari Leite, J., 1998. *A ocupação do Pontal do Paranapanema*, Ed. Hucitec, Fundação UNESP, São Paulo.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B., 2002a. The conservation value of paddock trees for birds in a variegated landscape in southern New South Wales. 1. Species composition and site occupancy patterns. *Biodiversity and Conservation* 11, 807-832.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B., 2002b. The conservation value of paddock trees for birds in a variegated landscape in southern New South Wales. 2. Paddock trees as stepping stones. *Biodiversity and Conservation* 11, 833-849.
- Garlindo-Gonzalez, J., Guevara, S., Sosa, V.J., 2000. Bat- and bird-generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology* 14, 1693-1703.
- Gotelli, N.J., Colwell, R.K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness, *Ecology Letters* 4, 379-391.

- Graham, C.H., 2001. Factors influencing movement patterns of keel-billed toucans in a fragmented tropical landscape in southern Mexico. *Conservation Biology* 15, 1789-1798.
- Guevara, S., Laborde, J., 1993. Monitoring seed dispersal at isolated trees in tropical pastures: consequences for local species availability. *Vegetatio* 107/108, 319-338.
- Haddad, N.M., Baum, K.A., 1999. An experimental test of corridor effects on butterfly densities. *Ecological Applications* 9, 623-633.
- Hanski, I., Gilpin, M.E., 1997. *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*, Academic Press, San Diego.
- Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E. M., Didham, R.K., Stouffer, P.C., Gascon, C., Bierregaard, R.O., Laurance, S.G., Sampaio, E., 2002. Ecosystem decay of Amazonian Forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16, 605-618.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1967. *The theory of island biogeography, Monographs in population biology*, Princeton Univ. Press, Princeton.
- Mesquita, R.C.G., Delamonica, P., Laurance, W.F., 1999. Effects of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 91, 129-134.
- Metzger, J.P., 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 71, 445-463.
- Mittermeier, R.A., Myers, N., Gil, P.R., Mittermeier, C.G., 1999. *Hotspots: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*, CEMEX, Mexico City.

- Murphy, H.T., Lovett-Doust, J., 2004. Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: does the matrix matter? *Oikos* 105, 3-14.
- Oliveira, J.B., Camargo, M.N., Rossi, M., Calderano Filho, B., 1999. *Mapa Pedológico do Estado de São Paulo: legenda expandida*, Campinas: Instituto Agronômico: Rio de Janeiro, Embrapa Solos, Campinas.
- Oliveira-Filho, A.T., Fontes, M.A.L., 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and influence of climate. *Biotropica* 32, 793-810.
- Orrock, J.L., Danielson, B.J., Burns, M.J., Levey, D.J. 2002. Spatial ecology of predator prey interactions: corridors and patch shape influence seed predation. *Ecology* 84, 2589-2599.
- Pardini, R., 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13, 2567-2586.
- Pardini, R., Marques de Souza, S., Braga-Neto, R., Metzger, J.P., 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124, 253-266.
- Parker III, T.A., Stotz, D.F., Fitzpatrick J.W., 1996. Ecological and distributional databases, in: Stotz, D. F., Fitzpatrick, J. W., Parker III, T. A., Moskovits, D. K. (Eds.), *Neotropical birds: Ecology and conservation*, The University of Chicago Press, Chicago pp. 111-410.
- Renjifo, L.M., 2001. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. *Ecological Application* 11, 14-31.
- Rosenberg, D.K., Noon, B.R., Meslow, E.C., 1997. Biological corridors: form, function, and efficacy. *BioScience* 47, 677-687.

- Ross, J.L., Moroz, I.C. 1997. Mapa Geomorfológico do Estado São Paulo (relatório e mapas) 1:500.000. Vols. 1 and 2, IPT, São Paulo.
- Saunders, D.A., 1994. Can we integrate nature conservation with agricultural production? *Landscape and Urban Planning* 28, 55-62.
- Sick, H., 1997. *Ornitologia brasileira*, Editora Nova Fronteira S.A., Rio de Janeiro.
- Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K., Merriam, G., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 69, 571-573.
- Tewksbury, J.J., Levey, D.J., Haddad, N.M., Sargent, S., Orrock, J.L., Weldon, A., Danielson, B.J., J. Brinkerhoff, J., Damschen, E.I., Townsend, P., 2002. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99, 12923-12926.
- Thiollay, J., 2005. The role of traditional agroforests in the conservation of rain forest bird diversity in Sumatra. *Conservation Biology* 9, 335-353.
- Uezu, A., Metzger, J.P.W., Vielliard, J.M., 2005. The effect of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123, 507-519.
- Zar, J.H., 1996. *Biostatistical analysis*, Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.

Capítulo 3 - Dinâmica da paisagem e o tempo de latência nas respostas das aves à fragmentação em uma região de Mata Atlântica.

Abstract

Landscape dynamic is an important factor effecting biodiversity, especially in human-dominated landscapes. The aim of this study was to verify how the historical processes of fragmentation in the Pontal do Paranapanema region, inside the Atlantic Forest domain, influence bird diversity pattern. Maps from the region were produced for each decade: 1957, 1965, 1978, 1984, 1993 and 2003; using different types of information such as Satellite images, topographic maps and aerial photographs. For each map we calculated landscape indices which represent patch size and isolation, and related those metrics with bird community parameters. Birds were surveyed using point count methodology in 21 patches plus seven sites in a control reserve (The Morro do Diabo State Park, with 36,000 ha). Patches varied in size: seven large (>400 ha), seven medium (100 - 200 ha) and seven small (30 – 80 ha). Species richness was calculated for forest and generalist species and for different functional groups. Model selection, based on Akaike's Information Criterion, was performed to distinguish which landscape indices, older or recent ones, explain better species richness. For non sensitive species the degree of isolation of the most recent landscape (2003) explains better the richness variation, although with a higher uncertainty in model selection. On the contrary, landscape parameters from 1978, especially patch size, were the most important variables to explain the richness of the most sensitive groups of species, what provides an evidence for a time lag of bird response to fragmentation of about 25 years. This time also corresponds to the period of intense fragmentation process in the region, when, the forest cover was reduced to < 30%, the theoretical fragmentation threshold. This time lag is a conservation concern because it indicates that the sensitive species did not get yet into a steady state condition and extinctions might occur in a near future if no landscape management is carried out to revert the negative consequences of fragmentation. This situation must even be more critical for other landscapes in the Atlantic Forest domain where the time since isolation is longer.

Keywords: fragmentation, landscape dynamics, conservation, ecological debt

Resumo

A dinâmica da paisagem é um fator importante que pode influenciar na biodiversidade, particularmente em paisagens dominadas pela ocupação humana. O objetivo deste estudo foi verificar a influência do processo histórico da fragmentação da Mata Atlântica na região do Pontal do Paranapanema, sobre o padrão da diversidade de aves. Os mapas para a região foram produzidos para cada década: 1957, 1965, 1978, 1984, 1993 e 2003; usando diferentes fontes de informações, entre elas imagens de satélites, mapas topográficos e fotografias aéreas. Para cada mapa foram calculados índices de paisagens que representam o tamanho e o grau de isolamento dos fragmentos, e essas métricas foram relacionadas com os parâmetros da comunidade de aves. As aves foram amostradas através da metodologia do ponto de escuta em 21 fragmentos e em outros sete sítios dentro de uma área controle (o Parque Estadual do Morro do Diabo, com 36000 ha). Os fragmentos variam em tamanho: sete grandes (>400 ha), sete médios (100 – 200 ha) e sete pequenos (30 – 80 ha). A riqueza de espécies foi calculada para as espécies florestais, generalistas e as pertencentes a diferentes grupos funcionais. Para distinguir quais índices da paisagem, recentes ou passadas, explicam melhor a riqueza de espécies foi usada a seleção de modelos baseada no critério da informação de Akaike (AIC - Akaike's Information Criterion). Para os grupos de espécies não-sensíveis o grau de isolamento da paisagem mais recente (2003) explicou melhor a variação da riqueza, apesar de ter apresentado uma alta incerteza na seleção dos modelos. Contrariamente, os parâmetros de 1978, especialmente o tamanho dos fragmentos, foram as variáveis mais importantes para explicar a riqueza dos grupos de espécies mais sensíveis, fornecendo evidência de um tempo de latência para a resposta dessas aves de cerca de 25 anos. Esse tempo também corresponde ao período de intenso processo de fragmentação na região, quando a cobertura florestal foi reduzida a <30%, teoricamente o limiar crítico de fragmentação. Esse tempo de latência tem alta relevância para conservação, pois indica que as espécies mais sensíveis ainda não chegaram a uma condição estável e que mais extinções devem ocorrer em um futuro próximo se manejos da paisagem não foram feitos para reverter os efeitos negativos da fragmentação. Essa situação deve ser ainda mais crítica para outras paisagens no domínio da Mata Atlântica onde os tempos de isolamento são mais longos.

Palavras-chave: fragmentação, dinâmica da paisagem, conservação, débito ecológico

Introdução

A redução e fragmentação do habitat levam, em alguns casos, à perda imediata de várias espécies (Stouffer & Bierregaard Jr, 1995), no entanto, em outras situações, o intervalo entre o processo de isolamento/fragmentação de habitats e a extinção das espécies pode ser bastante prolongado (Tilman *et al.*, 1994; Brooks *et al.*, 1999a; Hanski & Ovaskainen, 2002). Esse atraso nas respostas das espécies ocorre porque alterações ambientais, como a fragmentação do habitat, podem gerar condições que estão abaixo daquelas necessárias para manter a viabilidade das espécies, embora essas ainda persistam nesses ambientes por algum tempo (Tilman *et al.*, 1994; Hanski & Ovaskainen, 2002; Nagelkerke *et al.* 2002). Por exemplo, em uma dinâmica de metapopulação, as taxas de colonização e de extinção local podem ser afetadas por mudanças na estrutura e composição da paisagem, porém resultam na extinção da espécie apenas após um determinado período, após o declínio progressivo das populações locais (Hanski & Ovaskainen, 2002; Fahrig, 2002). Uma possível explicação para a ausência de extinções de aves na Mata Atlântica, apesar da destruição de mais de 90% da cobertura original desse bioma, está relacionada ao tempo de latência entre sua fragmentação e o desaparecimento das espécies (Brooks & Balmford, 1997; Brooks *et al.*, 1999b). A intensificação da destruição desse Bioma começou a cerca de um século atrás e em alguns casos a menos de 50 anos (Fonseca, 1985; Viana & Tabanez, 1996; Dean, 1996). O débito ecológico, i.e. o número de espécies que deve se extinguir devido às mudanças passadas na paisagem (Tilman *et al.*, 1994), é grande e pode ser estimado pelo número de espécies ameaçadas (Brooks & Balmford, 1997). Situação similar ocorre com primatas florestais na África, onde apesar de não ter sido verificado de fato extinções há um grande número de espécies ameaçadas (Cowlshaw, 1999).

Dessa forma, o estudo da dinâmica da paisagem é importante para uma efetiva avaliação das ameaças sofrida pelas espécies. A relação direta entre o padrão de abundância e distribuição das espécies com a estrutura espacial da paisagem atual, sem considerar as mudanças históricas, pode ser enganosa, levando a conclusões errôneas, impedindo um real entendimento dos processos locais de extinção das espécies (Knick & Rotenberry, 2000; Nagelkerke *et al.* 2002; Lindborg & Eriksson, 2004).

O tempo de latência na resposta das espécies às alterações da estrutura da paisagem pode variar dependendo das características das espécies. Respostas mais lentas podem estar relacionadas com espécies mais longevas, como no caso de algumas espécies arbóreas (Metzger, 1998; Lindborg & Eriksson 2004). Em outro estudo, atribuiu-se o tempo de latência para uma espécie de besouro, *Abax parallelepipedus*, à estabilidade das populações em fragmentos de habitat, mesmo estando essas isoladas, o que permitiria a permanência da espécie na paisagem por tempo prolongado (Petit & Burel, 1998). Para aves, foi verificado que as espécies endêmicas da Mata Atlântica também apresentavam um tempo de latência à fragmentação desse Bioma, variando de 23 a 80 anos (Brooks & Balmford, 1997). Finalmente, as espécies que estão logo abaixo do limiar crítico para a manutenção de uma metapopulação, em uma paisagem fragmentada, podem também persistir por mais tempo devido à dinâmica entre as subpopulações (Hanski & Ovaskainen, 2002; Nagelkerke *et al.* 2002). Nesse último caso, as características das espécies como a capacidade de dispersão, área de vida, tolerância à borda, tipos de recurso que exploram, entre outras particularidades, determinam os processos principais dessa dinâmica e, por consequência, podem influenciar no tempo de latência. Dessa forma, além de considerar as estruturas espaciais passadas é preciso levar em conta também as respostas específicas dos diferentes grupos taxonômicos.

Uma maneira de avaliarmos indiretamente os riscos de extinção de populações e a dinâmica de uma comunidade é relacionar os padrões biológicos atuais com estruturas

da paisagem passada. Lindborg & Eriksson (2004), por exemplo, verificaram que a comunidade de plantas respondia à conectividade da paisagem de 50 e 100 anos atrás e não tinham relação com a paisagem atual. De forma semelhante, verificou-se que a abundância da espécie de besouro *Abax parallelepipedus* apresentava uma correlação progressivamente mais elevada com a conectividade das paisagens mais antigas (Petit & Burel, 1998). Em outro estudo foi demonstrado que o declínio de algumas espécies de aves ocorriam em função da configuração da paisagem mais recente, em conjunto às mudanças ocorridas na estrutura espacial da paisagem nas duas décadas anteriores (Knick & Rotenberry, 2000).

O objetivo deste trabalho é verificar o efeito histórico da destruição dos habitats naturais numa região da Mata Atlântica (o Pontal do Paranapanema, SP) e relacioná-lo ao padrão atual da riqueza da avifauna nos fragmentos, a fim de avaliar o tempo de latência na resposta às alterações na estrutura da paisagem. Adicionalmente, buscou-se verificar se há mudanças no padrão de resposta ou no tempo de latência para diferentes grupos funcionais de espécies.

Região de estudo

(ver “Região de estudo” no capítulo 1)

Área de estudo

(ver “Área de estudo” no capítulo 1)

Levantamento da avifauna

(ver “Levantamento da avifauna” no capítulo 1)

Riqueza e diversidade das comunidades e grupos funcionais

A partir dos dados de ponto fixo, a riqueza específica foi computada para as classes de espécies estritamente florestais e para as generalistas, ou seja, que usam tanto as florestas quanto as áreas abertas. Esse mesmo conjunto de espécies foi categorizado em grupos funcionais de forma similar ao que foi feito no capítulo 1 (para maiores detalhes

ver esse capítulo). Os critérios e categorias considerados para esses agrupamentos foram: 1. **proximidade ao limite de distribuição**; <100 km, 100-200 km e > 200 km do seu limite; 2. **grau de endemismo na Mata Atlântica**: endêmicas (en) e não-endêmicas (n_en; Parker III *et al.*, 1996); 3. **flexibilidade no uso de diferentes tipos de floresta**: um a dois tipos, três a quatro tipos e cinco a seis tipos, com base em Parker III *et al.* (1996); 4. **guildas**: frugívoras e onívoras de dossel, frugívoras e insetívoras terrestres, insetívoras e onívoras de sub-bosque, insetívoras grandes de sub-bosque, carnívoras, insetívoras de borda, frugívoras e onívoras de borda e insetívoras de dossel (Willis, 1979; Parker III *et al.*, 1996; observações em campo); e 5. **abundância relativa**: I – incomum ou com distribuição em manchas, F - razoavelmente comum e C – comum, (Parker III *et al.*, 1996).

Levantamento do Histórico da Região e análise da paisagem

Para relacionar a estrutura espacial da paisagem atual e de épocas passadas com os padrões da comunidade e grupos funcionais da avifauna foi realizado um levantamento do histórico da fragmentação. Essa análise fornece informações sobre: como foi a evolução da perda de floresta; em que época os remanescentes florestais assumiram o grau de isolamento atual; como foi a perda de conectividade dos fragmentos; quais fragmentos têm potencialmente ligações mais intensas por terem estados conectados mais recentemente.

O levantamento do histórico da fragmentação no Pontal do Paranapanema constitui-se da análise de materiais provenientes de diversas fontes: fotografias aéreas de julho de 1956 na escala 1: 10.000; cartas topográficas (1: 50.000) do IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísticas, feitas com base em aerolevantamentos de 1965; cartas topográficas (1:10.000) do IGC – Instituto Geográfico e Cartográfico, feitas com base em aerolevantamentos de 1978; imagens do satélite LANDSAT – 5 de

29/09/1984, 15/04/1993 e 21/11/2003. No caso dessas imagens, foram usadas todas as bandas espectrais desse satélite com resolução espacial de 30 m.

Num primeiro passo, utilizando o programa Erdas Imagine™ de processamento de imagens, foi feito o georreferenciamento das imagens de satélite, das cartas topográficas e das fotografias aéreas, essas últimas previamente escaneadas. Para que os mapas pudessem ser sobrepostos para as análises e comparações posteriores, foram adotados o mesmo sistema de projeção e datum – UTM/SAD69. Em seguida, foram feitas as classificações, digitalizações e interpretações dos diversos materiais.

As classificações consideraram duas classes: florestas e outros tipos de ocupação. Para geração dos mapas temáticos a partir das *imagens de satélites*, foram feitas classificações supervisionadas, pelo método de Máxima Verossimilhança. A acurácia geral para o mapa de 2003 foi de 95%. Os erros de omissão foram de cerca de 1% e de comissão de 9%. Para os mapeamentos da vegetação de 1965 e 1978, obtidos a partir de *cartas topográficas*, as áreas de mata foram digitalizadas, fazendo-se uso do programa ArcView™. Para o levantamento de 1956 foram usadas 477 *fotografias aéreas*, que após serem escaneadas e georreferenciadas, foram interpretadas visualmente a partir da tela do computador e os polígonos digitalizados.

Como foram usadas distintas fontes de informação para os mapeamentos, foram feitos alguns ajustes para que a comparação dos mapas das diferentes épocas fosse possível. Os mapeamentos realizados a partir da interpretação de fotografias aéreas e da digitalização de cartas topográficas são produzidos no formato vetorial, enquanto as classificações das imagens de satélite resultam em mapas no formato matricial - “raster”. Para que tal disparidade fosse contornada, todos os mapas ao final de sua elaboração, anteriormente às análises, foram transformados para o formato matricial. Devido às fontes de informação possuírem resoluções diferentes, foi estabelecido um tamanho fixo de pixel de 30 m para todos os mapas gerados, buscando torná-los

comparáveis para a quantificação dos dados de paisagem. Em seguida, foi passado um filtro de homogeneização (*low-pass*) com janela de 3x3 pixels, que tem a finalidade de eliminar as machas muito pequenas, que, normalmente, constituem ruído da classificação. Com a mesma finalidade foram retiradas todas as manchas menores de um ha.

Análise da paisagem

A área considerada para o cálculo desses índices é de cerca de 250.000 ha e foi delimitada pela área do mapeamento do ano de 1956, visto que as fotografias aéreas não cobriam toda a extensão da região. A partir dos mapas temáticos produzidos para os diferentes anos (Figura 1), foram calculados alguns índices gerais da paisagem (Elkie *et al.*, 1999) para o conjunto da área de estudo: 1. número de fragmentos (NF); 2. tamanho médio dos fragmentos ponderado pela área (TMP; ha), que reduz a influência dos fragmentos muito pequenos no cálculo; 3. porcentagem de área ocupada por floresta (PF%) e 4. grau de isolamento dos fragmentos, que consistiu do cálculo da média da distância do vizinho mais próximo para todos os fragmento na paisagem (MDVP; m). Para esse último índice foram retirados de todas as paisagens os fragmentos menores que 10 ha, a fim de considerar apenas os fragmentos que supostamente seriam mais relevantes para a avifauna. Esses índices dão um panorama geral da estrutura espacial da paisagem e nos permitem verificar, quantitativamente, sua modificação ao longo do tempo.

Em escala local, também foram calculados índices de paisagem que representam o tamanho e o grau de isolamento dos fragmentos estudados nas diferentes épocas mapeadas. Esses parâmetros, como pode ser verificado no capítulo 1, são essenciais para explicar a abundância e distribuição de muitas espécies na região. Para o tamanho foi calculada o logaritmo (base 2) da área dos fragmentos (logArea) e, para o isolamento, o logaritmo (base 2) do índice de proximidade médio (logProx). Esse

último leva em consideração as distâncias e os tamanhos dos fragmentos que circundam o fragmento focal dentro de um raio determinado. Seu cálculo consiste da somatória das áreas dos fragmentos, dentro de um raio de 2 km a partir da borda do fragmento estudado, dividido pela distância, borda-a-borda, entre esses fragmentos (Elkie *et al.*, 1999).

Análise dos dados

Com os dados do levantamento da avifauna foram calculadas as riquezas das espécies estritamente florestais e das espécies generalistas, e as riquezas dos grupos funcionais. Esses índices de riqueza foram, então, relacionados com os índices das paisagens atual e passadas (logArea e logProx) através de modelos de regressão simples (com apenas uma das variáveis) e múltiplas (com as duas variáveis analisadas simultaneamente). Foram propostos nove modelos diferentes (Tabela 1), três para cada época analisada (1965, 1978 e 2003). Esses anos foram selecionados por apresentarem correlações mais baixas entre si para os índices propostos. Os anos de 1984 e 1993 não foram usados por apresentarem correlações muito altas com 2003, devido à estabilização do processo de fragmentação entre esses anos. A fim de verificar quais modelos se ajustam melhor ao padrão atual de riqueza da avifauna usou-se o Critério de Informação de Akaike, AIC – “Akaike’s Information Criterion”, ajustado para amostras pequenas (Burnham & Anderson, 1998). Esse método ordena os modelos propostos indicando aqueles com a maior probabilidade de serem selecionados em face ao conjunto dos dados amostrais, para tanto são gerados diversos parâmetros entre esses: o AICc – estimativa da distância relativa de um determinado modelo ao modelo “real”; Δ_i AIC - diferença relativa (de um determinado modelo) ao menor valor de AIC entre todos os modelos; w AIC – chance do modelo ser selecionado, que varia de 0 a 1; e a Razão de evidência – razão relativa (de um determinado modelo) ao maior valor de w AIC. A importância relativa

das variáveis também foi calculada somando-se a chance da seleção dos modelos (w AIC) em que cada variável estava presente (Burnham & Anderson, 1998).

Tabela 1 – Variáveis da paisagem para os nove modelos de regressões lineares propostos: regressões múltiplas (m01 – m03) e simples (m04 – m09). As variáveis logArea e logProx representam os logaritmos das áreas e do grau de proximidade dos fragmentos calculados para diferentes datas. Pontal do Paranapanema, SP.

Modelos	Var1	Var2
m01	logArea65	logProx65
m02	logArea78	logProx78
m03	logArea03	logProx03
m04	logArea65	
m05	logArea78	
m06	logArea03	
m07		logProx65
m08		logProx78
m09		logProx03

Resultados

O processo de fragmentação

Em 1956, a região do Pontal do Paranapanema era coberta por aproximadamente 80% de floresta, disposta em grande parte num maciço florestal de cerca de 200.000 ha (Figura 1; Tabela 2). Até então o habitat natural havia sido reduzido, porém muito pouco fragmentado. Todos os fragmentos estudados neste trabalho estavam conectados entre si através da vegetação contínua original.

Em 1965, porém, a paisagem já havia sofrido grandes mudanças. A proporção da área florestal caiu para a metade em relação ao primeiro ano mapeado (cerca de 40%), gerando uma paisagem já bastante fragmentada, com os fragmentos mais bem isolados entre si. No entanto, nessa época a cobertura florestal ainda era mais que o

dobro da extensão de vegetação que temos hoje. Havia poucos, mas grandes blocos de floresta (Figura 1 e Tabela 2).

Em 1978, o percentual de cobertura florestal atingiu 27,5%. Os grandes remanescentes deram lugar a várias manchas menores de floresta, sendo verificado o índice mais alto de fragmentação, em que o tamanho médio dos fragmentos foi muito reduzido (Tabela 2). Em 1984, a região possuía pouco menos de 18% de floresta, o mais baixo registrado neste estudo. A partir dessa data começa haver um leve aumento dessa porcentagem, chegando a 18,2% em 1993 e, em 2003, fica um pouco abaixo de 19% (Figura 2).

Em relação aos fragmentos estudados, em 1965 alguns deles ainda estavam conectados entre si, mas outros já estavam completamente isolados (Figura 2). No entanto, foi na década seguinte que o desmatamento deu forma a maior parte dos fragmentos da região. Em 1984 alguns deles chegaram ao menor tamanho, e vêm recuperando parte de sua extensão até os dias de hoje. Como era esperado, a variação do grau de proximidade para os remanescentes estudados, de forma geral, acompanhou a variação da área dos fragmentos (Figura 3).

Figura 1 – Evolução da cobertura florestal no Pontal do Paranapanema – SP. Todos os mapas estão na mesma escala 1: 1.000.000. Os rios estão representados em cinza escuro, as florestas em cinza claro, e a linha pontilhada preta demarca a área analisada.

Tabela 2 - Índices da estrutura da paisagem do Pontal do Paranapanema referentes a diferentes épocas: cobertura florestal (CF), porcentagem de floresta (PF), número de fragmentos florestais (NF), média do tamanho dos fragmentos ponderado pela área (TMP) e o grau de isolamento, medido como a média da distância do vizinho mais próximo (MDVP).

Ano	CF (ha)	Porc (%)	NF	TMP (ha)	MDVP
1956	207188	80,1	89	197241	186,0
1965	98697	38,2	84	19729	742,7
1978	71086	27,5	503	10678	669,2
1984	45976	17,8	334	9101	1187,5
1993	46973	18,2	324	25059	1072,3
2003	48475	18,7	277	25261	1138,4

Figura 2 – Variação do tamanho dos fragmentos florestais estudados ao longo do tempo. As letras C, G, M e P representam a área controle, os fragmentos grandes, médios e pequenos, respectivamente. Pontal do Paranapanema, SP.

Figura 3 – Variação do grau de proximidade dos fragmentos florestais estudados ao longo do tempo. As letras C, G, M e P representam a área controle, os fragmentos grandes, médios e pequenos, respectivamente. Pontal do Paranapanema, SP.

Estrutura da comunidade

Das 159 espécies de aves observadas em campo, foram consideradas nas análises 99 espécies estritamente florestais e 19 generalistas (Tabela 3). A riqueza dos diferentes grupos funcionais apresentou grande variação entre os fragmentos estudados (para maiores detalhes ver capítulo 1).

Tabela 3 - Número de espécies dos grupos funcionais definidos a partir de diferentes critérios.

Pontal do Paranapanema, SP.

Variáveis		Riqueza (n)
Variáveis gerais	Espécies florestais	99
	Espécies não florestais	19
Espécies sensíveis	1-2 tipos de florestas	44
	Sensibilidade alta	12
	Sensibilidade média	55
	Limit. distr. (<100 km)	24
	Limit. distr. (100-200 km)	15
	Abundância baixa	12
	Endêmica	21
	Frug. inse. terrestres	10
	Frug. Oniv. de dossel	15
	Inse. oniv de sub-bosque	30
	Inse. grandes de sub-bosque	8
	3-4 tipos de floresta	58
	5-6 tipos de floresta	16
Espécies não-sensíveis	Sensibilidade baixa	51
	Limit. distr. (>200 km)	79
	Abundância alta	51
	Abundância média	55
	Não endêmica	97
	Carnívoras	8
	Inse. de borda	11
	Frug. oniv. de borda	18
	Inse. de dossel	17

Modelos e parâmetros mais importantes

Na seleção de modelos, em um primeiro momento, observamos que os modelos que consideram os parâmetros dos fragmentos de 1978 são os que explicam melhor a riqueza das aves florestais. Para as espécies generalistas, há um grau de incerteza maior, em que ambos os modelos com as áreas de 1978 e de 2003 têm chances de serem selecionados (Tabela 4).

Tabela 4 – Melhores modelos de regressão na explicação das variações da riqueza de espécies florestais e generalistas segundo o AIC - Akaike's information criteria. Pontal do Paranapanema, SP. As colunas representam: R^2 - o coeficiente de correlação, AICc – estimativa da distância relativa ao modelo “real”; VI1 e 2 – variáveis 1 e 2; Δ_i AIC diferença relativa ao menor valor de AIC; w AIC – chance do modelo ser selecionado; Razão de evidência – razão relativa ao maior valor de w AIC.

Modelos	V. dependente	R^2	AICc	VI 1	VI 2	Δ_i AIC	w AIC	Razão de evidência
m05	Espécies florestais	0,54	87,83	Area78		0,0	0,57	1,00
m02		0,56	89,58	Area78	Prox78	1,7	0,24	2,39
m05	Espécies generalistas	0,22	38,73	Area78		0,0	0,36	1,00
m06		0,21	39,19	Area03		0,5	0,28	1,26

**Estão apresentados apenas os dados modelos que tiveram razão de evidência menor que 2,5.*

Para as categorias das espécies mais sensíveis, os modelos referentes ao ano de 1978 apresentam maiores chances de serem selecionados. Além disso, os modelos mostram uma alta explicação das riquezas desses grupos pelas variáveis da paisagem de 1978, tendo em vista os valores altos de R^2 . Para todos os grupos de espécies mais sensíveis esse padrão é verificado (Tabela 5). Esses resultados indicam que suas riquezas estão mais relacionadas com parâmetros da paisagem de cerca de 25 anos atrás do que com a paisagem mais recente. Adicionalmente, deve-se ressaltar que há um forte indício de que o tamanho dos remanescentes é mais relevante como variável explicativa do que o grau de proximidade.

Tabela 5 – Melhores modelos de regressão na explicação das variações da riqueza dos grupos mais sensíveis de aves nas áreas amostradas no Pontal do Paranapanema, SP, usando o Akaike's information criteria. As colunas representam: R^2 - o coeficiente de correlação, AICc – estimativa da distância relativa ao modelo “real”; VI 1 e 2 – variáveis 1 e 2; Δ_i AIC diferença relativa ao menor valor de AIC; w AIC – chance do modelo ser selecionado; Razão de evidência – razão relativa ao maior valor de w AIC.

Modelos	V. dependente	R^2	AICc	VI 1	VI 2	Δ_i AIC	w AIC	Razão de evidência
m05	Limit. distr.	0,45	19,16	Area78		0,0	0,50	1,0
m06	(<100 km)	0,41	21,00	Area03		1,8	0,20	2,5
m05	Limit. distr. (100-200 km)	0,59	23,17	Area78		0,0	0,72	1,0
m05	Endêmica	0,83	13,94	Area78		0,0	0,59	1,0
m02		0,84	15,18	Area78	Prox78	1,2	0,32	1,9
m05	Sensibilidade	0,38	10,43	Area78		0,0	0,45	1,0
m06	alta	0,36	11,41	Area03		1,0	0,28	1,6
m05	Sensibilidade média	0,75	57,60	Area78		0,0	0,76	1,0
m05	Abundância baixa	0,56	11,19	Area78		0,0	0,74	1,0
m05	1-2 tipos de florestas	0,66	42,53	Area78		0,0	0,73	1,0
m05	Frug. Oniv. de dossel	0,48	18,25	Area78		0,0	0,63	1,0
m05	Frug. inse. Terrestres	0,48	-13,87	Area78		0,0	0,62	1,0
m02	Inse. oniv de	0,74	42,38	Area78	Prox78	0,0	0,58	1,0
m05	sub-bosque	0,69	43,10	Area78		0,7	0,41	1,4
m05	Inse. grandes	0,44	21,52	Area78		0,0	0,40	1,0
m02	de sub-bosque	0,51	21,55	Area78	Prox78	0,0	0,40	1,0

*Estão apresentados apenas os dados modelos que tiveram razão de evidência menor que 2,5.

Para as espécies menos sensíveis há um grau de incerteza bastante alto na seleção dos modelos. Para a grande maioria dos grupos, o w AIC é baixo e pouco contrastante entre os diferentes modelos propostos (ver a razão de evidência). Os valores dos coeficientes de correlação (R^2) também são baixos (Tabela 6), indicando

que as variáveis da paisagem consideradas explicam muito pouco as variações das riquezas desses grupos de aves. No entanto, no geral, há uma maior influência das variáveis de 2003, sobretudo para o índice de proximidade.

A análise da importância relativa das variáveis confirma que as espécies florestais e generalistas e os grupos de espécies mais sensíveis respondem melhor à estrutura de 1978, sendo a área, freqüentemente, uma variável mais importante do que o grau de proximidade. Para os grupos menos sensíveis os parâmetros da paisagem de 2003 têm um melhor ajuste, especialmente o grau de proximidade (Tabela 7).

Tabela 6 – Melhores modelos de regressão na explicação das variações da riqueza dos grupos não-sensíveis de aves nas áreas amostradas no Pontal do Paranapanema, SP, usando o Akaike's information criteria. As colunas representam: R^2 - o coeficiente de correlação, AICc – estimativa da distância relativa ao modelo “real”; VI 1 e 2 – variáveis 1 e 2; Δ_i AIC diferença relativa ao menor valor de AIC; w AIC – chance do modelo ser selecionado; Razão de evidência – razão relativa ao maior valor de w AIC.

Modelos	V. dependente	R^2	AICc	VI 1	VI 2	Δ_i AIC	w AIC	Razão de evidência
m04	Limit. distr. (>200 km)	0,21	79,82	Area65		0,0	0,34	1,00
m09		0,18	80,49		Prox03	0,7	0,24	1,40
m09	Não endêmica	0,25	89,92	Area65	Prox03	0,0	0,34	1,00
m04		0,21	91,02			1,1	0,20	1,73
m09	Sensibilidade baixa	0,12	73,62		Prox03	0,0	0,34	1,00
m03	Abundância alta	0,44	62,07	Area03	Prox03	0,0	0,36	1,00
m05		0,34	62,67	Area78		0,6	0,27	1,35
m05	Abundância média	0,28	57,31	Area78		0,0	0,29	1,00
m03		0,34	58,42	Area03	Prox03	1,1	0,17	1,74
m04		0,23	58,56	Area65		1,3	0,16	1,87
m06		0,23	58,61	Area03		1,3	0,15	1,92
m09	3-4 tipos	0,30	74,44		Prox03	0,0	0,47	1,00
m03		0,35	75,96	Area03	Prox03	1,5	0,22	2,14
m05	5-6 tipos	0,15	11,54	Area78		0,0	0,32	1,00
m07		0,10	12,85		Prox65	1,3	0,16	1,93
m06	Carnívoras	0,18	-4,08	Area03		0,0	0,28	1,00
m05		0,14	-3,02	Area78		1,1	0,16	1,69
m04		0,14	-2,99	Area65		1,1	0,16	1,73
m03		0,24	-2,80	Area03	Prox03	1,3	0,15	1,89
m05	Inse. de borda	0,25	40,37	Area78		0,0	0,46	1,00
m06		0,21	41,53	Area03		1,2	0,26	1,79
m09	Frug. oniv. de borda	0,06	42,30		Prox03	0,0	0,22	1,00
m04		0,06	42,38	Area65		0,1	0,21	1,04
m05		0,01	43,46	Area78		1,2	0,12	1,78
m08		0,00	43,67		Prox78	1,4	0,11	1,98
m06		0,00	42,34	Area03		1,37	0,11	1,98
m07		0,00	42,39		Prox65	1,42	0,11	2,03
m05	Inse. de dossel	0,27	33,62	Area78		0,0	0,51	1,00

*Estão apresentados apenas os dados modelos que tiveram razão de evidência menor que 2,5.

Tabela 7 - Importância relativa das variáveis independentes para os nove modelos propostos: soma dos w AIC (chance do modelo ser selecionado, que varia de 0 a 1) de todos os modelos em que uma determinada variável estava presente. Os valores mais altos expressam maior importância da variável. Para cada variável dependente estão destacados em negritos os resultados mais elevados. Pontal do Paranapanema, SP.

Variáveis		Area65	Prox65	Area78	Prox78	Area03	Prox03
Variáveis gerais	Espécies florestais	0,00	0,00	0,81	0,24	0,18	0,12
	Espécies não florestais	0,03	0,03	0,46	0,17	0,40	0,14
	1-2 tipos de florestas	0,00	0,00	0,90	0,18	0,10	0,03
	Sensibilidade alta	0,03	0,01	0,56	0,11	0,40	0,13
	Sensibilidade média	0,00	0,00	1,00	0,24	0,00	0,00
Espécies sensíveis	Limit. distr. (<100 km)	0,01	0,00	0,69	0,20	0,29	0,09
	Limit. distr. (100-200 km)	0,00	0,00	0,90	0,19	0,10	0,02
	Abundância baixa	0,00	0,00	0,96	0,22	0,04	0,01
	Endêmica	0,00	0,00	0,91	0,32	0,09	0,02
	Frug. inse. terrestres	0,06	0,02	0,80	0,18	0,14	0,03
	Frug. Oniv. de dossel	0,05	0,04	0,78	0,15	0,17	0,08
	Inse. oniv de sub-bosque	0,00	0,00	0,99	0,58	0,01	0,00
	Inse. grandes de sub-bosque	0,00	0,00	0,80	0,41	0,18	0,06
	3-4 tipos	0,13	0,03	0,09	0,08	0,26	0,69
	5-6 tipos	0,20	0,28	0,40	0,13	0,11	0,11
	Sensibilidade baixa	0,14	0,11	0,12	0,12	0,22	0,47
	Limit. distr. (>200 km)	0,45	0,14	0,10	0,06	0,14	0,32
Espécies-não sensíveis	Abundância alta	0,05	0,01	0,37	0,12	0,43	0,49
	Abundância média	0,19	0,04	0,37	0,10	0,32	0,25
	Não endêmica	0,25	0,07	0,16	0,07	0,20	0,49
	Carnívoras	0,20	0,09	0,21	0,13	0,42	0,19
	Inse. de borda	0,05	0,04	0,56	0,13	0,31	0,08
	Frug. oniv. de borda	0,26	0,15	0,15	0,14	0,16	0,27
	Inse. de dossel	0,10	0,04	0,63	0,16	0,16	0,11

Discussão

Tempo de latência distintos entre as espécies sensíveis e não-sensíveis

Os resultados do presente estudo evidenciam tempos de latência distintos entre os grupos de espécies sensíveis e não-sensíveis. Essa primeira categoria apresenta um atraso da resposta à fragmentação de cerca de 25 anos, visto que os padrões de riqueza

estão mais relacionados com os parâmetros da paisagem de 1978 do que com a mais atual. Para as espécies menos sensíveis, a estrutura recente da paisagem é mais importante para explicar a variação da riqueza, embora haja um certo nível de incerteza na seleção dos modelos.

O tempo de latência de 25 anos para as espécies mais sensíveis mostra a necessidade de levarmos em conta a estrutura espacial passada da paisagem para entendermos o real risco de ameaça às espécies (Lindborg & Eriksson, 2004; Hanski & Ovaskainen, 2002). Embora no primeiro capítulo tenha sido possível verificar alguns parâmetros importantes da paisagem recente para explicar a variação da composição e diversidade de aves nos fragmentos florestais, percebemos aqui que os parâmetros da paisagem de 1978 se ajustam melhor aos dados biológicos. Esses resultados indicam que as riquezas para esses grupos de espécies ainda não estão estabilizadas, e a tendência é de haver mais perdas, mesmo sem nenhuma mudança na estrutura da paisagem, indicando riscos mais elevados para essas espécies.

Com base nas características das espécies associadas a uma sensibilidade mais elevada e de suas presenças, com baixa abundância, apenas no controle ou em poucos fragmentos grandes, podemos ordenar as espécies de acordo com o grau de ameaça. Esses dados nos permitem especular sobre quais espécies estariam mais sujeitas a se extinguirem quando as comunidades se estabilizarem nos remanescentes. Entre as espécies amostradas, as mais ameaçadas são: o chibante (*Laniisoma elegans*), o gavião-caburé (*Micrastur ruficollis*), o pula-pula-assobiador (*Basileuterus leucoblepharus*), o papinho-amarelo (*Piprites chloris*), o macuco (*Tinamus solitarius*), o uru-capoeira (*Odontophorus capueira*), o vira-folhas (*Sclerurus scansor*), o tiririzinho-do-mato (*Hemitriccus orbitatus*), a araponga (*Procnias nudicollis*), a tovaca-campainha (*Chamaeza campanisona*) e a arara-vermelha-grande (*Ara chloroptera*). Além dessas, há outras que não entraram neste levantamento, provavelmente devido à baixa

densidade, mas que foram observadas na região em outros estudos (Willis & Oniki, 1981; Vasconcelos & Ross, 2000; Uezu & Betini, 2003): o araçari-poca (*Selenidera maculirostris*), o araçari-de-bico-branco (*Pteroglossus aracari*), o araçari-banana (*Bailloniuss bailloni*), o tucano-de-bico-verde (*Ramphastos dicolorus*), o gavião-de-penacho (*Spizaetus ornatus*), o gavião-pato (*Spizastur melanoleucus*) e o pavó (*Pyroderus scutatus*). Essas podem estar tão ou mais ameaçadas do que as listadas anteriormente. Muitas das espécies acima foram verificadas extintas em outras localidades de Mata Atlântica (Ribon *et al.*, 2003; Christiansen & Pitter, 1997), ilustrando a real possibilidade desse fato vir a ocorrer no Pontal.

Para as espécies menos sensíveis, verificamos respostas mais heterogêneas. A seleção dos modelos é mais incerta e a explicação da variação das riquezas pelas estruturas da paisagem é relativamente baixa. Apesar disso, percebemos que para a maioria dos grupos essas variações de riqueza se ajustam melhor aos parâmetros da paisagem mais recente, sobretudo, ao grau de proximidade dos fragmentos. As espécies menos sensíveis, embora componham um grupo heterogêneo, apresentam geralmente distribuições amplas e alta abundância e frequência nas áreas amostradas, e isso explicaria a baixa variação da riqueza desses grupos em função da estrutura da paisagem. Adicionalmente, essas espécies devem ter capacidade maior em cruzar áreas de não-habitat, em relação às espécies sensíveis (Greenberg, 1989; Sekercioglu *et al.*, 2002), tornando a proximidade entre os fragmentos um fator importante para explicar suas distribuições pela paisagem. Essa maior mobilidade também pode torná-las menos sujeitas a apresentar um tempo de latência assim como sugerido por Lindborg & Eriksson (2004).

O limiar da fragmentação e o tempo de latência

A região do Pontal do Paranapanema é um retrato do que aconteceu em grande parte da Mata Atlântica, resumido nos últimos cinquenta anos. De contínua, a floresta se tornou altamente fragmentada, aumentando as chances de extinção local de muitas espécies.

Em 1956, a fragmentação ainda não era uma ameaça para as espécies florestais, sendo a redução do habitat o principal fator de distúrbio. Já em 1965 a cobertura arbórea chegava à cerca de 40% da região. Apesar de fragmentada a paisagem ainda possuía grandes áreas de floresta, que deveriam garantir a viabilidade de boa parte das populações. Porém, em 1978, percebemos uma grande mudança da paisagem, a proporção de floresta atingiu cerca de 27%, o grau de isolamento se tornou mais elevado (Figura 4), e os fragmentos ficaram menores e mais numerosos. Com base nesse histórico e no tempo de latência de cerca de 25 anos para as espécies sensíveis podemos inferir que esses grupos ainda estão respondendo a esse período, entre 1965 e 1978, em que a paisagem sofreu as alterações mais intensas e que, em teoria, causaria o desaparecimento em massa das espécies na paisagem (Metzger & Décamps, 1997). Paisagens com 10 a 30% usualmente passam por uma desestruturação rápida da paisagem, com conseqüente declínio brusco do número de espécies (Andrén, 1994; Radford *et al.* 2005). No entanto, devido ao tempo de latência, muitas das espécies mantiveram-se na paisagem mesmo com a posterior redução do tamanho dos fragmentos e do aumento do grau de isolamento.

Figura 4 – Variação da proporção de habitat e da média da distância do vizinho mais próximo ao longo do tempo na região do Pontal do Paranapanema, SP.

Esse tempo de latência deve ser condicionado por dois fatores: o tamanho e o grau de isolamento dos fragmentos. No Pontal do Paranapanema, os fragmentos são relativamente grandes, capazes de permitir a persistência das populações locais por um tempo mais prolongado. Se os fragmentos fossem muito reduzidos, as espécies poderiam não persistir tanto tempo. O grau de isolamento, por outro lado, é muito alto e, provavelmente, o suficiente para evitar a movimentação freqüente de indivíduos de várias espécies entre os fragmentos. Em 1978, as distâncias médias que o indivíduo teria que se movimentar por áreas abertas era de cerca de 700 m, superior às distâncias que muitas espécies são capazes de atravessar (Develey & Stouffer, 2001; Uezu *et al.*, 2005). Em um grau de isolamento intermediário, algumas migrações poderiam até aumentar a chance de permanência das espécies nos fragmentos e, por isso, gerar um tempo de latência maior (Hanski & Ovaskainen, 2002). Dessa forma, as espécies mais sensíveis persistem em baixa densidade principalmente nas áreas do Parque (controle)

e/ou em fragmentos grandes ou que tenham boa qualidade ou localização próxima a um fragmento fonte (ver capítulo 1).

Um raciocínio análogo pode ser usado para a Mata Atlântica, em que temos uma cobertura florestal abaixo do limiar crítico de 30%, embora não se tenham registros de extinção nesse bioma, mas sim um grande número de espécies ameaçadas (Brooks & Balmford, 1997; Brooks *et al.*, 1999b). Em geral, essas espécies se concentram em porções de florestas contínuas da Mata Atlântica, ou que contenham algum tipo de habitat particular que garantem suas presenças por tempo prolongado (Uezu *et al.*, 2005; Develey & Metzger, 2006). Entretanto, sabemos que nas regiões em que tais remanescentes não estão mais presentes, essas espécies já desapareceram (Christiensen & Pitter, 1997; Ribon *et al.*, 2003).

No entanto, há dois agravantes para grande parte da Mata Atlântica: a proporção de floresta é menor do que a que existe no Pontal e o tempo de isolamento é maior. Nos estados que fazem parte da distribuição desse bioma, os valores críticos de fragmentação foram atingidos a pelo menos 50 anos atrás. Considerando apenas o Estado de São Paulo, em 1932 havia apenas 32% da cobertura original dessa floresta (Fundação SOS Mata atlântica & INPE, 1998), indicando que para muitas regiões o risco de extinção das espécies é maior e premente. Como ao longo da distribuição da Mata Atlântica encontramos paisagens mais bem conectadas (Ranta *et al.*, 1998; Ribon *et al.*, 2003; Uezu *et al.*, 2005; Martensen *et al.*, no prelo) e outras mais isoladas (Aleixo & Vielliard, 1995; Christiensen & Pitter, 1997), provavelmente o tempo de latência também deve variar. Em paisagens com fragmentos pequenos e muito isolados, os efeitos da fragmentação devem ser mais imediatos. Por outro lado, esperamos encontrar respostas mais longas em regiões em que ainda restam remanescentes grandes ou que possuam uma certa conectividade para as espécies, sendo que tais condições estejam abaixo do mínimo para manter uma (meta)população viável (Hanski & Ovaskainen,

2002; Nagelkerke *et al.* 2002). São nessas paisagens que devem estar as populações de espécies sensíveis mais ameaçadas e, portanto, para as quais as ações para conservação deveriam ser direcionadas.

Esse estudo demonstrou a necessidade de se considerar o histórico da paisagem para conhecermos a real condição de ameaça às espécies e prevermos onde ocorrerão as futuras extinções, de modo que possamos antecipar as ações para impedi-las.

Referências Bibliográficas

- Aleixo, A., Vielliard, J.M.E., 1995. Composição e dinâmica da avifauna da Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 12, 493-511.
- Andrén, H., 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71, 355-366.
- Brooks, T., Balmford, A. 1997. Atlantic forest extinctions. *Nature* 380, 115.
- Brooks, T., Pimm, S.L., Oyugi, J.O., 1999a. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conservation Biology* 13, 1140-1150.
- Brooks, T., Tobias, J., Balmford, A., 1999b. Deforestation and bird extinctions in the Atlantic Forest. *Animal Conservation* 2, 211-222.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 1998. Model selection and inference: a practical information-theoretic approach. 2nd ed. Springer-Verlag, New York, p. 488.
- Christensen, M.M., Pitter, E., 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in Southeastern Brazil. *Biological Conservation* 80, 23-32.
- Cowlishaw, G. 1999. Predicting the pattern of decline of African primate diversity: an extinction debt from historical deforestation. *Conservation Biology* 13, 1183-1193.
- Dean, W., 1996. *A ferro e fogo – A história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. Companhia das Letras, São Paulo.

- Develey, P. F., Stouffer, P. C., 2001. Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in central Amazonian Brazil. *Conservation Biology* 15, 1416-1422.
- Develey, P.F., Metzger, J.P.W., 2005. Emerging threats to birds in Brazilian Atlantic forests: the roles of forest loss and configuration in a severely fragmented ecosystem, in: Peres, C.A., Laurance, W. (Eds.) *Emerging threats to tropical forests*. University of Chicago Press, Chicago.
- Elkie, P., Rempel, R., Carr, A., 1999. Patch analyst user's manual. Ontario Ministry of Natural Resources Northwest Science & Technology, Thunder Bay, Ontario, Canada.
- Fahrig, E., 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications* 12, 346-353.
- Fonseca, G. 1985. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 34, 17-34.
- Fundação SOS Mata Atlântica / INPE, 2002. *Atlas da Evolução dos Remanescentes Florestais e Ecossistemas Associados no Domínio da Mata Atlântica no Período de 1995 – 2000*. São Paulo, SP.
- Greenberg, R., 1989. Neophobia, aversion to open space, and ecological plasticity in song and swamp sparrows. *Canadian Journal of Zoology* 67, 1194 – 1199.
- Hanski, I., Ovaskainen, O., 2002. Extinction debt at extinction threshold. *Conservation Biology* 16, 666-673.
- Knick, A.T., Rotenberry, J.T., 2000. Ghost of habitats past: contribution of landscape change to current habitats used by shrubland birds. *Ecology* 81, 220-227.
- Lindborg, R., Eriksson, O., 2004. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* 85, 1840-1845.
- Martensen, A.C., Develey, P.F., Metzger, J.P (no prelo). Effects of forest fragmentation on the understory bird community of the Atlantic Rainforest of Southern Brazil.

- Metzger, J.P., 1998. Changements de la structure du paysage et richesse spécifique des fragments forestiers dans le Sud-Est du Brésil. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Sciences de la Vie* 321, 319-333.
- Metzger, J.P., Decamps, H., 1997. The structural threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Ecologica* 1, 1-12.
- Nagelkerke, K.C.J., Verboom, J. Van Den Bosch, F., Van De Wolfshaar, K., 2002. Time lags in Metapopulation Responses to landscape change, in: Gutzwiller, K.J., *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*, Springer-verlag, New York.
- Parker III, T.A., Stotz, D.F., Fitzpatrick J.W., 1996. Ecological and distributional databases, in: Stotz, D.F., Fitzpatrick, J.W., Parker III, T.A., Moskovits, D.K. (Eds.) *Neotropical birds: Ecology and conservation*, The University of Chicago Press, Chicago, 111-410.
- Petit, S., Burel, F., 1998. Effects of landscape dynamics on the metapopulation of a ground beetle (Coleoptera, Carabidae) in a hedgerow network. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 69, 243-252.
- Radford, J.Q., Bennett, A.F., Cheers, G.J., 2005. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biological Conservation* 124, 317-337.
- Ribon, R., Simon, J.E., De Mattos, G.T., 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest Fragments of Viçosa Region, Southeastern Brazil. *Conservation Biology* 17, 1827-1839.
- Sekercioglu, C.H., Ehrlich, P.R., Daily, G.C., Aygen, D., Goehring, D., Sandí, R.F., 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99, 263-267.
- Stouffer, P.C., Bierregaard, R.O., 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76, 2429-2445.

- Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L., Nowak, M.A., 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371, 65-66.
- Uezu, A., Betini, G.S., 2003. Estudo da Avifauna do Parque Estadual do Morro do Diabo. Plano de manejo do Parque Estadual do Morro do Diabo. Governo do Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente e Instituto Florestal, São Paulo.
- Uezu, A., Metzger, J.P.W., Vielliard, J.M., 2005. The effect of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123, 507-519.
- Vasconcelos, M.F., Ross, A.L., 2000. Novos registros de aves para o Parque Estadual do Morro do Diabo, São Paulo. *Melopsittacus* 3, 81-84.
- Viana, V.M., Tabanez, A.A., 1996. Biology and conservation of forest fragments in the Brazilian Atlantic Moist Forest, in: Schellas, J., Greenberg, R. (Eds.) *Forest patches in Tropical Landscapes*, Island Press, Washington.
- Willis, E.O., 1979. The composition of avian communities in the remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis avulsos de zoologia* 33, 1-25.
- Willis, E.O., Oniki, Y., 1981. Levantamento Preliminar de aves em treze áreas do Estado de São Paulo. *Revista brasileira de biologia* 41, 121-135.

**Capítulo 4 - Tempo de latência da resposta das aves à
fragmentação em uma região de Mata Atlântica, Pontal do
Paranapanema, SP.**

Abstract

The aim of this study was to estimate the time lag between the fragmentation of an Atlantic forest region and the extinction of sensitive bird species in forest patches and to verify which landscape parameters might be associated with such a delay. We analyzed 21 patches varying in size (30-2,000 ha) and seven sites inside a continuous forest (control, ~36,000 ha). The original, present and future bird richness in each site were estimated using, respectively, data from literature, bird survey using point counts and a species-area relationship. A landscape data set of the historical process of fragmentation in the region was used to estimate patch size and time since isolation and the total forest cover in the landscape before fragmentation had taken place. We estimated a very high bird loss in forest patches, mainly concerning species sensitive to disturbances, endemics for the Atlantic Forest and with low relative abundance. The observed half-life, the time necessary to loose half of the species before the relaxation process, varied, on average, between 20 and 46 years. This period was shorter than those found in another study for birds in an African tropical forest (23 to 80 years), indicating that we have less time to revert this situation than previously predicted. The patch quality and size are both important factors determining the time lag for sensitive species. We have estimated that several species had already gone extinct, particularly in small and low quality patches, and that other ones will disappear in the future, even in the largest patches. Our results allowed us to speculate about other Atlantic Forest landscapes, where longer time since isolation and smaller patches can cause even higher losses. The synchronism of extinctions occurring in many regions probably will increase the list of threatened species in a near future, including many that today seem not likely to be vulnerable.

Keywords: Landscape dynamic, conservation, extinction debt, theory of Island Biogeography, species-area relationship

Resumo

O objetivo deste estudo foi estimar o tempo de latência da resposta de grupos sensíveis de aves florestais à fragmentação e verificar quais parâmetros da paisagem podem estar associados a uma variação dessas repostas. Nós analisamos 21 fragmentos que variavam em tamanho (30 – 2000 ha) e sete sítios dentro de uma floresta contínua (controle, ~36.000 ha). As riquezas originais, atuais e futuras de aves para cada área foram estimadas através de dados da literatura, dados coletados em campo pelo método de ponto fixo e pela relação espécie-área, respectivamente. A partir de um banco de dados sobre o histórico da fragmentação da região, foi estimado o tempo de isolamento e o tamanho dos fragmentos e a cobertura florestal anteriormente à fragmentação. As estimativas das perdas de espécies nos fragmentos foram muito altas, especialmente para as espécies sensíveis à fragmentação, as endêmicas da Mata Atlântica e aquelas com baixa abundância relativa. O tempo de latência de meia vida nos fragmentos, tempo necessário para a perda de metade das espécies anteriormente ao processo de relaxamento, variou em média entre 20 a 46 anos, ficando abaixo dos encontrados em um outro estudo sobre aves em florestas tropicais da África (23 – 80 anos), mostrando uma urgência maior de encontrarmos soluções para evitar o declínio previsto da diversidade. A qualidade e o tamanho dos fragmentos foram fatores importantes para determinar o tempo de latência das espécies sensíveis. Estimamos que várias espécies já foram perdidas, especialmente nos fragmentos menores e de baixa qualidade, e que outras se extinguirão localmente, até mesmo nos fragmentos maiores. Esses resultados nos permitem especular sobre outras paisagens da Mata Atlântica, onde, em muitos casos, as perdas devem ser maiores, por terem um tempo de isolamento mais longo e fragmentos menores. O sincronismo dessas extinções regionais deve aumentar as listas de espécies ameaçadas em um futuro próximo, incluindo várias espécies que hoje aparentam baixa vulnerabilidade.

Palavras-chave: dinâmica da paisagem, débito ecológico, conservação, relação espécie-área e Teoria de Biogeografia de Ilhas.

Introdução

Vários estudos indicam que a riqueza de comunidades em paisagens fragmentadas pode ser melhor explicada pela estrutura de paisagens passadas, evidenciando a existência de um tempo de latência entre a fragmentação e a perda das espécies (Petit & Burel, 1998; Knick & Rotenberry, 2000; Lindborg & Eriksson, 2004; ver capítulo 3). No entanto, além da informação de quanto tempo as espécies estão resistindo a esse processo de fragmentação é essencial descobrir quanto tempo resta para que boa parte delas desapareça e quais são os fatores determinantes desse tempo de resposta, a fim de que as ações para a conservação sejam condizentes com a urgência das condições.

Uma abordagem para se estimar o tempo de latência entre a perda e fragmentação do habitat e a extinção das espécies se baseia na relação entre a área do habitat e o número de espécies que ele suporta (Brooks *et al.*, 1999a). Essa relação espécie-área é oriunda de trabalhos de Arrhenius (1921) e Preston (1962), sendo posteriormente utilizada pela Teoria de Biogeografia de Ilhas (MacArthur & Wilson, 1967). Ela é expressa pela fórmula $S = cA^z$, em que: S é o número de espécies; A é a área do fragmento e c e z são constantes. Essa relação foi aplicada para verificar a existência de um tempo de latência na resposta à fragmentação de aves endêmicas da Mata Atlântica (Brooks & Balmford, 1996), para relacionar a fragmentação desse bioma com o número de espécies ameaçadas de extinção (Brooks *et al.*, 1999b), para prever o número de espécies ameaçadas em função do desmatamento em ilhas do sudeste da Ásia (Brooks *et al.*, 1997) e para prever o padrão da perda de diversidade de primatas na África (Cowlshaw, 1999). Outras aplicações semelhantes podem ser encontradas na literatura envolvendo esse mesmo enfoque (Pimm *et al.*, 1995; Pimm & Askin, 1995).

A fim de estimar o tempo de latência entre a fragmentação do habitat e a extinção das espécies e o débito ecológico (Tilman *et al.* 1994) de um determinado fragmento, i.e. o número de espécies que se espera perder no futuro em função da

estrutura da paisagem atual, a relação espécie-área é usada para estimar dois parâmetros importantes: quantas espécies havia antes da fragmentação na área que hoje é o fragmento (S_{orig}) e a quantidade de espécies que haverá nesse fragmento quando a comunidade existente se estabilizar (S_{frag}). Esses valores podem ser obtidos a partir das seguintes fórmulas:

$$S_{orig}/S_{tot} = (A_{frag}/A_{tot})^{z_{cont}} \text{ e } S_{frag}/S_{tot} = (A_{frag}/A_{tot})^{z_{frag}},$$

onde S_{tot} é o número de espécies totais existentes na área contínua antes da fragmentação e A_{frag} e A_{tot} correspondem às áreas dos fragmentos e à área total de floresta contínua antes da fragmentação, respectivamente.

As riquezas S_{orig} e S_{frag} variam em função dos valores de z (Brooks *et al.*, 1999a), baseado na idéia de que em um habitat contínuo a perda de espécies em função da redução da área de habitat é menor em relação a um ambiente fragmentado (Pimm & Askin, 1995). Para ambientes contínuos, estima-se que os valores de z fiquem em torno de 0,12-0,18 (Johnson *et al.*, 1968; Rosenzweig, 1995) enquanto para ambientes fragmentados ou para ilhas verdadeiras seja próximo de 0.25 (Rosenzweig, 1995), mas podendo chegar a valores muito mais altos quando a fragmentação é muito intensa (Pimm & Askin, 1995).

Um terceiro parâmetro necessário para estimar o tempo de latência é o número de espécies em um momento intermediário entre esses dois períodos, que pode ser obtido a partir de levantamentos de campo atuais (S_{obs} , Brooks *et al.*, 1999a). A existência do tempo de latência pode ser verificada quando os valores de S_{obs} são intermediários entre S_{orig} e S_{frag} . Quanto mais perto esse valor se aproximar de S_{orig} , maior é o tempo de latência, e quando ele é próximo de S_{frag} esse período deve ser menor ou inexistente.

A inclinação da relação espécie-área deve variar também em função das características biológicas das espécies em estudo, principalmente em ambientes

fragmentados. Por exemplo, o acúmulo de espécies generalistas e menos sensíveis em fragmentos deve se dar com um expoente menor do que o de espécies estritamente florestais e mais sensíveis, visto que as primeiras estarão distribuídas mais homogeneamente em vários fragmentos, enquanto as florestais terão sua distribuição mais ao acaso, dependente da chance de sobrevivência das populações nos fragmentos (Pimm & Askin, 1995).

Baseado nessas teorias, o objetivo deste estudo foi estimar o tempo de latência da resposta de aves florestais à fragmentação de uma região de Mata Atlântica, e verificar quais parâmetros da paisagem e que características das espécies podem estar associados a uma variação dessas repostas. A análise foi feita para grupos de espécies distintos, categorizados de acordo com a sensibilidade à fragmentação e outros critérios.

Região de estudo

(ver “Região de estudo” no capítulo 1)

Métodos

Área de estudo

(ver “Área de estudo” no capítulo 1)

Levantamento da avifauna

(ver “Levantamento da avifauna” no capítulo 1)

Definição dos grupos funcionais

A partir do levantamento da comunidade de aves por ponto de escuta, em cada um dos sítios amostrais, as espécies foram agrupadas, considerando diversos critérios. Em um primeiro momento elas foram divididas entre sensíveis e não-sensíveis. Essas categorias foram determinadas a partir da análise feita no primeiro capítulo em que as espécies foram classificadas em: muito afetadas pela redução do habitat, afetadas, não-afetadas e beneficiadas. Para o presente estudo, os dois primeiros grupos foram reclassificados em **sensíveis** à redução e fragmentação do habitat e os dois últimos como **não-sensíveis**.

Foram considerados também grupos funcionais que se mostraram mais sensíveis à fragmentação do habitat no capítulo 1, entre eles: **espécies endêmicas** (Parker III *et al.*, 1996); com **baixa abundância** (Parker III *et al.*, 1996); com o **centro de abundância sub-montano e alto-montano** (Parker III *et al.*, 1996); e que estão **próximas do limite de distribuição** (Ridgely *et al.*, 2005). Para cada um desses grupos foi compilada a riqueza observada (S_{obs}).

Estimativa das riquezas S_{tot} , S_{orig} e S_{frag}

Para determinarmos a riqueza total de espécies S_{tot} que estavam presentes na região anteriormente à fragmentação, foram utilizados os dados coletados em campo através do ponto fixo e os encontrados na literatura. Para esse último, foram pesquisados todos os levantamentos feitos no Pontal do Paranapanema até o momento (Willis & Oniki, 1981; Straube & Bornschein, 1995; Straube *et al.* 1996; Vasconcelos & Roos, 2000; Uezu & Betini, 2003; Uezu *et al.*, em preparação; Betini, dados não publicados).

Para estimar as riquezas compreendidas nas áreas dos atuais limites dos fragmentos no momento anterior à fragmentação, S_{orig} , e quando houver uma estabilização das comunidades, S_{frag} , foram estimados os valores de z_{cont} e z_{frag} para cada categoria de espécies estudadas.

Para estimativa desses valores foram criadas curvas de acúmulo de espécies com base em amostras (Gotelli & Colwell, 2001). Como unidade amostral, foi considerado cada conjunto de pontos em uma grade 3x2 na área contínua (z_{cont}) e nos fragmentos (z_{frag}). Para a construção da curva, foram sorteados, aleatoriamente, 5.000 vezes os conjuntos de pontos do total de áreas amostradas em cada paisagem (contínua e fragmentada) e calculada a média. A reamostragem era feita com reposição. O valor z , então, foi definido a partir do ajuste de uma curva potencial aos pontos gerados no acúmulo da riqueza.

Levantamento do histórico da região

(ver “Levantamento do histórico da região” no capítulo 3)

O tamanho dos fragmentos e a área total da floresta

O tamanho dos fragmentos atuais A_{frag} foi definido a partir da classificação da imagem de satélite Landsat de 2003 (descrito no capítulo 3 – “levantamento do histórico da região”). Esses variam atualmente entre 28 e 1.700 ha (Figura 1). Para se estimar a área total de floresta contínua que havia na região anteriormente à fragmentação (A_{tot}) considerou-se que todo o Pontal do Paranapanema era coberto pelo mesmo tipo de floresta, o que corresponde à cerca de 300.000 ha.

O tempo de isolamento dos fragmentos

O tempo de isolamento dos fragmentos foi definido a partir dos mapas gerados para os anos de 1956, 1965, 1978, 1984 e 2003 e através de consultas a Imagens de satélite Landsat MSS de 1973 e 1975 e fotografias aéreas de 1962. Por exemplo, se verificássemos que um fragmento havia sido isolado entre 1956 e 1962, calculávamos uma data intermediária para definir o momento da desconexão, i.e., nesse caso, 1959. Para calcular o tempo de isolamento subtraímos a data central de coleta de dados em campo (2003) por essa data intermediária. Para esse exemplo, temos um período de 44 anos de isolamento.

Incerteza e limitações nas estimativas

Sorig e Sfrag – A precisão das estimativas das riquezas das áreas dos fragmentos antes da fragmentação e após a estabilização do sistema depende dos tamanhos dos fragmentos A_{frag} , da área total de floresta antes da fragmentação A_{tot} e, sobretudo, da constante z . Como explicitado abaixo, as informações sobre as áreas devem apresentar erros pouco relevantes. Os valores de z foram calculados para cada grupo estudado, usando dados coletados em campo. Dessa forma, esperamos ter valores que gerem modelos mais compatíveis com as características de cada categoria estudada.

S_{obs} - O número de espécies presentes atualmente S_{obs} foi determinado pelo método do ponto fixo. Apesar de termos tido um grande esforço amostral, sendo feitas oito visitas em cada sítio ao longo de três anos, não podemos afirmar que amostramos todas as espécies presentes nessas áreas, sobretudo para os fragmentos maiores e áreas controle, visto que esse levantamento cobriu apenas uma parte dos fragmentos. Para contornar esse problema procuramos usar estimadores de riqueza para as áreas amostradas. No entanto, praticamente não houve diferença entre esses valores e a riqueza observada e, por isso, assumimos que seria melhor usarmos os dados coletados em campo. Adicionalmente, calculamos o tempo de latência variando o número de espécies dos fragmentos - S_{obs} . Esse procedimento é detalhado mais adiante.

S_{tot} - A determinação do número total S_{tot} de espécies que ocorria na região antes da fragmentação baseou-se principalmente em levantamentos encontrados na literatura, o mais antigo datado de 1978. Parte desses dados foi coletado em vários fragmentos da região, no entanto, há uma predominância de amostragens feitas no Parque Estadual do Morro do Diabo. Porém, devido às grandes dimensões desse parque (~36.000 ha) e ao período de isolamento relativamente curto, ele deve conter ainda boa parte da avifauna original, dando-nos a certeza de que o número total de espécies que obtivemos se aproxima do real.

Tamanho dos fragmentos – O tamanho dos fragmentos atual foi obtido através da classificação de imagens de satélites. Os fragmentos possuem um alto contraste com a matriz em que estão inseridos, o que diminui a chance de erros na definição de seus limites. Todos os fragmentos estudados são bem conhecidos, com base em muitas verificações em campo, visto que eles foram objetos de estudo durante três anos de coleta de dados para as aves. Dessa forma, os erros que podem estar inseridos nessa medida provêm quase que exclusivamente da resolução da imagem de satélite Landsat, de 30 m de pixel.

Área total de floresta – A partir das fotografias aéreas de 1956, que cobriam cerca de 80% da região, verificamos que 80% da área ainda permaneciam intactas e eram compostas em quase sua totalidade por floresta, o restante eram áreas desflorestadas. Por isso, provavelmente, não há um erro muito grande em considerarmos que 100% das áreas terrestres do Pontal eram ocupadas pelo menos tipo de floresta.

Tempo de isolamento dos fragmentos – Por termos um conjunto de dados extensos sobre o processo histórico de fragmentação do Pontal do Paranapanema, desde o tempo em que os fragmentos estudados faziam parte de um contínuo de floresta (mapa de 1956) até os dias de hoje e com uma frequência relativamente alta de aquisição das informações, podemos afirmar que o erro na determinação desse período foi mínimo, variando em poucos anos.

Cálculo do tempo de latência

A partir das estimativas do número de espécies dentro dos limites dos fragmentos antes da fragmentação (S_{tot}) e após a estabilização do sistema (S_{frag}) e com os dados da riqueza atual (S_{obs}), foram calculadas para cada fragmento o índice de relaxamento (I , Brooks *et al.*, 1999a), que varia de 1, logo após a fragmentação quando S_{obs} é igual a S_{orig} e pode declinar a 0 quando S_{obs} é igual a S_{frag} . A fórmula do índice é:

$$I = (S_{obs} - S_{frag}) / (S_{orig} - S_{frag}).$$

A partir desse índice para cada fragmento determinamos o tempo de latência de meia vida (*half-time*) para a extinção das espécies, assumindo uma diminuição exponencial do número de espécies ao longo do tempo (Brooks *et al.* 1999a). Para tanto foi usada a seguinte fórmula:

$$I = \exp(-k \cdot t),$$

Em que t é o tempo de latência e k uma constante.

O tempo de latência de meia vida é o período (tI) que leva para a comunidade perder 50% das espécies que potencialmente serão perdidas ($S_{orig} - S_{frag}$), i.e. quando o

índice de relaxamento (I) for igual a 0,5. Como assumimos um decréscimo exponencial espera-se que após um período de $2.tl$, a comunidade terá perdido 75% das espécies e assim sucessivamente.

Porque a variável S_{obs} pode estar subestimando a riqueza real dos diferentes grupos de aves nos fragmentos, calculamos o tempo de latência nos fragmentos variando esse parâmetro. O cálculo do tempo de latência foi feito para a riqueza observada S_{obs} , que é o menor valor possível, e para a riqueza multiplicada por um fator (igual para todos os fragmentos) que faz com que o índice de relaxamento da área controle atinja 1. Por se tratar da área controle, esperamos que essa seja a área com a maior chance de apresentar a riqueza original, i.e., $S_{obs} = S_{orig}$, indicando-nos os valores máximos do número de espécies nas outras áreas (S_{obs_mx}). Logo, esperamos que o tempo de latência real esteja entre esse dois momentos estimados.

Influência da área e da qualidade no tempo de latência

Foi usada análise de regressão linear para verificar se os tempos de latência dos diferentes grupos de aves (variáveis dependentes) são influenciados pelo tamanho dos fragmentos (variável independente). A cada teste, foi feita uma análise de resíduos, a fim de verificar a presença de valores muito elevados - “outliers”. Em situações em que tais valores eram detectados, a análise era refeita retirando-os da amostra. Quando o resultado permanecia o mesmo, foi mantido o conjunto original dos dados. Já, se os resultados se modificavam em razão da retirada do “outlier”, os novos resultados eram adotados.

Para verificar a influência da qualidade dos fragmentos no tempo de latência, as riquezas atuais dos fragmentos (S_{obs}) foram diferenciadas segundo duas categorias de fragmentos: com qualidade boa ou superior (S_{obs_s}) e mais degradados ou inferiores (S_{obs_i}). Para definir tais fragmentos, foi usado o primeiro eixo de uma Análise de Componentes Principais (PCA), produzido a partir de dados da estrutura da vegetação

(capítulo 1). Os dados de S_{obs_i} e S_{obs_s} foram, então, postos em um gráfico junto com os dados de S_{frag} e S_{orig} e o efeito da qualidade pôde ser avaliado visualmente.

Figura 1 – Processo de fragmentação na região do Pontal do Paranapanema, SP. Os rios estão representados em cinza escuro, as florestas em cinza claro e as linhas pretas delimitam os fragmentos florestais estudados em conformidade com seus tamanhos em 2003 (A_{frag}).

Resultados

A riqueza de espécies da região do Pontal do Paranapanema

Segundo todos os levantamentos que foram feitos até o momento na região do Pontal do Paranapanema (Willis & Oniki, 1981; Straube & Bornschein, 1995; Straube *et al.* 1996; Vasconcelos & Roos, 2000; Betini & Uezu, 2003; Uezu *et al.*, em preparação; Betini, dados não publicados), essa área conta com 323 espécies de aves, que estão distribuídas pelos remanescentes florestais e por outros tipos de ocupação. Desse total, 147 espécies

são altamente dependentes de florestas. Temos ainda 69 espécies generalistas, ou seja, que são capazes de usar tanto a floresta quanto as áreas abertas, e 107 espécies características de áreas abertas. Para este estudo foram consideradas apenas as espécies estritamente florestais. A partir dessa lista total foram determinadas as riquezas totais de cada grupo estudado (S_{tot} , Tabela 1).

Tabela 1 – Valores de z dos diferentes grupos de espécies para a paisagem fragmentada (z_{frag}) e área contínua (z_{cont}). São fornecidos também os números de espécies totais de cada grupo (S_{tot}), e os coeficientes de determinação (R^2) e graus de significância (p) das relações entre a riqueza de cada grupo e o tamanho dos fragmentos florestais.

	z_{frag}	z_{cont}	S_{tot}	R^2	p
Espécies sensíveis	0,36	0,18	87	0,53	<0,01
Espécies não-sensíveis	0,17	0,22	60	0,12 (-)	0,13
Endêmicas da MT	0,34	0,20	39	0,52	<0,01
Limit. distr. (<200 km)	0,23	0,18	62	0,32	<0,01
Centro de abund. UT e HT	0,25	0,16	43	0,42	<0,01
Abundância baixa	0,35	0,22	36	0,46	<0,01
1-2 tipos de florestas	0,28	0,23	59	0,30	<0,01

Os valores de z para os diferentes grupos e outros parâmetros

Há uma grande variação da riqueza observada de espécies entre os diferentes grupos de aves considerados. A riqueza de alguns grupos apresenta-se mais fortemente correlacionada com as áreas dos fragmentos e isso se mostra um fator essencial para determinar os valores de z_{frag} (Tabela 1). Em geral, os grupos que tiveram correlações menores com a área dos fragmentos apresentaram z_{frag} mais baixos e, por isso, mais próximos aos valores de z para as áreas contínuas (z_{cont}). Adicionalmente, os valores de z_{frag} apresentaram maior variação que para z_{cont} (Tabela 1). Apenas para as espécies não-sensíveis a ordem de magnitude desses valores se inverteu.

Valores mais altos de z_{frag} indicam perdas mais elevadas de espécies para as áreas estudadas quando suas comunidades se estabilizarem. Esse é em particular o caso

das espécies sensíveis ($z_{frag} = 0,36$), para as quais a perda de espécies, em comparação à riqueza estimada antes da fragmentação, varia entre 70% para os fragmentos grandes a 80% para os fragmentos menores. Em alguns sítios amostrais, ainda são esperadas a perdas de 10 a 14 espécies. A perda de espécies endêmicas e de abundância baixa ($z_{frag} = 0,34$ e $0,35$; respectivamente) ficam entre 60 e 70%. Para as espécies fora do centro de distribuição ($z_{frag} = 0,25$) a porcentagem de perda fica entre 40 e 50%. Finalmente, para as espécies no limite da sua distribuição geográfica e que usam apenas 1 a 2 tipos de florestas ($z_{frag} = 0,23$ e $0,28$; respectivamente) as perdas de espécies ficam entre 25 e 30% (Tabela 2).

O tempo de isolamento dos fragmentos varia entre 23 e 44 anos (Tabela 3), o que também influencia bastante na determinação do tempo de latência dos grupos estudados.

Tabela 2 – Número de espécies das diferentes classes de aves em cada área amostrada: sensíveis à fragmentação, endêmicas da Mata atlântica, com centro de abundância tropical alto-montano e sub-montano, próximas do limite de distribuição (<200 km), com abundância baixa, e que usam apenas 1 ou 2 tipos de floresta. As letras C, G, M e P, representam a área controle, os fragmentos grandes, médios e pequenos, respectivamente. S_{orig} , S_{frag} e S_{obs} representam o número total de espécies antes da fragmentação, após a estabilização da comunidade e atualmente, respectivamente.

Frag	Sensíveis			Endêmicas			C. Abundância			L. distribuição			Abundância baixa			Tipos de floresta		
	S_{orig}	S_{frag}	S_{obs}	S_{orig}	S_{frag}	S_{obs}	S_{orig}	S_{frag}	S_{obs}	S_{orig}	S_{frag}	S_{obs}	S_{orig}	S_{frag}	S_{obs}	S_{orig}	S_{frag}	S_{obs}
C	60	40	52	26	19	21	30	25	26	42	38	32	23	17	13	36	32	39
G1	27	8	6	11	4	3	15	8	6	19	14	8	9	4	1	13	9	5
G2	28	8	22	11	4	6	15	8	14	19	14	16	9	4	6	13	9	14
G3	28	8	18	11	4	6	15	9	11	19	14	14	9	4	5	13	10	16
G4	28	8	17	11	4	5	15	9	9	19	14	18	9	4	4	13	10	10
G5	33	12	14	13	6	5	17	11	8	23	18	10	11	5	2	16	12	7
G6	33	12	23	13	6	9	18	11	15	23	18	16	11	5	6	17	13	15
G7	35	13	22	14	7	9	19	12	14	24	19	17	12	6	5	18	14	16
M1	22	5	14	8	3	6	12	6	10	15	10	12	6	2	3	10	6	12
M2	22	5	9	9	3	4	12	6	8	15	11	11	7	2	2	10	7	10
M3	22	5	10	9	3	5	12	6	12	15	11	10	7	2	2	10	7	11
M4	23	6	2	9	3	2	13	6	3	16	11	6	7	3	2	10	7	5
M5	23	6	18	9	3	4	13	7	8	16	11	14	7	3	4	11	7	10
M6	24	6	1	9	3	1	13	7	5	16	12	6	7	3	2	11	7	5
M7	24	6	6	9	3	2	13	7	3	17	12	7	7	3	4	11	8	8
P1	17	3	4	6	2	3	10	4	5	12	8	5	5	1	1	7	4	6
P2	18	3	3	7	2	2	10	5	2	12	8	10	5	2	1	7	5	7
P3	19	4	2	7	2	1	11	5	3	13	9	6	6	2	1	8	5	6
P4	20	4	7	8	2	1	11	5	3	14	9	12	6	2	2	9	6	7
P5	19	4	2	7	2	2	11	5	5	13	9	7	6	2	2	8	5	6
P6	20	4	9	8	2	3	11	5	8	14	9	14	6	2	2	9	6	11
P7	20	4	11	8	2	4	11	5	9	14	9	10	6	2	3	9	6	8

A variação do tempo de latência para os diferentes grupos

Há uma variação grande do tempo de latência entre os diferentes grupos para os diferentes fragmentos (Tabela 3). No entanto, geralmente esses períodos ficaram abaixo de 50 anos, à exceção de alguns valores extremos para alguns fragmentos. Outros quatro fragmentos ainda tiveram riqueza atual (S_{obs}), para todos os grupos, abaixo do valor estimado para o número de espécies após a estabilização da comunidade (S_{frag}).

Para as espécies sensíveis à fragmentação, o tempo de latência para os fragmentos varia de 0 à 46 anos, com um fragmento apresentando valor extremo de 84 anos. A área controle apresentou período de 61 anos e o tempo médio para esse grupo foi de 30 anos. Para o cálculo do tempo de latência máximo, i.e. multiplicando-se um fator de 1,15 (S_{obs_mx} , aumento de 15%) ao número de espécies observadas (S_{obs}), temos períodos variando entre 0 e 67 anos, com dois fragmentos apresentando valores extremos (123 e 185 anos; Tabela 3). A média do tempo de latência nesse caso é de 46 anos.

Para as espécies endêmicas, o tempo de latência varia de 0 a 51 anos, sendo a média de 19 anos (Tabela 3). Ao multiplicarmos o número de espécies S_{obs} por um fator de 1,22 (S_{obs_mx} ; aumento de 22%) a variação fica entre 0 e 45 anos, mas com um valor extremo de 142 para um fragmento de tamanho médio (Tabela 3). O tempo de latência médio aumenta para 34 anos.

Para as espécies que estão fora de seus centros de abundância, o tempo de latência tem uma variação maior, entre 0 a 93 anos, e a média fica em torno de 35 anos (Tabela 3). Ao multiplicarmos o número de espécies observadas por um fator de 1,17 (S_{obs_mx} , aumento de 17%), devido à alta heterogeneidade, muitos fragmentos passam a apresentar tempos de latência muito elevados e, para muitos deles, o S_{obs_mx} atinge o S_{orig} antes da área controle. O mesmo acontece para os grupos de espécies com abundância baixa e que estão nos limites de distribuição, porém de forma ainda mais

acentuadas. Por essa razão, não foram calculados os períodos de latência máximos para esses três grupos.

Tabela 03 – Estimativas do tempo de latência (para S_{obs} e S_{obs_mx}) para diferentes grupos de espécies de aves: Sensíveis à fragmentação (Sens), endêmicas da Mata Atlântica (End), com centro de abundância tropical sub-montano e alto-montano (Ctr_ab), próximas ao limite de distribuição (<200 km; L_distr) e abundância baixa (Ab_b). São apresentados também o tamanho dos fragmentos (A_{frag}), o parâmetro de qualidade (Fator 1; quanto maior o valor, maior a qualidade ou estruturação florestal) e o tempo de isolamento dos fragmentos (t).

Fragmento	A_{frag} (ha)	Fator 1	t (anos)	Sens	End	Ctr_ab	L_distr	Ab_b
C	35396,1	0,2	44	61-∞	26-∞	16	-	-
G1	420,7	-0,8	44	-	-	-	-	-
G2	448,5	-0,2	23	46-123	11-20	93	15	20
G3	471,1	-0,2	35	34-52	17-30	24	-	17
G4	478,4	0,1	35	29-42	10-18	8	75	7
G5	1148,6	0,7	44	14-19	0-8	-	-	-
G6	1274,7	-0,6	26	27-46	19-45	34	-	8
G7	1736,2	3,1	31	23-35	17-37	18	-	-
M1	110	1,7	39	44-67	51-142	67	27	15
M2	124,2	-2,1	35	16-20	15-24	20	10	-
M3	129,8	-0,5	35	19-24	25-43	-	-	-
M4	153,6	-0,8	44	-	-	-	-	-
M5	172,2	0,3	44	84-185	16-25	19	51	25
M6	185,3	-1	39	-	-	-	-	-
M7	217,7	0,6	50	0-10	-	-	-	24
P1	28,3	0,1	39	10-12	21-31	13	-	-
P2	38,5	0,2	44	0-5	8-14	-	38	-
P3	55,4	-0,4	35	-	-	-	-	-
P4	71,2	-0,1	39	15-19	-	-	53	6
P5	60,7	-1,1	44	-	0-10	-	-	9
P6	73,4	-0,7	35	20-25	11-17	30	∞	5
P7	77,5	0,2	44	35-46	25-40	60	13	22
Média				30-46	20-34	35	35	14

Área total de floresta considerada antes da fragmentação: 300.000 ha

O símbolo ∞ representa tempos de latência para as áreas em que S_{obs} é igual ou maior que S_{orig} .

O símbolo “-” indica os fragmentos em que o S_{obs} é inferior ao S_{frag} .

Para os grupos Ctr_ab, L_distr, e Ab_b não foram calculados os tempos de latência para S_{obs_mx} (ver explicação no texto).

Fatores que podem influenciar no tempo de latência

O tamanho dos fragmentos influencia parcialmente o tempo de latência das espécies mais sensíveis, i.e. em fragmentos maiores o tempo de latência da reposta das espécies é mais elevado (Figura 2). Para os outros grupos tal relação não foi verificada (Tabela 4).

Figura 2 – Variação do tempo de latência de meia vida das espécies sensíveis à fragmentação em função do tamanho dos fragmentos ($R^2 = 0,29$; $p = 0,03$). Pontal do Paranapanema, SP.

Tabela 4 - Coeficientes de determinação (R^2) e graus de significância (p) das relações entre o tempo de latência dos diferentes grupos de espécies de aves e o tamanho dos fragmentos. Pontal do Paranapanema, SP.

Classe de espécies	R^2	p
Sensíveis	0,29	0,03
Endêmicas	-0,08	0,88
Fora do centro de abundância	-0,06	0,57
Limite de distribuição	-0,025	0,40
Abundância baixa	-1,07	0,86

Outro fator que influencia no tempo de latência das espécies mais sensíveis é a qualidade da floresta. Ao construirmos as curvas das riquezas de espécies estimadas (S_{orig} , S_{frag} e S_{obs}) em função do tamanho dos fragmentos, era esperado que na presença de um tempo de latência os pontos referentes a S_{obs} se localizassem entre os pontos de S_{orig} e S_{frag} . No entanto, observamos que em alguns casos os pontos caíram abaixo de S_{frag} , mostrando uma perda maior que a prevista. Se diferenciarmos esses pontos entre as áreas que apresentam tipos de vegetação superiores (S_{obs_s}) daquelas com áreas mais degradadas (S_{obs_i} , vegetação inferior), podemos observar a influência desse fator: as áreas que apresentaram $S_{obs} < S_{frag}$ pertencem quase sempre aos fragmentos com vegetação mais degradada (S_{obs_i} , Figura 3). Para as espécies endêmicas e que estão fora do centro de abundância esse padrão já não é tão claro, ilustrando que deve haver outros fatores que influenciam no tempo de latência.

Figura 3 – Variação do número de espécies sensíveis à fragmentação em função do tamanho da área dos fragmentos: no momento anterior à fragmentação (S_{orig}); no momento em que a comunidade dos fragmentos se estabilizar (S_{frag}) e no presente momento, separados em fragmentos de qualidade inferior e superior (S_{obs_i} e S_{obs_s} , respectivamente). Pontal do Paranapanema, SP.

Discussão

Há um débito ecológico muito grande nos fragmentos da região, i.e. as riquezas estimadas dos fragmentos para quando as comunidades chegarem à estabilidade (S_{frag}) são muito menores que as riquezas antes da fragmentação (S_{orig} ; Tilman *et al.*, 1994), indicando uma perda muito alta da diversidade de aves. Essas perdas são maiores, sobretudo, para as espécies sensíveis, endêmicas da Mata Atlântica e as que possuem abundância baixa. Os outros grupos funcionais estudados apresentam heterogeneidade mais elevada, sendo compostos por espécies sensíveis e outras menos sensíveis, fazendo com que as perdas sejam menores. As espécies não-sensíveis apresentaram os valores

de z_{frag} menor que z_{cont} , o que mostra que essas espécies estão mais homogeneamente distribuídas nos fragmentos do que nas áreas controle, e, portanto, não se ajustam ao modelo proposto, além de não serem ameaçadas pela fragmentação.

Esse resultado, que leva em consideração o histórico da fragmentação, ilustra que as ameaças às espécies são muito maiores do que prevê o cenário abordado somente do ponto de vista da distribuição atual das espécies (Tilman *et al.*, 1994; Lindborg & Eriksson, 2004; Hanski & Ovaskainen, 2002). Considerando que, em média, o tempo de latência de meia vida para a perda das espécies é de 30 anos e que o processo de isolamento dos fragmentos ocorreu há cerca de 30 a 40 anos, ainda é esperada a perda de um grande número de espécies, principalmente nos fragmentos grandes, que têm tempos de latência mais longos.

O tempo médio de latência entre 30 e 46 anos para as espécies mais sensíveis indica também que, para outro conjunto de fragmentos, especialmente os maiores, pelo menos metade das espécies já foi perdida, já que esse período é próximo do tempo de isolamento de muitos fragmentos. Para as espécies endêmicas, o tempo de latência médio é mais baixo, indicando que esse grupo está perdendo espécies com taxas ainda mais rápidas.

Na paisagem do Pontal, nos casos mais extremos, verificamos que pelo menos quatro fragmentos já apresentam riqueza atual (S_{obs}) abaixo do estimado para a comunidade estabilizada (S_{frag}), o que mostra que as perdas para esses fragmentos já aconteceram. Adicionalmente, para outros fragmentos, o número de espécies atuais também está muito próximo do previsto para o momento da estabilização, revelando tempos de latência muito curtos. Para esses casos, tanto o tamanho quanto a estrutura da vegetação dos fragmentos, ao menos para as espécies sensíveis, seriam os responsáveis por essa resposta mais imediata, visto que, em geral, esse padrão acontece para os fragmentos médios e pequenos e com qualidade inferior. A degradação florestal deve

influenciar no uso dos recursos pelas espécies, tornando menor a área efetiva dos fragmentos, o que explicaria também o valor de S_{obs} abaixo de S_{frag} .

Esse padrão de ameaça às espécies não é uma situação isolada, visto que boa parte da Mata Atlântica se encontra altamente fragmentada e com o tempo de isolamento em geral mais longo (Viana & Tabanez, 1996; Fundação SOS Mata atlântica & INPE, 1998). Por exemplo, em um remanescente de Mata Atlântica, de 251 ha, que foi isolado em 1969, foi verificada a perda de 54% das espécies de aves (30 espécies) entre os anos de 1978 e 1993 (Aleixo & Vielliard, 1995), além de outras extinções que devem ter ocorrido entre 1969 e 1978 que não foram contabilizadas (Willis, 1979). Em outra paisagem de Mata Atlântica, foram perdidas 28 espécies de aves florestais (17% do total) e 68 espécies (42% do total) se apresentavam com alto grau de ameaça de extinção após 70 anos de fragmentação (Ribon *et al.*, 2003). Nesse último estudo, as perdas referem-se a toda a paisagem e não somente a um fragmento. Nesse mesmo bioma, a comparação entre áreas contínuas e fragmentadas revelou a perda de 66 espécies de aves (44% da comunidade) em paisagens também bem conectadas com 26 e 31% de cobertura florestal, mas que estão isoladas a pelo menos 80 anos (Develey & Metzger, 2006). Na Amazônia andina, foram registradas perdas de 40 espécies de aves após 85 anos de fragmentação (31,2% do original; Kattan *et al.*, 1994) e de 41 espécies de aves após ca. 50 anos (30% do original; Renjifo, 1999). Essas perdas poderiam ser maiores não fossem as características espaciais dos fragmentos. No primeiro caso, os fragmentos eram relativamente grandes (29 – 400 ha) e estavam próximos um do outro; e no segundo, embora os fragmentos fossem pequenos (1,5 – 16,2 ha), muitos deles estavam próximos a uma área contínua e inseridos em uma matriz mais permeável de reflorestamento (Renjifo, 2001).

O tempo de latência que encontramos neste estudo é relativamente curto em relação ao verificado em outros trabalhos (Petit & Burel, 1998; Lindborg & Eriksson,

2004). Em uma pesquisa com aves, foi sugerido um tempo de latência de 50 anos (para meia vida), que seria um valor médio entre os 23 e 80 anos que fora verificado (Brooks *et al.*, 1999a). Esse valor tem sido usado como referência para o tempo de latência de aves tropicais, no entanto, verificamos aqui que esse tempo pode ser ainda mais curto, dependendo da paisagem considerada, o que aumenta a urgência de encontrarmos soluções para reverter essas condições. Uma resposta mais rápida em nosso caso pode estar relacionada à intensidade dos distúrbios na paisagem. O grau de isolamento é muito intenso, o que pode impedir a colonização entre os fragmentos, tornando as chances de extinção mais elevadas (Hanski, 1998; Hanski & Ovaskainen, 2002). A degradação florestal é outro fator importante (ver capítulo 1) como mencionado anteriormente. No entanto, as situações encontradas em outras partes da Mata Atlântica não são melhores, principalmente, considerando as Matas do interior, em que temos fragmentos tão isolados quanto no Pontal e a maior parte deles com extensões ainda menores, o que nos permite deduzir que os tempos de latência devem ser ainda menores nessas condições.

Se nossas estimativas estiverem corretas, i.e. se o declínio de espécies obedecer ao modelo exponencial proposto (Brooks *et al.*, 1999a), espera-se a perda de um grande número de espécies nos próximos trinta anos. Tomando como exemplo um fragmento grande estudado (G7, ~1.700 ha), que apresentou um tempo de latência médio de cerca de 30 anos, espera-se ainda uma perda total de nove espécies, sendo que cinco delas acontecerão nos próximos 30 anos. Pode parecer pouco em valores absolutos, no entanto, tendo em vista que essa área já perdeu 13 espécies sensíveis ao longo dos cerca de 30 anos de isolamento, e esse constitui o maior fragmento da região, essas perdas são significantes. A maioria dos outros fragmentos estará em níveis mais críticos em 30 anos. Para os fragmentos menores as perdas absolutas serão menores, visto que

suportam menos espécies e já perderam uma proporção maior dessas, no entanto, ocorrerão de maneira mais rápida.

Podemos verificar que, geralmente em ambientes fragmentados o potencial para a perda de espécies é alto. Em muitos casos, sobretudo em paisagens mais antigas, boa parte das extinções já aconteceu, e em outras paisagens mais recentes, como a do Pontal, temos um débito ecológico alto. Isso significa que em ambas as situações a previsão para o cenário futuro é o de paisagens pobres, compostas, principalmente, por espécies generalistas, mesmo sem novas destruições dos habitats naturais. Em termos de ações de conservação, no primeiro caso será necessário reintroduzir as espécies perdidas e criar condições para que elas não se extingam novamente, o que é particularmente complexo e custoso. No segundo caso, embora também não seja simples manejar a paisagem para garantir a persistência das espécies, esse é o caminho menos custoso e com maiores chances de sucesso em médio prazo.

Embora estejamos falando de extinções em fragmentos e não de extinções na escala da paisagem (Hanski & Ovaskainen, 2002; Nagelkerke *et al.*, 2002), percebemos que as taxas das extinções locais são muito altas e essas podem sim ocasionar extinções regionais, assim como aconteceu em outras áreas da Mata Atlântica (Aleixo & Vielliard, 1995; Christiansen & Peter, 1997; Ribon *et al.*, 2003), sobretudo, por considerarmos as espécies mais sensíveis. Levando isso para o contexto mais amplo desse bioma, em que várias paisagens devem estar passando pelo mesmo processo, o sincronismo dessas extinções regionais deverá aumentar as listas de espécies ameaçadas em um futuro próximo, incluindo várias espécies que hoje aparentam baixa vulnerabilidade. O tempo de latência das respostas das espécies à fragmentação nos dá uma chance para que possamos agir para impedir o declínio da biodiversidade (Brooks *et al.*, 1999a), entretanto, os resultados deste estudo mostram que esse tempo não é tão longo assim.

Referências Bibliográficas

- Aleixo, A., Vielliard, J.M.E., 1995. Composição e dinâmica da avifauna da Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 12, 493-511.
- Arrhenius, O., 1921. Species and area. *Journal of Ecology* 9, 95-99.
- Brooks, T., Balmford, A., 1996. Atlantic forest extinctions. *Nature* 380, 115.
- Brooks, T., Pimm, S.L., Collar, N.J., 1997. Deforestation predicts the number of threatened birds in insular Southeast Asia. *Conservation Biology* 11, 382-394.
- Brooks, T., Pimm, S.L., Oyugi, J.O., 1999a. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conservation Biology* 13, 1140-1150.
- Brooks, T., Tobias, J., Balmford, A., 1999b. Deforestation and bird extinctions in the Atlantic Forest. *Animal Conservation* 2, 211-222.
- Christensen, M.M., Pitter, E., 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in Southeastern Brazil. *Biological Conservation* 80, 23-32.
- Cowlishaw, G., 1999. Predicting the pattern of decline of African primate diversity: an extinction debt from historical deforestation. *Conservation Biology* 13, 1183-1193.
- Develey, P.F., Metzger, J.P.W., 2005. Emerging threats to birds in Brazilian Atlantic forests: the roles of forest loss and configuration in a severely fragmented ecosystem, in: Peres, C.A., Laurance, W. (Eds.) *Emerging threats to tropical forests*. University of Chicago Press, Chicago.
- Fundação SOS Mata Atlântica / INPE, 2002. Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no Domínio da Mata Atlântica no período de 1995 – 2000, São Paulo.
- Gotelli, N.J., Colwell, R.K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4, 379-391.
- Hanski, I., 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396, 41-49.

- Hanski, I., Ovaskainen, O., 2002. Extinction debt at extinction threshold. *Conservation Biology* 16, 666-673.
- Johnson, M.P., Mason, L.G., Raven, P.H., 1968. Ecological parameters and plant species diversity. *American Naturalist* 102, 297-306.
- Kattan, G.H., Alvarez-López, H., Giraldo, M., 1994. Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. *Conservation Biology* 8, 138-146.
- Knick, A.T., Rotenberry, J.T., 2000. Ghost of habitats past: contribution of landscape change to current habitats used by shrubland birds. *Ecology* 81, 220-227.
- Lindborg, R., Eriksson, O., 2004. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* 85, 1840-1845.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Nagelkerke, K.C.J., Verboom, J. Van Den Bosch, F., Van De Wolfshaar, K., 2002. Time lags in Metapopulation Responses to landscape change, in: Gutzwiller, K.J. *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*. Springer-verlag, New York.
- Parker III, T.A., Stotz, D.F., Fitzpatrick J.W., 1996. Ecological and distributional databases, in: Stotz, D.F., Fitzpatrick, J.W., Parker III, T.A., Moskovits, D.K. (Eds.) *Neotropical birds: Ecology and conservation*. The University of Chicago Press, Chicago, 111-410 pp.
- Petit, S., Burel, F., 1998. Effects of landscape dynamics on the metapopulation of a ground beetle (Coleoptera, Carabidae) in a hedgerow network. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 69, 243-252.
- Pimm, S.L., Askin, R.A., 1995. Forest losses predict bird extinction in eastern North America. *Proceedings of the national academy of science of the USA* 92, 9343-9347.

- Pimm, S.L., Russell, G.J., Gittleman, J.L., Brooks, T.M., 1995. The future of biodiversity. *Science* 269, 347-350.
- Preston, F.W., 1962. The canonical distribution of commonness and rarity. Parts 1 and 2. *Ecology* 43, 185-215, 410-432.
- Renjifo, L.M., 2001. Effects of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean birds. *Ecological Applications* 11, 14-31.
- Renjifo, L.M., 2003. Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conservation Biology* 13, 1124-1139.
- Ribon, R., Simon, J.E., De Mattos, G.T., 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest Fragments of Viçosa Region, Southeastern Brazil. *Conservation Biology* 17, 1827-1839.
- Ridgely, R. S., Allnutt, T.F., Brooks, T., McNicol, D.K., Mehlman, D.W., Young, B.E., Zook, J.R., 2005. *Digital Distribution Maps of the Birds of the Western Hemisphere, version 2.1*. NatureServe, Arlington.
- Rosenzweig, M.L., 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Straube, F.C. e Bornschein, M.R., 1995. New or noteworthy records of birds from northwestern Parana and adjacent areas (Brazil). *Bulletin of the British Ornithologists' Club* 115, 219-225.
- Straube, F.C., Bornschein, M.R., Scherer-Neto, P., 1996. Coletânea da avifauna da região noroeste do Estado do Paraná a áreas limítrofes (Brasil). *Arquivos de Biologia e Tecnologia* 39, 193-214.
- Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L., Nowak, M.A., 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371, 65-66.

- Uezu, A., Betini, G.S., 2003. Estudo da Avifauna do Parque Estadual do Morro do Diabo. *Plano de manejo do Parque Estadual do Morro do Diabo*. Governo do Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente e Instituto Florestal, São Paulo.
- Uezu, A., Beyer, D.D., Metzger, J.P.W. (em preparação) When do stepping stones provide connectivity? Birds in agroforest woodlots in the Atlantic Forest region.
- Vasconcelos, M.F., Roos, A.L., 2000. Novos registros de aves para o Parque Estadual do Morro do Diabo, São Paulo. *Melopsittacus* 3, 81-84.
- Viana, V.M., Tabanez, A.A., 1996. Biology and conservation of forest fragments in the Brazilian Atlantic Moist Forest, in: Schellas, J., Greenberg, R. (Eds.), *Forest patches in Tropical Landscapes.*, Island Press, Washington.
- Willis, E.O., 1979. The composition of avian communities in the remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis avulsos de zoologia* 33, 1-25.
- Willis, E.O., Oniki, Y., 1981. Levantamento Preliminar de aves em treze áreas do Estado de São Paulo. *Revista brasileira de biologia* 41, 121-135.

Capítulo 5 - Comparação da resposta da avifauna à fragmentação em duas regiões de Mata Atlântica no Estado de São Paulo.

Abstract

Generally the effect of fragmentation on species focus on the landscape or regional scale, removing the geographic variation effect, nonetheless the addition of this variable might help us understand how species respond to fragmentation in a general form. Based on this idea, we compared the effects of forest fragmentation on bird species sensitive to habitat reduction and segmentation, functional groups and coincident species that occur in three landscapes in two geographically distant regions: the Pontal do Paranapanema region, in the extreme west of the State of São Paulo; and Ibiúna e Caucaia, 700 km to the east of the state. We undertook bird survey, using point count methodology in 37 forest fragment and 11 sites inside two continuous forests. The numbers of sample in each landscape were: Pontal – 21 patches and 7 sites in a control area; and Ibiúna and Caucaia – 8 patches in each landscape and 4 sites in a same control area. In the landscape of Pontal, bird species suffer the most intense effects of fragmentation, although patches are larger than in the other landscapes. The most sensitive species are: endemic, on the limit of distribution, out of abundance center and with low abundance. Many of them are affected only in the Pontal region, result of its geographical location. The spatial structure of landscape explains much of the species diversity and composition variation in the sampled areas. In Pontal and Ibiúna, patch size is the most important variable and, in Caucaia, the high degree of connectivity is the most relevant, making the species less vulnerable. Furthermore, because of its high connectivity, the patch size threshold that defines species loss, is much smaller in Caucaia than in Pontal (50 ha e 300-400 ha, respectively). The comparison of the effects of fragmentation on birds in distinct landscape shows that species responses varies along its distribution, which are constrained to local landscape parameters and bird features. This results show that there is no general recipes for biodiversity conservation, but different strategies must be used according to the regional condition.

Keywords: connectivity, fragmentation, Landscape Ecology, conservation, geographical variation

Resumo

Os efeitos da fragmentação sobre as espécies são comumente estudados no âmbito da paisagem ou de uma região, removendo o efeito da variação geográfica; porém a inclusão dessa variável pode aumentar nossa compreensão de como as espécies respondem à fragmentação de maneira mais ampla. Com base nessa idéia, comparamos os efeitos da fragmentação sobre as espécies sensíveis à redução e segmentação do habitat, grupos funcionais e espécies co-ocorrentes de aves entre três paisagens de duas regiões distantes geograficamente: o Pontal do Paranapanema, no extremo oeste do estado de São Paulo e, Ibiúna e Caucaia do Alto, a cerca de 700 km a leste do estado. Para tanto, foram feitas amostragens de aves por ponto fixo em 37 fragmentos florestais e em 11 sítios em duas áreas contínuas. O número de amostras em cada paisagem foi: Pontal - 21 fragmentos e 7 sítios na área controle; e Ibiúna e Caucaia - oito fragmentos para cada paisagem e 4 sítios em uma mesma área controle. As espécies de aves na paisagem do Pontal foram as que sofreram mais com a fragmentação, apesar dos fragmentos serem maiores em comparação com as outras paisagens. As espécies endêmicas, que estão no limite de distribuição, que estão fora do centro de abundância e que têm baixa abundância são as mais sensíveis, muitas delas afetadas apenas na paisagem do Pontal, resultado de sua posição geográfica. A estrutura espacial das paisagens explica boa parte da variação da diversidade e composição de espécies nas áreas amostradas. No Pontal e Ibiúna o tamanho dos fragmentos é a variável mais importante e, em Caucaia, o alto grau de conectividade é mais relevante, tornando as espécies menos vulneráveis. Além disso, em virtude da conectividade elevada nessa última paisagem, o limiar do tamanho dos fragmentos para a perda de espécies é muito menor do que para o Pontal (50 ha e 300-400 ha, respectivamente). A comparação dos efeitos da fragmentação sobre as aves em paisagens distintas revela que as respostas das espécies variam ao longo da sua distribuição, condicionadas por parâmetros locais da paisagem e por características das espécies. Esses resultados ilustram que não pode haver uma receita geral para a conservação da diversidade, mas que estratégias diferentes devem ser usadas dependendo das condições regionais.

Palavras-chaves: conectividade, fragmentação, Ecologia da Paisagem, conservação, aves, variação geográfica

Introdução

A literatura científica traz muitas informações sobre a resposta de organismos em paisagens fragmentadas (Fahrig, 2003). Têm sido ressaltados, sobretudo, os efeitos do tamanho e da borda dos fragmentos (Karr, J. R. 1982; Murcia, 1999; Mesquita *et al.*, 1999; Price *et al.* 1999; Crooks *et al.*, 2000; Debinski & Holt, 2000), do grau de isolamento e conectividade (Taylor *et al.*, 1993; Beier and Noss, 1998; Tischendorf & Fahrig, 2000; Bélisle, 2005; Uezu *et al.*, 2005; Pardini *et al.*, 2005; Damschen *et al.*, 2006), da proporção de habitat (Andrén, 1994; Fahrig, 2002; Radford *et al.*, 2005); e, adicionalmente, são levantadas características das espécies que podem torná-las mais ou menos sensíveis à fragmentação (Kattan *et al.*, 1994; Newmark, 2001; Henle *et al.*, 2004). No entanto, esses estudos normalmente envolvem amostragens dentro de uma mesma região geográfica, removendo o efeito dessa variável, enfocando naquelas que se tem interesse em testar.

No entanto, a inclusão da variação geográfica pode nos fornecer novas informações para entendermos a influência da fragmentação sobre as espécies de uma forma mais ampla (Kattan *et al.*, 1994; Temple & Cary, 1988). Podemos, por exemplo, avaliar se as espécies apresentam respostas distintas em diferentes localidades, verificar quais tipos de configurações da paisagem são mais apropriados para conservar diferentes espécies e avaliar a importância relativa dos parâmetros da paisagem de acordo com sua distribuição geográfica. Essas informações podem nos ajudar a entender melhor o grau de ameaça sofrido pelas espécies globalmente; por exemplo, espécies sensíveis em toda a extensão de sua distribuição devem ter maiores chances de se extinguirem do que aquelas que resistem melhor em determinadas paisagens. Ademais, essas informações nos dão mais subsídios para fazermos generalizações acerca das respostas das espécies à fragmentação.

O Bioma da Mata Atlântica apresenta uma grande extensão latitudinal, partindo das regiões tropicais a 3° S até regiões mais frias sub-tropicais a 30° S. Longitudinalmente, abrange também um intervalo amplo, das regiões costeiras a 34° O em direção as matas mais secas do interior a 57° O. Compreende ainda grande variação altitudinal, desde as terras mais baixas no litoral, próximas ao nível do mar, até as montanhas que chegam a mais de 2.000 m de altitude. Dentro desse bioma ainda são definidas diferentes fitofisionomias (Oliveira-Filho & Fontes, 2000), condicionadas pela localização espacial e pela variação climática a que estão submetidas.

A ocupação humana é uma nova fonte de heterogeneidade para as regiões, proporcionando diferentes configurações da paisagem (Forman & Godron, 1986). Muitas vezes essas ocupações são direcionadas por condições físico-químicas e climáticas, tais como o tipo de relevo, clima, hidrografia, tipo de solo, entre outros fatores (Turner & Gardner, 1991). Por exemplo, em regiões com grande adensamento humano no Planalto Atlântico temos freqüentemente uma paisagem mais fragmentada, influenciada pelo relevo, com o predomínio de remanescentes menores e menos regulares na forma, no entanto, muitas vezes mais bem conectados entre si (Develey & Metzger, 2005; Martensen *et al.*, no prelo), enquanto em regiões do Planalto Ocidental, em que predominam os latifúndios, o grau de isolamento geralmente é mais alto, porém, em muito casos, contam com a presença de remanescentes maiores de floresta (Cullen Jr *et al.*, 2001a e b; ver capítulo 1).

Muitas espécies distribuem-se amplamente por toda a extensão desse bioma (Ridgley, 2005), enquanto outras têm suas ocorrências limitadas a áreas relativamente pequenas, definindo graus de endemismo distintos. Além disso, as espécies têm centros de abundâncias diferentes, apresentando-se com maior freqüência em faixas de altitudes que se mostram ótimas para as populações (Parker III *et al.*, 1996). As espécies variam também quanto ao estado de raridade (Goerck, 1997). Dessa forma, é esperado que as

espécies respondam de maneiras diferentes à fragmentação dependendo das diversas condições proporcionadas; e uma mesma espécie deve ter respostas distintas à redução e fragmentação do habitat dependendo da região em que se encontra.

O objetivo deste estudo foi verificar como a avifauna responde diferentemente à redução e fragmentação do habitat em paisagens distintas de Mata Atlântica e geograficamente distantes, e, adicionalmente, averiguar quais características das espécies e das paisagens locais explicariam os padrões encontrados.

Regiões de estudo

Foram estudadas três paisagens fragmentadas em duas regiões no estado de São Paulo (Figura 1), uma no extremo oeste do estado, a região do Pontal do Paranapanema (22°01'S, 22°40'S e 52°0'O, 53°06'O) e duas a 700 km a leste, conhecidas por Caucaia do Alto (23°35'S, 23°50'S e 46°45'O, 47°15'O) e Ibiúna (23° 33'S, 23° 39'S e 47° 25'O, 47° 12'O). Geomorfologicamente, o Pontal do Paranapanema situa-se em uma região caracterizada pela presença de colinas amplas, com declividade baixa (menos de 15%) e interflúvios de 4 km² (Ponçano *et al.*, 1981); a altitude varia entre 250 e 600 m. Caucaia do Alto e Ibiúna fazem parte do Planalto de Ibiúna, logo acima da Serra de Paranapiacaba, onde há o predomínio de morros convexos, com declives maiores que 15% e amplitudes de 100 a 300 m (Ross & Moroz, 1997); a altitude varia entre 850 e 1.100 m. No Pontal, a vegetação é denominada “Floresta Estacional Semidecidual” (Oliveira-Filho & Fontes, 2000), condicionada por duas estações climáticas marcantes, tropical, com chuvas de verão intensas, com temperaturas atingindo 40°C, seguidas por estiagens acentuadas, e subtropical, sem período seco, mas com seca fisiológica provocada pelo frio do inverno. A precipitação média anual é de 1.500 mm; e entre 20 a 50% das árvores são caducifólias. Em Caucaia e Ibiúna, a floresta original é classificada como Floresta Ombrófila Densa Montana (Veloso *et al.*, 1991), mas com presença de espécies de florestas mistas, estacionais semidecíduais e

cerradão (Catharino *et al.* 2006). As temperaturas mensais médias variam de 11° a 27°C (SABESP, 1997). A precipitação média anual é de aproximadamente 1.400 mm, distribuída sazonalmente; a precipitação total varia entre 200 a 260 mm nos meses mais chuvosos, e é de cerca de 60 mm nos meses mais secos (SABESP, 1997).

A fragmentação florestal do Pontal do Paranapanema é um fato recente na história de ocupação da Mata Atlântica, em relação ao que aconteceu nas outras áreas do estado de São Paulo (Dean, 1996). Em 1945, 96,96% da cobertura de mata correspondente à Grande Reserva ainda permanecia intacta. No entanto, a Reserva Florestal nunca foi protegida e sucessivas invasões ocorreram após esse período (Ferrari Leite, 1998). Na paisagem atual encontramos fragmentos que variam aproximadamente de 2 a 2.000 ha. Um importante remanescente florestal para a região é o Parque Estadual do Morro do Diabo que tem uma área de aproximadamente 36.000 ha, constituindo o maior remanescente desse tipo de floresta no estado de São Paulo (Figura 1). A floresta que restou ocupa cerca de 17,2% da região, incluindo o Parque Estadual. A matriz, elemento predominante na paisagem, é composta principalmente por pasto (~53,5%) e pela monocultura de cana-de-açúcar (~22,7%). Encontramos ainda vegetações em estádios iniciais cobrindo cerca de 6,6% da área em estudo.

As fisionomias das paisagens do Planalto de Ibiúna são bastante variadas, resultado do processo de ocupação e exploração da vegetação original, que iniciou-se no século XVII (Dean, 1995). Muitas das florestas presentes foram restabelecidas depois de queimadas ou derrubadas ocorridas há 50-60 anos (Seabra, 1971). A região também conta com a presença de uma área contínua de floresta, a reserva do Morro Grande, com cerca de 10.000 ha, parcialmente constituída por floresta secundária, mas com grandes manchas de mata bem preservada; essa área tem ainda uma boa conexão com a escarpa da serra de Paranapiacaba. Nas paisagens fragmentadas (Figura 1), a matriz é constituída predominantemente por agricultura, basicamente pequenas

plantações de frutas, culturas de hortaliças e plantações de *Eucalyptus* e *Pinus*. Aproximadamente, 31 e 26% das paisagens de Caucaia do Alto e Ibiúna, respectivamente, constituem-se de floresta nativa. A maioria dos fragmentos florestais é pequena, com 2 a 12 ha, resultado de uma ocupação fundiária extremamente fragmentada, composta principalmente por pequenas propriedades (< 30 ha; Diederichsen, 2003).

Métodos

Área de estudo

Na região do Pontal do Paranapanema foram amostradas 28 áreas: vinte e um fragmentos e sete áreas dentro do Parque Estadual do Morro do Diabo (controle “não-fragmentado”). Para cobrir um intervalo amplo de tamanho de fragmentos, a fim de representar aqueles mais relevantes para a avifauna na região, foram selecionados remanescentes de 30 a 1.700 ha. Na região do Planalto de Ibiúna foram amostradas 20 áreas: 16 fragmentos (oito em Caucaia e oito em Ibiúna) e quatro áreas dentro no Morro Grande (controle “não fragmentado” para as duas paisagens fragmentadas). Os fragmentos variaram entre 14 e 175 ha em Caucaia e entre 24 e 492 ha em Ibiúna.

Levantamento da avifauna

Os dados de aves foram obtidos através da metodologia de ponto de escuta (Blondel *et al.*, 1970), adaptada aos trópicos por Vielliard & Silva (1990). A partir do levantamento de pontos de escuta, foi estabelecido um Índice Pontual de Abundância (IPA), que consiste na razão do número de contatos visuais e auditivos de indivíduos de uma determinada espécie pela quantidade de pontos amostrados.

As trilhas em que foram feitos os levantamentos (fragmentos e áreas controle) tinham a forma de grades com pontos equidistantes em 200 m. As grades foram posicionadas de maneira que nenhum ponto ficasse a menos de 50 m da borda da floresta. Em cada visita, a ordem da amostragem dos pontos era sorteada. Foi feita uma

visita por manhã, horário do dia de maior atividade das aves (Develey, 2004). O tempo de permanência em cada estação de escuta foi de 10 minutos. Em todos os sítios estudados (29 fragmentos e 11 áreas controle) totalizaram-se cinco visitas, concentradas na estação reprodutiva das aves. Não foram feitos levantamentos com chuva e ventos fortes, de forma a evitar a influência desses fatores na estimativa de abundância. Os levantamentos foram feitos por dois observadores: AU no Pontal e PD em Caucaia/Ibiúna. Ambos os observadores quando iniciaram os levantamentos tinham mais de três anos de experiências com amostragem de aves por ponto fixo na Mata Atlântica, além disso, durante os pontos de escutas, todas as vocalizações que se tinham dúvidas foram gravadas para posterior identificação, amenizando as diferenças no reconhecimento das aves.

Figura 1 – Localização das regiões de estudo no estado de São Paulo, Brasil: Pontal do Paranapanema (p) acima à esquerda e Caucaia do Alto (c) e Ibiúna (i) abaixo à esquerda. Os fragmentos florestais estudados estão destacados com contorno preto; as letras P, M e G representam fragmentos pequenos, médios e grandes, respectivamente, em cada paisagem (p, c e i).

Efeito da redução do habitat sobre as espécies

As espécies foram classificadas em duas categorias, de acordo com suas respostas à redução e fragmentação do habitat, em suas respectivas paisagens; uma mesma espécie pode responder de maneira diferente em paisagens distintas, e por isso pertencer a duas categorias dependendo da região. As espécies foram divididas em: **sensíveis** – que tiveram a presença exclusiva nas áreas controles, ou também em alguns fragmentos maiores, e que tiveram a abundância menor nos fragmentos em relação às áreas controle; **não sensíveis** – que foram beneficiadas pela fragmentação ou que não tiveram alteração de abundância entre as áreas controles e os fragmentos.

Adicionalmente, para verificar se determinados grupos apresentavam respostas distintas em diferentes paisagens, as espécies foram separadas em função de outros critérios: 1. **proximidade ao limite de distribuição**, definida a partir dos mapas de distribuição geográfica das espécies (Ridgely, 2005), medindo-se as distâncias entre o ponto central da região de estudo e a borda mais próxima da distribuição da espécie. Foram consideradas as seguintes classes: menos de 200 km, e mais de 200 km do seu limite; 2. **grau de endemismo na Mata Atlântica**: endêmicas (en) e não-endêmicas (n_en; Parker III *et al.*, 1996); 3. **centro de abundância**: LT - tropical de baixa altitude (<500 m), HT - tropical sub-montano (500-900 m) e UT – tropical alto-montano (900-1600 m; Parker III *et al.*, 1996); 4. **abundância relativa**: I – incomum ou com distribuição em manchas, F - razoavelmente comum e C – comum, (Parker III *et al.*, 1996).

Análise da paisagem

Os mapas de vegetação para as paisagens estudadas foram obtidos a partir de diferentes fontes. Para a região do Pontal do Paranapanema foi feita a classificação de uma imagem de satélite Landsat 5 (resolução de 30 m; bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7) de 2003. Para as paisagens de Caucaia do Alto e Ibiúna foram feitas interpretações de fotografias

aéreas de 2000, nas escalas de 1: 10.000 e 1: 20.000, respectivamente. Para todos os mapas foram identificadas duas classes, floresta e não-floresta. Apesar das diferenças das resoluções entre as fontes de informação, a comparação dos dados é possível, visto que para a região do Pontal do Paranapanema, em que se tem a menor resolução (30 m), a paisagem é muito mais simples e homogênea em comparação com as outras duas. Os fragmentos estão inseridos em uma matriz de pasto ou cana-de-açúcar, que contrasta muito com a vegetação nativa e diminui os erros nas delimitações dos fragmentos. E, por usarmos apenas duas categorias de ocupação, a classificação é facilitada. A acurácia geral desse mapa foi de 95%. Os erros de omissão foram de cerca de 1% e de comissão de 9%. Dessa forma, as resoluções das fontes de informação são compatíveis com a heterogeneidade das paisagens estudadas.

A partir dos mapas temáticos produzidos, foram calculados índices gerais das paisagens (Elkie *et al.*, 1999): 1. porcentagem da cobertura florestal (Porc, %); 2. tamanho médio dos fragmentos ponderado pela área (TMP; ha); 3. grau de isolamento, que consistiu do cálculo da média dos índices de proximidade para todos os fragmentos das paisagens (Prox_md; m; ver descrição desse índice no próximo parágrafo); e 4. grau de conectividade da paisagem (conectância, Conect.). Esse último indica o potencial de (re)colonização dos fragmentos. A Conectância é definida como o número de ligações funcionais entre fragmentos em que o fragmento focal é considerado conectado ou não de acordo com uma distância especificada (800 m neste estudo). É uma porcentagem do número máximo de conexões possíveis de acordo com o número de fragmentos na paisagem (Elkie *et al.*, 1999). Esses índices nos dão uma visão geral das paisagens estudadas e nos permitem avaliar as diferenças de configurações entre elas.

Em escala local, para cada paisagem, foram calculados índices que representam o tamanho dos remanescentes e o grau de isolamento. Foram selecionados dois índices que apresentam baixa correlação: área (**AREA**) e índice de proximidade (**PROX**), que

consiste da somatória das áreas dos fragmentos, dentro de um raio de 800 m a partir da borda do fragmento estudado, dividido pela distância, borda-a-borda, entre esses fragmentos (Elkie *et al.*, 1999). Portanto, quanto menor o valor do índice, maior o grau de isolamento. O raio de 800 m foi determinado de maneira a representar bem o entorno dos fragmentos nas diferentes paisagens, evitando com que nas paisagens de Ibiúna e Caucaia haja muita sobreposição entre os fragmentos estudados e, permitindo que na paisagem do Pontal, em que os fragmentos estão mais isolados, haja variação desse parâmetro entre os fragmentos. Biologicamente, essa distância é capaz de isolar muitas populações nos fragmentos (Develey & Stouffer, 2001; Uezu *et al.*, 2005), mas também deve permitir que outras espécies se desloquem pela paisagem.

Análise dos dados

Análises por região: Pontal do Paranapanema vs Planalto de Ibiúna

A fim de determinar a resposta das espécies à fragmentação e redução do habitat foi usado o teste de Mann-Whitney (Zar, 1996) para comparar as abundâncias das espécies entre as áreas controles e os fragmentos.

Para verificar os efeitos do tamanho e do grau de isolamento dos fragmentos em cada paisagem sobre a abundância das espécies que co-ocorrem nas duas regiões estudadas (variáveis dependentes), usaram-se regressões múltiplas. Como variáveis independentes, empregaram-se: a área dos remanescentes **AREA**, e o grau de isolamento ou proximidade **PROX**, sem transformações. Inicialmente, foram testadas as premissas do método e posteriormente, a cada teste, foi feita uma análise de resíduos, a fim de verificar a presença de valores muito elevados - “outliers”.

Foi utilizado o teste de Qui-quadrado para verificar se diferentes grupos funcionais apresentavam sensibilidades distintas nas diferentes paisagens, ou seja, verificou-se se determinados grupos funcionais apresentavam proporções maiores de espécies com respostas similares entre as regiões: afetada no Pontal e no planalto de

Ibiúna (af-af), afetada no Pontal, mas não no planalto de Ibiúna (af-na), não afetada no Pontal, mas sim no planalto de Ibiúna (na-af) e não afetada em nenhuma região (na-na).

Análises por paisagem

As análises a seguir foram feitas para cada paisagem, a fim de incorporar eventuais diferenças de configuração entre as paisagens do planalto de Ibiúna, as quais poderiam produzir respostas distintas dos parâmetros medidos.

De forma semelhante como anteriormente descrito, para verificar os efeitos do tamanho e do grau de isolamento dos fragmentos (variáveis independentes) em cada paisagem sobre a riqueza das espécies sensíveis (variáveis dependentes), usaram-se regressões múltiplas.

Para verificar a existência de um limiar do tamanho dos fragmentos para a ocorrência das espécies sensíveis foi verificado o ajuste de diferentes modelos (linear, logaritmo e “piecewise”) aos dados observados, comparando-se a porcentagem da explicação entre eles. A presença de um limiar é confirmada quando o modelo “piecewise” apresenta uma explicação mais elevada. O gráfico com os dados observados e estimados foram feitos para verificar o comportamento das curvas dos modelos mais explicativos.

Resultados

Variação dos parâmetros das paisagens nas regiões estudadas

Em relação à configuração das paisagens, o Pontal apresenta em média fragmentos maiores seguido por Ibiúna e Caucaia (Tabela 1). O grau de isolamento, dado pelo grau de proximidade médio, revela que os fragmentos do Pontal estão muito mais isolados que nas outras paisagens. Ibiúna foi a paisagem que apresentou o índice de proximidade mais alto, mostrando menor isolamento; parte desse resultado deve-se provavelmente por essa paisagem ter fragmentos maiores em relação a Caucaia, visto que esse índice é altamente influenciado por esse parâmetro. No entanto, o índice de conectância ilustra

que Caucaia apresenta uma conectividade mais alta, i.e. tem um potencial maior de colonização dos fragmentos (Tabela 1).

Tabela 1 – Índices de paisagens gerais para as paisagens estudadas: Porc – porcentagem da cobertura florestal; TMP – Tamanho médio dos fragmentos ponderado pela área; Prox_md, proximidade média dos fragmentos em um raio de 800 m; e Conect - conectância.

Paisagem	Porc(%)	TMP	Prox_md	Conect
Caucaia	31	137,5	1656,3	4,7
Ibiúna	26	280,8	2646,9	2,7
Pontal	17	656,0	18,6	0,4

Comunidades da avifauna nas paisagens

Considerando as duas regiões estudadas, foram identificadas 175 espécies de aves. Na região do Pontal do Paranapanema, encontramos 121 espécies e, e no planalto de Ibiúna, 111 espécies (107 em Caucaia do Alto e 106 espécies em Ibiúna). Desse total, 57 co-ocorreram nas duas regiões estudadas (Apêndice 1). Para este estudo não se está levando em conta as espécies noturnas, cuja detecção acontecia esporadicamente nas primeiras horas da manhã e os beija-flores, para os quais muitas detecções nem sempre levava a uma identificação segura da espécie.

Na região do Pontal do Paranapanema, 15 espécies ocorreram apenas na área controle (PEMD) e 15 exclusivamente nos fragmentos. Do total de espécies nessa paisagem, 56 foram classificadas como sensíveis à redução e fragmentação do habitat. Na região do Planalto de Ibiúna, 29 espécies ocorreram exclusivamente na Reserva do Morro Grande e 21 apenas nos fragmentos de Caucaia e Ibiúna e 43 foram classificadas como sensíveis.

Respostas das espécies em paisagens distintas

Das 57 espécies que co-ocorrem nas duas regiões, 14 apresentaram-se afetadas pela fragmentação e redução do habitat, independentemente da região em que se

encontravam; 16 espécies apresentaram tais efeitos apenas na região do Pontal do Paranapanema, mas não na região do planalto de Ibiúna; apenas uma espécie (*Pionus maximiliani*) teve o efeito inverso, ou seja, apresentou-se mais sensível na região do planalto de Ibiúna; e, finalmente, 26 espécies não apresentaram efeitos negativos ou foram beneficiadas pela fragmentação ou redução do habitat em ambas as regiões (Tabela 2). As aves do Pontal sofrem mais com a fragmentação do que as espécies nas outras paisagens, visto que há um número muito maior de espécies com abundância menor nos fragmentos em relação às áreas controle, em comparação com o planalto de Ibiúna (Tabela 2).

Oito espécies que co-ocorrem nas duas regiões apresentaram respostas positivas ao tamanho do fragmento no Pontal: *Basileuterus culicivorus*, *Crypturellus tataupa*, *Dysithamnus mentalis*, *Herpsilochmus rufimarginatus*, *Platyrinchus mystaceus*, *Trogon surrucura*, *Xiphocolaptes albicollis* e *Pionus maximiliani*. Dessas, apenas *C. tataupa* também apresentou a mesma relação no planalto de Ibiúna; e *P. maximiliani*, *T. surrucura* e *X. albicollis* foram afetadas pela fragmentação nessa última região, ocorrendo exclusivamente ou em menor abundância nas áreas controle. Outras cinco espécies apresentaram-se negativamente relacionadas à área dos fragmentos no Pontal: *Columba cayennensis*, *Columba picazuro*, *Cyclarhis gujanensis*, *Megarynchus pitangua* e *Pitangus sulphuratus*. Dessas, a maioria ocorreu apenas nas paisagens fragmentadas no planalto de Ibiúna ou não apresentaram efeito aos parâmetros da paisagem. Duas espécies que apresentaram correlação com o índice de proximidade no Pontal são espécies generalistas, que usam tanto áreas abertas quanto as florestas e, têm grande capacidade de dispersão: *Columba picazuro* e *Rupornis magnirostris*; e uma, *Myiionis auricularis*, é relativamente comum em áreas secundárias.

Na região do planalto de Ibiúna, apenas três espécies apresentaram respostas ao tamanho dos fragmentos: *Crypturellus obsoletus*, *Crypturellus tataupa* e *Dryocopus*

lineatus; e, essa última, também esteve positivamente relacionada com o grau de proximidade.

A distribuição das espécies de acordo com suas respostas nas diferentes paisagens analisadas mostra que há uma proporção maior de espécies que sofrem com a fragmentação nas duas regiões (Pontal e Planalto de Ibiúna; af-af) ou que são afetadas pela fragmentação apenas no Pontal (af-na) com centro de distribuição tropical alto-montano e sub-montano ($X^2 = 13,9$; gl = 6; $p = 0,03$; Figura 2 a), endêmicas da Mata Atlântica ($X^2 = 8,3$; gl = 3; $p = 0,04$; Figura 2b), de abundância baixa (incomuns; $X^2 = 14,4$; gl = 4; $p = <0,01$; Figura 2c) e no limite da distribuição ($X^2 = 23,1$; gl = 3; $p = <0,01$; Figura 2d). Contrariamente, há uma maior proporção de espécies com centro de abundância tropical baixo, não-endêmicas, com abundância alta (comuns) e que estão longe da borda de distribuição, que não são afetadas negativamente pela fragmentação em nenhuma das regiões.

Tabela 2 - Resposta à fragmentação e redução do habitat das espécies que ocorrem nas duas regiões estudadas. Os valores de p em negrito ressaltam os grupos que tiveram riqueza menor nas áreas controle em relação aos fragmentos. Os valores negativos de z indicam que as espécies apresentaram abundância mais alta nos fragmentos e, os valores positivos, abundância mais alta nas áreas contínuas. As colunas Área e Prox indicam se as espécies apresentam correlações significativas (positivas ou negativas) com a área dos fragmentos e grau de proximidade, respectivamente, em cada região.

Nome científico	Planalto de Ibiúna					Pontal				
	U	Z	p	Área	Prox	U	Z	p	Área	Prox
<i>Automolus leucophthalmus</i>	f									c
<i>Basileuterus culicivorus</i>	19,5	-1,2	0,23			29,5	2,5	0,01	(+)	
<i>Camptostoma obsoletum</i>	30,5	-0,1	0,88			48,0	1,6	0,10		
<i>Celeus flavescens</i>	f					18,5	3,0	0,00		
<i>Chamaeza campanisona</i>	c					17,5	3,7	0,00		
<i>Chiroxiphia caudata</i>	19,0	1,2	0,22			34,0	3,1	0,00		
<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	f					58,5	1,0	0,30		
<i>Coereba flaveola</i>	26,0	0,7	0,51							c
<i>Columba cayennensis</i>	f					12,0	-3,3	0,00	(-)	
<i>Columba picazuro</i>	f					15,5	-3,1	0,00	(-)	(-)
<i>Conirostrum speciosum</i>	f					57,5	-1,0	0,30		
<i>Conopophaga lineata</i>	7,0	-2,4	0,02			52,0	1,1	0,25		
<i>Crypturellus obsoletus</i>	17,0	-1,5	0,14	(+)						c
<i>Crypturellus tataupa</i>	f			(+)		53,0	1,1	0,27	(+)	
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	12,5	-1,9	0,06			27,0	-2,5	0,01	(-)	
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	29,0	0,3	0,75			19,5	3,0	0,00		
<i>Dryocopus lineatus</i>	30,0	0,2	0,84	(+)	(+)	56,0	-1,0	0,34		
<i>Dysithamnus mentalis</i>	24,5	-0,7	0,47			18,5	3,0	0,00	(+)	
<i>Euphonia chlorotica</i>	f					48,0	1,4	0,17		
<i>Habia rubica</i>	10,0	2,7	0,01			36,5	2,7	0,01		
<i>Hemitriccus orbitatus</i>	c									c-fg
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	27,5	-0,4	0,67			21,0	3,1	0,00	(+)	
<i>Lathrotriccus euleuri</i>	17,5	-1,4	0,16			40,0	1,8	0,07		
<i>Lepidocolaptes fuscus</i>	16,0	1,5	0,13							c
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	27,0	-0,5	0,63							c
<i>Leptotila rufaxilla</i>	15,0	-1,7	0,10			42,0	2,2	0,03		
<i>Leptotila verreauxi</i>	7,5	-2,4	0,02			21,0	-2,8	0,01		
<i>Megarynychus pitangua</i>	f					26,5	-2,5	0,01	(-)	

<i>Micrastur ruficollis</i>	c				c				
<i>Micrastur semitorquatus</i>	c					41,0	2,3	0,02	
<i>Myiarchus swainsoni</i>		27,0	-0,5	0,61		67,5	0,4	0,69	
<i>Myiornis auricularis</i>		28,5	0,5	0,64		53,5	1,1	0,29	(+)
<i>Odontophorus capueira</i>	c				c				
<i>Pachyramphus polychopterus</i>		30,0	-0,2	0,85		52,0	1,4	0,18	
<i>Parula pitaiayumi</i>		11,5	2,0	0,05		36,5	2,7	0,01	
<i>Piaya cayana</i>		10,0	-2,1	0,03		52,5	-1,1	0,26	
<i>Pionus maximiliani</i>	c					70,5	0,2	0,87	(+)
<i>Pitangus sulphuratus</i>	f					46,5	-1,4	0,15	(-)
<i>Platyrinchus mystaceus</i>		23,0	-0,9	0,38		27,5	2,7	0,01	(+)
<i>Procnias nudicollis</i>		0,0	3,7	0,00		7,0	4,0	0,00	
<i>Pyriglena leucoptera</i>		24,0	-0,8	0,44		2,5	4,3	0,00	
<i>Pyrrhura frontalis</i>	c					34,0	2,3	0,02	
<i>Rupornis magnirostris</i>	f					42,5	-1,7	0,08	(+)
<i>Saltator similis</i>		29,5	0,2	0,81		70,5	0,3	0,77	
<i>Schiffornis virescens</i>		4,0	2,7	0,01		13,5	4,2	0,00	
<i>Sclerurus scansor</i>		13,5	1,8	0,08	c-fg				
<i>Sittasomus griseicapillus</i>		0,0	3,2	0,00		11,5	3,7	0,00	
<i>Thamnophilus caerulescens</i>		6,0	-2,5	0,01		62,5	0,6	0,53	
<i>Thraupis sayaca</i>		22,5	-1,0	0,32	f				
<i>Tityra cayana</i>		26,0	1,1	0,28		62,0	-0,6	0,54	
<i>Todirostrum plumbeiceps</i>	f					57,5	-1,1	0,29	
<i>Trogon rufus</i>		4,0	3,3	0,00		32,5	2,7	0,01	
<i>Trogon surrucura</i>		0,0	3,5	0,00		11,5	3,6	0,00	(+)
<i>Turdus albicollis</i>		31,0	0,1	0,92	c				
<i>Vireo chivi</i>		16,5	-1,5	0,14		56,0	1,7	0,08	
<i>Xenops rutilans</i>		26,5	1,0	0,32	c				
<i>Xiphocolaptes albicollis</i>		17,0	2,3	0,02		19,0	3,0	0,00	(+)

As letras “c”, “f” e “c-fg” representam a presença exclusiva nas áreas controles e nos fragmentos, e no controle e nos fragmentos grandes, respectivamente, em cada região estudada.

Figura 3 - Distribuição da riqueza de espécies de aves entre as categorias definidas a partir da resposta à fragmentação nas paisagens estudadas: af-af – afetadas no Pontal e no Planalto de Ibiúna; af-na – afetadas no Pontal, mas não no Planalto de Ibiúna; na-af - não afetadas no Pontal e afetadas no Planalto de Ibiúna; na-na não afetadas em nenhuma das regiões. As espécies estão separadas em grupos quanto: a) ao centro de abundância à localização; b) ao grau de endemismo na Mata Atlântica; c) à abundância relativa; e d) em relação ao limite de distribuição.

A importância da área e do grau de proximidade nas diferentes paisagens

O tamanho dos fragmentos foi a variável mais importante para explicar a riqueza das espécies sensíveis do Pontal do Paranapanema, enquanto o grau de proximidade teve pouca influência. Para a paisagem de Ibiúna, nenhum dos dois parâmetros apresentou correlação significativa com a riqueza das espécies sensíveis (Tabela 3). Isso ocorre porque o maior fragmento da região apresenta uma riqueza baixa para esse grupo. No entanto, a retirada desse fragmento da análise revela que a área também é o fator mais importante para essa paisagem ($\beta_{\text{Área}} = 0,89$; $p = \mathbf{0,03}$). Contrariamente, para a paisagem de Caucaia do Alto, o grau de proximidade dos fragmentos foi o parâmetro mais importante para explicar a variação da riqueza das espécies mais sensíveis (Tabela 3).

Os modelos de “piecewise” foram os que melhor explicaram a variação das riquezas de aves sensíveis nas três paisagens estudadas (Figura 3). No entanto os limiares, i.e. o tamanho de fragmento a partir do qual há uma certa estabilização do número de espécies, se verificaram apenas para as paisagens do Pontal (Figura 3c) e de Caucaia (Figura 3a); apresentado valores distintos para cada paisagem. Para os fragmentos menores de 400 ha no Pontal não há um padrão muito claro da relação com a área, visto que se forma uma nuvem de pontos para essa faixa de fragmentos, apenas a partir de 300 a 400 ha temos um padrão mais bem formado, em que há uma estabilização maior e a riqueza se eleva lentamente em função do tamanho dos fragmentos. Em Caucaia, esse limiar acontece com valores menores dos fragmentos. Há um aumento progressivo do número de espécies até os fragmentos de cerca de 50 ha, a partir desse valor temos uma estabilização do número de espécies. Para Ibiúna apesar do modelo de “piecewise” ter sido o que melhor explica a variação dos dados não temos um limiar a partir do qual há uma estabilização, mas sim um aumento progressivo do número de espécies com inclinações diferentes dependendo da faixa de tamanho dos

fragmentos considerada, indicando que o limiar deve estar acima do tamanho dos fragmentos estudados.

Tabela 3 – Relação entre a riqueza de espécies sensíveis à redução e fragmentação do habitat e os parâmetros dos fragmentos: área e grau de proximidade. F – relação entre variâncias; gl – graus de liberdade, p – valor de significância, β – coeficiente da regressão. Pontal do Paranapanema, SP.

Paisagem	F	gl	R ²	p	V.I.	β	p
Pontal	5,97	18,00	0,40	0,01	Area	0,63	<0,01
					Prox	-0,01	0,95
Ibiúna	0,02	5,00	0,01	0,98	Area	0,00	1,00
					Prox	-0,09	0,86
Caucaia	15,83	5,00	0,86	0,01	Area	0,41	0,12
					Prox	0,60	0,04

Figura 3 – Modelo “piecewise” do número de espécies sensíveis à redução e fragmentação florestal em função do tamanho dos fragmentos nas paisagens de: a. Caucaia do Alto, b. Ibiúna e c. Pontal do Paranapanema, SP. A porcentagem da explicação dos dados observados (círculos) pelo modelo (retas) foi de 80, 97 e 78%, respectivamente.

Discussão

Há uma clara diferença entre a composição de espécies entre as regiões e paisagens estudadas. A diferença mais marcante como era de se esperar está entre as paisagens do Pontal e as duas mais a leste do estado, condicionada principalmente pela distância geográfica entre elas. Embora esses contrastes fossem óbvios, visto que as duas regiões estão à cerca de 700 km de distância uma da outra, seus efeitos sobre as respostas das espécies são fundamentais para se entender a sensibilidade das espécies à fragmentação. Além da posição geográfica, outra diferença marcante entre as paisagens é a

configuração. O tamanho e grau de proximidade (isolamento) dos fragmentos foram essenciais para explicar a composição e diversidade das aves nas três paisagens. Apesar de não termos réplicas para as diferentes configurações das paisagens nas duas regiões geográficas distintas, o que dificulta as inferências, as respostas das espécies e grupos funcionais são muito contrastantes, deixando claro que em paisagens mais isoladas o efeito do tamanho dos fragmentos é um fator mais importante, a exemplo do Pontal, para determinar a riqueza e distribuição das espécies, enquanto em paisagens em que os fragmentos estão mais próximos, a conectividade tem um efeito maior, como em Caucaia. Ibiúna se apresenta como um caso intermediário. E essas relações dependem ainda das sensibilidades das espécies que podem variar ao longo da distribuição geográfica.

Graus de sensibilidades distintos entre as paisagens

A sensibilidade das espécies varia em função da localização geográfica da paisagem. Apesar do tamanho maior dos fragmentos no Pontal, as espécies que co-ocorrem nas duas regiões sofrem mais com a fragmentação nessa paisagem do que nas outras duas. Várias espécies relativamente comuns e não afetadas pela fragmentação no planalto de Ibiúna têm suas distribuições e abundâncias condicionadas pela fragmentação no Pontal, tais como: *Automolus leucophthalmus*, *Chiroxiphia caudata*, *Dysithamnus mentalis*, *Lepidocolaptes fuscus*, *Platyrinchus mystaceus*, entre outras. Essas são espécies pequenas, onívoras ou insetívoras de sub-bosque, características que, normalmente, não estão associadas a uma maior sensibilidade (Willis, 1979; Renjifo, 1999; Ribon *et al.*, 2003), reforçando a idéia de que esse padrão é particular da região do Pontal.

As espécies afetadas pela fragmentação nas duas regiões, em geral, são aquelas destacadas na literatura como mais vulneráveis: frugívoras de dossel (*Procnias nudicollis*, *Trogon surrucura*, *Trogon rufus* e *Pyrrhura frontalis*; Willis, 1979, Renjifo,

1999, Ribon *et al.*, 2003); insetívoras grandes de sub-bosque (*Xiphocolaptes albicollis*; Willis, 1979, Renjifo, 1999), terrestres (*Odontophorus capueira* e *Chamaeza campanisona*; Stratford & Stouffer, 1999), carnívoras florestais (*Micrastur semitorquatus* e *Micrastur ruficollis*; Renjifo, 1999). As outras espécies são: insetívoras pequenas de sub-bosque (*Sittasomus griseicapillus*, *Habia rubica* e *Hemitriccus orbitatus*), frugívora de sub-bosque (*Schiffornis virescens*) e insetívora de dossel (*Parula pitiayumi*).

Em geral, para as espécies que co-ocorrem nas duas regiões, o que se verifica é um padrão bem distinto: no Pontal as abundâncias das espécies estão fortemente relacionadas à área dos remanescentes, enquanto nas paisagens do planalto de Ibiúna as espécies que permanecem nos fragmentos apresentam baixa variação em função da área ou do grau de proximidade desses. Apesar de termos verificado para o conjunto total de espécies sensíveis que o grau de proximidade para Caucaia é uma variável explicativa importante, como discutido abaixo.

A maior sensibilidade das espécies no Pontal se dá, sobretudo, devido à sua posição geográfica, tanto porque a região é limite de distribuição de várias espécies, principalmente, para as endêmicas da Mata Atlântica, como devido à região estar em baixas altitudes (~350 m) e, por isso, estar fora do centro de abundância de muitas espécies características de altitudes médias e altas. A abundância relativa das espécies também é uma característica importante. Apesar de parte desses resultados serem similares aos encontrados no capítulo 1, a comparação direta entre as regiões do Pontal e do planalto de Ibiúna nos dá mais subsídios para afirmar alguns padrões observados.

Há uma proporção maior de espécies tropicais alto-montanas (quatro de sete) que são afetadas pela fragmentação no Pontal, mas não o são nas regiões a leste de São Paulo, que estão acima de 800 m de altitude, são elas: o inhambu-guaçu (*Crypturellus obsoletus*), o patinho (*Platyrinchus mystaceus*), a mariquita (*Parula pitiayumi*), e a

choquinha-lisa (*Dysithamnus mentalis*). São todas espécies consideradas comuns e razoavelmente comuns (Parker III *et al.*, 1996), pertencentes a grupos taxonômicos distintos e de diferentes guildas; duas delas têm o limite de distribuição no Pontal e duas estão longe desse limite. Essas informações mostram que o efeito observado independente de outras características das espécies, sendo a posição em relação ao centro de abundância um fator essencialmente determinante. Kattan *et al.* (1994) observaram padrão semelhante, em que as espécies vulneráveis que estavam fora de seus centros altitudinais pertenciam a guildas diversas. No entanto, o inverso do efeito não foi observado, i.e. espécies com centro de abundância tropical baixo não são mais afetados nas paisagens de Caucaia e Ibiúna em relação ao Pontal. Isso pode ser uma indicação que essas espécies teriam uma plasticidade maior na resposta à fragmentação em relação às de altitudes mais elevadas, o que as tornariam menos vulneráveis. Entretanto, em outro estudo, considerando os passeriformes do novo mundo (Manne & Pimm, 2001), foi verificado que em geral as aves de altitude baixas apresentam distribuições mais amplas que as de montanha, o que poderiam torná-las menos ameaçadas. Porém, o que se constatou é que esse grupo tem, proporcionalmente, mais espécies ameaçadas, ilustrando que outros fatores devem estar envolvidos nas respostas desse grupo.

A proximidade à borda de distribuição é a característica mais importante para determinar a sensibilidade das espécies que são afetadas no Pontal e que não o são nas outras paisagens, por haver uma maior proporção de espécies nessas condições (11 de 16 espécies). E, como verificado no capítulo 1, o grau de endemismo está altamente correlacionado com essa variável; todas as espécies endêmicas estão a menos de 200 km da borda de distribuição no Pontal, o que mostra uma certa redundância dos dados, mas também revela certas peculiaridades dos grupos. Por exemplo, podemos inferir que as espécies endêmicas são mais vulneráveis, porque, além de terem uma distribuição mais

restrita (Ribon *et al.*, 2003), apresentam populações ao longo das bordas de distribuição mais propícias de serem extintas localmente (Christiansen & Peter, 1997), reduzindo ainda mais as populações das espécies e a área efetiva de suas distribuições. Esse resultado se torna especialmente crítico quando levamos em conta o pool genético das espécies (Frankham *et al.*, 2002), pois, provavelmente, parte dessa carga genética está sendo perdida nessas regiões limítrofes, o que pode impossibilitar que algum dia essas áreas sejam recolonizadas por indivíduos da mesma espécie, devido à falta de um fenótipo adequado. Além disso, essas informações genéticas podem fazer falta, se as mudanças globais previstas acontecerem (Opdam & Wascher, 2004), diminuindo as chances de alguma população se adaptar às novas condições.

As espécies que apresentam abundância mais baixa (incomuns) são afetadas pela fragmentação independentemente da paisagem em que ocorrem, mostrando que essa é uma característica intensamente associada à vulnerabilidade das espécies. Esse padrão foi visto para três das quatro espécies classificadas como incomuns que ocorrem em ambas as regiões: surucuá-de-barriga-amarela (*Trogon rufus*), arapaçu-de-garganta-branca (*Xiphocolaptes albicollis*) e gavião-caburé (*Micrastur semitorquatus*). Apenas o vira-folhas (*Sclerurus scansor*) é afetado pela fragmentação no Pontal, mas não no planalto de Ibiúna. Esses resultados mostram que as espécies menos abundantes têm maiores chances de serem ameaçadas globalmente visto que a fragmentação as atinge igualmente não importando se a paisagem é mais conectada ou apresenta fragmentos grandes. Esse fato deve ser especialmente importante para aquelas que ainda apresentam distribuição geográfica mais restrita, que, no entanto, não é o caso dessas espécies mencionadas, visto que a associação desses atributos torna as espécies muito mais ameaçadas (Goerck, 1997; Manne & Pimm, 2001; Manne *et al.*, 2004). Outras espécies neste estudo, encontradas em regiões específicas confirmam a associação da baixa abundância e distribuição restrita determinando o grau de ameaça mais elevado,

entre elas: o chibante (*Laniisoma elegans*) e o macuco (*Tinamus solitarius*) no Pontal e o sabiá-cica (*Triclaria malachitacea*) e o coró-cochó (*Carpornis cucullatus*) na região do Planalto de Ibiúna.

O limiar do tamanho dos fragmentos

O primeiro e principal limiar da perda de espécies ocorre sem dúvida entre as áreas contínuas e os fragmentos, o que revela que essa diferença não é devida somente à redução do habitat, mas também de sua segmentação (Fahrig, 2003). No Pontal, o contraste entre o controle e os fragmentos não foi maior porque ainda existem fragmentos grandes na região (>1000 ha); apenas 12,4% das espécies foram observadas exclusivamente nas áreas controles. Além disso, a fragmentação no Pontal é mais recente, o que deve ajudar a manter as comunidades dos fragmentos mais similares com as da mata contínua (ver capítulos 3 e 4). No entanto, nas paisagens fragmentada do planalto de Ibiúna a perda entre essas áreas foi de 26%. A necessidade de se manter áreas contínuas de habitat para garantir a conservação das espécies mais sensíveis e a integridade das comunidades é um consenso entre os vários estudos sobre aves de Mata Atlântica (Marsden *et al.*, 2001; Develey, 2004; Uezu *et al.*, 2005; Martensen *et al.*, 2006; ver capítulo 1) e, portanto, a manutenção e conservação dessas áreas devem ser tratadas como prioridades.

Considerando apenas os fragmentos, a diferença no limiar de tamanho para a presença das espécies sensíveis entre as paisagens do Pontal e Caucaia, deve-se provavelmente ao grau de conectividade dessas, ilustrando que em paisagens mais bem conectadas, o tamanho dos fragmentos tem um valor secundário. Outros estudos em paisagens bem conectadas também mostram limiares menores de tamanho (Anjos & Boçon, 1999; Uezu *et al.*, 2005; Martensen *et al.*, 2006). Os resultados de Ibiúna ilustram uma situação intermediária, e que também corroboram com a associação entre tamanho e grau de conectividade.

Esse resultado tem grande relevância para a conservação, visto que as ações de manejo podem ser balanceadas considerando esses dois parâmetros. O limiar para a queda da diversidade no Pontal é muitas vezes maior que para a paisagem de Caucaia, indicando que, em paisagens com alto grau de isolamento, são necessários fragmentos muito grandes para garantir a presença das espécies mais sensíveis. Provavelmente para essa paisagem seria mais viável aumentar a conectividade, através da implantação de corredores e *stepping stones*, aumentando a efetividade de vários fragmentos de tamanhos médios e pequenos, ao invés de aumentar em muitas vezes seus tamanhos. No caso do Planalto de Ibiúna, que já possui uma rede de fragmentos bem conectada, o foco deveria ser na melhoria da qualidade da vegetação, protegendo os fragmentos contra os distúrbios do entorno e criando condições para que mais espécies sensíveis se estabeleçam nessas áreas.

A comparação dos efeitos da fragmentação sobre as aves em paisagens distintas revela que as respostas das espécies variam ao longo da sua distribuição, condicionadas por parâmetros locais da paisagem e por características das espécies, ilustrando que não pode haver uma receita geral para a conservação da diversidade, mas que estratégias diferentes devem ser usadas dependendo da condição regional.

Referências Bibliográficas

- Andrén, H., 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71, 355-366.
- Anjos, L., Boçon, R., 1999. Bird communities in natural forest patches in Southern Brazil. *Wilson Bulletin* 111, 397-414.
- Beier, P., Noss, R.F., 1998. Do corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12, 1241-1252.
- Bélisle, M., Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. *Ecology* 86, 1988-1995.

- Blondel, J., Chessel Ferry, C., Frochot, B., 1970. La méthode des indices ponctuels d'abondance (I.P.A.) ou des relevés d'avifaune par "stations d'écoute". *Alauda* 38, 55-71.
- Catharino, E.L., Bernacci, L.C., Franco, G.A.D.C., Durigan, G., Metzger, J.P., 2006. Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. *Biota Neotrópica* 6, <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00306022006> (último acesso em 03/05/2006).
- Christiansen, M.M., Pitter, E., 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in Southeastern Brazil. *Biological Conservation* 80, 23-32.
- Crooks, K.R., Suarez, A.V., Bolger, D.T., Soule', M.E., 2000. Extinction and colonization of birds on habitat islands. *Conservation Biology* 15, 159-172.
- Cullen Jr, L, Bodmer, E.R., Valladares-Padua, C., 2001a. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brazil. *Oryx* 35, 1-8.
- Cullen Jr, L., Schmink, M., Valladares-Pádua, C., Morato, M.I.R., 2001b. Agroforestry benefit zones: a tool for the conservation and management of Atlantic Forest fragments, São Paulo, Brazil. *Natural Areas Journal* 21, 346-356.
- Damschen, E.I., Haddad, N.M., Orrock, J.L., Tewksbury, J.J., Levey, D.J., 2006. Corridors increase plant species richness at large scales. *Science* 313, 1284-1286.
- Dean, W., 1996. *A Ferro e Fogo – A história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. Companhia das Letras, São Paulo, Brazil.
- Debinski, D.M., Holt, R.D., 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14,342-355.
- Develey, P.F., Stouffer, P.C., 2001. Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in central Amazonian Brazil. *Conservation Biology* 15, 1416-1422.

- Develey, P.F., 2004. *Efeitos da fragmentação e do estado de conservação da floresta na diversidade de aves de Mata Atlântica*. Tese de doutorado apresentada ao Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.
- Develey, P.F., Metzger, J.P.W., 2005. Emerging threats to birds in Brazilian Atlantic forests: the roles of forest loss and configuration in a severely fragmented ecosystem, in: Peres, C.A., Laurance, W. (Eds.) *Emerging threats to tropical forests*. University of Chicago Press, Chicago.
- Diederichsen, A. 2003. *Atitude conservacionista e legislação na manutenção de áreas florestais na região de Caucaia do Alto (Cotia, Ibiúna, SP)*. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Elkie, P., Rempel, R., Carr, A., 1999. Patch analyst user's manual. Ontario Ministry of Natural Resources Northwest Science & Technology, Thunder Bay, Ontario, Canada.
- Fahrig, L., 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications* 12, 346-353.
- Fahrig, E., 2003. The Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review on Ecology and Systematics* 34, 487-515.
- Ferrari Leite, J., 1998. *A ocupação do Pontal do Paranapanema*. Ed. Hucitec, Fundação UNESP.
- Frankham, R., Ballou, J.D., Briscoe, D.A., 2002. *Conservation Genetics*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Forma, R.T.T., Godron, M., 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley, New York.
- Goerck, J.M., 1997. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic Forest of Brazil. *Conservation Biology*. 11, 112-118.
- Henle, K., Davies, K.F., Kleyer, M., Margules, C., Settele, J., 2004. Predictors of species sensitivities to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13, 207-251.

- Karr, J.R., 1982. Avian extinction on Barro Colorado Island, Panama: a reassessment. *The American Naturalist* 119, 220-239.
- Kattan, G.H., Alvarez-López, H., Giraldo, M., 1994. Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. *Conservation Biology* 8, 138-146.
- Manne, L.L., Brooks, T.M., Pimm, S.L., 2004. Relative risk of extinction of passerine birds on continents and islands. *Nature* 399, 258-261.
- Manne, L.L., Pimm, S.L., 2001. Beyond eight forms of rarity: which species are threatened and which will be next? *Animal Conservation* 4, 221-229.
- Marsden, S.J., Whiffin, M., Galetti, M., 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and *Eucalyptus* plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 10, 737-751.
- Martensen, A. C., Develey, P.F., Metzger, J.P (no prelo). Effects of forest fragmentation on the understory bird community of the atlantic rainforest of southern brazil.
- Mesquita, R.C.G., Delamonica, P., Laurance, W.F., 1999. Effects of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 91, 129-134.
- Metzger, J.P., Simonetti, C., Uezu, A., Diederichsen, A., Goulart, W., 2002. Estrutura da paisagem em Caucaia do Alto (Planalto de Ibiúna, SP). Anexo 1. In Metzger, J P. W. Conservação da Biodiversidade em Paisagens Fragmentadas no Planalto Atlântico de São Paulo. Relatório II – FAPESP, São Paulo.
- Murcia, C., 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 2, 58-62.

- Newmark, W.D., 1991. Tropical Forest fragmentation and the local extinction of understory birds in the Eastern Usambara mountains, Tanzania. *Conservation Biology* 5, 67-78.
- Opdam, P, Wascher, D., 2004. Climate changes meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological Conservation*.
- Oliveira-Filho, A.T., Fontes, M.A.L., 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and influence of climate. *Biotropica* 32, 793-810.
- Pardini, R., Marques de Souza, S., Braga-Neto, R., Metzger, J.P., 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124, 253-266.
- Parker III, T.A., Stotz, D.F., Fitzpatrick J.W., 1996. Ecological and distributional databases, 111-410. In Stotz, D. F., Fitzpatrick, J. W., Parker III, T. A., Moskovits, D. K. (ed.) *Neotropical birds: Ecology and conservation*, The University of Chicago Press, Chicago, pp. 481.
- Price, O.F., Woinarski, J.C.Z., Robinson, D., 1999. Very large area requirements for frugivorous birds in monsoon rain forests of the Northern Territory, Australia. *Biological Conservation* 91, 169-180.
- Ponçano, W.L., Carneiro, C.D.R., Bistrichi, C.A., Almeida, F.F.M.de, Prandini, F.L., 1981. *Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo*, vol.1. IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas, São Paulo.
- Radford, J.Q., Bennett, A.F., Cheers, G.J., 2005. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biological Conservation* 124, 317-337.

- Renjifo, L.M., 1999. Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conservation Biology* 13, 1124-1139.
- Ribon, R.; Simon, J.E., De Mattos, G.T., 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest Fragments of Viçosa Region, Southeastern Brazil. *Conservation Biology* 17, 1827-1839.
- Ridgely, R. S., Allnutt, T.F., Brooks, T., McNicol, D.K., Mehlman, D.W., Young, B.E., Zook, J.R., 2005. *Digital Distribution Maps of the Birds of the Western Hemisphere, version 2.1*. NatureServe, Arlington.
- Ross, J.L., Moroz, I.C., 1997. *Mapa Geomorfológico do Estado São Paulo (relatório e mapas) 1:500.000. vol. 1 e 2*. IPT, São Paulo.
- SABESP., 1997. Programa de Conservação do Sistema Cotia. Relatório Conclusivo (tomo3): Avaliação Ambiental. SABESP/Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável, São Paulo.
- Seabra, M., 1971. *Vargem Grande: Organização e Transformação de um Setor do Cinturão Paulistano*. USP, Instituto de Geografia.
- Stratford, J.A., Stouffer, P.C., 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conservation Biology* 13, 1416-1423.
- Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K., Merriam, G., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 69, 571-573.
- Temple, S. A. & Cary J. R., 1988. Modeling dynamics of habitat-interior bird populations in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 2, 340-347.
- Tischerdorf, L., Fahrig, L., 2000. One the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90, 7-19.

- Turner, M.G. Robert H. Gardner, R.H., 1991. *Quantitative Methods in Landscape Ecology, The Analysis and Interpretation of Landscape Heterogeneity*. Springer-Verlag, New York.
- Uezu, A.; Metzger, J.P.W. & Vielliard, J.M. 2005. The effect of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123, 507-519.
- Veloso, H.P., Rangel Filho, A.L.R., Lima, J.C.A., 1991. *Classificação da Vegetação Brasileira Adaptada a um Sistema Universal*. IBGE, Rio de Janeiro.
- Vielliard, J., Silva, W.R., 1990. Nova Metodologia de Levantamento Quantitativo da Avifauna e Primeiros Resultados do Interior do Estado de São Paulo, 117-151, Brasil. In *Anais do IV Encontro Nacional dos Anilhadores de Aves*. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- Willis, E.O., 1979. The composition of avian communities in the remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis avulsos de zoologia* 33, 1-25.
- Zar, J.H., 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall. Upper Saddle River, New Jersey.

Anexo 1 – Lista de espécies que ocorrem nas paisagens de estudo: Pontal do Paranapanema, Ibiúna e Caucaia do Alto, SP.

Nome científico	Pontal	Ibiúna	Caucaia
<i>Tinamus solitarius</i>	✓		
<i>Crypturellus obsoletus</i>	✓	✓	✓
<i>Crypturellus tataupa</i>	✓	✓	✓
<i>Sarcoramphus papa</i>	✓		
<i>Elanoides forficatus</i>	✓		
<i>Ictinia plumbea</i>	✓		
<i>Rupornis magnirostris</i>	✓	✓	✓
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	✓		
<i>Micrastur ruficollis</i>	✓	✓	✓
<i>Micrastur semitorquatus</i>	✓	✓	✓
<i>Penelope obscura</i>		✓	✓
<i>Penelope superciliaris</i>	✓		
<i>Odontophorus capueira</i>	✓	✓	✓
<i>Aramides cajanea</i>	✓		
<i>Columba cayennensis</i>	✓	✓	✓
<i>Columba picazuro</i>	✓	✓	
<i>Columba plumbea</i>		✓	✓
<i>Claravis pretiosa</i>	✓		
<i>Leptotila (rufaxilla) rufaxilla</i>	✓	✓	✓
<i>Leptotila verreauxi</i>	✓	✓	✓
<i>Ara chloroptera</i>	✓		
<i>Aratinga leucophthalmus</i>	✓		
<i>Pyrrhura frontalis</i>	✓	✓	✓
<i>Brotogeris tirica</i>		✓	✓
<i>Brotogeris (versicolurus) chiriri</i>	✓		
<i>Pionopsitta pileata</i>		✓	✓
<i>Pionus maximiliani</i>	✓	✓	✓
<i>Amazona aestiva</i>	✓		
<i>Amazona amazonica</i>	✓		
<i>Triclaria malachitacea</i>		✓	✓
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	✓		
<i>Piaya cayana</i>	✓	✓	✓
<i>Crotophaga major</i>	✓		
<i>Dromococcyx pavoninus</i>	✓		
<i>Glaucidium brasilianum</i>	✓		
<i>Lurocalis (semitorquatus) semitorquatus</i>	✓		
<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	✓	✓	

<i>Trogon rufus</i>	✓	✓	✓
<i>Trogon surrucura</i>	✓	✓	✓
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	✓		
<i>Momotus (momota) momota</i>	✓		
<i>Galbula ruficauda</i>	✓		
<i>Malacoptila striata</i>	✓		
<i>Notharcus swainsoni</i>	✓		
<i>Pteroglossus castanotis</i>	✓		
<i>Ramphastos toco</i>	✓		
<i>Picumnus albosquamatus</i>	✓		
<i>Picumnus (cirratus) cirratus</i>		✓	✓
<i>Melanerpes candidus</i>	✓		
<i>Melanerpes flavifrons</i>	✓		
<i>Veniliornis passerinus</i>	✓		
<i>Veniliornis spilogaster</i>		✓	✓
<i>Piculus aurulentus</i>		✓	✓
<i>Colaptes melanochloros</i>	✓		
<i>Celeus flavescens</i>	✓	✓	✓
<i>Dryocopus lineatus</i>	✓	✓	✓
<i>Dendrocincla (fuliginosa) turdina</i>		✓	✓
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	✓	✓	✓
<i>Xiphocolaptes albicollis</i>	✓	✓	✓
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	✓	✓	✓
<i>Lepidocolaptes fuscus</i>	✓	✓	✓
<i>Synallaxis frontalis</i>	✓		
<i>Synallaxis (ruficapilla) ruficapilla</i>		✓	✓
<i>Cranioleuca pallida</i>		✓	✓
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>		✓	✓
<i>Anabacerthia amaurotis</i>		✓	✓
<i>Philydor atricapillus</i>		✓	✓
<i>Philydor lichtensteini</i>	✓		
<i>Philydor rufus</i>		✓	✓
<i>Automolus leucophthalmus</i>	✓	✓	✓
<i>Cichlocolaptes leucophrus</i>		✓	✓
<i>Heliobletus contaminatus</i>		✓	✓
<i>Xenops minutus</i>		✓	✓
<i>Xenops rutilans</i>	✓	✓	✓
<i>Sclerurus scansor</i>	✓	✓	✓
<i>Lochmias nematura</i>		✓	✓
<i>Hypoedaleus guttatus</i>		✓	✓
<i>Batara cinerea</i>		✓	✓

<i>Mackenziaena leachii</i>			✓
<i>Taraba major</i>	✓		
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	✓	✓	✓
<i>Thamnophilus (doliatus) doliatus</i>	✓		
<i>Thamnophilus pelzelni</i>	✓		
<i>Dysithamnus mentalis</i>	✓	✓	✓
<i>Dysithamnus stictothorax</i>		✓	✓
<i>Myrmotherula gularis</i>		✓	✓
<i>Herpsilochmus atricapillus</i>	✓		
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	✓	✓	✓
<i>Dryophila malura</i>		✓	✓
<i>Pyriglena leucoptera</i>	✓	✓	✓
<i>Myrmeciza squamosa</i>		✓	✓
<i>Chamaeza campanisona</i>	✓	✓	✓
<i>Grallaria varia</i>		✓	✓
<i>Hylopezus (ochroleucus) nattereri</i>		✓	✓
<i>Conopophaga (lineata) lineata</i>	✓	✓	✓
<i>Phyllomyias (burmeisteri) burmeisteri</i>			✓
<i>Phyllomyias fasciatus</i>		✓	✓
<i>Camptostoma obsoletum</i>	✓	✓	✓
<i>Myiopagis caniceps</i>	✓		
<i>Myiopagis viridicata</i>	✓		
<i>Elaenia mesoleuca</i>		✓	✓
<i>Mionectes rufiventris</i>		✓	✓
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	✓	✓	✓
<i>Phylloscartes ventralis</i>			✓
<i>Corythopsis delalandi</i>	✓		
<i>Myiornis auricularis</i>	✓	✓	✓
<i>Hemitriccus diops</i>		✓	✓
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	✓		
<i>Hemitriccus orbitatus</i>	✓	✓	✓
<i>Todirostrum plumbeiceps</i>	✓	✓	✓
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>		✓	✓
<i>Platyrinchus leucoryphus</i>		✓	✓
<i>Platyrinchus (mystaceus) mystaceus</i>	✓	✓	✓
<i>Lathrotriccus euleuri</i>	✓	✓	✓
<i>Cnemotriccus bimaculatus</i>	✓		
<i>Colonia colonus</i>	✓		
<i>Attila phoenicurus</i>		✓	✓
<i>Attila rufus</i>		✓	✓
<i>Casiornis rufa</i>	✓		

<i>Sirystes sibilator</i>	✓		
<i>Myiarchus ferox</i>	✓		
<i>Myiarchus swainsoni</i>	✓	✓	✓
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	✓		
<i>Pitangus sulphuratus</i>	✓	✓	✓
<i>Megarynchus pitangua</i>	✓	✓	✓
<i>Myiozetetes similis</i>	✓		
<i>Myiodynastes (maculatus) maculatus</i>	✓		
<i>Legatus leucophaeus</i>	✓		
<i>Pachyramphus marginatus</i>		✓	✓
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	✓	✓	✓
<i>Pachyramphus validus</i>			✓
<i>Tityra cayana</i>	✓	✓	✓
<i>Tityra inquisitor</i>	✓		
<i>Schiffornis virescens</i>	✓	✓	✓
<i>Piprites chloris</i>	✓		
<i>Neopelma (aurifrons) chrysolophum</i>		✓	✓
<i>Manacus manacus</i>	✓		
<i>Chiroxiphia caudata</i>	✓	✓	✓
<i>Laniisoma elegans</i>	✓		
<i>Carpornis cucullatus</i>		✓	✓
<i>Pyroderus (scutatus) scutatus</i>		✓	✓
<i>Procnias nudicollis</i>	✓	✓	✓
<i>Platycichla flavipes</i>		✓	✓
<i>Turdus albicollis</i>	✓	✓	✓
<i>Turdus amaurochalinus</i>	✓		
<i>Turdus leucomelas</i>	✓		
<i>Turdus rufiventris</i>		✓	✓
<i>Arremon flavirostris</i>	✓		
<i>Coryphospingus cucullatus</i>	✓		
<i>Saltator similis</i>	✓	✓	✓
<i>Cissopis leveriana</i>	✓		
<i>Hemithraupis guira</i>	✓		
<i>Tachyphonus coronatus</i>		✓	✓
<i>Trichothraupis melanops</i>		✓	✓
<i>Habia rubica</i>	✓	✓	✓
<i>Thraupis cyanoptera</i>		✓	✓
<i>Thraupis sayaca</i>	✓	✓	✓
<i>Euphonia chlorotica</i>	✓	✓	
<i>Euphonia pectoralis</i>		✓	✓
<i>Tangara seledon</i>		✓	✓

<i>Dacnis cayana</i>		✓	✓
<i>Parula pitiayumi</i>	✓	✓	✓
<i>Basileuterus culicivorus</i>	✓	✓	✓
<i>Basileuterus flaveolus</i>	✓		
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>		✓	✓
<i>Conirostrum speciosum</i>	✓	✓	
<i>Coereba flaveola</i>	✓	✓	✓
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	✓	✓	✓
<i>Vireo (olivaceus) chivi</i>	✓	✓	✓
<i>Hylophilus (poicilotis) poicilotis</i>		✓	✓
<i>Icterus (cayanensis) cayanensis</i>	✓		
<i>Cacicus chrysopterus</i>			✓
<i>Cacicus haemorrhous</i>	✓		
<i>Gnorimopsar chopi</i>	✓		
<i>Cyanocorax chrysops</i>	✓		

Conclusão geral

Conclusão geral

Este estudo mostrou os efeitos da fragmentação sobre a avifauna considerando diferentes aspectos, levando em conta escalas espaciais e temporais distintas e os diferentes elementos que compõem uma paisagem fragmentada. Verificamos a influência das características intrínsecas dos fragmentos, da configuração das paisagens e da variação geográfica sobre as respostas das espécies à fragmentação. Igualmente importante está a variação temporal; modificações da estrutura da paisagem passada têm reflexos na distribuição e abundâncias das aves na paisagem atualmente e a inclusão dessa variável nas análises nos permite avaliar de maneira mais precisa o grau de ameaça que as espécies sofrem nas paisagens alteradas pela ocupação humana.

O primeiro capítulo mostra que no Pontal do Paranapanema o tamanho dos fragmentos e a estrutura da vegetação são os fatores principais que afetam a avifauna na região. Isso acontece devido ao grau de isolamento intenso dos remanescentes, que devem impedir com que a maior parte das espécies florestais se movimentem entre fragmentos, tornando as características intrínsecas dessas áreas mais importantes. Vimos também que uma grande proporção das espécies florestais (~41%) é afetada ou altamente afetada pela redução e fragmentação do habitat, e que, em geral, essas espécies fazem parte de grupos funcionais mais vulneráveis, entre eles: as espécies endêmicas da Mata Atlântica, que estão próximas do limite de distribuição, que estão fora de seus centros de abundância e que têm baixa flexibilidade no uso de florestas.

No segundo capítulo, avaliamos o papel de bosques agroflorestais funcionando como trampolins ecológicos (“stepping stones”). Encontramos poucas evidências de que esses elementos influenciem a composição das comunidades de aves na escala da paisagem ou para os remanescentes grandes da região. Espécies generalistas e de áreas abertas foram as mais freqüentemente observadas nos bosques agroflorestais e nos outros elementos de conexão (fragmentos pequenos e corredores ripários), enquanto

apenas poucas espécies florestais foram observadas nessas áreas. No entanto, esses elementos são mais ricos em espécies do que a matriz de pasto, o que mostra a desvantagem desse sistema tradicional de monocultura instalada na região desde o início de sua ocupação. Propomos ainda uma hipótese geral sobre a eficiência dos trampolins ecológicos que ocorre em resistências intermediárias da matriz; quando a matriz é muito resistente, muito contrastante com o habitat natural, como para as espécies florestais em nosso estudo, os indivíduos não conseguem utilizar esses elementos por não conseguirem sair dos fragmentos; em oposição, em matrizes muito permeáveis, provavelmente a necessidade dos trampolins é diminuída porque as movimentações podem ocorrer pela própria matriz; dessa forma, apenas em condições intermediárias os trampolins ecológicos terão uma eficiência ótima, como para as espécies generalistas em nosso estudo; claramente, essa relação é espécie-dependente. Observamos ainda que a distância dos bosques aos remanescentes florestais é determinante na composição, riqueza e abundância de espécies que usam esses elementos. Os trampolins devem ser considerados como alternativa de manejo da paisagem, sobretudo em áreas em que não é possível a implantação de corredores e a matriz tenha uma permeabilidade adequada.

No terceiro capítulo, verificamos que a estrutura espacial da paisagem do Pontal de 1978, explica melhor as riquezas de grupos funcionais mais sensíveis do que a estrutura mais atual (2003), evidenciando um tempo de latência da resposta das espécies de cerca de 25 anos. Contrariamente, as espécies não-sensíveis estiveram mais relacionadas com a paisagem mais recente. Esse resultado mostra que as espécies sensíveis ainda não se estabilizaram nos fragmentos e que mais perdas poderão acontecer mesmo sem novos avanços da fragmentação do habitat na região. Processos semelhantes devem acontecer em outras regiões da Mata Atlântica, com o agravante de

que, em muitos casos, o tempo de isolamento dos remanescentes é maior e, portanto, esse processo de perda está mais adiantado.

No quarto capítulo estimamos quanto é o débito ecológico provocado pelo processo de fragmentação, i.e. quantas espécies devem ser perdidas devido a esse processo; e qual é o tempo de latência para a perda das espécies. Verificamos que o débito é muito alto especialmente para as espécies sensíveis, as endêmicas e as que têm baixa abundância relativa. Muitas dessas espécies já foram perdidas, principalmente nos fragmentos menores e de qualidade inferior, em que o tempo de latência é mais curto; e, muitas outras serão perdidas em um futuro próximo nos fragmentos maiores. O tempo de latência que estimamos é menor do que o encontrado em outro estudo com aves tropicais da África, ilustrando que a urgência para impedir o desaparecimento das espécies é maior do que se pensava.

Finalmente, no último capítulo verificamos que as respostas das espécies à fragmentação dependem não somente da configuração da paisagem em uma certa região, mas também da sua localização geográfica. As respostas das espécies podem variar ao longo de sua distribuição geográfica e, em geral, elas são mais vulneráveis quando estão próximas da borda de distribuição, sobretudo as endêmicas. De forma semelhante, aquelas que estão fora dos seus centros de abundância também apresentam uma sensibilidade mais elevada. As espécies com baixa abundância são afetadas independentemente de suas localizações. Verificamos também que em paisagens mais conectadas, a área dos fragmentos tem uma importância secundária e o limiar de tamanho para a ocorrência das espécies mais sensíveis é muito menor nessas situações em comparação com paisagens onde os remanescentes estão muito isolados.

Além do intuito acadêmico deste trabalho de aumentar o conhecimento sobre a avifauna e do entendimento de como esse grupo responde aos processos de fragmentação em regiões da Mata Atlântica, esse trabalho também se propõe a dar

subsídios para o manejo mais adequando de fragmentos florestais e paisagens, a fim de otimizar os recursos destinados à conservação e garantir que a biodiversidade seja de fato contemplada por essas ações. Esperamos que as recomendações de manejo aqui levantadas impliquem em ações de conservação que favoreçam um mundo mais equilibrado e viável para todos.

Anexo 1 – Fotografias das aves e das paisagens estudadas na região do Pontal do Paranapanema, SP.

Fragmentos florestais isolados por pasto no Pontal do Paranapanema

Foto: Antônio C. Melo

Foto: João S. Socal

Vista aérea de fragmentos cercados por cana-de-açúcar e pasto, no Pontal do Paranapanema.

Trampolins ecológicos (vista terrestre e aérea) na matriz de pasto na região do Pontal do Paranapanema

Espécies afetadas pela fragmentação na
região do Pontal do Paranapanema

Espécies afetadas pela
fragmentação na região do
Pontal do Paranapanema

Espécies afetadas pela
fragmentação na região do
Pontal do Paranapanema

Espécies não-afetadas pela fragmentação na região do Pontal do Paranapanema

*Dryocopus
lineatus*

Espécies não-afetadas pela
fragmentação na região do Pontal
do Paranapanema

*Thamnophilus
pelzeni*

*Amazona
aestiva*

Espécies não-afetadas pela
fragmentação na região do Pontal
do Paranapanema