

Universidade de São Paulo
PROCAM – Programa de Pós Graduação em Ciência Ambiental

DENNIS DRIESMANS BEYER

**O papel dos bosques agroflorestais para a diversidade da
avifauna na paisagem fragmentada do Pontal do
Paranapanema, SP - Brasil.**

Dissertação apresentada ao Programa
de Pós Graduação em Ciência
Ambiental da Universidade de São
Paulo, para obtenção do título de
Mestre em Ciência Ambiental

Orientador:
Profa Dra Ana Lúcia Brandimarte
Co-orientador:
Prof. Dr. José Carlos Motta Jr.

São Paulo
2006

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

DENNIS DRIESMANS BEYER

**O papel dos bosques agroflorestais para a diversidade da
avifauna na paisagem fragmentada do Pontal do
Paranapanema, SP - Brasil.**

Dissertação apresentada ao Programa
de Pós Graduação em Ciência
Ambiental da Universidade de São
Paulo, para obtenção do título de
Mestre em Ciência Ambiental

Orientador:
Profa Dra Ana Lúcia Brandimarte
Co-orientador:
Prof. Dr. José Carlos Motta Jr.

São Paulo
2006

Ficha Catalográfica

Beyer, Dennis Driesmans

O papel dos bosques agroflorestais para a diversidade da avifauna na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema, SP - Brasil. São Paulo, Universidade de São Paulo, PROCAM, 2006. 61pp.

Dissertação: Mestrado em Ciência Ambiental

1. Trampolim ecológico
2. Elemento de conexão
3. Ecologia de Paisagem
4. Aves
5. Agrofloresta

I. Universidade de São Paulo – PROCAM (Programa de Pós Graduação em Ciência Ambiental)

II. Título

*Em memória de meus avós William Beyer e
Maximiliaan Ernest Driesmans*

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer a professora Ana Lúcia pela orientação e pela amizade nesses três anos de muito trabalho e desafios.

Aos professores Motta Jr. e Jean Paul que juntos colaboraram para tornar este trabalho novidade nos estudos de *stepping stones*.

Ao amigo Ale Uezu, que me ajudou desde a elaboração do delineamento da pesquisa, no trabalho de campo e também na análise dos dados.

Aos meus pais William e Grace, e ao meu *brother* Richard, que me encorajaram nos momentos difíceis e a quem nem consigo encontrar palavras para agradecer.

A toda minha família, sem exceção, mas especialmente as minhas avós Iel e Irene, e aos meus tios Reggie, Frank, Patty e Joyce, que me incentivaram e estão sempre interessados no meu trabalho.

A todos meus amigos, principalmente a Gisele e o Daniel, companheiros de muitos levantamentos em campo.

A amiga Marly, que me ajuda a ficar com a cabeça no lugar certo e que me conhece como ninguém.

Aos amigos que fiz e que me acolheram com carinho em suas casas e em suas vidas durante o período em que estive em campo, do assentamento Tucano: Zezão, Dona Cida, Renata, Cristiano, Regis, Anderson.... e da Água Sumida: Sr. Durval, Dona Francisca, Ivo, Lobão, Selma, Andréa, Regiane, Ana, Queu, Gustavo e a todos os proprietários dos lotes em que se encontravam os bosques.

A todo o pessoal do IPE, principalmente ao Gefelso, Aroldo, Flávia, Thiago e Vicente.

Aos amigos que colaboraram: Luciana Alves, Cristiano Nogueira, Roberta Valente, Nicolas Varzacacou, Luciana Frazão e Gabriel Guarnieri.

Aos alunos, professores e funcionários do PROCAM.

Ao IDEA WILD pelo fornecimento de parte dos equipamentos de campo

Ao PROAP pelo custeamento dos trabalhos de campo.

"The most important ingredient is a fascination with the wonders of living creatures. ...being a biologist does not mean having a job; it means choosing a way of life."

(Ernst Mayr, 1997)

RESUMO

A fragmentação de habitats, e conseqüente isolamento de populações animais e vegetais, tem sido apontada como uma das principais ameaças à biodiversidade. Os elementos de conexão são estruturas que favorecem o deslocamento de organismos pela paisagem fragmentada. Um destes elementos, os trampolins ecológicos, também chamados de pontos de ligação ou *stepping stones*, são pequenas áreas de habitat dispersas na matriz de não habitat, que potencialmente podem aumentar a conectividade na paisagem, reduzindo a probabilidade de extinção de diversas espécies.

Este trabalho foi desenvolvido nos municípios de Teodoro Sampaio e Euclides da Cunha, localizados na região do Pontal do Paranapanema, Estado de São Paulo. Foram selecionadas duas paisagens com situações distintas no que se refere à presença dos elementos de conexão: *Paisagem da Água Sumida* (AS) e *Paisagem da Ponte Branca* (PB). Para a amostragem da avifauna utilizou-se o método do ponto fixo, no qual os pontos foram alocados distantes pelo menos 200m uns dos outros e o tempo de observação foi de 10 minutos por ponto. A coleta de dados em campo ocorreu nos meses de novembro e dezembro de 2003 e janeiro de 2004. Em cada paisagem foram realizadas quatro visitas. Em função deste levantamento, foi calculado o Índice Pontual de Abundância (IPA) para cada espécie em todos os pontos amostrados.

Diversos bosques agroflorestais foram estudados, a fim de se verificar se eram utilizados pela avifauna, o que seria um indicativo da potencialidade destes bosques como trampolim ecológico. Foram também incluídos a matriz de pasto e os elementos de conexão: corredores ecológicos e pequenos fragmentos naturais. Os dados obtidos foram comparados com outro estudo conduzido nos fragmentos grandes.

Foi observada uma diferença na composição da avifauna entre os diversos tipos de habitats considerados, mas que ainda pouco deve refletir no aumento de fluxo pela paisagem das espécies florestais. Estas espécies na maior parte das vezes foram somente observadas nos fragmentos grandes e, aparentemente, não usam os bosques ou qualquer outro elemento de conexão, provavelmente devido ao elevado grau de isolamento destes e à hostilidade da matriz.

Apesar de ter sido observado que os sistemas agroflorestais ainda não beneficiam grande parte da avifauna dependente de floresta, os resultados apontam que as ações de manejo nos assentamentos rurais começam a ter reflexos na diversidade na escala da paisagem da região, além de fornecer sustento para as famílias assentadas. Estes benefícios provavelmente serão maximizados com a intensificação dos processos de implantação de novos bosques agroflorestais, recuperação das matas ciliares e melhoramento da qualidade da vegetação dos remanescentes florestais.

ABSTRACT

The role of agro-forest patches for bird diversity in Pontal do Paranapanema (SP - Brazil) fragmented landscape.

Habitat fragmentation and consequent isolation of fauna and flora populations have been mentioned as one of the most critical threat for the biodiversity. The landscape elements are structures that increase the biota movements throw landscape. One of these elements is the stepping stones, which are small portions of habitat spread in matrix, and potentially could increase landscape connectivity, reducing extinction probability of a number of species.

This study was conducted in Pontal do Paranapanema, State of São Paulo, Brazil, in two different areas concerning the presence or absence of some of the landscape elements: Landscape of *Água Sumida* (AS) and Landscape of *Ponte Branca* (PB). Field work had happened from November 2003 to January 2004. Avifauna was surveyed by point counts, where birds were registered for 10 minutes. The points were located at least 200m far from another, and each point was visited four times. Punctual Abundance Index (IPA) were calculated for birds species in all surveyed points.

Some agro-forest patches were surveyed to verify the avifauna presence, which would be an indication of the potentially effect of stepping stones. Matrix of pasture, corridors and smalls fragments of native forest were also surveyed. The data obtained were compared to big fragments data of another study.

There were differences of birds species compositions among all kinds of habitat considered, but it does not indicate increase of movements of forest species throw landscape. These species were most of the time registered into the large forest fragments, and they did not use agro-forest patches nor landscape elements, probably due the isolation caused by matrix hostility.

Despite agro-forest system still do not increase movements of forest birds, the results suggests that environment management in settleland areas interfere on the biodiversity in landscape scale in this region, besides provide support for settled families. These benefits probably will be optimized with implantation of new agro-forest patches, revegetation of riparian areas and quality improvement of vegetation of residual woodlots.

SUMÁRIO

1 Introdução	1
Elementos de conexão da paisagem	3
Pontal do Paranapanema/SP	5
Problemas centrais deste estudo	8
Hipóteses nulas admitidas	9
2 Material e métodos	
Área do estudo	10
Delineamento experimental	11
Configuração das paisagens	12
Levantamento da avifauna	18
Diversidade e riqueza de espécies	19
Análise dos dados	20
3 Resultados	
Levantamento quantitativo da avifauna	22
Riqueza e diversidade	23
Similaridade	25
Análise de agrupamento	27
Qui-quadrado	30
Comparação do número de espécies entre os elementos de conexão (Kruskal-Wallis)	32
4 Discussão	
Aspectos gerais da distribuição das espécies	37
Variação da riqueza e diversidade	39
O papel dos elementos de conexão na paisagem	42
Implicações para conservação	44
5 Conclusão	46
6 Referências bibliográficas	47
7 Anexo	57

1. INTRODUÇÃO

Há duas décadas, chamou-se a atenção para a relação inseparável entre a conservação e o desenvolvimento e destacou-se a necessidade de sustentabilidade. Para tanto, o desenvolvimento deve estar centrado nas pessoas e baseado na conservação da biodiversidade, o que resulta em consideráveis benefícios locais, nacionais e mundiais (WRI, 1992). A conservação requererá um substancial esforço em recuperação dos ecossistemas naturais (Young, 2000) e caso a simplificação do ambiente para atender às necessidades imediatas persistir, às custas dos benefícios em longo prazo, o desenvolvimento fracassará (WRI, 1992).

Entretanto, conservar a biodiversidade não se resume em proteger a vida silvestre em reservas naturais (Wiens *et al.*, 1985; WRI, 1992), sendo necessários a compreensão, o planejamento e o manejo em uma escala mais ampla, considerando as grandes áreas heterogêneas alteradas pelo homem (Forman *et al.*, 2002). Apesar desta mudança de paradigma, pouco é conhecido sobre quais características aumentam a disponibilidade de hábitat na matriz, i.e. nas áreas fora das manchas consolidadas de hábitat (Forman, 1995).

Diversos parâmetros da paisagem agem sobre processos de extinção e recolonização em fragmentos de hábitats (Hanski e Gilpin, 1997) e, por consequência, sobre a riqueza de espécies. Além da proporção de habitat (Andrén, 1994; Metzger e Decamps, 1997), existe um interesse particular em dois parâmetros: o tamanho e o isolamento dos fragmentos (Ouborg, 1993). São bem aceitas as idéias de que as grandes reservas são essenciais para o sucesso da conservação, como, por exemplo, (1) a teoria da biogeografia de ilhas propõe que a riqueza de espécies aumenta com a área (MacArthur e Wilson, 1967); (2)

apenas grandes fragmentos de habitats podem proteger toda a variedade de organismos (Doak e Mills, 1994); (3) estudos sobre efeitos de borda mostram que somente grandes reservas podem fornecer "habitat-interior" de alta qualidade (Murcia, 1995; Laurance, 1991; Laurance, 2000).

Embora as grandes reservas naturais sejam há muito tempo consideradas importantes para a conservação da biodiversidade (Margules e Pressey, 2000), tem-se ressaltado cada vez mais a necessidade de manejar os recursos na escala de paisagem (Barrett *et al.*, 1994; Saunders, 1994) e promover a conservação fora das reservas (Franklin, 1993), na medida que estas são influenciadas pela matriz circundante e que, fragmentos menores e corredores de habitat são também valiosos complementos para a conservação da biodiversidade (Franklin, 1993; Metzger, 1999; Margules e Pressey, 2000), pois suas características ajudam a "suavizar a matriz da paisagem" e torná-la mais utilizável e menos hostil para a biota (Forman, 1995).

O isolamento atua de maneira negativa na riqueza em fragmentos de habitat ao diminuir a taxa (ou o potencial) de imigração ou de recolonização (Van Dorp e Opdam, 1987). Por esta razão, se dá cada vez mais importância à noção de conectividade nos estudos de fragmentação (Metzger, 1999). A conectividade pode ser definida como a capacidade da paisagem de facilitar os fluxos biológicos de organismos, sementes e grãos de pólen (Urban e Shugart, 1986; Taylor *et al.*, 1993).

O deslocamento dos organismos e, conseqüente, incremento do fluxo gênico e energético, e o aumento da probabilidade de recolonização de fragmentos são influenciados tanto pela capacidade de dispersão das espécies - conectividade funcional (Graham, C.H. 2001; Bélisle e Desrochers, 2002;

Béslisle, 2005), como pela estrutura da paisagem - conectividade estrutural (Van Dorp e Opdam, 1987; Guevara e Laborde, 1993; Fischer e Lindenmayer, 2002a).

Elementos de conexão da paisagem

São considerados elementos de conexão da paisagem as estruturas que favorecem o deslocamento de organismos pela paisagem. Os corredores ecológicos são faixas lineares de habitats na paisagem, conectando fragmentos que antes faziam parte de um contínuo (Haddad *et al.* 2003; Hobbs, 1992; Rosenberg *et al.*, 1997). Os corredores têm sido apontados como elementos que aumentam a conectividade, minimizando os efeitos negativos da fragmentação (Hobbs, 1992; Beier e Noss, 1998; Uezu *et al.* 2005), sobretudo os corredores florestais, para as espécies que evitam atravessar obstáculos como áreas abertas ou estradas (Develey e Stouffer, 2000). Bierregaard e Stouffer (1997) verificaram o rápido desaparecimento de espécies de aves em fragmentos florestais na Amazônia após a remoção destes elementos de conexão.

Os trampolins ecológicos, ou pontos de ligação são pequenas áreas de habitat (pequenos fragmentos, árvores isoladas) dispersas na matriz e servem como elementos de conexão na paisagem para diversas espécies (Guevara e Laborde, 1993; Fischer e Lindenmayer, 2002a). Estes elementos têm recebido menos atenção que os corredores, mas podem ter um papel importante no deslocamento de algumas espécies (Guevara e Laborde, 1993) e também podem conter recursos que são escassos na paisagem ou ausentes nos grandes fragmentos (Zimmerman e Bierregaard, 1986). Fischer e Lindenmayer (2002b) demonstraram que a maioria das espécies de aves numa região não estava confinada a grandes fragmentos. Entretanto, fragmentos pequenos e isolados por si só não conseguem prover habitat suficiente para populações viáveis de muitos

organismos (Zuidema *et al.*, 1996), sendo mais provável que as áreas de vida de algumas espécies incluam vários fragmentos, tanto pequenos quanto grandes (Fischer e Lindenmayer, 2002b).

Um número maior de espécies do que se pensava utiliza árvores ou pequenos grupos de árvores isoladas na matriz, inclusive várias espécies que são geralmente consideradas características de floresta (Fischer e Lindenmayer, 2002c). Em outro estudo verificou-se que a movimentação de uma espécie de tucano (*Ramphatos sulfuratus*) pela matriz se dava com maior frequência através de árvores isoladas (Graham, 2001). Simulações da paisagem indicaram um incremento no custo do deslocamento com a remoção destes elementos.

Além disso, é provável que pequenos fragmentos apresentem funções desejáveis como refúgios para fauna florestal durante incêndios (Griffith, 2000), estabilização de solos e redução da salinidade. Também fornecem hábitat para espécies menos sensíveis à área, como répteis e invertebrados (Fischer e Lindenmayer, 2002b), pois as espécies diferem em suas respostas à fragmentação do hábitat e nem todas são completamente dependentes de grandes áreas (Barrett *et al.*, 1994).

Os resultados obtidos por Fischer e Lindenmayer (2002a) indicam que, no caso das aves, é mais provável que utilizem os trampolins ecológicos quando estes estão mais distantes dos fragmentos de mata, provavelmente porque é uma tentativa de evitar áreas abertas onde ficariam mais expostas aos predadores e/ou os recursos alimentares seriam mais escassos. Ainda, algumas espécies, principalmente aquelas que forrageiam em folhagens, apresentam uma tendência a seguir por áreas de vegetação relativamente mais densas ao se deslocar pela paisagem, enquanto que os granívoros permanecem pouco tempo nos trampolins ecológicos, o que sugere que estes são importantes pontos de

parada para abrigo e descanso durante deslocamentos mais extensos. Contudo, os trampolins ecológicos não são utilizados por todos os animais, como é o caso de aves de subosque, que mesmo sendo comuns nos fragmentos de mata são ausentes nestes elementos da paisagem (Fischer e Lindenmayer, 2002c).

A eficácia dos corredores e dos trampolins deve ser dependente do tipo de matriz em que estão inseridos. Por exemplo, a matriz pode condicionar como a fauna percebe a borda dos fragmentos de habitat. Esta pode ser: *dura*, com baixa probabilidade de ser atravessada ou *suave* em que é alta a probabilidade de fluxo. Em um estudo, na matriz de baixa resistência ao deslocamento, tanto trampolins quanto corredores aumentaram a dispersão entre fragmentos. No entanto, na matriz de alta resistência, a dispersão por estes elementos se apresentou menor. Neste trabalho ainda se verificou que os trampolins não foram eficientes em aumentar a taxa de colonização, enquanto os corredores apresentaram melhores resultados (Kristen *et al.*, 2004). Outros estudos também apontam a importância da permeabilidade da matriz para o deslocamento da fauna (e.g. Renjifo, 2001; Antongiovanni e Metzger, 2005).

O uso dos trampolins requer que os organismos atravessem diversas bordas do fragmento/matriz, ao contrário dos corredores que podem ligar continuamente duas áreas de habitat. Desta forma, os trampolins serão mais úteis quando o entorno do habitat não funcionar como um forte impedimento para os organismos (Haddad, 2000).

Pontal do Paranapanema/SP

A Mata Atlântica foi intensamente explorada a partir do final do século XIX (Dean, 1996). A cobertura florestal original no Estado de São Paulo foi reduzida a cerca de 7,64%, sendo que 5,98% encontra-se no litoral e 1,18% no interior

(Fundação SOS Mata Atlântica, 1998). Das florestas do interior, 84% estão localizadas na região do Pontal do Paranapanema (Cullen Jr, 1997), e metade deste total está concentrada nos treze maiores fragmentos florestais da região. Além disso, encontram-se em melhor estado de conservação os fragmentos localizados mais próximos de outros remanescentes florestais e, sobretudo, quando estes são de maior tamanho (Ditt, 2000).

Em decorrência da fragmentação, muitas populações vegetais e animais estão separadas espacialmente e podem sofrer processos de extinções locais e regionais na Mata Atlântica (Christiansen e Pitter, 1997; Brooks *et al.*, 1999a; Ribon *et al.*, 2003; Fahrig, 2003). Esta condição é ainda exacerbada pelo fato da região encontrar-se no extremo oeste deste Domínio, de forma que muitas espécies características deste bioma estão em seus limites de ocorrência. Segundo Kattan *et al.* (1994), as populações que ocorrem nos extremos da distribuição da espécie são mais vulneráveis que aquelas no centro de distribuição, devido ao fato de apresentarem densidades mais baixas, requerimentos de hábitat mais estreitos e menor probabilidade de recolonização. Confirmando esta hipótese, Christiansen e Pitter (1997) verificaram a extinção de pelo menos seis espécies de aves florestais, que estariam em seus limites de distribuição da Mata Atlântica, em uma área de transição com o Cerrado.

As principais causas da fragmentação na região do Pontal do Paranapanema foram a exploração de madeira e a implantação de pastagem e agricultura (Dean, 1996; Ferrari Leite, 1998). Sugere-se que na esfera nacional existam apoios às práticas agrícolas que conservem a biodiversidade (WRI, 1992). Tais práticas devem ser empreendidas no sentido de conscientizar fazendeiros e pessoas responsáveis pelo manejo das terras de que a conservação

e a recuperação de ecossistemas são importantes para a sustentabilidade das áreas rurais em longo prazo.

Acredita-se que na maior parte das fazendas, muitas vezes, a proteção de pequenas áreas será a única opção viável de conservação. Existe ainda a preocupação de que a recomendação de fragmentos com tamanhos mínimos evite que projetos de recuperação em escalas mais finas sejam feitos, e ainda pior, que árvores ou outras características dos habitats sejam suprimidas por parecerem que estas não são partes substanciais da paisagem (Fenton, 1997).

Nesse sentido, a fim de minimizar os efeitos negativos da fragmentação, o Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ) vem trabalhando nos últimos anos em projetos de incentivo à implantação de bosques agroflorestais nas propriedades dos assentados da reforma agrária na região do Pontal do Paranapanema. Pretende-se, desta forma, aumentar o componente arbóreo na paisagem e, conseqüentemente, recuperar parte da conectividade ecológica (Cullen Jr *et al.*, 2003).

Os sistemas agroflorestais em pequenas propriedades podem representar uma importante contribuição para a conservação e desenvolvimento nas regiões tropicais (Griffith, 2000). Entretanto, pouca atenção tem se dado a essa questão, visto que estudos sobre a vida selvagem em plantações ou agroflorestas são muito raros. Teoricamente, os sistemas agroflorestais devem ser melhores para conservação da diversidade biológica do que monoculturas, porque são estruturalmente mais diversos (Gajasen *et al.*, 1996), e a diversidade estrutural da vegetação está relacionada com a diversidade de animais (Urban & Smith, 1989). Vários trabalhos relacionam o processo de regeneração da mata e o conseqüente aumento em diversidade do ecossistema à variação na composição

de aves (e.g., Almeida, 1981; Allegrini, 1997), principalmente para os grupos mais especializados (Berndt, 1992; Allegrini, 1997).

Visto que a fragmentação de habitats está entre os principais processos que ameaçam a biodiversidade (Saunders *et al.*, 1991), são necessárias ações de manejo do ambiente para evitar a perda da diversidade biológica e dos benefícios intrínsecos a ela (Metzger, 1999). Desta forma, a proposta deste estudo é acrescentar informações referentes ao papel dos elementos de conexão da paisagem na manutenção da diversidade de aves em uma matriz composta principalmente por pastagens. Tais informações representam uma parcela do conhecimento necessário para o desenvolvimento da conservação efetiva e realista, e de estratégias de recuperação de ecossistemas em paisagens extremamente modificadas, a fim de examinar a possibilidade de estabelecer os elementos de conexão como parte dos programas de recuperação de paisagens fragmentadas.

Problemas centrais deste estudo

Os objetivos principais deste estudo estão relacionados aos efeitos da presença dos bosques agroflorestais para a avifauna local, em substituição à matriz predominante na região, composta, sobretudo, por pasto. Para tanto verificou-se se há uma maior riqueza e diversidade de aves nos bosques agroflorestais em relação a esta matriz. Outros elementos de conexão (pequenos fragmentos e corredores) também foram estudados e comparados com os bosques a fim de se avaliar a potencialidade destes em facilitar os fluxos pela paisagem. Além disso, foram identificados quais tipos de espécies são beneficiadas pela implantação destes bosques.

Hipóteses nulas admitidas

(1) Os bosques agroflorestais não aumentam a riqueza de espécies de aves na paisagem.

(2) Os trampolins ecológicos (bosques agroflorestais) não apresentam a mesma eficiência em facilitar os fluxos pela paisagem que outros elementos de conexão (corredores e fragmentos pequenos naturais).

(3) O uso dos elementos de conexão não está associado às características das espécies.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Área do estudo

Este trabalho foi desenvolvido nos municípios de Teodoro Sampaio e Euclides da Cunha, localizados na região do Pontal do Paranapanema, Estado de São Paulo (Fig. 1). Esta região situa-se na província geomorfológica conhecida por Planalto Ocidental de São Paulo (Ponçano *et al.*, 1981). O solo tem origem de rochas do grupo Bauru, sendo que o tipo predominante é o Latossolo (Oliveira *et al.* 1999). Devido à alta concentração de areia, apresenta baixa fertilidade, boa permeabilidade e drenagem excessiva (Itesp, 1998).

O clima é do tipo Aw, apresentando alternância entre período seco e frio durante o inverno, com temperaturas variando entre 22 e 24°C, e quente e úmido no verão, com temperaturas chegando a 40°C. A precipitação média anual é de 1.500mm e as chuvas concentram-se no período de setembro a abril (Meneguette, 2001). Estas condições climáticas marcantes condicionam a Floresta Estacional Semidecídua na região, sendo que de 20 a 50% de suas árvores são caducifólias.

A intensificação do processo de fragmentação, principalmente a partir de 1962, acabou resultando na paisagem atual do Pontal, com a predominância de pastos e monoculturas de cana-de-açúcar isolando os remanescentes florestais, representados por fragmentos de 2 a 2.000 ha. A vegetação ripária remanescente encontra-se bastante degradada, não atingindo na maior parte das vezes a largura mínima exigida por lei. Muitos rios da região apresentam assoreamento, em virtude da erosão de suas margens causada pela falta desta vegetação. Há cerca de 15 anos a situação na região começou a mudar. Em

várias áreas a grande propriedade deu lugar a pequenos assentamentos rurais, resultado da política fundiária no Brasil com a implantação da reforma agrária. Em decorrência disso, houve um aumento na heterogeneidade destas áreas e, em muitas delas, implantou-se bosques agroflorestais - pomares e silvicultura com tamanhos de 0,5 a 1 ha - entre os fragmentos florestais.

Um outro fator de destaque na região é a presença do maior remanescente de Floresta Semidecidual do Estado de São Paulo - o Parque Estadual do Morro do Diabo - com área de cerca de 36.000ha.

Delineamento experimental

As áreas estudadas inserem-se no limite da antiga "Grande Reserva do Pontal do Paranapanema", de aproximadamente 246.864 ha. Foram selecionadas duas paisagens com situações distintas no que se refere à presença dos elementos de conexão (Fig. 2).

Paisagem da Água Sumida (AS) - Esta paisagem é constituída por dois fragmentos grandes: Água Sumida - fragmento 1 (1.103 ha) e Sta. Maria - fragmento 2 (456 ha), separados por uma matriz mais heterogênea - área de assentamento rural - com diversos tipos de cultura, em que estão dispersos bosques agroflorestais de 0,5 a 1 ha, estabelecidos a partir de 1998. Para a amostragem da avifauna, foram selecionados nesta paisagem doze bosques agroflorestais, dois corredores ripários, três fragmentos pequenos, e os dois fragmentos grandes (Tab. 1; Figs. 3 e 4).

Paisagem da Ponte Branca (PB) - Esta segunda paisagem é composta por dois fragmentos grandes: Ponte Branca - fragmento 1 (1.270 ha) e Tucano - fragmento 2 (1.582 ha), isolados em uma matriz mais homogênea, formada por

pastagem e cultivo de cana-de-açúcar. A matriz foi amostrada através de doze pontos alocados aleatoriamente entre os fragmentos grandes, os levantamentos abrangeram também dois corredores ripários, três fragmentos pequenos e os dois fragmentos grandes (Tab. 1; Figs. 5 e 6).

Tabela 1. Locais de amostragem e número de pontos alocados na paisagem da Água Sumida (AS) e da Ponte Branca (PB) (Pontal do Paranapanema – SP).

	Locais de amostragem	Pontos em cada local	Total pontos / visita	Total pontos 4 visitas
Fgrd_AS*	2	6	12	48
Fpeq_AS	3	1	3	12
Co_AS	2	6	12	48
Bo_AS	12	1	12	48
Total_AS	19	-	39	156
Fgrd_PB*	2	6	12	48
Fpeq_PB	3	1	3	12
Co_PB	2	6	12	48
Ma_PB	12	1	12	48
Total_PB	19	-	39	156

*(dados de Uezu, A.)

Legenda

Fgrd* - Total fragmentos grandes AS

Fpeq - Total fragmentos pequenos AS

Co - Total corredores AS

Bo_AS - Total bosques AS

Total - Total paisagem AS

Fgrd* - Total fragmentos grandes PB

Fpeq - Total fragmentos pequenos PB

Co - Total corredores PB

Ma_PB - Total matriz PB

Total - Total paisagem PB

Configuração das paisagens

A distância mínima entre dois pontos amostrados nos fragmentos grandes estudados foi de 200m. No entanto, este valor variou entre os pontos considerados nos outros tratamentos. Nos pontos dos corredores a distância mínima foi de 280m na AS e 240m na PB. Para os fragmentos pequenos essa distância foi de pelo menos 1.060m na AS e 630m na PB. Entre os bosques agroflorestais e para a matriz de pasto esta medida apresentou 370m.

Na AS, os bosques distaram em média 459m do fragmento grande mais próximo, os fragmentos pequenos, 833m e os corredores, 2.375m. Na PB a média destas distâncias foi de 733m para os fragmentos pequenos, 842m para pontos da matriz e 2.641m para pontos no corredor.

Em relação à porcentagem média de cobertura de vegetação, na AS os fragmentos pequenos tiveram os maiores valores (0,37), seguido pelos corredores (0,35) e bosques (0,08). Na PB os fragmentos pequenos também apresentaram maior cobertura de vegetação (0,20), seguidos pelos corredores (0,19) e a matriz possui baixa quantidade de vegetação (0,005).

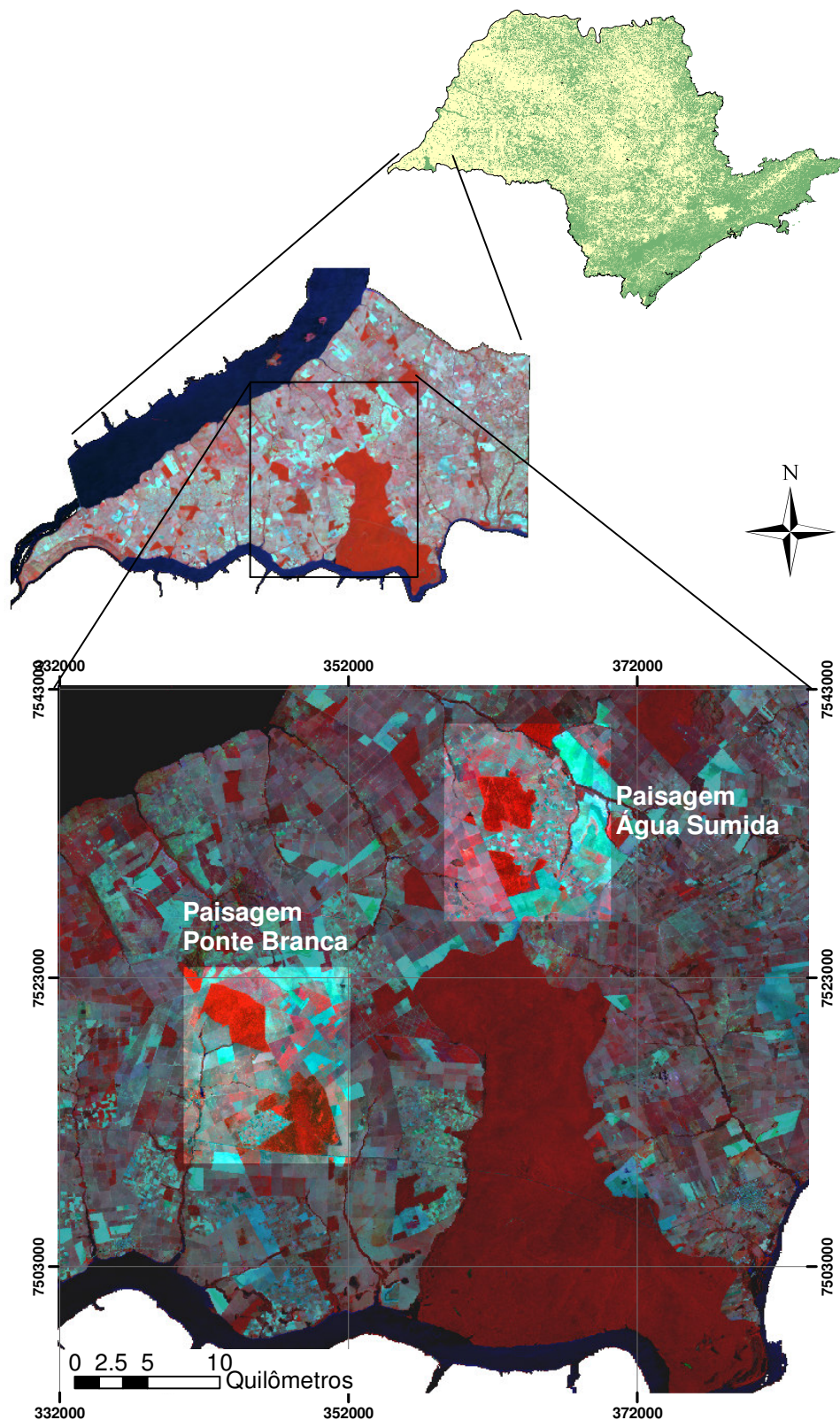


Figura 1. Localização do Pontal do Paranapanema, Estado de São Paulo. Em detalhe as duas paisagens estudadas (imagens do satélite LANDSAT – 7 de 2003, bandas TM 3, TM 4 e TM 5).

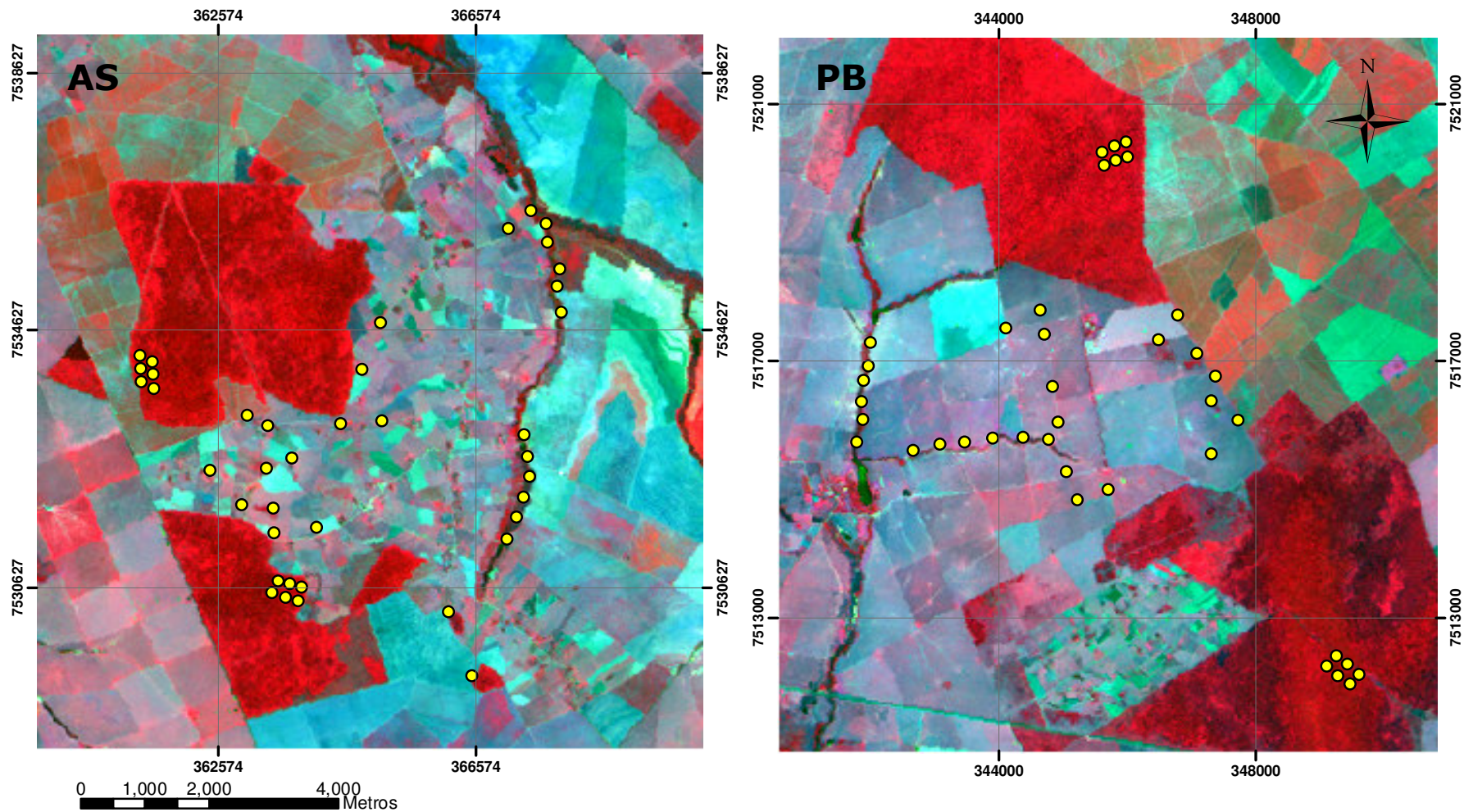


Figura 2. Localização dos pontos amostrados (em amarelo) nas paisagens estudadas (escalas equivalentes) da Água Sumida (AS) e da Ponte Branca (PB), Pontal do Paranapanema, Estado de São Paulo. Imagens do satélite LANDSAT - 7 de 2003, bandas TM 3, TM 4 e TM 5.



Figura 3. Aspecto da paisagem da Água Sumida; bosque agroflorestal (A); fragmento florestal grande da Água Sumida (B) (Pontal do Paranapanema – SP)



Figura 4. Detalhe de um bosque agroflorestal implantado em área de assentamento na paisagem da Água Sumida (Pontal do Paranapanema – SP)



Figura 5. Paisagem da Ponte Branca, com matriz de pasto; fragmento grande Tucano (A) (Pontal do Paranapanema – SP)



Figura 6. Corredor de mata ao longo do córrego na Paisagem da Ponte Branca (Pontal do Paranapanema – SP)

Levantamento da avifauna

Para a amostragem da avifauna utilizou-se o método do ponto fixo (modificado de Vielliard & Silva, 1990), no qual os pontos foram alocados distantes pelo menos 200m uns dos outros, a fim de manter independência entre as observações. Não foi estipulado um raio máximo para o registro dos indivíduos a partir do ponto de amostragem. Entretanto, indivíduos vistos e/ou ouvidos em outro habitat que não o amostrado naquele ponto, não foram registrados.

Nos bosques e fragmentos pequenos os pontos (um em cada) foram posicionados aproximadamente no centro destes. Nos corredores os pontos seguiram a estreita faixa de vegetação ao longo das duas margens dos rios (seis pontos em cada trecho de corredor escolhido). Já na matriz, os pontos foram alocados aleatoriamente ao longo das cercas que dividiam os pastos (doze pontos no total). Nos fragmentos grandes os pontos (seis) foram dispostos em forma de *grid* sendo que nenhum deles ficava a menos de 50m da borda.

O tempo de observação foi de 10 minutos por ponto. Estudos recentes em Mata Atlântica revelaram que este período por ponto é suficiente para uma amostragem eficiente da comunidade de aves com a vantagem de permitir um número maior de pontos (Betini, 2001; P.F. Develey, com. pess.).

A coleta de dados em campo ocorreu nos meses de novembro e dezembro de 2003 e janeiro de 2004. Em cada paisagem foram realizadas quatro visitas. A amostragem foi realizada no horário de maior atividade das aves, entre 6:00 e 10:00 h. As observações foram feitas com auxílio de binóculos 8x35. Em casos de dúvida quanto à vocalização, estas eram gravadas para serem comparadas com guias sonoros de identificação das espécies. O levantamento não era

realizado em condições climáticas extremas como, por exemplo, com vento ou chuva muito forte, a fim de evitar que estes fatores pudessem interferir na detecção das espécies.

Em função deste levantamento, foi calculado o Índice Pontual de Abundância (IPA) (Vielliard & Silva, 1990) para cada espécie em todos os pontos amostrados:

$$\text{IPA} = N_i / N_a \quad \text{onde:}$$

N_i : número de contatos da espécie i (a presença de um indivíduo, um casal ou um grupo de indivíduos é considerado como sendo um contato)

N_a : número total de amostras

Diversidade e riqueza de espécies

Foram calculados para cada tratamento (corredores, bosques agroflorestais, matriz e fragmentos grandes e pequenos) a dominância de Simpson (Simpson, 1949), a riqueza específica e o Índice de Diversidade de Shannon (Pielou, 1966), para o qual se utilizou a base logarítmica 2. O índice de similaridade de Sorensen (Wolda, 1981) entre os diferentes tratamentos considerados também foi determinado (hipótese nula 1).

$$\text{Dominância de Simpson} \quad D = \sum (P_i^2)$$

$$\text{Índice de riqueza:} \quad \sum n^\circ \text{ de espécies}$$

$$\text{Índice de diversidade (Shannon-Wiener - H')}: \quad H' = -\sum p_i \cdot \log_2 p_i$$

$$\text{Índice de Similaridade de Sorensen: } ISS = 2 \times C / (A+B) \text{ onde:}$$

C : número de espécies em comum entre as áreas A e B

A : número de espécies da área A

B : número de espécies da área B

Análise dos dados

Cada ponto amostrado foi tratado como uma amostra independente. Em um primeiro momento foi feita uma *análise de agrupamento* (forma hierárquica; Mcgarigal *et al.*, 2000) usando como variáveis explicativas as abundâncias das espécies. O algoritmo de agrupamento usado foi o *unweighted pair group* e a matriz de similaridade foi calculada a partir da distância euclidiana. Esta análise permitiu visualizar se há um padrão de agrupamento entre os diferentes pontos amostrados em relação à composição da avifauna

Para testar se o padrão de distribuição das espécies nos tratamentos considerados varia em função das características das espécies (hipótese nula 3) foi usado o teste de *qui-quadrado*. Para tanto, as espécies foram categorizadas quanto ao tipo de habitat (florestal; não florestal; generalista, ou seja, que ocupam florestas e fisionomias abertas; e aquáticas). Para definir tais classes foi usado o banco de dados de Parker III *et al.* (1996). As espécies também foram classificadas quanto aos elementos da paisagem em que foram observadas: fl1 - apenas nos fragmentos grandes; fl2 - fragmentos grandes e outros elementos da paisagem; co - apenas nos corredores ripários; elem - em todos os elementos de conexão; nf - pasto e nos elementos de conexão; td - todos os elementos da paisagem.

Para verificar se há diferença no uso pelas espécies dos elementos de conexão (corredor, bosques agroflorestais, fragmentos pequenos; hipótese nula 2) e da matriz foi feita uma comparação entre estes tratamentos (variáveis aglomerativas) usando a análise não-paramétrica Kruskal-Wallis (Zar, 1996). Para esta comparação foram consideradas as seguintes variáveis: o número de espécies totais em cada ponto amostrado e, adicionalmente, o número de espécies das categorias separadas pelo tipo de habitat (florestal; não florestal;

generalista, ou seja, que ocupam florestas e fisionomias abertas; e aquáticas). Desta maneira foi possível verificar se o uso dos elementos de conexão ou da matriz varia em relação às características das espécies (hipótese nula 3). Nos casos em que a diferença entre os tratamentos se apresentou significativa, foram feitos testes *a posteriori* para descobrir entre quais tratamentos estava a diferença. Foi empregado o teste de Dunn que considera tratamentos com números de amostras desiguais (Zar, 1996).

3. RESULTADOS

Levantamento quantitativo da avifauna

No conjunto de dados da Água Sumida (AS) e Ponte Branca (PB), registrou-se um total de 150 espécies em 2856 contatos, sendo 1623 na AS e 1233 na PB (Anexo 1 – tabela das espécies). Estas espécies estão distribuídas em 39 famílias, das quais as mais representadas foram Tyrannidae com 25 espécies (16,7%), Emberizidae com 24 espécies (16,0%) e Formicariidae com 9 espécies (6%).

As 20 espécies mais comuns, com os maiores números de contatos, somando os dados das duas paisagens estão destacadas abaixo (Fig. 7). Seis espécies pertencem à categoria que vive em habitats florestais. Destas, quatro foram apenas registradas nos fragmentos grandes (*Thamnophilus pelzelni*, *Herpsilochmus atricapillus*, *Dysithamnus mentalis* e *Baryphthengus ruficapillus*) e duas foram também registradas nos elementos de conexão (*Crypturellus tataupa* e *Leptotila verreauxi*). Embora as áreas em que ocorram sejam restritas, elas estão em alta abundância, apresentando elevado número de contatos. Outras quatro vivem em habitats florestais e não florestais: *Columba picazuro*, *Pitangus sulphuratus*, *Amazona aestiva* e *Thamnophilus doliatus*. Uma vive associada a ambientes aquáticos e abertos (*Vanellus chilensis*).

As demais espécies (oito) habitam áreas não florestais, foram registradas nos elementos de conexão e apenas uma foi registrada no fragmento grande (*Columbina talpacoti*).

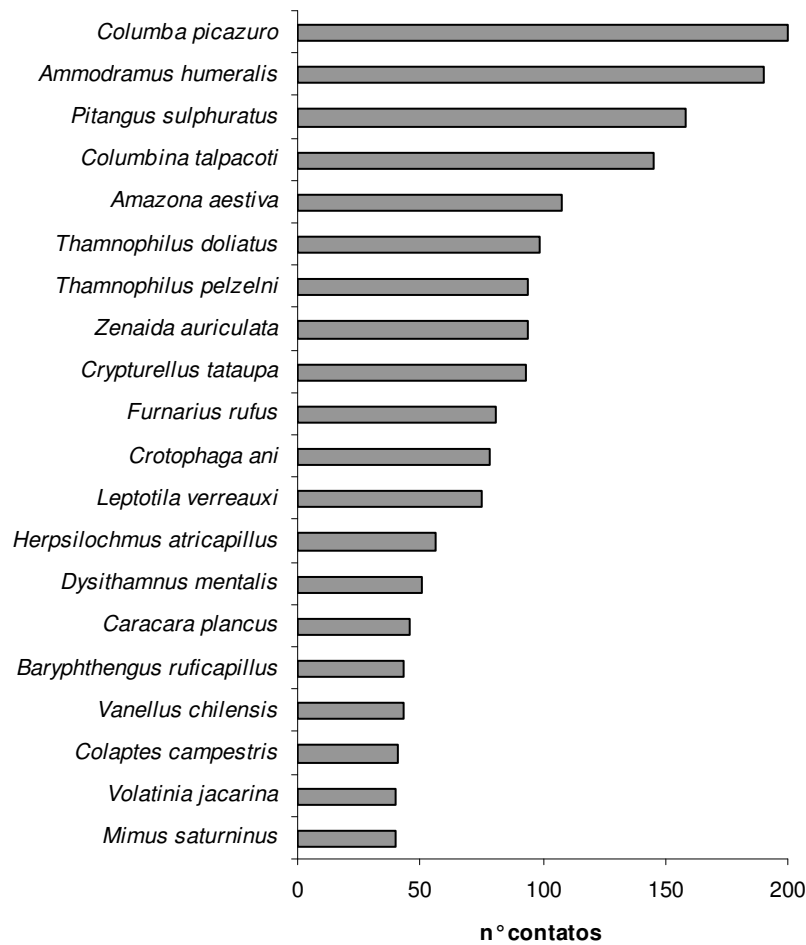


Figura 7. Espécies com os maiores números de contatos totais nas duas paisagens, incluindo os fragmentos grandes (Pontal do Paranapanema – SP).

Riqueza e diversidade

A paisagem da PB apresenta maior riqueza, com 128 espécies, enquanto que a AS possui 110 espécies (Tab. 2; Fig.8). Nos fragmentos grandes, a riqueza foi maior na AS (R=58) em relação à PB (R=50). Nos fragmentos pequenos da AS foram registradas 40 espécies e na PB, 38. No corredor da AS registrou-se menos espécies (R=59) do que no corredor da PB (R=73). Nos bosques da AS observou-se mais espécies (R=46) do que na Matriz da PB (R=41).

O número de espécies foi maior em quase todos os elementos da paisagem da AS, exceto no corredor, onde o maior número de espécies na PB

pode ter influenciado no maior número total de espécies na paisagem da PB em relação à AS.

Os valores de diversidade de todos os locais amostrados na PB e na AS são semelhantes, assim como a dominância de Simpson, variando de 0,03 no Total da AS e PB, a 0,06 nos fragmentos grandes e pequenos da AS. Entretanto, na Matriz da PB a dominância foi maior que nas demais áreas ($D=0,10$).

Os elementos de conexão da AS, ou seja, bosques, corredores e fragmentos pequenos, apresentaram um número superior de contatos (1140) em relação à PB (818).

Tabela 2. Aspectos da diversidade de aves nas duas paisagens estudadas: Número de espécies (N° sp), número de contatos (N° cont), Índice de diversidade de Shannon (H'), Dominância de Simpson (D) e número de pontos (N° ptos) nas paisagens da Água Sumida (AS) e Ponte Branca (PB) (Pontal do Paranapanema – SP).

Local	N° sp	N° cont	H'	D	N° ptos
Fgrd_AS*	58	492	4,76	0,06	48
Fpeq_AS	40	152	4,69	0,06	12
Co_AS	59	514	5,00	0,04	48
Bo_AS	46	474	4,72	0,05	48
Total_AS	110	1623	5,63	0,03	156
Fgrd_PB*	50	394	4,92	0,05	48
Fpeq_PB	38	118	4,80	0,05	12
Co_PB	73	478	5,27	0,04	48
Ma_PB	41	222	4,34	0,10	48
Total_PB	128	1233	5,88	0,03	156

*(dados de Uezu, A.)

Legenda

Fgrd_AS* - Total fragmentos grandes AS

Fpeq_AS - Total fragmentos pequenos AS

Co_AS - Total corredores AS

Bo_AS - Total bosques AS

Total_AS - Total paisagem AS

Fgrd_PB* - Total fragmentos grandes PB

Fpeq_PB - Total fragmentos pequenos PB

Co_PB - Total corredores PB

Ma_PB - Total matriz PB

Total_PB - Total paisagem PB

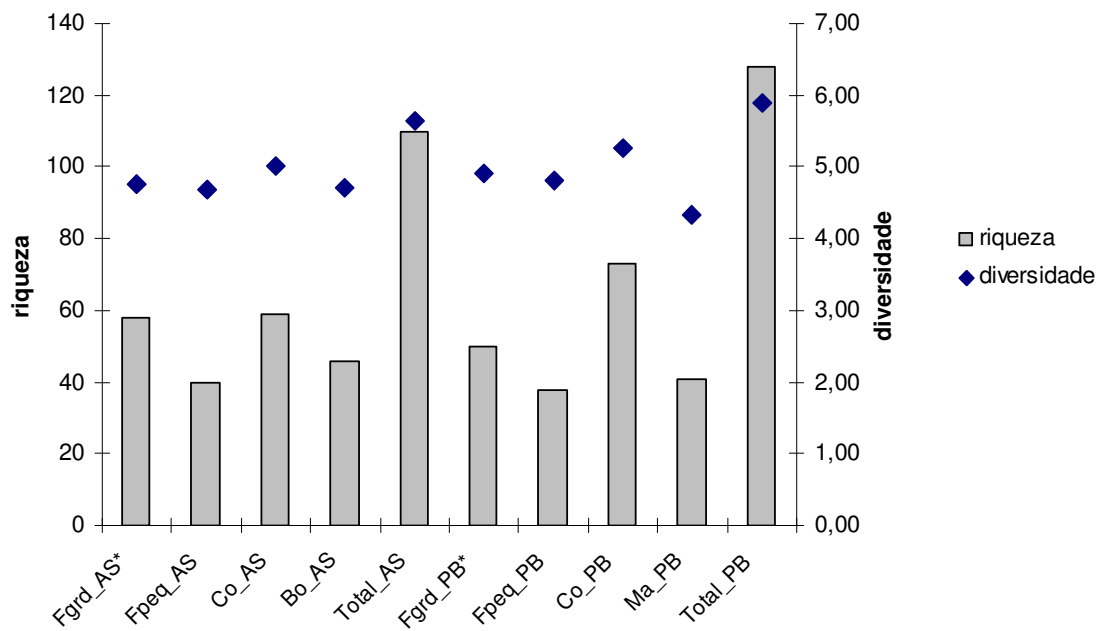


Figura 8. Riqueza e diversidade de cada área nas paisagens da Água Sumida (AS) e Ponte Branca (PB) (Pontal do Paranapanema – SP).

Similaridade

A similaridade de Sorensen entre a avifauna total da paisagem da AS e da PB foi relativamente alta (0,82), assim como entre os fragmentos grandes da AS e os da PB (0,74). A similaridade entre os corredores nas duas paisagens também foi alta (0,70). Entre os bosques e a matriz a similaridade foi de 0,57; entre os fragmentos pequenos nas duas paisagens foi de 0,54. Os bosques da AS são mais similares com os fragmentos pequenos e corredores da PB (0,64) do que com a Matriz (0,57) (Tab. 3).

Na paisagem da AS os dois fragmentos grandes foram mais similares entre si (0,67) do que os dois fragmentos grandes na PB (0,65), ou seja, os fragmentos conectados por bosques são um pouco mais similares do que os não conectados por estes elementos de conexão.

Na AS os fragmentos pequenos são os elementos de conexão mais similares aos fragmentos grandes (0,45), seguido pelos corredores (0,31) e

bosques (0,21). Os bosques são mais similares aos corredores (0,74), e aos fragmentos pequenos (0,60) do que aos fragmentos grandes (Tab. 4).

Na PB, os elementos de conexão mais similares aos fragmentos grandes são os corredores (0,16) e fragmentos pequenos (0,14), enquanto que a matriz é menos similar (0,13), ou seja, na AS, as similaridades entre os elementos de conexão e os fragmentos grandes foram mais altas que na PB (Tab. 5).

De maneira geral os tratamentos amostrados na AS apresentaram similaridade mais alta do que os tratamentos na paisagem da PB, não apenas em relação aos fragmentos grandes, mas entre todos os elementos amostrados.

Tabela 3. Índice de similaridade de Sorensen (ISS) aplicado às espécies nas paisagens da Água Sumida e Ponte Branca (Pontal do Paranapanema – SP).

	Total_AS	Fgrd_AS	Fpeq_AS	Co_AS	Bo_AS
Total_PB	0,82	-	-	-	-
Fgrd_PB	-	0,74	0,29	0,22	0,15
Fpeq_PB	-	0,29	0,54	0,58	0,64
Co_PB	-	0,21	0,51	0,70	0,64
Ma_PB	-	0,20	0,54	0,57	0,57

Legenda

Fgrd_AS - Total fragmentos grandes AS

Fpeq_AS - Total fragmentos pequenos AS

Co_AS - Total corredores AS

Bo_AS - Total bosques AS

Total_AS - Total paisagem AS

Fgrd_PB - Total fragmentos grandes PB

Fpeq_PB - Total fragmentos pequenos PB

Co_PB - Total corredores PB

Ma_PB - Total matriz PB

Total_PB - Total paisagem PB

Tabela 4. Índice de similaridade de Sorensen (ISS) aplicado às espécies na paisagem da Água Sumida (Pontal do Paranapanema – SP).

	Fgrd_AS	Fpeq_AS	Co_AS
Fpeq_AS	0,45	-	-
Co_AS	0,31	0,63	-
Bo_AS	0,21	0,60	0,74

Legenda

Fgrd_AS - Total fragmentos grandes AS

Fpeq_AS - Total fragmentos pequenos AS

Co_AS - Total corredores AS

Bo_AS - Total bosques AS

Tabela 5. Índice de similaridade de Sorensen (ISS) aplicado às espécies na paisagem da Ponte Branca (Pontal do Paranapanema – SP).

	Fgrd_PB	Fpeq_PB	Co_PB
Fpeq_PB	0,14	-	-
Co_PB	0,16	0,43	-
Ma_PB	0,13	0,58	0,52

Legenda

Fgrd_PB - Total fragmentos grandes PB

Co_PB - Total corredores PB

Fpeq_PB - Total fragmentos pequenos PB

Ma_PB - Total matriz PB

Análise de agrupamento

A análise de agrupamento, utilizando as abundâncias das espécies como variáveis dependentes, mostrou uma clara separação entre as áreas estudadas (Fig. 9). Em um primeiro momento, com distância euclidiana de 3,5, formam-se dois grandes grupos, o primeiro abrangendo todos os pontos dos fragmentos grandes, ou seja, das grandes áreas florestais, e o segundo com os demais pontos amostrados nos outros ambientes.

Este segundo agrupamento é formado também por outros sub-grupos. Por exemplo, grande parte dos pontos nos corredores e dos fragmentos pequenos agrupam-se com as outras áreas a uma distância euclidiana de 2,7. Ainda dentro deste subgrupo, os fragmentos pequenos estão agrupados a uma distância de 2,6. Neste agrupamento faz parte também uma área de corredor.

Um outro sub-grupo é formado pelos pontos dos bosques e da matriz de pasto. Dentro deste sub-grupo percebemos o agrupamento quase exclusivo dos pontos amostrado na matriz (distância de 2,3). Neste caso, um ponto do corredor foi inserido neste grupo se destacando dos restantes.

Os pontos dos corredores e dos bosques apresentaram as maiores variações quanto aos agrupamentos, não formando subgrupos exclusivamente

coesos. Apesar de que quando consideramos certas distâncias euclidianas haja uma tendência de agrupamento, como, por exemplo, para os pontos dos bosques à uma distância de 2,5, isso não se verifica para todos os pontos.

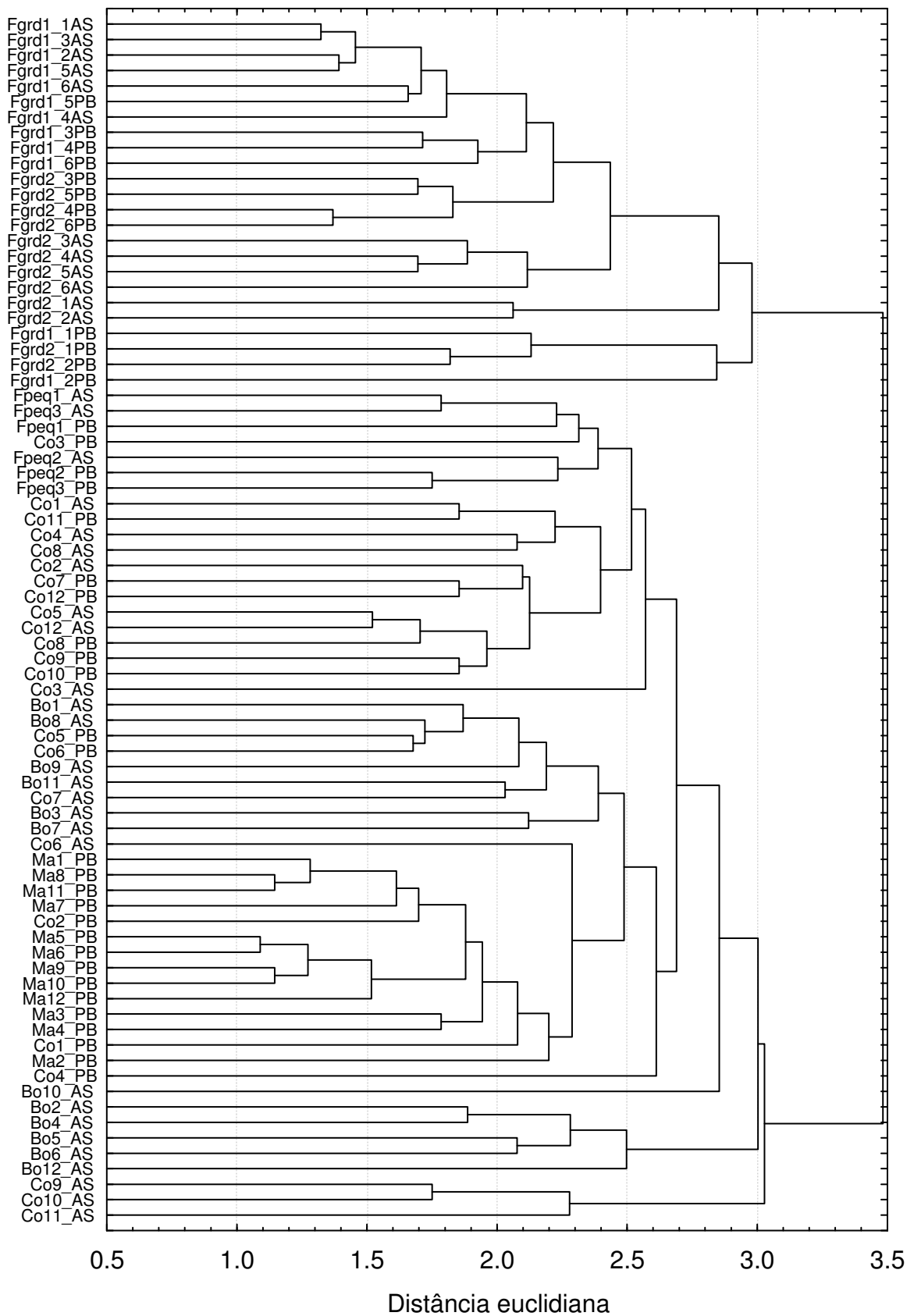


Figura 9. Agrupamento das diferentes áreas estudadas de acordo com a abundância das espécies de aves no Pontal do Paranapanema, SP.

Qui-quadrado

No teste do qui-quadrado as espécies foram agrupadas nas categorias de habitat preferencial (segundo Parker III *et al.*, 1996) e segundo o local de registro destas.

O teste de qui-quadrado apresentou diferença significativa (Tab. 6), mostrando que as espécies apresentam diferença em abundância e distribuição entre os ambientes amostrados de acordo com suas características naturais, tais como: serem espécies florestais, de áreas abertas, serem capazes de usar florestas e a vegetação mais aberta e estarem associadas a ambientes aquáticos.

Tabela 6. Resultado do teste de qui-quadrado para as classes de aves (aq – aquática; fl – florestal; fl_nf - que usam florestas e áreas abertas; nf - não florestais) nos diferentes ambientes em que foram observadas: co - apenas em corredores, elem - em todos os elementos de conexão, fl1 - apenas nos fragmentos florestais grandes, fl2 - em fragmentos florestais grandes e outros ambientes, nf - ambientes não florestais e td - todas as áreas estudadas (Pontal do Paranapanema – SP).

	aq	fl	fl_nf	nf
co	80,0	7,5	10,7	5,7
elem	0	10,4	39,3	17,1
fl1	0	59,7	7,1	0
fl2	0	19,4	10,7	5,7
nf	20,0	3,0	7,1	65,7
td	0	0	25,0	5,7

A maioria das espécies (80%) classificadas como de ambientes aquáticos foram encontradas apenas nos corredores. O restante das aves aquáticas (20%) foi registrado também em ambientes não florestais (Fig. 10).

Muitas espécies dependentes exclusivamente de florestas (40 spp.; 59,7%) ocorreram apenas nos fragmentos grandes. Cerca de 19,4% destas espécies foram observadas em outras áreas além dos fragmentos grandes. As

demais espécies (~20.9%) estiveram presentes em outros elementos de conexão e, em alguns casos também na matriz.

Entre as espécies que usam elementos de conexão somam-se boa parte das espécies capazes de usar tanto ambientes florestais quanto áreas abertas (39,3%) e as espécies que utilizam áreas não florestais (17,1%), e apenas 10,4% das espécies florestais.

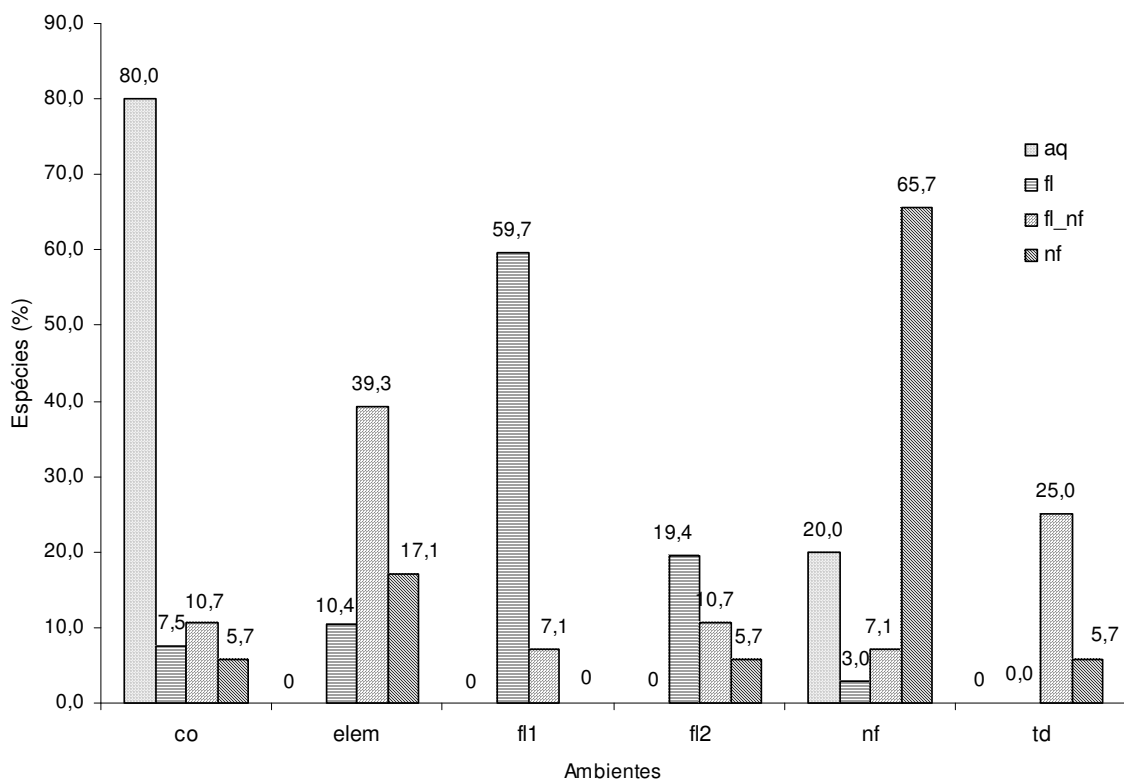


Figura 10. Porcentagem das diferentes classes de espécies de aves (aq – aquática; fl – florestal; fl_nf - que usam florestas e áreas abertas; nf - não florestais) nos diferentes ambientes em que foram observadas: co - apenas em corredores, elem - em todos os elementos de conexão, fl1 - apenas nos fragmentos florestais grandes, fl2 - em fragmentos florestais grandes e outros ambientes, nf - ambientes não florestais e td - todas as áreas estudadas. (Pontal do Paranapanema – SP)

Comparação do número de espécies entre os elementos de conexão (Kruskal-Wallis)

Quando comparado o número de espécies totais entre as áreas estudadas, a matriz apresentou riqueza significativamente mais baixa que os fragmentos pequenos e os corredores, enquanto os bosques tiveram menos espécies do que os fragmentos pequenos (Fig. 11; Tab 7).

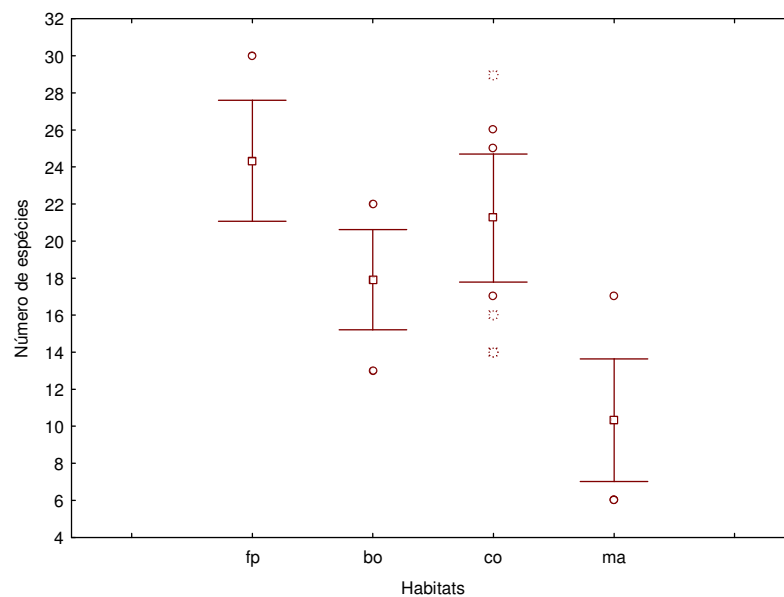


Figura 11. Médias e desvios padrão do número de espécies totais nos tratamentos considerados no estudo: fp - fragmentos pequenos; bo - bosques; co - corredores; ma - matriz. Outliers (°); Números extremos (*) (Pontal do Paranapanema – SP).

Se considerado apenas o número de espécies não florestais a matriz foi a que teve menor riqueza em relação aos outros elementos de conexão (Fig. 12; Tab 7).

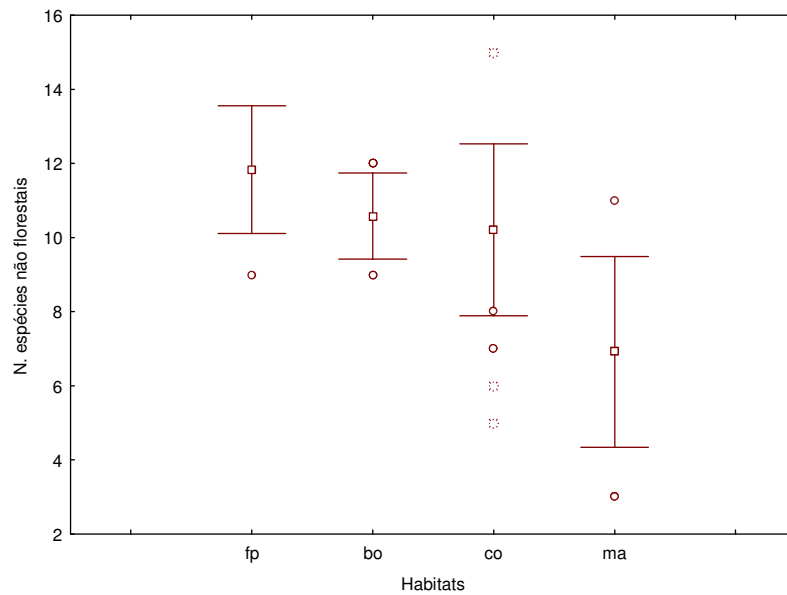


Figura 12. Médias e desvios padrão do número de espécies *não florestais* nos tratamentos considerados no estudo: fp - fragmentos pequenos; bo - bosques; co - corredores; ma - matriz. Outliers (°); Números extremos (*) (Pontal do Paranapanema – SP).

As generalistas apresentaram o mesmo padrão que as espécies anteriores, ou seja, na matriz a riqueza foi menor que nos outros elementos de conexão (Fig. 13; Tab. 7).

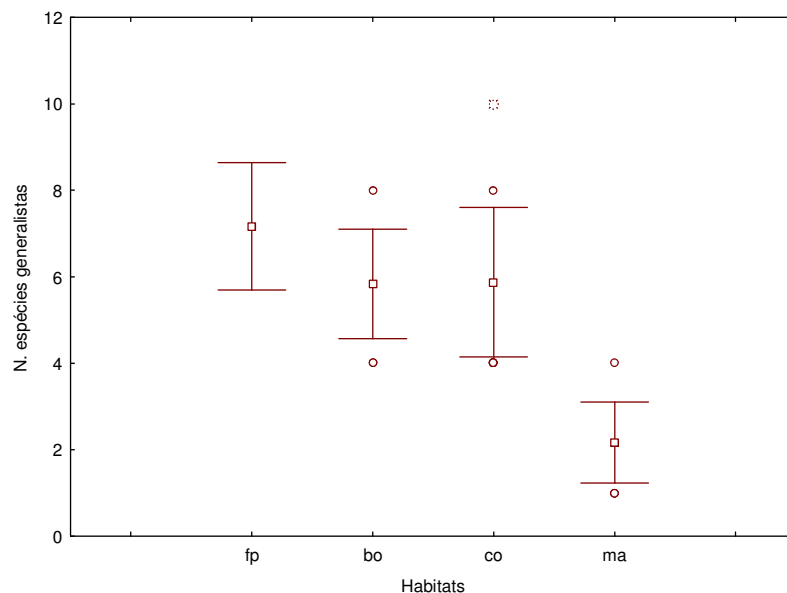


Figura 13. Médias e desvios padrão do número de espécies *generalistas* (que exploram ambientes florestais e não florestais) nos tratamentos considerados no estudo: fp - fragmentos pequenos; bo - bosques; co - corredores; ma - matriz. Outliers (°); Números extremos (*) (Pontal do Paranapanema – SP).

Já para as espécies florestais o padrão de distribuição da riqueza foi diferente. Neste caso, tanto os bosques quanto a matriz tiveram valores significativamente mais baixos que os corredores e fragmentos pequenos (Fig. 14; Tab. 7).

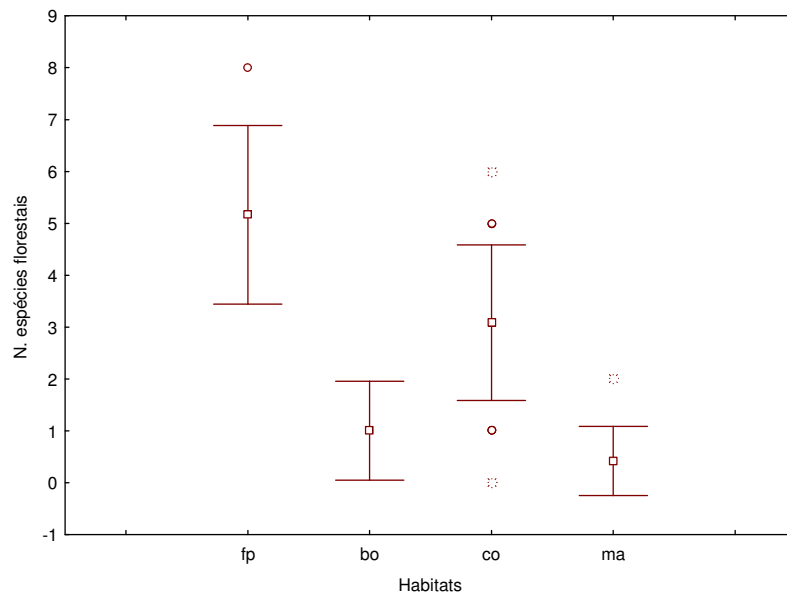


Figura 14. Médias e desvios padrão do número de espécies *florestais* nos tratamentos considerados no estudo: fp - fragmentos pequenos; bo - bosques; co - corredores; ma - matriz. Outliers (°); Números extremos (*) (Pontal do Paranapanema – SP).

Finalmente para as espécies aquáticas o número de espécies nos corredores foi mais elevado em comparação aos fragmentos pequenos e aos bosques (Fig. 15; Tab. 7).

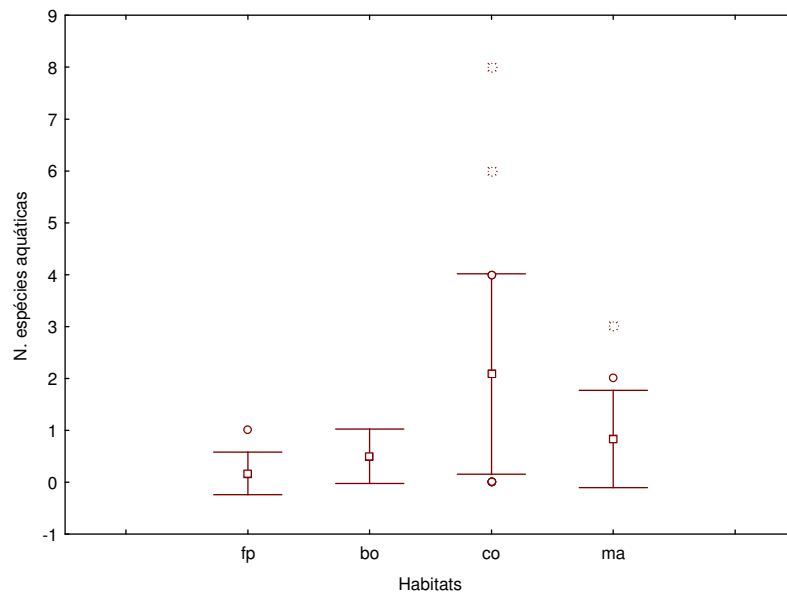


Figura 15. Médias e desvios padrão do número de espécies *aquáticas* nos tratamentos considerados no estudo: fp - fragmentos pequenos; bo - bosques; co - corredores; ma - matriz. Outliers (°); Números extremos (*) (Pontal do Paranapanema – SP).

Tabela 7. Comparação do número de espécies dos elementos de conexão entre si, e entre a matriz e os elementos de conexão considerados neste estudo: corredor, bosques, fragmentos pequenos. (Pontal do Paranapanema – SP)

	Totais				Aquáticas				Florestais				Generalistas				Não florestais			
	Ra-Rb	SE	Q	p*	Ra-Rb	SE	Q	p*	Ra-Rb	SE	Q	p*	Ra-Rb	SE	Q	p*	Ra-Rb	SE	Q	p*
co vs ma	27.9	5.54	5.02	<0,05	11.5	5.30	2.16	>0,05	23.3	5.47	4.25	<0,05	24.8	5.51	4.50	<0,05	18.6	5.48	3.39	<0,05
co vs bo	12.2	5.54	2.20	>0,05	15.7	5.30	2.97	<0,05	17.7	5.47	3.24	<0,05	0.9	5.51	0.17	>0,05	1.7	5.48	0.32	>0,05
co vs fp	10.1	7.16	1.42	>0,05	21.9	6.85	3.20	<0,05	11.8	7.06	1.68	>0,05	10.7	7.11	1.51	>0,05	11.1	7.08	1.56	>0,05
fp vs ma	38.0	7.84	4.85	<0,05	10.4	7.50	1.39	>0,05	35.1	7.74	4.53	<0,05	35.5	7.79	4.56	<0,05	29.7	7.76	3.83	<0,05
fp vs bo	22.3	7.84	2.85	<0,05	6.2	7.50	0.82	>0,05	29.5	7.74	3.82	<0,05	9.8	7.79	1.26	>0,05	9.3	7.76	1.20	>0,05
bo vs ma	15.7	6.40	2.45	>0,05	4.3	6.12	0.69	>0,05	5.5	6.32	0.88	>0,05	25.7	6.36	4.04	<0,05	20.3	6.33	3.21	<0,05

* $Q_{0,05;4}=2,639$

4. DISCUSSÃO

Aspectos gerais da distribuição das espécies

Há uma clara diferença na composição da avifauna entre os diversos tipos de habitats considerados neste estudo, embora para a diversidade a diferença não seja tão grande.

De forma geral, apenas poucas espécies foram encontradas em todos os ambientes amostrados. Estas são normalmente espécies generalistas, ou seja, encontradas tanto em ambientes abertos como no interior das florestas. Uma outra característica marcante destas espécies é a alta capacidade de dispersão. Entre estas encontramos *Columba picazuro*, *Amazona aestiva*, *Pitangus sulphuratus*, *Ramphatos toco* e *Rupornis magnirostris*, as quais comumente são observadas fazendo longos vôos pelas paisagens estudadas. Os ambientes em que estas espécies são freqüentemente encontradas distinguem-se também pelo alto grau de degradação, por exemplo, *Columba picazuro* e *Thamnophilus doliatus* podem ser facilmente observadas nos arredores e até no interior das cidades da região.

Um outro grupo de espécies foi observado apenas em fisionomias abertas, na matriz de pasto e em alguns elementos de conexão. São espécies características de ambientes abertos e, portanto, devem ter tido uma expansão da distribuição do habitat com a fragmentação, sendo as mais beneficiadas com as alterações antrópicas, como por exemplo: *Ammodramus humeralis*, *Colaptes campestris*, *Crotophaga ani*, *Furnarius rufus*, *Polyborus plancus*, *Speotyto cunicularia*, *Sporophila caerulea*, *Volatinia jacarina* e, *Zenaida auriculata*, entre outras.

Um outro conjunto se mostrou bastante restrito a determinados tipos de ambientes. Por exemplo, quase todas as espécies classificadas como aquáticas (16 espécies de um total de 20) estiveram presentes apenas nos corredores, por exemplo: *Agelaius ruficapillus*, *Amazonetta brasiliensis*, *Butorides striatus*, *Cairina moschata*, *Chloroceryle amazona*, *Jacana jacana* e *Tigrisoma lineatum*. Como nas outras áreas amostradas não havia corpos d'água próximos, nem mesmo nos fragmentos grandes, este resultado já era esperado, devido à ausência de uma fonte de recurso fundamental para estas espécies. As outras espécies consideradas aquáticas estiveram presentes também no pasto, ambiente em que são comumente observadas forrageando: *Bulbucus ibis*, *Syrigma sibilatrix*, *Vanellus chilensis* e *Phaeoprogne tapera*.

Muitas espécies florestais (40 spp) foram somente observadas nos fragmentos grandes, como por exemplo: *Arremon flavirostris*, *Baryphthengus ruficapillus*, *Hemitriccus orbitatus*, *Herpsilochmus atricapillus*, *Chamaeza campanisoma*, *Chiroxiphia caudata*, *Cissops leveriana*, *Dendrocolaptes platyrostris*, *Trogon surrucura* e *Xyphocolaptes albicollis*. Estas são espécies altamente dependentes de floresta e que devem ter poucas chances de cruzarem por áreas abertas. Devido à alta restrição de habitat a que estão confinadas, estas espécies devem sofrer os efeitos mais severos da fragmentação. Portanto, é o grupo que deve receber maior atenção nas ações de manejo da paisagem que ocorrem na região.

No entanto, aparentemente são espécies que não usam os bosques agroflorestais ou qualquer outro elemento de conexão. Esta afirmação pode ser feita apenas na escala temporal em que foi focado este estudo. Eventualmente, estes elementos da paisagem poderiam ser usados por indivíduos em eventos esporádicos, como, por exemplo, na dispersão de jovens

em busca de novos territórios para se estabelecerem (Johnston, 1961; Baker *et al.* 1982; Sutherland *et al.* 2000; Anderson *et al.* 2004). A maior parte da dispersão de juvenis de aves e mamíferos terrestres ocorre por distâncias relativamente curtas, enquanto que a dispersão de longa distância é rara (Sutherland *et al.*, 2000). Desta forma, os bosques agroflorestais dispersos na matriz poderiam *encurtar* essas distâncias para os juvenis.

Variação da riqueza e diversidade

De maneira geral, a paisagem da Ponte Branca (PB) apresentou riqueza mais elevada em relação à paisagem da Água Sumida (AS), embora na AS o número de contatos totais com as espécies tenha sido maior. No entanto, nem todos os elementos apresentaram o mesmo padrão. Os fragmentos grandes, por exemplo, apresentaram uma maior riqueza na AS do que na PB, assim como os bosques.

Este resultado poderia ser um indício de que os bosques agroflorestais, presentes na AS, tivessem algum efeito positivo para estes fragmentos. Esta hipótese é reforçada pelo resultado da similaridade entre as áreas. Na paisagem da AS os fragmentos grandes foram um pouco mais similares entre si (0,67) do que na PB (0,65), ou seja, os fragmentos conectados por bosques são um pouco mais similares do que os não conectados, sugerindo que poderia existir um fluxo maior entre eles. No entanto, é preciso cautela para fazer tal afirmação, já que, como foi visto anteriormente, aparentemente as espécies dependentes de florestas não usaram estes elementos de conexão. Além disso esta diferença é pequena e poderia apenas representar uma variação normal que existe entre duas áreas florestais.

Outros fatores podem estar relacionados com a diferença de diversidade entre os fragmentos grandes, entre eles temos a qualidade dos fragmentos. A qualidade dos fragmentos florestais é um fator importante para determinar a abundância e distribuição das espécies de aves, segundo um outro estudo que vem sendo realizado na região (Uezu e Metzger, 2005). Apesar da fragmentação e separação entre eles ter ocorrido aproximadamente no mesmo período, os fragmentos da AS assumiram o tamanho atual há cerca de 45 anos, enquanto os fragmentos da PB tiveram uma redução mais gradual e apenas há cerca de 25 anos chegaram ao tamanho aproximado que têm hoje. Os dados históricos apontam ainda para uma ação antrópica mais intensa, fazendo com que os fragmentos da AS apresentem um grau de degradação mais elevado (Uezu e Metzger, 2005).

O grau de degradação mais elevado pode ter resultado na presença de espécies de áreas abertas no fragmento Fgrd2_AS e não em outros fragmentos grandes. Espécies como *Euscarthmus meloryphus*, *Crypturellus parvirostris* e *Guira guira*, foram observadas no interior do fragmento, porém em áreas bastante alteradas. No entanto, outras espécies mais exigentes também foram observadas apenas neste fragmento, tais como: *Cissopis leveriana*, *Hemitriccus orbitatus* e *Sclerurus scansor*, gerando uma contradição nos resultados. Possivelmente, devido aos efeitos da fragmentação criou-se um mosaico de tipos de habitat dentro de cada fragmento, permitindo com que espécies bastante generalistas convivam muito próximas a espécies mais exigentes, elevando a riqueza nestas áreas.

No projeto de dinâmica de fragmentos florestais em Manaus (Stouffer e Bierregaard, 1995), embora em um intervalo de tempo mais curto, observou-se um padrão semelhante. Inicialmente, após a fragmentação, houve um acúmulo

de espécies e indivíduos nos remanescentes florestais, em que se agruparam todos os tipos de espécies que haviam perdido espaço com a alteração humana, aumentando a riqueza de espécies nestas áreas. Entretanto, com o passar do tempo as espécies mais exigentes foram perdidas e a riqueza caiu abaixo da encontrada anteriormente à fragmentação. Em nosso estudo, é possível que estas espécies mais exigentes observadas nesta área não sejam viáveis em longo prazo (Uezu e Metzger, 2005), e que apenas haja um intervalo maior entre a fragmentação e a perda efetiva destas espécies, assim como foi observado em outros estudos (Kattan *et al.*, 1994; Brooks *et al.* 1999b; Castelletta *et al.*, 2000).

O tamanho dos fragmentos, que poderia ser outro fator explicativo, parece não determinar a riqueza das espécies, contrariando a hipótese da Biogeografia de Ilhas. A área média dos fragmentos grandes da AS é menor que os da PB, entretanto, a AS apresenta a maior riqueza de aves e um maior número de contatos. O fragmento com o maior número de contatos e de espécies (Fgrd2_AS) é também o de menor tamanho.

Quanto aos elementos de conexão os corredores apresentaram a maior riqueza, seguidos pelos bosques e fragmentos pequenos. Os corredores apresentam riqueza mais alta em função da presença das espécies aquáticas e, provavelmente, devido à uma maior heterogeneidade de tipos de vegetação.

Percebemos que os bosques são mais semelhantes aos corredores e aos fragmentos pequenos do que a matriz, tanto em relação à diversidade quanto pela composição da avifauna. Este fato indica que há um benefício dos pequenos assentamentos rurais em que os bosques agroflorestais foram instalados, em relação às grandes fazendas em que predominam a monocultura – pasto e cana-de-açúcar.

O papel dos elementos de conexão na paisagem

Em todas as análises a matriz de pasto apresenta riqueza inferior em relação aos outros elementos de conexão, mesmo quando consideramos espécies características de ambientes abertos. Isso mostra que este tipo de cultura, que se instalou na região desde os primórdios da ocupação e que se estende por mais de 50% da área, é a mais prejudicial para a manutenção da biodiversidade de avifauna.

Åberg *et al.* (1995) compararam dois tipos de paisagens e apontaram a matriz como condicionante do grau de isolamento de uma espécie de ave em fragmentos. Na paisagem com a matriz de floresta intensamente manejada, os indivíduos podiam percorrer distâncias de 10 à 20 vezes maiores do que em uma paisagem agrícola.

Já os fragmentos pequenos, junto com os corredores, entre os elementos de conexão aqui estudados, são os que mais poderiam contribuir para a movimentação de parte da avifauna que habita os fragmentos grandes. Na AS os fragmentos pequenos são os elementos de conexão mais similares aos fragmentos grandes (0,43), seguido pelos corredores (0,30) e bosques (0,24). Na PB ocorre o inverso, pois os fragmentos pequenos são os menos similares (0,13), enquanto que a matriz é mais similar (0,17). Este dado pode estar refletindo uma maior deterioração dos fragmentos pequenos em relação aos corredores.

Na comparação através da análise de variância, quando considerado o número de espécies florestais, o número de espécies da matriz foi significativamente inferior a todos os elementos de conexão, exceto aos bosques. Este resultado ressalta mais uma vez que os bosques agroflorestais devem ter

pouca influência sobre este grupo. Resultado similar foi obtido por Fischer e Lindenmayer (2002a), que observaram que os trampolins ecológicos não eram utilizados por todos os animais, como é o caso de aves de subosque, que mesmo sendo comuns nos fragmentos de mata estavam ausentes nestes elementos da paisagem.

No entanto, observamos que os bosques são utilizados por várias espécies generalistas, que usam tanto áreas abertas quanto áreas florestais. Warburton (1997) encontrou alta correlação entre a tolerância de espécies de aves à matriz e a vulnerabilidade destas à fragmentação, indicando que espécies encontradas na matriz são mais efetivas na dispersão entre os fragmentos. A presença destas espécies nesta interface pode ter diversas conseqüências tanto benéficas quanto indesejadas.

A movimentação destas espécies entre os remanescentes florestais e as agroflorestas pode aumentar a dispersão de sementes entre estas áreas, reduzindo o efeito de isolamento para a vegetação nativa. Ao mesmo tempo pode haver um enriquecimento dos sistemas agroflorestais através das sementes trazidas de outras áreas. (Howe e Westley, 1988; Guevara e Laborde, 1993; McClanahan e Wolfe, 1993; Silva *et al.*, 1996; Garlindo-Gonzalez *et al.*, 2000).

Porém, o aumento do fluxo entre sistemas naturais e antrópicos pode aumentar a disseminação de doenças entre estes dois ambientes. Por exemplo, animais selvagens que transitam por diferentes elementos da paisagem podem dispersar/adquirir agentes infecciosos, tais como os carrapatos de animais domésticos (Rojas *et al.* 1999).

Um outro fator negativo está relacionado à predação e ao parasitismo. Vários estudos apontam que em zonas de transição é mais comum haver estes

tipos de relação ecológica. Opdam (1991) em uma revisão sobre o assunto encontrou evidências de que populações de áreas menores têm sua viabilidade reduzida devido à predação e ao parasitismo, em decorrência da maior exposição aos efeitos de borda. Small & Hunter (1988), Moller (1988) e Andrén (1992) salientam que a matriz é uma fonte de espécies generalistas, que invadem os fragmentos, causando aumento na predação de ninhos.

Implicações para conservação

Apesar de observarmos que os sistemas agroflorestais ainda não beneficiam grande parte da avifauna dependente de floresta, os resultados apontam que estas atividades, além de fornecer sustento para as famílias assentadas, propiciam um aumento na diversidade de alguns grupos em comparação às monoculturas instaladas na região. Esta maior diversidade por si só provavelmente restabelece parte das funções ecológicas que foram perdidas durante o processo de fragmentação, tais como a dispersão de sementes.

Provavelmente os benefícios dos bosques agroflorestais são pouco sentidos pela avifauna florestal, devido ao intenso processo de fragmentação que se instalou na região há cerca de cinco décadas. O grau de isolamento dos fragmentos, decorrente das distâncias a outros remanescentes e à hostilidade da matriz (monoculturas de pasto e cana-de-açúcar), impede que muitas aves se arrisquem fora da floresta, restringindo-se aos limites dos remanescentes florestais. Apesar dos trampolins ecológicos, as espécies ainda têm que vencer centenas de metros pela matriz para atingir uma área sombreada. O resultado sustenta outro estudo (Kristen *et al.*, 2004) que aponta que os trampolins ecológicos parecem ser mais utilizados quando a matriz é de baixa resistência ao deslocamento da espécie.

Tanto o aumento do número de trampolins dispersos pela paisagem como o aumento na densidade de vegetação em cada um, por meio da intensificação da implantação dos sistemas agroflorestais, reduziria as distâncias a serem percorridas, o que, possivelmente, aumentaria as chances para que outras espécies pudessem atravessar estas barreiras.

O aumento das espécies de aves no convívio com os moradores locais pode ser um aliado na mudança da percepção que as pessoas têm da natureza. Esta maior aproximação pode ajudar nas atividades que vem sendo desenvolvidas na região sobre educação ambiental e de conscientização da população da importância da conservação da natureza.

As ações de manejo nos assentamentos rurais começam a ter reflexos na diversidade na escala da paisagem da região. Os benefícios para as espécies provavelmente serão maximizados com a intensificação do processo de restauração dos habitats, tanto através da implantação de novos bosques agroflorestais, quanto pela recuperação das matas ciliares, e melhoramento da qualidade da vegetação dos remanescentes. Este é um caminho que deve continuar sendo trilhado, garantindo a sustentabilidade da comunidade local ao mesmo tempo em que reverte os efeitos negativos provocados pela fragmentação dos habitats naturais.

5. CONCLUSÃO

A composição de espécies entre os diversos tratamentos selecionados apresenta uma grande variação, resultando em uma alta diversidade total (diversidade Beta) nas paisagens estudadas. Estes resultados são reflexos da preferência de habitats das espécies estudadas.

De maneira geral, nenhum dos elementos de conexão parece beneficiar as espécies florestais, aquelas que devem receber maior atenção para a conservação. Estes elementos favorecem, sobretudo, as espécies mais generalistas, capazes de usar áreas abertas e florestais.

A matriz composta essencialmente por pasto é o elemento da paisagem que contém a menor diversidade de avifauna. Já os assentamentos rurais em que foram implantados os bosques agroflorestais, embora ainda não tenham grande influência para as espécies florestais, já começaram a se diferenciar da matriz do entorno, se aproximando em composição aos outros elementos de conexão naturais (corredores e fragmentos pequenos).

6. 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*, vol. 103, p. 265-269.
- Allegrini, M.F. 1997. *Avifauna como possível indicador biológico dos estádios de regeneração da Mata Atlântica*. São Paulo: PROCAM; Universidade de São Paulo. 161p. Dissertação de mestrado.
- Almeida, A.F. 1981. *Avifauna de uma área desflorestada em Anhembi, Estado de São Paulo, Brasil*. São Paulo: Universidade de São Paulo. 272p. Tese de doutorado.
- Anderson, K.E.; Rothstein, S.I.; Fleischer, R.C.; O’Loghlen, A.L. 2004. Large-scale movements patterns between song dialects in Brown-headed cowbirds (*Molothrus ater*). *The Auk*, vol. 122 (3), p. 803-818.
- Andrén, H. 1992. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology*, vol. 73, p. 794-804.
- Andrén, H., 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, vol. 71, p. 355-366.
- Antongiovanni, M.; Metzger, J.P. 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation*, vol. 122, p. 441-451.
- Baker, M.C.; Sherman, G.L.; Theimer, T.C.; Bradley, D.C. 1982. Population biology of White-crowned Sparrows: Residence time and local movements of juveniles. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, vol. 11 (2), p.133-137.
- Barrett, G.W.; Ford, H.A.; Recher, H.F. 1994. Conservation of woodland birds in a fragmented rural landscape. *Pacific Conservation Biology*, vol. 1, p. 245-256.

- Beier, P.; Noss, R.F. 1998. Do corridors provide connectivity? *Conservation Biology*, vol. 12, p. 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*, vol:17, p. 219-231.
- Bélisle, M. 2005. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. *Ecology*, vol. 86 (8), p. 1988–1995.
- Berndt, R.A. 1992. *Influência da estrutura da vegetação sobre a avifauna em uma floresta alterada de Araucaria angustifolia e em reflorestamento em Telêmaco Borba – Paraná*. Piracicaba: ESALQ, Universidade de São Paulo. 221 p. Dissertação Mestrado.
- Betini, G.S. 2001. *Amostragem de aves por pontos numa floresta estacional, São Paulo, Brasil*. Piracicaba: ESALQ, Universidade de São Paulo. Dissertação de mestrado.
- Bierregaard Jr, R.O.; Stouffer, P.C. 1997. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian Rainforests. In Laurance, W. F.; Bierregaard, R.O Jr. (Eds.). *Tropical Forest Remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Chicago: University of Chicago Press. p. 138-155.
- Brooks, T.M.; Tobias, J.; Balmford, A. 1999a. Deforestation and bird extinctions in the Atlantic Forest. *Animal Conservation*, vol. 2, p. 211-222.
- Brooks, T. M.; Pimm, S. L.; Oyugi, J. O. 1999b. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conservation Biology*, vol. 13, p. 1140-1150.
- Castelletta, M.; Sodhi, N.S.; Subaraj, R. 2000. Heavy Extinctions of Forest Avifauna in Singapore: Lessons for Biodiversity Conservation in Southeast Asia. *Conservation Biology*, vol. 14 (6), p. 1870-1880

- Christiansen, M. M.; Pitter, E. 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in Southeastern Brazil. *Biological Conservation*, vol. 80, p. 23-32.
- Cullen, L. Jr. 1997. *Hunting and biodiversity in Atlantic Forest fragments*. São Paulo, Brazil. Florida: Universidade da Flórida. Dissertação de mestrado.
- Cullen, L. Jr.; Beltrame, T.P.; Lima, J.F.; Valladares-Padua, C.; Padua, S.M. 2003. Stepping-stones and benefit zones: agroforestry tools for the conservation of rural landscapes in the Brazilian Atlantic Forest. *Natureza & Conservação*, vol. 1 (1), p. 93-101.
- 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. 2000. Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in Central Amazonian Brazil. *Conservation Biology*, vol. 15, p. 1416-1422.
- Ditt, E.H. 2000. *Diagnóstico da conservação e das ameaças a fragmentos florestais no Pontal do Paranapanema*. São Paulo: PROCAM; Universidade de São Paulo. 97 p. Dissertação de mestrado.
- Doak, D.F.; Mills, L.S. 1994. A useful role for theory in conservation. *Ecology*, vol. 75, p. 615-626.
- Fahrig, E. 2003. The Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review on Ecology and Systematics*, vol. 34, p. 487-515.
- Fenton, J. 1997. A primary producer's perspective on nature conservation. In Hale, P.; Lamb, D. (Eds). *Conservation Outside Nature Reserves*. University of Queensland, Brisbane, p. 3-9.
- Ferrari Leite, J. 1998. *A ocupação do Pontal do Paranapanema*. Ed. Hucitec, Fundação UNESP. 202 p.

- Fischer, J.; Lindenmayer, D.B. 2002a. 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*, vol. 11, p. 833-849.
- Fischer, J.; Lindenmayer, D.B. 2002b. Small patches can be valuable for biodiversity conservation: two case studies on birds in southeastern Australia. *Biological Conservation*, vol. 106, p. 129-136.
- Fischer, J.; Lindenmayer, D.B. 2002c. 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*, vol. 11, p. 807-832.
- Forman, R.T.T. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, vol. 10, p. 133-142.
- Forman, R.T.T.; Reineking, B.; Hersperger, A. 2002. Road traffic and nearby grassland bird patterns in a suburbanizing landscape. *Environmental Management*, vol. 29 (6), p. 782-800.
- Franklin, J.F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? *Ecological Applications*, vol. 3, p. 202-205.
- Fundação SOS Mata Atlântica; INPE. 1998. *Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no Domínio da Mata Atlântica no período de 1990 - 1995*. São Paulo, SP.
- Gajaseneni, J.; Matta-Machado, R.; Jordan, C.F. 1996. Diversity agroforestry systems: buffers for biodiversity reserves, and landbridges for fragmented habitats in the tropics. In Szaro, R.C.; Johnston, D.W. (eds.). *Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice*. Oxford University Press. p. 506-513.
- 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*, vol. 14, p. 1693-1703.

- Graham, C.H. 2001. Factors influencing movement patterns of keel-billed toucans in a fragmented tropical landscape in southern Mexico. *Conservation Biology*, vol. 15 (6), p. 1789-1798.
- Griffith, D.M. 2000. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity after fire. *Conservation Biology*, vol. 14 (1), p. 325-326.
- Guevara, S.; Laborde, J. 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. *Vegetatio*, vol. 107/108, p. 319-338.
- Haddad, N.M. 2000. Corridors length and patch colonization by a butterfly, *Junonia coenia*. *Conservation Biology*, vol. 14, p. 738-745.
- Haddad, N.M.; Bowne, D.R.; Cunningham, A.; Danielson, B.J.; Levey, D.J.; Sargent, S.; Spira, T. 2003. Corridor use by diverse taxa. *Ecology*, vol. 84, p. 609-615.
- Hanski, I.; Gilpin, M.E. 1997. *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*. Academic Press. San Diego, California.
- Hobbs, R.J. 1992. The role of corridors in conservation solution or bandwagon? *Tree*, vol. 7, p. 389-392.
- Howe, H.F.; Westley, L.C. 1988. *Ecological Relationships of plants and animals*. New York, Oxford Univ. Press.
- Itesp. 1998. *Pontal verde: plano de recuperação ambiental nos assentamentos do Pontal do Paranapanema*. Secretaria da Justiça e da Defesa da Cidadania – Cadernos Itesp 2, São Paulo.
- Johnston, R.F. 1961. Populations movements of birds. *The Condor*, vol.3 (5), p. 386-389.
- Kattan, G.H.; Alvarez-López, H.; Giraldo, M. 1994. Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eight years later. *Conservation Biology*, vol. 8 (1), p. 138-146.

- Kristen, A.B.; Haynes, K.J.; Dillemoth, F.P.; Cronin, J.T. 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology*, vol. 85 (10), p. 2671-2676.
- Laurance, W.F. 1991. Edge effects in the tropical forest fragments: applications of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation*, vol. 57, p. 205-219.
- Laurance, W.F. 2000. Do edge effects occur over large spatial scales? *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 15, p. 134-135.
- MacArthur, R.H.; Wilson, E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton Univ. Press. Ed.,Princeton.
- McClanahan, T.R.; Wolfe, R.W. 1993. Accelerating Forest Succession in a Fragmented Landscape: The Role of Birds and Perches. *Conservation Biology*, vol. 7 (2), p. 279.
- Mcgarigal, K.; Cushman, S.; Stafford, S. 2000. *Multivariate statistics for wildlife and ecology research*. Springer-Verlag, New York.
- Margules, C.R.; Pressey, R.L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, vol. 405, p. 243-253.
- Meneguette, A. A. C. 2001. *Atlas interativo do Pontal do Paranapanema: uma contribuição à educação ambiental*. P. Prudente: FCT; Unesp. Tese de Livre Docência em Cartografia.
- Metzger, J. P.; Decamps, H. 1997. The structural threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Ecológica*, vol. 1, p. 1-12.
- Metzger, J.P. 1999. Tree functional group richness and landscape structure in a tropical fragmented landscape (S.E. Brazil). in press.
- 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*, vol. 53, p. 215-221.

- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 2, p. 58-62.
- Oliveira, J.B.; Camargo, M.N.; Rossi, M.; Calderano, B. Filho. 1999. *Mapa Pedológico do Estado de São Paulo: legenda expandida* – Campinas: Instituto Agronômico: Rio de Janeiro, Embrapa Solos.
- Opdam, P. 1991. Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holartic breeding bird studies. *Landscape Ecology*, vol. 2, p. 93-106.
- Ouborg, N.J. 1993. Isolation, population size and extinction: the classical and metapopulation approaches applied to vascular plants along the Dutch Rine-system. *Oikos*, vol. 66, p. 298-308.
- 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. *Neotropical birds: Ecology and conservation*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Pielou, E.C. 1966. Shannon's formula as a measure os specific diversity: its use and misuse. *The American Naturalist*, vol. 100, p. 463-465.
- Ponçano, W.R.; 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.
- Renjifo, L.M. 2001. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. *Ecological application*, vol. 11, p. 14-31.
- Ribon, R.; Simon, J.E.; De Mattos, G.T. 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest Fragments of Viçosa Region, Southeastern Brazil. *Conservation Biology*, vol. 17, p. 1827-1839.
- Rojas, R.; Marini, M.A.; Coutinho, M.T.Z. 1999. Wild birds as hosts of *Amblyomma cajennense* (Fabricius, 1787) (Acari: Ixodidae). *Memoriais do Instituto Oswaldo Cruz*, vol. 94, p. 315-322

- Rosenberg, D.K.; Noon, B.R.; Meslow, E.C. 1997. Biological corridors: form, function, and efficacy. *BioScience*, vol. 47, p. 677-687.
- Saunders, D.A.; Hobbs, R.J.; Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, vol. 5, p. 18-32.
- Saunders, D.A. 1994. Can we integrate nature conservation with agricultural production? *Landscape and Urban Planning*, vol. 28, p. 55-62.
- Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature*, vol. 163, p. 688.
- Silva, J.M.C.da; Uhl, C.; Murray, G. 1996. Plant Succession, Landscape Management, and the Ecology of Frugivorous Birds in Abandoned Amazonian Pastures. *Conservation Biology*, vol. 10 (2), p. 491.
- Small, M.F.; Hunter, M.L. 1988. Forest fragmentation and avian nest predation in forested landscapes. *Oecologia*, vol. 76, p. 62-64.
- Stouffer, P.C. ; Bierregaard, R.O. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology*, vol. 76, p. 2429-2445.
- Sutherland, G. D.; Harestad, A. S.; Price, K.; Lertzman, K.P. 2000. Scaling of natal dispersal distances in terrestrial birds and mammals. *Conservation Ecology*, vol. 4 (1), p. 16.
- Taylor, P. D.; Fahrig, L.; Henein, K.; Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, vol. 69, p. 571-573.
- 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*, vol. 123, p. 507-519.
- Uezu, A., Metzger, J.P.W. 2005. *Composição e estrutura da avifauna na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema*. São Paulo: IB, Universidade de São Paulo. Relatório Fapesp de bolsa de doutorado.

- Urban, D. L.; Shugart, H. H. 1986. Avian demography in mosaic landscapes: modeling paradigm and preliminary results. In Verner, J.; Morrison, M. L.; Ralph, C. J. (Eds) *Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin, USA. p. 273–279.
- Urban, D.L.; Smith, T.M. 1989. Micro-habitat pattern and the structure of forest bird communities. *Am. Nat.*, vol. 133, p. 811-829.
- Van Dorp, D.; Opdam, P.F.M. 1987. Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecology*, vol. 1, p. 59-73.
- Vielliard, J.M.E.; Silva, W.R. 1990. Nova metodologia de levantamento quantitativo da avifauna e primeiros resultados no interior do Estado de São Paulo, Brasil. *Anais do IV Encontro Nacional dos Anilhadores de Aves*. UFRPe, Recife. p. 117-151.
- Warburton, N. H. 1997. Structure and conservation of forest avifauna in isolated Rainforest remnants in tropical Australia. In Laurance, W. F.; Bierregaard, R. O. Jr. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago, 1997.
- Wiens, J.A.; Crawford, C.S.; Gosz, J.R. 1985. Boundary dynamics – a conceptual framework for studying landscape ecosystems. *Oikos*, vol. 45, p. 421-427.
- Wolda, H. 1981. Similarity indices, sample size and diversity. *Oecologia*, vol. 50, p. 296-302.
- WRI (World Resources Institute); UICN (The World Conservation Union); PNUMA (United Nations Environment Programme). 1992. *A Estratégia Global da Biodiversidade, Guia para aqueles que tomam decisões*. Fundação O Boticário, Brasil.
- Young, T.P. 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation*, vol. 92, p. 73-83.
- Zar, J.H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall. Upper Saddle River, New Jersey.

Zimmerman, B.L.; Bierregaard, R.O. 1986. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species-area relations to conservation with a case from Amazonia. *Journal of Biogeography*, vol. 13, p. 133-143.

Zuidema, P.A.; Sayer, J.A.; Dijkman, W. 1996. Forest fragmentation and biodiversity: the case for intermediate-sized conservation areas. *Environmental Conservation*, vol. 23, p. 290-297.

7. ANEXO

Anexo 1. Tabela das espécies registradas e IPA (Índice pontual de abundância) em cada local de estudo; *Hábitat* de registro da espécie e *Categoria* de hábitat preferencial segundo Parker III *et al.* (1996) (Pontal do Paranapanema, SP).

Familia / Espécie	AS					PB					Hábitat	Categoria
	Frag grande*	Frag pequeno	Corredor	Bosque	Total	Frag grande*	Frag pequeno	Corredor	Matriz	Total		
Tinamidae												
<i>Crypturellus parvirostris</i>	0,083	0,250	0,250	0,146	0,167	0,021	-	-	0,063	0,026	td	nf
<i>Crypturellus tataupa</i>	1,042	-	0,021	-	0,327	0,854	-	-	-	0,269	fl2	fl
<i>Rhynchotus rufescens</i>	-	-	0,021	-	0,006	-	-	-	-	-	c	nf
<i>Nothura maculosa</i>	-	-	0,083	-	0,026	-	-	0,042	0,021	0,019	nf	nf
Phalacrocoracidae												
<i>Phalacrocorax olivaceus</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,021	-	0,006	c	aq
Ardeidae												
<i>Ardea cocoi</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,042	-	0,013	c	aq
<i>Casmerodius albus</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,021	-	0,006	c	aq
<i>Butorides striatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,021	-	0,006	c	aq
<i>Bulbucus ibis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,021	0,006	nf	aq
<i>Syrigma sibilatrix</i>	-	-	0,021	-	0,006	-	-	0,104	0,083	0,058	nf	aq
<i>Tigrisoma lineatum</i>	-	-	0,021	-	0,006	-	-	0,021	-	0,006	c	aq
Cathartidae												
<i>Coragyps atratus</i>	0,021	0,083	0,042	-	0,026	-	0,083	0,292	0,042	0,109	td	fl_nf
<i>Cathartes aura</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,021	-	0,006	c	fl_nf
<i>Cathartes burrovianus</i>	-	-	0,021	-	0,006	-	-	0,021	-	0,006	c	aq
Anatidae												
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,083	-	0,026	c	aq
<i>Cairina moschata</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,021	-	0,006	c	aq
Accipitridae												
<i>Elanus leucurus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,042	0,013	nf	nf
<i>Ictinia plumbea</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,021	-	0,006	c	fl
<i>Buteo albicaudatus</i>	-	0,167	-	-	0,013	-	-	-	0,021	0,006	nf	nf
<i>Rupornis magnirostris</i>	0,042	0,083	0,208	0,021	0,090	-	0,083	0,229	0,021	0,083	td	fl_nf
<i>Buteogallus meridionalis</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,021	-	0,006	c	fl
Falconidae												
<i>Milvago chimachima</i>	-	-	0,042	0,063	0,032	-	0,167	0,021	0,021	0,026	nf	nf
<i>Caracara plancus</i>	-	0,250	0,333	0,042	0,135	-	0,167	0,271	0,208	0,160	nf	nf
<i>Falco femoralis</i>	-	-	-	0,021	0,006	-	0,083	-	0,021	0,013	nf	nf
<i>Falco sparverius</i>	-	0,083	-	0,021	0,013	-	-	0,063	0,125	0,058	nf	fl_nf
Cracidae												
<i>Penelope superciliaris</i>	0,125	0,083	-	-	0,045	0,021	-	-	-	0,006	fl2	fl
Rallidae												
<i>Porzana albicollis</i>	-	-	0,104	-	0,032	-	-	0,083	-	0,026	c	Aq
Cariamidae												
<i>Cariama cristata</i>	-	-	0,021	-	0,006	-	-	0,063	0,063	0,038	nf	fl_nf

Familia / Espécie	AS					PB					Habitat	Categoria
	Frag grande*	Frag pequeno	Corredor	Bosque	Total	Frag grande*	Frag pequeno	Corredor	Matriz	Total		
Jacanidae												
<i>Jacana jacana</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,021	-	0,006	c	aq
Charadriidae												
<i>Vanellus chilensis</i>	-	0,083	0,250	0,208	0,147	-	-	0,208	0,208	0,128	nf	aq
Scolopacidae												
<i>Tringa flavipes</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,042	-	0,013	c	aq
Columbidae												
<i>Columba picazuro</i>	1,250	0,750	0,875	0,333	0,814	0,625	0,500	0,563	0,208	0,468	td	fl_nf
<i>Columba cayannensis</i>	0,125	-	-	-	0,038	0,042	-	-	-	0,013	fl1	fl
<i>Zenaida auriculata</i>	-	0,583	0,563	0,771	0,455	-	0,417	0,271	0,104	0,147	nf	nf
<i>Columbina talpacoti</i>	0,021	1,250	0,813	1,250	0,737	-	0,333	0,542	-	0,192	fl2	nf
<i>Columbina picui</i>	-	-	0,021	-	0,006	-	-	-	-	-	c	fl_nf
<i>Clavis pretiosa</i>	0,021	-	-	-	0,006	-	-	-	-	-	fl1	fl
<i>Scardafella squammata</i>	-	-	0,188	0,229	0,128	-	-	0,188	-	0,058	elem	nf
<i>Leptotila verreauxi</i>	0,688	0,167	0,396	-	0,346	0,292	0,167	0,104	-	0,135	fl2	fl
Psittacidae												
<i>Ara ararauna</i>	-	-	-	-	-	-	0,083	-	-	0,006	elem	fl
<i>Ara chloroptera</i>	-	-	-	-	-	0,042	-	-	0,042	0,026	fl2	fl
<i>Aratinga leucophthalmus</i>	0,042	0,167	0,104	0,021	0,064	0,042	0,167	0,313	-	0,122	fl2	fl
<i>Aratinga aurea</i>	-	-	0,021	0,042	0,019	-	-	0,021	-	0,006	elem	fl_nf
<i>Pyrrhura frontalis</i>	0,021	-	-	-	0,006	0,021	-	0,021	-	0,013	fl2	fl
<i>Brotogeris chiriri</i>	0,063	-	-	-	0,019	0,042	-	-	-	0,013	fl1	fl
<i>Pionus maximiliani</i>	0,063	0,083	-	-	0,026	0,021	-	-	-	0,006	fl2	fl
<i>Amazona aestiva</i>	0,333	0,333	0,438	0,313	0,359	0,313	0,333	0,479	0,208	0,333	td	fl_nf
Cuculidae												
<i>Piaya cayana</i>	0,083	-	-	-	0,026	0,021	-	-	-	0,006	fl1	fl
<i>Crotophaga ani</i>	-	0,333	0,479	0,542	0,340	-	0,500	0,271	0,125	0,160	nf	nf
<i>Guira guira</i>	0,021	0,250	0,104	0,229	0,128	-	0,250	0,125	0,104	0,090	td	nf
<i>Dromococcyx pavoninus</i>	-	-	-	-	-	0,042	-	-	-	0,013	fl1	fl
Strigidae												
<i>Otus choliba</i>	0,021	-	-	-	0,006	-	-	-	-	-	fl1	fl
<i>Glaucidium brasilianum</i>	0,042	-	-	-	0,013	0,063	-	-	-	0,019	fl1	fl_nf
<i>Speotyto cunicularia</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,021	0,271	0,090	nf	nf
Caprimulgidae												
<i>Lurocalis semitorquatus</i>	0,063	-	-	-	0,019	0,021	-	-	-	0,006	fl1	fl
Trochilidae												
<i>Phaethornis pretrei</i>	-	-	0,021	-	0,006	-	-	0,063	-	0,019	c	fl
<i>Eupetomena macroura</i>	-	-	-	0,063	0,019	-	-	-	-	-	elem	fl_nf
<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	0,063	0,083	-	-	0,026	-	-	-	-	-	fl2	fl_nf
Trogonidae												
<i>Trogon rufus</i>	-	-	-	-	-	0,104	-	-	-	0,032	fl1	fl
<i>Trogon surrucura</i>	0,146	-	-	-	0,045	0,208	-	-	-	0,064	fl1	fl
Alcedinidae												
<i>Ceryle torquata</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,104	-	0,032	c	aq
<i>Chloroceryle amazona</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,021	-	0,006	c	aq
Momotidae												
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	0,083	-	-	-	0,026	0,813	-	-	-	0,250	fl1	fl

Familia / Espécie	AS					PB					Habitat	Categoria
	Frag grande*	Frag pequeno	Corredor	Bosque	Total	Frag grande*	Frag pequeno	Corredor	Matriz	Total		
Ramphastidae												
<i>Pteroglossus castanotis</i>	0,083	-	-	-	0,026	0,146	-	-	-	0,045	fl1	fl
<i>Ramphastos toco</i>	0,042	0,083	0,021	0,042	0,038	0,042	0,250	0,063	0,021	0,058	td	fl_nf
Picidae												
<i>Picumnus albosquamatus</i>	0,063	-	-	-	0,019	0,146	-	0,021	-	0,051	fl2	fl_nf
<i>Colaptes campestris</i>	-	0,250	0,167	0,188	0,128	-	0,167	0,208	0,188	0,135	nf	nf
<i>Colaptes melanochloros</i>	0,021	-	-	-	0,006	-	-	-	-	-	fl1	fl
<i>Celeus flavescens</i>	0,063	-	-	-	0,019	0,083	-	-	-	0,026	fl1	fl
<i>Melanerpes candidus</i>	-	-	-	0,063	0,019	-	-	0,021	-	0,006	elem	fl_nf
<i>Veniliornis spilogaster</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,021	-	0,006	c	fl
Formicariidae												
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	0,146	-	-	-	0,045	0,292	-	-	-	0,090	fl1	fl_nf
<i>Thamnophilus doliatus</i>	0,042	1,667	0,771	0,042	0,391	-	1,333	0,438	0,021	0,244	td	fl_nf
<i>Thamnophilus pelzelni</i>	1,229	-	-	-	0,378	0,729	-	-	-	0,224	fl1	fl
<i>Dysithamnus mentalis</i>	0,542	-	-	-	0,167	0,521	-	-	-	0,160	fl1	fl
<i>Formicivora rufa</i>	-	0,250	0,021	-	0,026	-	0,083	-	-	0,006	elem	fl_nf
<i>Pyriglena leucoptera</i>	-	-	-	-	-	0,125	-	-	-	0,038	fl1	fl
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	0,229	-	-	-	0,071	0,250	-	-	-	0,077	fl1	fl
<i>Herpsilochmus atricapillus</i>	0,438	-	-	-	0,135	0,729	-	-	-	0,224	fl1	fl
<i>Chamaeza campanisoma</i>	-	-	-	-	-	0,063	-	-	-	0,019	fl1	fl
Conopophagidae												
<i>Conopophaga lineata</i>	0,375	-	-	-	0,115	0,333	-	-	-	0,103	fl1	fl
Furnariidae												
<i>Furnarius rufus</i>	-	0,917	0,229	0,688	0,353	-	0,333	0,396	0,063	0,167	nf	nf
<i>Synallaxis frontalis</i>	-	0,083	-	-	0,006	-	-	-	-	-	elem	fl
Dendrocolaptidae												
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0,021	-	-	-	0,006	0,146	-	-	-	0,045	fl1	fl
<i>Xyphocolaptes albicollis</i>	0,083	-	-	-	0,026	0,104	-	-	-	0,032	fl1	fl
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	0,125	-	-	-	0,038	0,063	-	-	-	0,019	fl1	fl
Tyrannidae												
<i>Xolmis cinerea</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,021	0,021	0,013	nf	fl
<i>Xolmis velata</i>	-	0,083	0,021	0,021	0,019	-	0,167	0,042	0,083	0,051	nf	nf
<i>Gubernetes yetapa</i>	-	-	0,208	-	0,064	-	-	0,063	-	0,019	c	nf
<i>Arundinicola leucocephala</i>	-	-	0,021	-	0,006	-	-	-	-	-	c	aq
<i>Satrapa icterophrys</i>	-	-	-	0,104	0,032	-	-	-	-	-	elem	fl_nf
<i>Machetornis rixosus</i>	-	-	0,042	0,542	0,179	-	-	-	-	-	elem	nf
<i>Tyrannus savana</i>	-	-	0,292	0,063	0,109	-	0,167	0,104	-	0,045	elem	nf
<i>Tyrannus melancholicus</i>	-	-	0,083	0,271	0,109	-	0,333	0,167	-	0,077	elem	fl_nf
<i>Myiodinastes maculatus</i>	-	-	-	-	-	0,021	-	-	-	0,006	fl1	fl
<i>Megarhynchus pitangua</i>	0,063	0,167	0,063	-	0,051	0,125	-	-	-	0,038	fl2	fl
<i>Myiozetetes similis</i>	0,021	-	-	-	0,006	-	-	-	-	-	fl1	fl
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0,458	0,667	0,917	0,646	0,673	0,042	0,417	0,896	0,063	0,340	td	fl_nf
<i>Lathrotriccus euleri</i>	0,021	0,083	0,021	-	0,019	0,271	-	-	-	0,083	fl2	fl
<i>Cnemotriccus bimaculatus</i>	0,208	-	-	-	0,064	0,063	-	-	-	0,019	fl1	fl
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,021	-	0,006	c	fl_nf
<i>Myiarchus swainsoni</i>	0,021	-	-	-	0,006	-	-	-	-	-	fl1	fl
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	0,063	-	-	-	0,019	0,104	-	-	-	0,032	fl1	fl
<i>Myiornis auricularis</i>	0,438	0,083	-	-	0,141	0,167	-	-	-	0,051	fl2	fl

Familia / Espécie	AS					PB					Habitat	Categoria
	Frag grande*	Frag pequeno	Corredor	Bosque	Total	Frag grande*	Frag pequeno	Corredor	Matriz	Total		
<i>Todirostrum cinereum</i>	-	0,167	0,063	0,042	0,045	-	0,167	0,313	-	0,109	elem	fl
<i>Todirostrum plumbeiceps</i>	-	-	-	-	-	0,021	-	-	-	0,006	fl1	fl
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	-	-	-	-	-	-	0,083	0,021	-	0,013	elem	fl_nf
<i>Myiopagis caniceps</i>	-	-	-	-	-	0,042	-	-	-	0,013	fl1	fl
<i>Elaenia flavogaster</i>	-	-	0,167	0,021	0,058	-	-	0,313	-	0,096	elem	nf
<i>Camptostoma obsoletum</i>	-	-	0,042	0,063	0,032	-	-	-	-	-	elem	fl_nf
<i>Euscarthmus meloryphus</i>	0,042	0,333	-	-	0,038	-	0,333	-	-	0,026	fl2	nf
Pipridae												
<i>Chiroxiphia caudata</i>	-	-	-	-	-	0,042	-	-	-	0,013	fl1	fl
<i>Schiffornis virescens</i>	-	-	-	-	-	0,021	-	-	-	0,006	fl1	fl
Cotingidae												
<i>Tityra cayana</i>	0,063	-	-	-	0,019	-	-	-	-	-	fl1	fl
<i>Procnias nudicollis</i>	0,042	-	-	-	0,013	0,208	-	-	-	0,064	fl1	fl
Hirundinidae												
<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	-	-	-	-	-	-	0,083	-	0,063	0,026	nf	nf
<i>Phaeoprogne tapera</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,021	0,006	nf	aq
<i>Progne chalybea</i>	-	-	0,021	0,042	0,019	-	-	0,063	-	0,019	elem	nf
<i>Hirundo rustica</i>	-	-	-	-	-	-	0,083	0,063	0,083	0,051	nf	nf
Corvidae												
<i>Cyanocorax chrysops</i>	0,188	0,417	0,021	-	0,096	0,125	-	0,021	-	0,045	fl2	fl
Troglodytidae												
<i>Troglodytes aedon</i>	-	-	0,125	0,208	0,103	-	0,167	0,083	0,021	0,045	nf	nf
Muscicapidae												
<i>Turdus leucomelas</i>	-	-	0,063	-	0,019	-	-	-	-	-	c	fl
<i>Turdus amaurochalinus</i>	0,021	-	-	-	0,006	-	-	-	-	-	fl1	fl
Mimidae												
<i>Mimus saturninus</i>	-	0,250	0,229	0,229	0,160	-	0,417	0,208	-	0,096	elem	nf
Motacillidae												
<i>Anthus lutescens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,021	0,006	nf	nf
Vireonidae												
<i>Cychlaris gujanensis</i>	0,104	0,250	0,167	0,021	0,109	-	0,250	0,021	-	0,026	fl2	fl
Emberizidae												
<i>Pitylus fuliginosus</i>	-	-	-	-	-	-	0,083	-	-	0,006	elem	fl
<i>Saltator similis</i>	-	0,167	-	-	0,013	-	-	0,021	-	0,006	elem	fl
<i>Volatinia jacarina</i>	-	0,333	0,146	0,292	0,160	-	0,167	0,104	0,167	0,096	nf	nf
<i>Sporophila caeruleascens</i>	-	0,083	0,042	0,313	0,115	-	-	0,021	0,021	0,013	nf	nf
<i>Sporophila hypoxantha</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,021	0,006	nf	nf
<i>Sicalis flaveola</i>	-	-	0,042	0,042	0,026	-	0,083	0,021	0,271	0,096	nf	nf
<i>Coryphospingus cucullatus</i>	0,021	-	-	-	0,006	-	0,333	-	-	0,026	fl2	fl_nf
<i>Arremon flavirostris</i>	0,125	-	-	-	0,038	-	-	-	-	-	fl1	fl
<i>Ammodramus humeralis</i>	-	1,000	0,688	0,688	0,500	-	0,833	0,854	1,271	0,718	nf	nf
<i>Zonotrichia capensis</i>	-	-	-	0,271	0,083	-	-	-	-	-	elem	fl_nf
<i>Emberizoides herbicola</i>	-	-	0,063	-	0,019	-	-	-	0,021	0,006	nf	nf
<i>Euphonia chlorotica</i>	0,208	-	0,146	0,146	0,154	0,083	-	0,229	-	0,096	fl2	fl
<i>Thraupis sayaca</i>	-	-	-	0,188	0,058	-	-	0,063	-	0,019	elem	fl_nf
<i>Habia rubica</i>	-	-	-	-	-	0,042	-	-	-	0,013	fl1	fl
<i>Tachyphonus coronatus</i>	-	-	-	-	-	-	0,083	0,021	-	0,013	elem	fl
<i>Nemosia pileata</i>	-	-	-	0,042	0,013	-	-	-	-	-	elem	fl

Familia / Espécie	AS					PB					Hábitat	Categoria
	Frag grande*	Frag pequeno	Corredor	Bosque	Total	Frag grande*	Frag pequeno	Corredor	Matriz	Total		
<i>Cissops leveriana</i>	0,021	-	-	-	0,006	0,021	-	-	-	0,006	fl1	fl
<i>Basileuterus flaveolus</i>	0,021	-	-	-	0,006	-	-	-	-	-	fl1	fl
<i>Basileuterus culicivorus</i>	0,146	-	-	-	0,045	0,292	-	-	-	0,090	fl1	fl
<i>Gnorimopsar chopi</i>	-	0,167	0,083	0,229	0,109	-	-	0,042	-	0,013	elem	fl_nf
<i>Agelaius ruficapillus</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,021	-	0,006	c	aq
<i>Icterus cayanensis</i>	-	-	0,063	0,021	0,026	-	0,083	0,063	0,021	0,032	nf	fl
<i>Leistes supercilialis</i>	-	0,083	0,125	0,042	0,058	-	-	0,063	0,125	0,058	nf	nf
<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	-	-	0,083	-	0,026	-	-	-	-	-	c	aq

- * dados de Uezu, A.
- *Hábitat* de registro da espécie: fl1 - apenas nos fragmentos grandes; fl2 - fragmentos grandes e outros elementos da paisagem; co - apenas nos corredores ripários; elem - em todos os elementos de conexão; nf - pasto e nos elementos de conexão; td - todos os elementos da paisagem.
- *Categoria* de hábitat preferencial segundo Parker III *et al.* (1996): fl - florestal; nf - não florestal; fl_nf - generalista, ou seja, que ocupam florestas e fisionomias abertas; aq - aquáticas.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)