

**USO DE CERCAS-VIVAS POR AVES EM UMA  
PAISAGEM FRAGMENTADA DE  
MATA ATLÂNTICA SEMIDECÍDUA**

**VAGNER DE ARAÚJO GABRIEL**

**Orientador: Prof. Dr. MARCO AURÉLIO PIZO FERREIRA**

**Dissertação apresentada ao Instituto de  
Biotecnologia da Universidade Estadual  
Paulista “Júlio de Mesquita Filho”,  
Campus de Rio Claro, para a obtenção  
do título de Mestre em Ciências  
Biológicas (Área de Concentração:  
Zoologia)**

**Rio Claro  
Estado de São Paulo – Brasil  
Fevereiro de 2005**

Gabriel, Vagner de Araújo

Uso de cercas-vivas por aves em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica semidecídua / Vagner de Araújo Gabriel – Rio Claro : [s.n.], 2005

73 f. : il. tabs., gráfs.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro.

Orientador: Marco Aurélio Pizo Ferreira

1. Aves. 2. Conservação. 3. Cercas-vivas.

Aos meus pais, Antonio e Lucimar,

À minha namorada, Débora

E a mim.

## Agradecimentos

Minha dissertação, indubitavelmente, poderia estar finda sem o apoio e compreensão de algumas pessoas, para as quais, nesse momento, expresso meus sinceros agradecimentos.

Em primeiro lugar, agradeço a ecóloga Maya Z. Faccio,  
Pelo incentivo, auxílio no trabalho de campo, belas fotos das aves e determinação.  
Pela amizade que se consolidou  
E vitória nas mais diversas condições e situações no campo.

Agradeço ao meu orientador, Marco Aurélio Pizo,  
Que me orientou sabiamente e profissionalmente.  
Pelas suas críticas e sugestões  
E por participar de mais uma importante etapa de minha vida.

É claro: também não faltou apoio de meus pais, Antonio e Lucimar.  
Meu pai me acompanhando em duas ocasiões no campo.  
Minha mãe me ajudando, embora cansada, no remendo das redes.  
Sou grato pelas conversas, preocupações e amor.

Aturar-me durante o desenvolvimento da dissertação não foi jogo fácil.  
No entanto, minha companheira, Débora,  
Soube, com seu amor e carinho, compreender  
Que eu estava para vencer mais um desafio... Muito obrigado!

Sem a área de estudo, este trabalho não estaria realizado.  
Logo, sou grato ao Sr. Vlademir Ienne proprietário do Sítio Moinho Velho  
Que me concedeu permissão para trabalhar em sua propriedade  
E pelo apoio logístico e confiança.

Agradeço ao colega de campo, ecólogo Renan Augusto Bonança,  
Pelo apoio, dedicação e seriedade no trabalho  
Apesar dos comentários e piadas que, às vezes, dizíamos.  
E pela força no campo.

Ao falar em força, obrigatoriamente falo de Waldir,  
Caseiro do sítio em que desenvolvi o trabalho.  
Agradeço pela amizade e preocupação, pelos bons bate-papos  
E por sua mão de obra nos primeiros meses do trabalho.

Também agradeço aos meus irmãos, Helder e Elaina.  
Meu irmão, por me explicar alguns programas do computador.  
Minha irmã, que encaminhava para mim arquivos de que eu necessitava.  
E muito mais!

O apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo  
Foi fundamental para a execução do projeto quanto ao financiamento.  
Agradeço pela bolsa de mestrado concedida (02/1200-5).  
E também ao meu relator, pelas críticas e sugestões.

Trabalho de campo não é brincadeira, especialmente quando manuseamos a vida.  
Nesse sentido, agradeço ao prof. Dr. Marcos Rodrigues, Renata e Luciene  
Que me possibilitaram um treinamento com redes de neblina e anilhamento de aves.  
Aproveito para agradecer ao CEMAVE pelas anilhas fornecidas.

Agradeço à Prefeitura Municipal de Itatiba  
Que gentilmente cedeu fotografias aéreas da área de estudo.  
E à Casa da Agricultura de Itatiba  
Pelos dados de temperatura e pluviométricos.

Dúvidas botânicas?  
Agradeço à amiga Renata por me ajudar a solucionar tais dúvidas.  
Aproveito para agradecer ao Departamento de Botânica da Unesp-Rio Claro  
Pelo espaço permitido.

Sou grato a Élen e a Magali, do IGCE, Unesp-Rio Claro  
Por me ajudar a descobrir a área dos fragmentos que estudei.  
E a Lana, Akio, Daniel (Jerry), Bruno (Abelha), Everton e Érica,  
Que me acompanharam, pelo menos, uma vez no campo.

Agradeço ao prof. Dr. Cláudio Von Zuben  
Pelo apoio a respeito dos cálculos para achar  
Biomassa de artrópodes através de seu comprimento e largura.  
E ao Akio pelas discussões entomológicas.

Há muitos nomes que ficaram nos bastidores da dissertação,  
Nomes estes, os quais eu não poderia deixar de mencionar.  
Assim, agradeço aos amigos Fernanda, Maria Rosa, Fábio, Sueli, Leila, Carol, Davi,  
Priscilla, Mariana, Thelma, Rodrigo... Pela amizade e interesse em minha dissertação.

Também ao delicioso café de Fátima, em Itatiba.  
De Fátima (outra Fátima), na Unesp. De Sueli, em minha residência.  
E de minha mãe.  
Cafés que sempre me deram ânimo.

Sou grato aos bibliotecários do IB:  
Rosângela, Cidinha, Suzi, Regiane, Moema, João e Gizele, entre outros.  
E aos funcionários da jardinagem do IB: Buzo, João, José e Geraldo  
Pela amizade, auxílio e discussões ornitológicas.

Agradeço à Pós-Graduação em Zoologia  
Pela administração e auxílio,  
À Pós-Graduação em Biologia Vegetal e seus pós-graduandos  
Pelo apoio.

Finalizando, agradeço à Essência da Vida e ao Poder da Criação  
Que originaram Vida.  
Que sempre acreditam em nós.  
Que permitiram que eu realizasse este trabalho.

Muito obrigado!

## ÍNDICE

	Página
RESUMO.....	6
ABSTRACT .....	7
1. INTRODUÇÃO.....	8
1.1. Cercas-vivas.....	13
1.2. Aves e cercas-vivas.....	14
2. OBJETIVOS.....	18
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	19
3.1. Área de estudo.....	19
3.1.1. Fragmentos e cercas-vivas.....	20
3.2. Presença e deslocamento de aves nas cercas-vivas e fragmentos de floresta.....	25
3.2.1. Análise dos dados.....	28
3.3. Disponibilidade de alimentos.....	29
3.3.1. Frutos.....	29
3.3.2. Artrópodes.....	30
3.3.3. Análise dos dados.....	31
3.4. Estrutura da vegetação.....	32
3.4.1. Análise dos dados.....	33
4. RESULTADOS.....	34
4.1. Aves nas cercas-vivas.....	34
4.1.1. Cercas-vivas como corredores.....	42
4.2. Disponibilidade de alimento x taxas de captura.....	45
4.3. Estrutura da vegetação.....	47
5. DISCUSSÃO.....	49
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	55
7. REFERÊNCIAS.....	58
APÊNDICES .....	69

## RESUMO

Esta pesquisa investigou o uso cercas-vivas por aves em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica semidecídua em Itatiba, São Paulo. Objetivou-se (1) determinar quais espécies de aves utilizam as cercas-vivas, (2) que atividades aí realizam, (3) verificar a disponibilidade de frutos e artrópodes nas cercas-vivas, (4) se a presença das aves nas cercas-vivas está relacionada à disponibilidade desses recursos alimentares e (5) caracterizar a estrutura da vegetação das cercas-vivas e compará-las aos fragmentos estudados. Foram estudados cinco fragmentos e três cercas-vivas, que conectam tais fragmentos. Nove redes de neblina foram instaladas nas cercas-vivas e 15 nos fragmentos para a captura e anilhamento de aves. Pela recaptura das aves foi inferida a função das cercas-vivas como corredor. Taxas de captura nas cercas-vivas e fragmentos foram comparadas. Para isso foram consideradas, separadamente, guildas de aves frugívoras, insetívoras, granívoras-frugívoras, granívoras-insetívoras e nectarívoras-insetívoras. Duas parcelas de 2 x 4 m foram estabelecidas em cada lado e paralelas (a 2 m de distância) às redes de neblina a fim de averiguar a disponibilidade de frutos maduros e de artrópodes. Nas mesmas parcelas, os parâmetros da vegetação foram amostrados (diâmetro à altura do peito, densidade e altura das árvores, densidade vertical do subosque e abertura de copa). As aves observadas utilizam as cercas-vivas para se deslocar, vocalizar, forragear e repousar. Foram capturadas 42 espécies nas cercas-vivas e 40 nos fragmentos. *Phaethornis pretrei*, *Columbina talpacoti*, *Turdus leucomelas* e *T. rufiventris* foram as espécies mais capturadas nas cercas-vivas, enquanto *Leptotila verreauxi*, *T. leucomelas*, *T. rufiventris* e *Basileuterus hypoleucus* foram as espécies mais capturadas nos fragmentos. Pôde-se inferir que as cercas-vivas podem atuar como corredores de deslocamento para *P. pretrei*, *Dysithamnus mentalis*, *T. leucomelas*, *T. rufiventris*, *B. hypoleucus*, *Tachyphonus coronatus* e *Zonotrichia capensis*. Quanto às taxas de captura, excetuando-se a taxa de captura de aves insetívoras, houve diferença significativa entre cercas-vivas e fragmentos, sendo sempre maiores nas cercas-vivas. Não houve diferença na oferta de frutos e artrópodes entre cercas-vivas e fragmentos. As taxas de captura de aves frugívoras e insetívoras não estiveram relacionadas à disponibilidade de frutos e artrópodes. Cercas-vivas e fragmentos pouco diferiram quanto à estrutura da vegetação. Concluiu-se que a presença de cercas-vivas pode amenizar os efeitos do isolamento a que estão sujeitas muitas aves tropicais devido à fragmentação de seu hábitat.

## ABSTRACT

Use of live fences by birds in an Atlantic Semi-deciduous forest fragmented landscape

This study investigated the use of live fences by birds in a fragmented Atlantic forest landscape in Itatiba, SE Brazil. The purpose of it was (1) identify what bird species use the live fences, (2) record what they do in the live fences, (3) investigate the availability of food resources (fruit and arthropod) in live fences, (4) investigate if the food availability influences the use of live fences by birds and (5) characterize the vegetation structure of live fences and forest fragments. Five forest fragments and three live fences that connect such fragments were studied. Nine mist-nets were installed in live fences and 15 in forest fragments to capture and band birds. From capture-recapture data the role of live fences as corridors could be inferred. Capture rates in live fences and forest fragments were compared. For this, captured birds were classified into the following foraging guilds: frugivores, insectivores, granivores-frugivores, granivores-insectivores and nectarivores-insectivores. Two 2 x 4 m sample plots were established in each side of mist-nets to investigate the availability of ripe fruits and arthropods. In these plots, the following vegetation parameters were sampled: diameter at breast height, tree density and height, understory vertical density and canopy openness. Birds were recorded using live fences to move between forest fragments, forage, sing and rest. Forty-two bird species were captured in live fences and 40 in forest fragments. *Phaethornis pretrei*, *Columbina talpacoti*, *Turdus leucomelas* and *T. rufiventris* were most frequently captured species in live fences, while *Leptotila verreauxi*, *T. leucomelas*, *T. rufiventris* e *Basileuterus hypoleucus* were the species more frequently captured at fragments. Live fences might be useful as corridor for *P. pretrei*, *Dysithamnus mentalis*, *T. leucomelas*, *T. rufiventris*, *B. hypoleucus*, *Tachyphonus coronatus* and *Zonotrichia capensis*. Except for insectivorous birds, significant differences in capture rates between live fences and forest fragments were detected. Capture rates in live fences were always greater than in fragments. There was no difference in the availability of food resources between live fences and fragments. The capture rates of frugivorous and insectivorous birds were not related to the availability of fruits and arthropods. The vegetation structure at live fences and forest fragments differed little from each other. I concluded that live fences can serve as movement corridors for birds at the study site, thus helping to reduce the usually deleterious effects of isolation caused forest fragmentation.

## 1. INTRODUÇÃO

A diversidade biológica deve ser estudada mais seriamente como um recurso global, avaliada e preservada. Segundo Wilson (1998), há três fatores que urgem para este estudo: a explosão demográfica, o descobrimento de novas utilidades para a diversidade biológica e a extinção de espécies causada pela destruição ou perturbação dos habitats, principalmente nos trópicos. Do ponto de vista biológico, as perturbações do ambiente podem resultar em uma série de alterações nas comunidades animais e vegetais, que incluem extinções locais e regionais de espécies, invasão de espécies exóticas, crescimento demasiado de alguns organismos oportunistas e perdas ou alterações nas interações bióticas. Entre essas perturbações destaca-se a fragmentação do habitat, definida pela perda do habitat original, da redução dos habitats remanescentes e do aumento da distância entre os fragmentos restantes (BENNETT, 2003).

Vinculado a este contexto também é necessário determinar como as diferentes espécies de animais e plantas têm se comportado em resposta às alterações antropogênicas de seus habitats naturais, principalmente nos trópicos. Referindo-se a aves, há muitos registros sobre espécies florestais tropicais que sobreviveram à fragmentação e a transformação de seu habitat (e.g., WILLIS, 1979; LECK, 1979; ESTRADA *et al.*, 1997, 2000; HUGHES *et al.*, 2002; DOS SANTOS, 2004).

Áreas florestais extensas são essenciais para a conservação efetiva de ecossistemas tropicais complexos e as espécies que deles fazem parte. Quando protegidas por lei, geralmente estão concentradas em áreas inacessíveis e/ou em solos



economicamente inviáveis, e não exibem proteção representativa para diferentes habitats ecológicos (SCHELHAS e GREENBERG, 1996). Mais comuns que as áreas legalmente protegidas são áreas alteradas pelo homem com diferentes graus de perturbação que se misturam formando uma paisagem em mosaico. O valor dessas áreas para a preservação da biodiversidade futura é cada vez mais evidente (SCHELHAS e GREENBERG, 1996; ESTRADA *et al.*, 1997, 2000; HUGHES *et al.*, 2002).

Em algumas paisagens agrícolas, fragmentos de mata dispersos e áreas reflorestadas podem ser úteis e, possivelmente, servir como refúgios vitais para populações e comunidades de animais florestais (FORMAN *et al.*, 1976; GALLI *et al.*, 1976; SCHELHAS e GREENBERG, 1996). Mas, o isolamento causado pela fragmentação limita o potencial de dispersão e colonização de muitos animais e plantas, que, conseqüentemente, ficam confinados nos fragmentos. Estes, por sua vez, podem não suprir suas necessidades comportamentais, fisiológicas e genéticas (WILLIS, 1979; LECK, 1979; STRAFFORD e STOUFFER, 1999; GIBBS, 2001; GROOM, 2001; WILSON, 2004; PARDINI, 2004). Esses problemas, ao longo do tempo, podem levar os organismos à extinção local e regional (WILLIS, 1974, 1979; LECK, 1979; FAHRIG e MERRIAM, 1994; ESTRADA *et al.*, 1997; STRAFFORD e STOUFFER, 1999).

Tais problemas têm sido justificativa para o estudo sobre a utilização por animais e plantas de faixas de vegetação presentes na paisagem fragmentada. Essas faixas podem ser utilizadas pelos animais como corredor, quando conecta dois ou mais fragmentos florestais e permite seu deslocamento por toda sua extensão. Estudos envolvendo faixas de vegetação como corredores de deslocamento tiveram um impulso através de poucos trabalhos publicados nas décadas de 70 e 80 e muitos outros que os sucederam até os dias de hoje (e.g., WILSON e WILLIS, 1975; WEGNER e MERRIAM, 1979; FAHRIG e MERRIAM, 1985; BENNETT, 1990; MERRIAM e LANOUE, 1990; HOBBS, 1992; HASS, 1995; DOWNES *et al.*, 1997; MEUNIER *et al.*, 1999; LAURANCE e LAURANCE, 1999; BUREL *et al.*, 2004, WILSON, 2004).

Apesar da popularidade dos corredores de vegetação para a conservação biológica, o conhecimento científico sobre como suas características físicas, sua oferta de recursos alimentares e reprodutivos e seus riscos à predação estão relacionados à sua utilização pelos animais é escasso. Desde a formalização do conceito de corredor, em meados da década de 70 (WILSON e WILLIS, 1975; DIAMOND, 1975), muito se tem

debatido sobre sua real importância biológica, especialmente como promotor de fluxo de espécies e, conseqüentemente, de genes (e.g., SIMBERLOFF e COX, 1987; BEIER e NOSS, 1998; HADDAD *et al.*, 2000).

As faixas de vegetação podem facilitar a transmissão de doenças contagiosas, queimadas e outras catástrofes e podem aumentar a exposição das espécies locais aos predadores naturais e animais domésticos (SIMBERLOFF e COX, 1987; BENNETT, 1990; SIMBERLOFF *et al.*, 1992; HESS, 1994; DOWNES *et al.*, 1997). Simberloff *et al.* (1992) argumentaram também que as faixas de vegetação podem atuar como corredores para espécies introduzidas, podendo competir por recursos alimentares, reprodutivos e espaciais. Bolger *et al.* (2001) levantaram a questão da ausência de pesquisas que evidenciam a importância dos corredores na manutenção da diversidade genética. Por outro lado, Mech e Hallett (2001) mostraram que a distância genética entre indivíduos de populações isoladas de *Clethrionomys gapperi* (roedor florestal) é maior que entre indivíduos presentes em habitats conectados por faixas de vegetação.

O potencial valor dos corredores para a conservação também tem sido reconhecido por enfoques teóricos e modelos de simulação (e.g., FAHRIG e MERRIAM, 1985; HANSKI, 1999) que demonstram que a persistência e estabilidade de pequenas populações isoladas são aumentadas pelas oportunidades de dispersão ou por interação dentro de uma metapopulação. Fahrig e Merriam (1985) criaram um modelo sob teste empírico a respeito da sobrevivência do camundongo *Peromyscus leucopus* em uma paisagem fragmentada em Ontário, Canadá. Tal modelo prevê que o crescimento populacional de *P. leucopus* é menor em fragmentos isolados que conectados, concordando com resultados obtidos no campo. Fahrig e Merriam (1985) mostraram também que o restabelecimento de populações localmente extintas é mais demorado em fragmentos isolados que em conectados.

Além de servirem como corredores para diversos organismos, as faixas de vegetação podem atuar como habitat, filtro, fonte e dreno (Figura 1):

- (1) Quando comporta indivíduos residentes, fornecendo-lhes os recursos necessários à sobrevivência e reprodução elas possuem função de habitat (CORBIT *et al.*, 1999; ESTRADA *et al.*, 2000; FORMAN, 2001; BOLGER *et al.*, 2001; HESS e FISCHER, 2001; BENNETT, 2003). Logo, um habitat de ligação entre dois fragmentos florestais cria uma população contínua.

(2) A função de filtro implica alguma permeabilidade, ou seja, alguns organismos podem passar através da faixa de vegetação, outros não (FORMAN, 2001; HESS e FISCHER, 2001; BENNETT, 2003).

(3) Quando organismos saem das faixas de vegetação em direção à matriz adjacente, elas atuam como fonte de organismos (“source”). O gradiente ambiental ao longo das faixas está relacionado com o número de espécies disponíveis e/ou capazes de entrar na matriz (FORMAN, 2001; HESS e FISCHER; BENNETT, 2003).

(4) Faixas de vegetação podem atuar como locais de dreno (“sink”) para alguns organismos, principalmente quando são de baixa qualidade, por expô-los à predadores de áreas abertas, e pela competição com espécies generalistas (HENEIN e MERRIAM, 1990; DOWNES *et al.*, 1997; FORMAN, 2001; HESS e FISCHER, 2001; BENNETT, 2003).

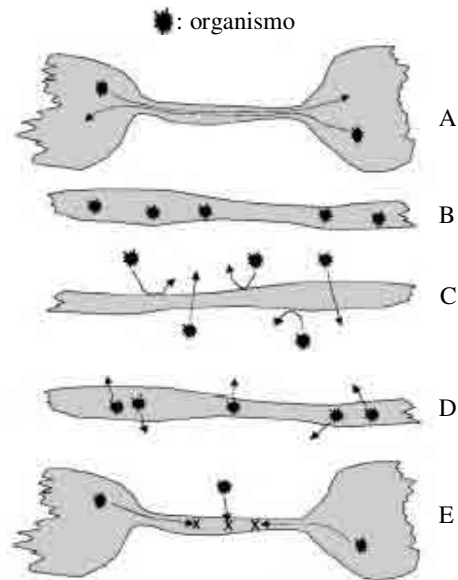


Figura 1. Funções das faixas de vegetação para fauna e flora. A: organismos passam de um lugar a outro (corredor), B: organismos podem sobreviver e reproduzir (hábitat), C: alguns organismos podem passar através das faixas, outros não (filtro), D: organismos saem das faixas em direção à matriz (fonte), E: organismos que entram nas faixas são destruídos (dreno). Adaptado de Hess e Fischer (2001).

Entre as características estruturais que afetam essas cinco funções das faixas de vegetação, duas se destacam: a largura e a conectividade (FORMAN, 2001). A largura é vista como uma importante característica porque determina a proporção relativa de hábitat de borda e a intensidade dos efeitos de borda (SOULÉ e GILPIN, 1991; BENNETT *et al.*, 1994). Por exemplo, em faixas estreitas, os elementos ambientais penetram em ambos os lados chegando fortemente a seu interior, sendo permeáveis ao vento e expostos ao sol praticamente ao longo de todo período de luz (FRITZ e MERRIAM, 1993). Portanto, os efeitos de dessecação são mais intensos em faixas estreitas que largas. Espécies de interior de florestas são principalmente comuns em faixas largas que se assemelham ao seu hábitat (LAURANCE e LAURANCE, 1999; HINSLEY e BELLAMY, 2000; SIEVING *et al.*, 2000).

Entende-se como conectividade a capacidade da paisagem em facilitar ou impedir o movimento entre fragmentos de hábitat (TAYLOR *et al.*, 1993). O grau de conectividade depende da configuração dos diferentes elementos que compõem a paisagem (e.g., plantações, pastos, fragmentos florestais, faixas de vegetação, rios, cidades) e da resposta de indivíduos e espécies diante desta configuração (BENNETT, 2003). Wilson (2004) verificou que a perda de conectividade reduz o sucesso de formações de casais e dispersão de jovens de *Scelorchilus rubecula* (Rinocryptidae), que são extremamente relutantes em sair de florestas densas, e que faixas de vegetação densas evitam seu confinamento em fragmentos florestais.

As faixas de vegetação geralmente são encontradas como matas ciliares (“riparian strips”, “stream corridors” ou “river corridors”), ao longo de rodovias (“road corridors” ou “verges”) ou em paisagens rurais e podem ser largas ou estreitas, variando desde uma planta até centenas de metros de largura (HOBBS, 1992; FORMAN, 2001; BENNETT, 2003). As faixas estreitas podem aparecer na paisagem em forma de cercas-vivas (“hedgerows”, “fencerows”, “live fences”, “remnant lines of trees” ou “planted hedges”) ou quebra-ventos (“windbreaks” ou “shelterbelts”) e podem ser remanescentes da vegetação previamente existente na área, regeneradas ou criadas pelo homem (FORMAN, 2001; BENNETT, 2003).

### 1.1. Cercas-vivas

As cercas-vivas (ou quebra-ventos) são faixas de vegetação muito estreitas, de poucas árvores ou arbustos de largura e podem ser remanescentes, regeneradas ou criadas pelo homem (FORMAN, 2001). São elementos notáveis em muitas paisagens em todo o mundo (Figuras 2 e 3).



Figura 2. Cercas-vivas em Quebec, Canadá (foto de S. De Blois, extraído de Baudry *et al.*, 2000).



Figura 3. Cercas-vivas nos Andes, Equador (foto de J. Baudry, extraído de Baudry *et al.*, 2000).

As cercas-vivas foram originalmente criadas para manter o gado no pasto, impedir que herbívoros selvagens entrem no pasto ou proteger o gado e plantações contra o vento (FORMAN, 2001). Muitas vezes, podem estar limitando propriedades rurais. São ainda utilizadas para fornecer sombra para o gado, reduzir a erosão do solo, reter a umidade do solo, fornecer produtos de origem vegetal (frutos, madeira, substâncias farmacêuticas), reter a neve e melhorar a estética da paisagem (YAHNER, 1983; BUREL e BAUDRY, 1995; BAUDRY *et al.*, 2000; LEVASSEUR, 2004). Além disso, elas fornecem matéria orgânica vegetal, aceleram o ciclo de nutrientes, revigoram a fauna do solo e auxiliam na fixação de nitrogênio, beneficiando, em muito, a agricultura (FORMAN, 2001; TANGYA, 2003). Recentemente, tem sido destacado que as cercas-vivas aumentam a conectividade de paisagens fragmentadas, possibilitando que muitas plantas e animais florestais sobrevivam em tal condição (e.g., BENNETT *et al.*, 1994; RUEFENACHT e KNIGHT, 1995; HAAS, 1995; ESTRADA *et al.*, 1997, 2000; CORBIT *et al.*, 1999; HARVEY, 2000; SIEVING *et al.*, 2001; JOBIN *et al.*, 2001; BUREL *et al.*, 2004).

Atualmente, as cercas-vivas são bem conhecidas por seu valor ecológico e cultural em países onde seu emprego é usual (e.g., Inglaterra, França, Austrália, Dinamarca, Canadá, Estados Unidos). No entanto, há algumas décadas, mudanças nas atividades agropecuárias conseqüentes da mecanização em alguns destes países resultou em perdas de muitas cercas-vivas, o que causou queda na abundância de muitos animais que aí sobreviviam (PEACH, 2004).

Apostando na utilização das cercas-vivas como corredores pelos animais, estratégias de conservação têm sido implementadas visando tornar os ambientes antropizados menos hostis aos animais, destacando-se as aves. Em áreas temperadas, especialmente na Europa, a utilização das cercas-vivas em paisagens rurais é muito antiga (HOLDER, 1999; BAUDRY *et al.*, 2000). Planos de conservação e manejo das cercas-vivas e leis que as protegem estão sendo estudados e empregados em países europeus a fim de manter sua utilidade para agropecuária, aves e outros animais (VERMEULEN, 1994; SPARKS e MARTIN, 1999; HOLDER, 1999; BAUDRY *et al.*, 2000). Por exemplo, “Hedgerows regulation”, da legislação britânica de 1997, que controla a remoção de cercas-vivas (BAUDRY *et al.*, 2000), e recomendações de proprietários rurais para podar as cercas-vivas em um período adequado para evitar a destruição de ninhos de aves e remoção de frutos, que é um importante recurso para a avifauna durante o inverno (SPARKS e MARTIN, 1999). A manutenção de muitas cercas-vivas é necessária, pois aquelas que são deixadas crescer por um longo tempo ficam altas, afinam a base e desenvolvem interrupções (“gaps”), deixando de ser uma barreira eficaz contra o vento e na guarda do gado, perdendo ainda sua utilidade para as aves (MACDONALD e JOHNSON, 1995).

Vale destacar que as cercas-vivas, independentemente de serem plantadas, regeneradas ou remanescentes, sempre são mais ou menos manejadas pelo homem, que evita sua expansão para as áreas adjacentes (BAUDRY *et al.*, 2000).

#### 1.1.1. Aves e cercas-vivas

A conectividade da paisagem que as cercas-vivas propiciam para as aves é extremamente importante e é freqüentemente pensada como fator relevante na manutenção de população de aves, especialmente para aquelas espécies que não cruzam (ou raramente cruzam) áreas abertas por possuírem baixa capacidade de vôo e/ou por

limitações comportamentais ou fisiológicas (e.g., WEGNER e MERRIAM, 1979; SAUDERS e DE REBEIRA, 1991; ESTRADA *et al.*, 1997, 2000; SIEVING *et al.*, 2000). Há várias espécies de aves que se beneficiam com a presença de cercas-vivas em áreas de agricultura e pecuária (BEST, 1983; YAHNER, 1983, SAUDERS e DE REBEIRA, 1991; ESTRADA *et al.*, 1997, 2000; JOBIN *et al.*, 2000; HINSLEY e BELLAMY, 2000; FULLER *et al.*, 2001, PIERCE *et al.*, 2001).

Cercas-vivas fornecem um número restrito de locais para nidificação, de recursos alimentares, poleiros e abrigos, mas, mesmo assim, destacam-se diante da matriz, que é geralmente hostil para muitas aves que se encontram em paisagens fragmentadas (WEGNER e MERRIAM, 1979; YAHNER, 1983; ESTRADA *et al.*, 1997; 2000). Em alguns casos, as cercas-vivas podem se destacar na oferta de recursos alimentares quando estes estão reduzidos em fragmentos florestais (ESTRADA *et al.*, 1997; SPARKS e MARTIN, 1999).

Uma das principais características das cercas-vivas que interferem em seu uso pelas aves é sua composição florística (GREEN e OSBORNE, 1994; MACDONALD e JOHNSON, 1995; PIERCE *et al.*, 2001). Cercas-vivas homogêneas (i.e., que possuem uma ou poucas espécies de plantas) apresentam menor diversidade de aves que cercas-vivas heterogêneas (BEST, 1983; JOBIN *et al.*, 2001). O mesmo acontece para aquelas que possuem plantas mais maduras em relação às mais jovens (YAHNER, 1983; MACDONALD e JOHNSON, 1995).

Também deve ser levada em consideração a flexibilidade comportamental das mais diversas espécies de aves perante as condições antrópicas que lhe são impostas. Por exemplo, Titus e Haas (1990) verificaram que machos de *Turdus migratorius* que estabeleceram territórios em cercas-vivas apresentaram menor área territorial, menor quantidade de vizinhos (geralmente dois) e vocalizavam menos em comparação com os que estavam em fragmentos. Isto porque, segundo os autores, devido à linearidade e estreitamento das cercas-vivas, seria muito caro o estabelecimento de um território extenso, e também porque o contato visual entre os machos vizinhos era maior, necessitando menos da vocalização.

Aves, entre outros animais, podem se estabelecer em faixas de vegetação de alta qualidade, diminuindo sua taxa de deslocamento. Inversamente, elas podem compensar a baixa qualidade de faixas de vegetação aumentando sua taxa de deslocamento,

evidenciando, portanto, o papel das cercas-vivas como corredores de deslocamento (HADDAD *et al.*, 2000).

A maioria das aves que é encontrada em cercas-vivas é típica de borda de mata e/ou de áreas abertas (YAHNER, 1983; ESTRADA *et al.*, 1997, 2000; PIERCE *et al.*, 2001). Fuller *et al.* (2001) ao estudarem a comunidade de aves em fragmentos florestais e cercas-vivas na Inglaterra e País de Gales, verificaram que elas são essencialmente complementares, evidenciando a importância tanto dos fragmentos quanto das cercas-vivas como hábitat. Embora seja menor a presença de aves florestais nas cercas-vivas, isso não pode ser ignorado e é, nesse momento, que se verifica seu real papel como corredor de deslocamento (WEGNER e MERRIAM, 1979; ESTRADA *et al.*, 1997; 2000; FULLER *et al.*, 2001).

Aves insetívoras em cercas-vivas, entre outras faixas de vegetação, são supostamente mencionadas no melhoramento da produtividade agrícola, pois se alimentam de insetos considerados pragas, prevenindo explosões populacionais (JONHSON *et al.*, 1994; ESTRADA *et al.*, 1997; JOBIN *et al.*, 2001). Vale destacar também a importância do deslocamento de aves e outros animais frugívoros potenciais dispersores de sementes entre fragmentos florestais. Uma vez que frugívoros utilizem faixas de vegetação para se deslocar de um fragmento florestal a outro, pode haver a recolonização ou a colonização de novos sítios para a espécie de planta dispersada (JOHNSON e ADKISSON, 1985; FRITZ e MERRIAM, 1993; ESTRADA *et al.*, 2000; TEWKSBURY *et al.*, 2002).

Ao contrário dos países da região temperada, onde muito já é conhecido sobre a importância das cercas-vivas para as aves, na região tropical estudos concernentes à utilização das cercas-vivas pelas aves são raros e iniciaram-se recentemente. Estrada *et al.* (1997, 2000) avaliaram a utilização dos elementos de um mosaico ambiental pelas aves (fragmentos florestais, pastos, plantações e cercas-vivas) em Los Tuxtlas (México) e argumentaram que as cercas-vivas não apenas servem como proteção para as aves, mas também fornecem a elas oportunidades alimentares devido à presença de frutos, cuja disponibilidade era limitada nos fragmentos florestais, e insetos. Na reserva de Monteverde (Costa Rica), Nielsen e DeRosier (2000) registraram que quebra-ventos servem como corredores para algumas espécies de aves entre fragmentos florestais. Nesse trabalho, as autoras detectaram que aves insetívoras constituíram quase a metade



das espécies registradas nos quebra-ventos, observando, outrossim, que as árvores dos quebra-ventos estavam sem néctar, frutos ou sementes no período da amostragem, o que poderia explicar o baixo número de representantes de outros hábitos alimentares.

No Brasil, nada foi feito até agora para compreender a importância de cercas-vivas como promotoras da conectividade entre fragmentos florestais para os animais, embora possam se constituir em um método prático e viável para ajudar a preservar a diversidade biológica em áreas fragmentadas do país.

Este trabalho investigou o uso de cercas-vivas constituídas por vegetação nativa por aves em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica semidecídua no estado de São Paulo. Apresenta observações sobre a utilização de cercas-vivas bem como discute alguns pontos que podem estar envolvidos com a presença delas nas cercas-vivas.

## 2. OBJETIVOS

Consciente que a compreensão da dinâmica da biodiversidade diante das alterações das paisagens naturais é uma meta para o desenvolvimento de projetos conservacionistas, elaboração e aplicação de políticas ambientais (METZGER, 1999; BUREL *et al.*, 2004), e que estudos como o presente são ricas fontes de informação para a concretização desses projetos, a pesquisa ora concluída visou responder as seguintes questões:

1. Quais espécies de aves utilizam as cercas-vivas?
2. Para que as aves utilizam as cercas-vivas, i.e., que atividades desenvolvem nas cercas-vivas?
3. As cercas-vivas podem funcionar como corredores de deslocamento para as aves?
4. Como é a disponibilidade alimentar (frutos maduros e artrópodes) nas cercas-vivas em comparação com os fragmentos florestais ao longo do ano?
5. A disponibilidade de frutos maduros e artrópodes está relacionada à presença de aves nas cercas-vivas?
6. Como é a estrutura da vegetação das cercas-vivas em comparação com os fragmentos florestais que elas conectam?

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1. Área de estudo

O presente trabalho foi conduzido de agosto de 2003 a agosto de 2004 em propriedades rurais privadas que incluem o Sítio Moinho Velho e propriedades adjacentes, no município de Itatiba, São Paulo (22° 57'S, 46° 44'O), indicado na Figura 4. Essa região é formada por áreas destinadas à agricultura e pecuária, diversos fragmentos de floresta (<1-20 ha; alguns totalmente isolados e outros conectados entre si) e cercas-vivas naturais (i.e., fileiras de árvores preservadas pelos proprietários rurais nas divisas de suas propriedades que formam estreitos corredores de vegetação: 4-12 m de largura, 50-500 m de comprimento). Esta região reúne, portanto, elementos da paisagem comuns em áreas rurais de todo o país.

O clima da região apresenta uma sazonalidade marcada por uma estação úmida e quente que se estende de outubro a março e outra, mais seca e fria, de abril a setembro (NAVARRA, 1977). A Figura 5 mostra a oscilação da temperatura e a precipitação durante o período de estudo. A área é composta por colinas e encontra-se inserida no Planalto Atlântico a uma altitude de 800 m acima do nível do mar. Originalmente cobria toda a região e agora está representada apenas nos vários fragmentos de floresta é composta pela Mata Atlântica semidecídua (*sensu* MORELLATO e HADDAD, 2000).

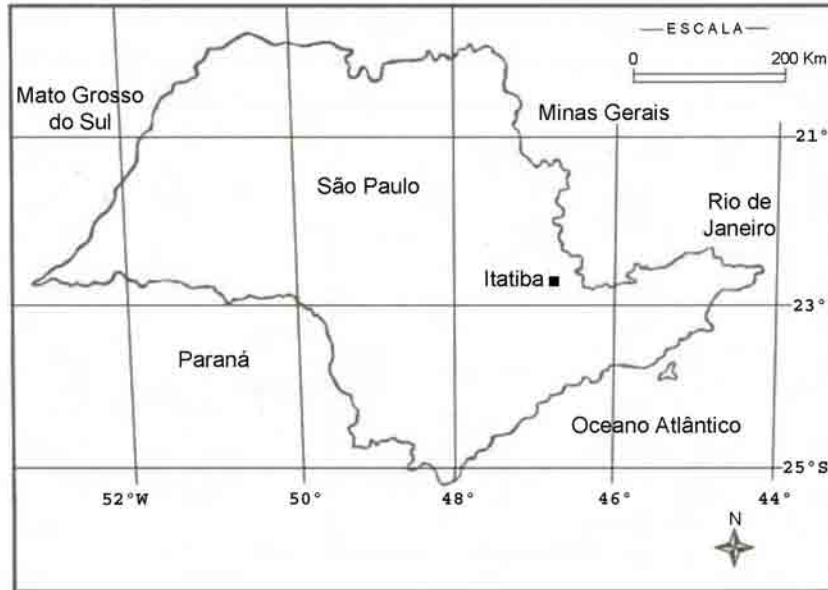


Figura 4. Localização do município de Itatiba no estado de São Paulo.

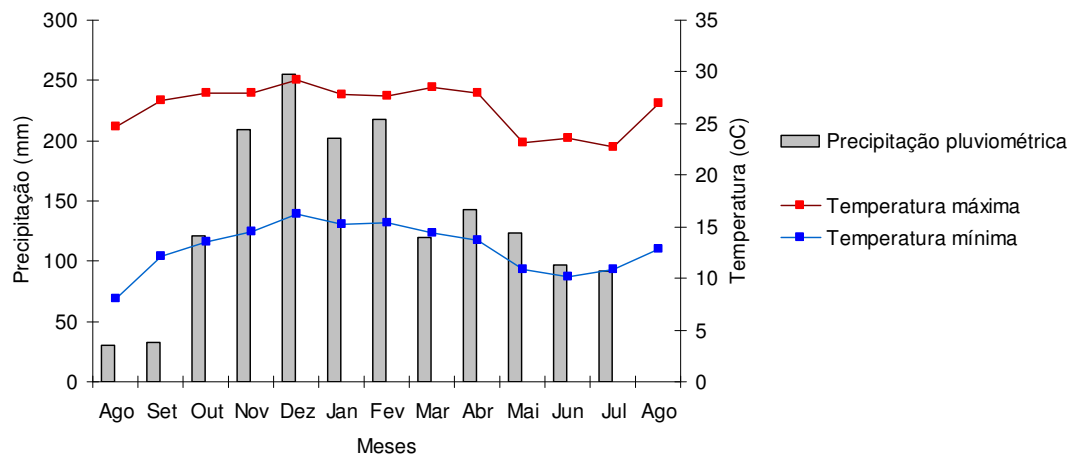


Figura 5. Índices pluviométricos e temperaturas máxima e mínima médias obtidos entre agosto de 2003 e agosto de 2004 em Itatiba, SP (Fonte: Casa da Agricultura do município de Itatiba - SP).

A cobertura original da Mata Atlântica quando a colonização européia se iniciou em 1500 era cerca de 1.300.000 km<sup>2</sup>, que se estendia desde o estado do Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul (SOS Mata Atlântica, 2000). Hoje, a Mata Atlântica está restrita a 7 % de sua extensão original (MYERS *et al.*, 2000), a maior parte localizada em propriedades privadas (VIANA *et al.*, 1997). No estado de São Paulo, as áreas bem preservadas da Mata Atlântica representam 7,2 % da área do estado e encontram-se formadas essencialmente pelas várias unidades de conservação (SEMA, 1998).

### 3.1.1. Fragmentos e cercas-vivas

Os fragmentos e as cercas-vivas foram escolhidos respeitando o funcionamento das atividades de trabalho do Sítio Moinho Velho e das propriedades adjacentes, totalizando cinco fragmentos e três cercas-vivas imersos em uma matriz composta principalmente por pastagens. Os fragmentos foram chamados pela letra “F” seguida por um número (de 1 a 5) e as cercas-vivas pela letra “C” seguida por um número (de 1 a 3). A Figura 6 mostra uma fotografia aérea da área de estudo e a Figura 7 apresenta uma imagem de sua paisagem.

Todos os fragmentos (Figuras 8 e 9) são constituídos por floresta secundária bastante alterada pela ação do homem e possuem altura média entre 15 e 20 m com algumas árvores chegando a 30 m. F1 é o maior dos fragmentos, com cerca de 18,9 ha. Os outros são consideravelmente bem menores (F2, 4,2 ha; F3, 0,8 ha; F4, 0,6 ha; F5, 5,6 ha). Alguns apresentam formato muito irregular, por exemplo, F2 e F5. Plantas como *Casearia sylvestris* (Salicaceae), *Myrsine umbellata* (Myrsinaceae), *Lithraea mollioides* (Anacardiaceae), *Erythroxylum deciduum* (Erythroxylaceae), *Lonchocarpus muehlbergianus* e *Bauhinia forficata* (Fabaceae) são bem características dos fragmentos. Lianas são abundantes, tanto na borda quanto no interior dos fragmentos, levando muitas árvores à morte. F2 é atravessado por um córrego, que o torna mais úmido e o faz possuir espécies de plantas características deste hábitat como, por exemplo, briófitas e pteridófitas. Tal córrego é margeado por barranco que pode servir como local de nidificação para algumas aves. F3 também se assemelha ao F2, estando à margem de um pequeno lago originado pelo mesmo córrego. Em algumas partes dos fragmentos o gado tem acesso, o que compromete bastante a estrutura da vegetação de

subosque. F5 possui boa parte de sua extensão em encosta de morro. Todos os fragmentos são conectados a um fragmento vizinho através de uma cerca-viva. Contudo, como há uma porção de água entre F3 e C1, eles estão separados por, aproximadamente, 30 m (Figura 10).

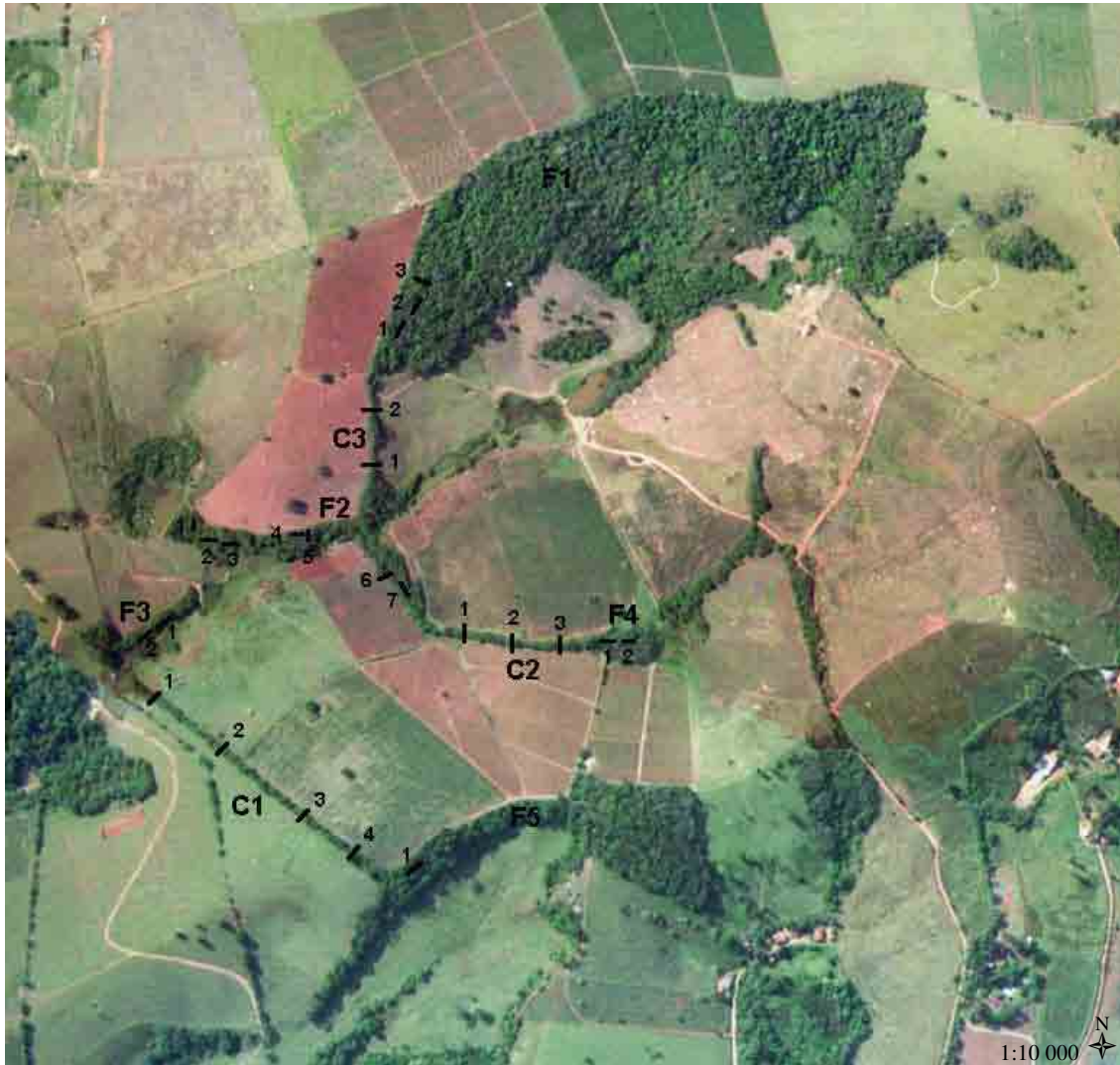


Figura 6. Fotografia aérea da área de estudo em Itatiba-SP, indicando os fragmentos (F) e as cercas-vivas (C) estudados. Note que, devido ao relevo acidentado, alguns fragmentos e/ou porções deles (e.g., F2, F5) aparecem estreitos na fotografia. Os traços numerados nos fragmentos e cercas-vivas indicam os pontos de rede. Fonte: Aerofotogramétrico de 1998-PMI, Secretaria de Obras e Meio Ambiente, Departamento de Projetos Espaciais, Município de Itatiba, SP.



Figura 7. Fotografia da paisagem da área de estudo em Itatiba-SP, mostrando os fragmentos (F) e as cercas-vivas (C). Devido ao relevo acidentado, o fragmento 2 praticamente não aparece.



Figura 8. Fragmento 2



Figura 9. Fragmento 4.



Figura 10. Porção de água entre o fragmento 3 (à direita) e a cerca-viva 1 (à esquerda).

As cercas-vivas (Figuras 11 e 12) possuem 450, 220 e 140 m de comprimento (medidas de C1, C2 e C3, respectivamente, veja Figura 6) e a largura ao longo de suas extensões varia entre 4 e 12 m. Poucas árvores chegam a quase 30 m de altura, mas, de maneira geral, a altura das cercas-vivas está em torno de 10 e 12 m. O histórico de formação dessas cercas-vivas é incerto, mas aparentemente se desenvolveu a partir de sementes depositadas pelo vento e animais, embora não se possa descartar a possibilidade de algumas árvores de maior porte serem remanescentes da floresta semidecídua que originalmente cobria toda a região. Portanto, a vegetação das cercas-vivas tem caráter predominantemente regenerante.



Figura 11. Cerca-viva 3, que conecta o fragmento 1 (acima) ao fragmento 2 (abaixo).



Figura 12. Cerca-viva 1.



As cercas-vivas caracterizam-se principalmente pela presença de plantas pioneiras, particularmente pelas espécies que produzem frutos carnosos pequenos ( $\leq 5$  mm de diâmetro) e que são dispersas por aves, sendo as mais comuns: *Casearia sylvestris*, *Lithraea mollioides*, *Erythroxylum deciduum*. Nos locais onde o gado permitiu o estabelecimento de um subosque, encontram-se entre muitos arbustos de pioneiras ornitocóricas, outras que dependeram de certa proteção das pioneiras maduras para seu estabelecimento (e.g., *Protium heptaphyllum*, Burseraceae; *Eugenia* sp., Myrtaceae). Tanto nas cercas-vivas quanto nos fragmentos a árvore com maior densidade é *Casearia sylvestris*, sendo o dobro nas cercas-vivas (0,14 indivíduo/m<sup>2</sup>). Lianas crescem ao longo da estrutura das cercas-vivas cobrindo árvores e arbustos. Portanto, estas cercas-vivas são estruturalmente heterogêneas, sendo bastante distintas das tradicionais cercas-vivas européias ou das cercas-vivas plantadas no Brasil, que geralmente são homogêneas, e compostas por uma ou poucas espécies de plantas.

Apesar de alguns fragmentos serem estreitos e compridos se assemelhando a corredores de vegetação, eles claramente são distintos das cercas-vivas que são formações vegetais lineares e bastante estreitas.

### 3.2. Presença e deslocamento de aves nas cercas-vivas e nos fragmentos de floresta

Para investigar o uso das cercas-vivas pelas aves e fazer inferências a respeito de seu papel como corredores de deslocamento, foram utilizadas redes de neblina (12 m de comprimento x 2,5 m de altura e malha de 36 mm) instaladas nas cercas-vivas e nos fragmentos de floresta que elas conectam. Redes com malha de 36 mm são mais efetivas na amostragem de aves que variam de 5 a 100 g, portanto, aves maiores podem apresentar números de captura consideravelmente menores (KARR, 1979). Foram estabelecidos nove pontos de rede nas cercas-vivas e 15 nos fragmentos, variando em número conforme sua extensão, forma e restrições do relevo (Figura 6). Os pontos de rede foram nomeados pela letra R seguida por um número e antecedida do nome do fragmento ou cerca-viva a que pertence. Por exemplo, o ponto C2R3 refere-se à cerca-viva 2 no ponto de rede 3. As redes de neblina foram instaladas perpendicularmente em relação à cerca-viva a fim de interceptar o caminho das aves que estão se deslocando por ela (Figura 13). A distância entre duas redes consecutivas nas cercas-vivas era, em média,  $93,3 \pm 55,0$  m (amplitude: 60-200 m) e a distância entre a extremidade da cerca-

viva e a rede mais próxima era  $41,7 \pm 9,8$  m (amplitude: 30-40 m). A largura das cercas-vivas no local dos pontos de rede era, em média,  $9,7 \pm 0,7$  m, podendo variar de 7,5 a 12,0 m. Como as cercas-vivas apresentam variação de largura ao longo de sua extensão, as áreas efetivas de rede não foram uniformes entre todos os pontos. A área efetiva dos pontos de rede dos fragmentos e cercas-vivas é apresentada na Tabela 1.



Figura 13. Rede de neblina instalada na cerca-viva. Note que ela está perpendicularmente à cerca-viva, abrangendo toda sua largura.

Tabela 1. Área efetiva de rede de neblina de cada ponto de rede.

Pontos de Rede <sup>a</sup>	Áreas efetivas (m <sup>2</sup> )
Dos fragmentos	30,0
C1R1	30,0
C1R2	25,0
C2R1	22,5
Demais pontos das cercas-vivas	17,5

<sup>a</sup> Vide material e métodos, item 3.1.1, para entender os códigos utilizados para os pontos de rede das cercas-vivas.

Cada conjunto cerca-viva/fragmentos adjacentes foi amostrado uma vez por mês (início em agosto de 2003 e término em agosto de 2004). Em cada dia de amostragem, as redes foram abertas ao nascer do sol e fechadas seis horas depois, sempre em dias sem chuva e sem vento fortes. O monitoramento das redes foi realizado a cada 1 h (RALPH *et al.*, 1993). O esforço de captura nos fragmentos foi de 34.830 m<sup>2</sup>.h e nas cercas-vivas, 14.170 m<sup>2</sup>.h, calculado conforme Straube e Bianconi (2002) recomendaram: área efetiva de rede de neblina x número de horas por dia x número de repetições. Os cálculos foram efetuados respeitando as situações em que as condições climáticas inadequadas impediram a realização do trabalho em 6 h, sendo realizados em 5 h. Foi o que aconteceu com os pontos C1R1, F2R1, F2R2, F2R6, F2R7, F4R1 e F4R2 em agosto de 2003 e os pontos do fragmento 1 e da cerca-viva 3 em setembro de 2003.

Cada ave capturada foi identificada segundo guias de campo (FRISCH, 1981; SOUZA, 2002; DEVELEY e ENDRIGO, 2004), marcada com anilhas de alumínio numeradas fornecidas pelo Centro de Estudos de Migrações de Aves (CEMAVE) e soltas no mesmo ponto de rede em que foi capturada. Os nomes científicos seguiram Sick (2001). Nos três primeiros meses de trabalho de campo houve dificuldade para anilhar a maioria dos beija-flores capturados, sendo que nove foram soltos sem marcação.

A possível função das cercas-vivas como corredor de deslocamento para uma determinada espécie de ave pôde ser inferido em duas condições: quando o mesmo indivíduo era capturado mais de uma vez nas extremidades de uma mesma cerca-viva ou em locais que poderiam indicar sua possível função como corredor, por exemplo, em dois fragmentos conectados por uma cerca-viva. Se o indivíduo foi capturado no meio da cerca-viva, apenas foi possível afirmar que ele a utiliza, evitando-se conjeturar se esta realmente atua como corredor.

Observações esporádicas e oportunistas sobre as atividades das aves nas cercas-vivas foram realizadas durante as atividades de campo. As atividades das aves foram classificadas em (1) deslocamento, quando a ave se deslocava pela cerca-viva, seja em seu interior, sobre a copa, no chão ou ao longo da lateral, (2) forrageamento, quando a ave era observada alimentando-se de artrópodes, frutos ou néctar, (3) vocalização, quando emitia o canto característico da espécie, gritos e chamados não foram

considerados, e (4) repouso, quando a ave estava empoleirada, aparentemente em repouso.

### 3.2.1. Análise dos dados

As taxas de captura obtidas nas cercas-vivas e nos fragmentos foram comparadas usando-se o teste *t* de Student para dados pareados (ZAR, 1999), sendo cada par formado pela média mensal da taxa de captura dos fragmentos e das cercas-vivas. Para cada mês, a taxa de captura foi calculada considerando-se o total de área efetiva de rede nos fragmentos (450 m<sup>2</sup>) e nas cercas-vivas (182,5 m<sup>2</sup>) e foi dada por nº de capturas/10 m<sup>2</sup>.hora. Esta análise e todas as outras do trabalho foi realizada no programa STATISTICA 6.0.

Para caracterizar a avifauna capturada, as aves foram categorizadas de acordo com sua dieta em: frugívoras-insetívoras, que se alimentam mais de frutos que artrópodes, insetívoras-frugívoras, que se alimentam mais de artrópodes que frutos, insetívoras, granívoras-frugívoras, basicamente os columbídeos, que se alimentam de sementes e frutos, granívoras-insetívoras, que se alimentam de sementes e artrópodes, nectarívoras-insetívoras, carnívoras, piscívoras e onívoras. Essa classificação baseou-se em observações pessoais e informações da literatura (WILLIS, 1979; FOSTER, 1987 e SICK, 2001). Mas, como pode haver variações na proporção de frutos e artrópodes na dieta de muitas aves ao longo do ano devido às exigências fisiológicas e/ou comportamentais (WILLIS, 1979; LEVEY, 1988) e à disponibilidade desses recursos (LEVEY, 1988; POULIN *et al.*, 1993; MANHÃES, 2003), as taxas de captura das aves frugívoras-insetívoras e insetívoras-frugívoras, juntamente com as das aves onívoras foram unificadas para as análises (tratadas genericamente aqui de frugívoras).

As taxas de captura de frugívoras, insetívoras e granívoras-frugívoras entre os fragmentos e as cercas-vivas também foram comparadas pelo teste *t* para dados pareados da mesma forma que foi realizado para a taxa de captura total. Para que as premissas do teste *t* não fossem violadas, os valores obtidos para a taxa de captura de frugívoras foram transformados em escala logarítmica na base 10. As taxas de captura de granívoras-insetívoras e nectarívoras-insetívoras dos fragmentos e cercas-vivas não atenderam às premissas desse teste nem mesmo após transformação, e foram analisadas pelo teste não-paramétrico de Wilcoxon.

Atendendo à quarta questão dos objetivos, para testar a possível relação entre a presença de aves nos fragmentos e cercas-vivas e a disponibilidade de alimento (artrópodes e frutos maduros; veja o próximo item) durante os meses de estudo, foram utilizadas as taxas de captura de aves frugívoras e insetívoras. Para as frugívoras, foi realizada uma regressão múltipla envolvendo sua taxa de captura, o número de frutos maduros e a biomassa seca de artrópodes amostrados em cada mês. Para as aves insetívoras, foi realizada uma análise de regressão linear simples entre a sua taxa de captura e a disponibilidade de artrópodes. A fim de atender aos requisitos dessa análise, a taxa de captura de frugívoras e a disponibilidade de artrópodes foram transformadas em escala logarítmica na base 10 e a disponibilidade de frutos foi transformada em logaritmo  $(n + 1)$ , também na base 10.

Os pica-paus insetívoros e os curiangos não foram considerados na análise de regressão entre a taxa de captura de insetívoras e disponibilidade de artrópodes, porque o método adotado para avaliar a disponibilidade de artrópodes (veja item 3.3.2) não amostrou os artrópodes que constituem as presas dessas aves. Os primeiros se alimentam principalmente de insetos e suas larvas encontrados nos caules e galhos das árvores, geralmente invisíveis aos nossos olhos (SICK, 2001). Quanto aos curiangos, estes apresentam o comportamento de forragear à noite e em áreas abertas, mesmo que seja próximo às cercas-vivas e fragmentos.

### 3.3. Disponibilidade de alimentos

A disponibilidade de frutos maduros e artrópodes foi investigada mensalmente tanto nas cercas-vivas quanto nos fragmentos florestais concomitantemente à atividade de captura das aves com as redes de neblina.

#### 3.3.1. Frutos

Duas parcelas retangulares de 2 metros de largura e 4 m de comprimento foram estabelecidas, uma em cada lado e paralelas (a 2 m de distância) às redes de neblina. As espécies de plantas com frutos ornitocóricos encontradas nas parcelas foram identificadas (Apêndice 1) e marcadas com placas numeradas e tiveram sua fenologia acompanhada mensalmente. Para cada planta marcada, o número total de frutos maduros produzidos foi estimado contando-se o número de frutos produzidos em até

cinco ramos (dependendo do volume da copa) selecionados em posições distintas da copa. O número médio de frutos encontrados nos ramos selecionados foi então multiplicado pelo número total de ramos da planta (JORDANO e SCHUPP, 2000). Cabe destacar os trabalhos realizados por M. S. Faccio e M. A. Pizo (dados não publicados) e Pizo (2004) na mesma área de estudo, pois verificaram que a maioria das aves frugívoras-insetívoras, insetívoras-frugívoras e onívoras presentes na área de estudo ingerem frutos da maioria das plantas ornitocóricas encontradas nas parcelas.

### 3.3.2. Artrópodes

A biomassa seca de artrópodes foi considerada como sua disponibilidade para aves (JOHNSON, 2000). No entanto, os artrópodes não puderam ser coletados, pois sua disponibilidade seria alterada pelo efeito da coleta durante os meses de estudo. Por isso, a biomassa seca de cada artrópode foi estimada através de seu comprimento e/ou largura. As medidas dos artrópodes foram coletadas de setembro de 2003 a agosto de 2004 nas mesmas parcelas em que a disponibilidade de frutos foi avaliada. Todos os artrópodes encontrados nas superfícies (abaxial e adaxial) de folhas e nos caules até 2 m de altura foram amostrados. Este trabalho foi realizado à noite para que as presas das aves, que estão ativas durante o dia, fossem melhor amostradas. O método adotado é uma adaptação da avaliação de disponibilidade de artrópodes para aves por contagem de Karr e Brawn (1990) e Develey e Peres (2000).

Medidas de comprimento e largura dos artrópodes foram obtidas com auxílio de uma régua graduada em milímetros, uma lanterna e um ajudante de campo que anotava os dados que eram ditados. O comprimento de cada artrópode foi tomado da frente até a extremidade do abdome. Antenas, ovipositores e asas que se estendiam além desses pontos não foram incluídos na medida do comprimento. A largura dos insetos foi tomada na região do mesotórax. Os artrópodes foram identificados nas seguintes ordens: Aranae, Blattaria, Coleoptera, Diptera, Hemiptera, Homoptera, Hymenoptera, Orthoptera, Neuroptera e Lepidoptera. Para esta última os indivíduos foram categorizados em larva e adulto. As demais ordens, que foram menos representadas na amostragem, foram colocadas em uma categoria denominada “Outras”.

Excetuando-se os Orthoptera e Aranae, a biomassa seca de cada artrópode foi estimada através de seu comprimento e largura, considerando a ordem a que pertencia,

seguindo as equações de regressão apresentadas por Sample *et al.* (1993). Mas, para as baratas e insetos menos expressivos, que não são comentados por esses autores, foi utilizada a equação referente à classe Insecta dos mesmos autores. Quanto aos Orthoptera e Aranae, por não terem sido estudados por Sample *et al.* (1993), foram utilizadas as equações de Rogers *et al.* (1977), porém são um pouco menos precisas, pois leva em consideração apenas o comprimento do artrópode.

### 3.3.3. Análise dos dados

Para as análises estatísticas envolvendo as disponibilidades de frutos maduros e artrópodes os dados para as duas parcelas do mesmo ponto de rede foram somados e as unidades de medida utilizadas foram número de frutos maduros/m<sup>2</sup> e g de artrópodes/m<sup>2</sup>.

Como os dados de frutos maduros obtidos para cada parcela não se prestaram às análises paramétricas uma vez que a maioria das parcelas não apresentaram frutos maduros, sua disponibilidade mensal nos fragmentos e nas cercas-vivas foi calculada a partir do total de frutos maduros produzidos em todas as parcelas e, por proporção, foi obtido seu valor para um metro quadrado. A disponibilidade de frutos maduros dos fragmentos e das cercas-vivas foram comparadas com o teste não paramétrico de Wilcoxon (ZAR, 1999).

Quanto às análises realizadas para a disponibilidade de artrópodes, foi aplicada uma análise de variância (ANOVA) com medidas repetidas (VON ENDE, 1993; ZAR, 1999). Os dados precisaram ser transformados em escala logarítmica na base 10 para que seguissem as premissas exigidas pelo teste aplicado. Além disso, este teste pressupõe que a matriz variância-covariância dos fatores dentro das amostras (no caso, tempo (mês) e associação hábitat x tempo) seja esférica, ou seja, que todas as diferenças entre pares de valores tenham a mesma variância. Como os dados não seguiram esta suposição, os valores de P precisaram ser ajustados. Para isso o valor de P ajustado foi baseado no ajuste dos graus de liberdade de acordo com o épsilon ( $\epsilon$ ) de Huynh-Feldt (1970), o qual reflete a extensão da esfericidade. Quanto mais próximo de 1 for o valor de  $\epsilon$ , maior a homogeneidade das diferenças das variâncias e maior a extensão da esfericidade. Para a análise foram considerados os dados mensais obtidos em cada parcela de cada fragmento e cerca-viva como medidas repetidas.

### 3.4. Estrutura da vegetação

Nas mesmas parcelas onde foram avaliadas as disponibilidades de frutos e artrópodes, alguns parâmetros fitossociológicos foram obtidos a fim de caracterizar e comparar a estrutura da vegetação das cercas-vivas e dos fragmentos florestais, atendendo à quarta questão dos objetivos. Para plantas com diâmetro à altura do peito (DAP)  $\geq 1$  cm foram medidas (i) a densidade da vegetação (número de plantas/m<sup>2</sup>) e (ii) a altura, visualmente estimada. Também foram avaliadas (iii) a densidade vertical do subosque, obtida levantando-se uma vara de 3 m de altura e contando o número de vezes que a vegetação tocou na vara nos estratos 0,0 a 1,0 m, 1,1 a 2,0 m e 2,1 a 3,0 m, em dois pontos da parcela separados por 2 m um do outro, e (v) a abertura da copa, obtida com o auxílio de um densiômetro convexo (LEMMON, 1957) no centro de cada parcela. Em cada ponto foram obtidas quatro medidas em direções diametralmente opostas. A média dessas medidas foi considerada como medida da abertura de copa para a parcela. Mas, como pode haver sobreposição de área de copa devido à pequena distância entre os dois pontos (6 m) das duas parcelas de um mesmo local de rede, os dados utilizados para as análises foi a média entre estes dois pontos. A fim de aumentar o tamanho amostral para as análises estatísticas envolvendo densidade de subosque e abertura de copa, foram acrescentadas aleatoriamente nove e 11 parcelas de 4 m x 4 m nos fragmentos e nas cercas-vivas, respectivamente. Medidas de abertura de copa e densidade vertical de subosque foram tomadas no centro dessas parcelas extras como mencionado anteriormente.

Para levar em conta a deciduidade da vegetação, a abertura da copa e a densidade vertical de subosque foram medidas duas vezes ao ano, uma na estação seca (agosto de 2003) e outra na estação chuvosa (janeiro de 2004). Para as análises estatísticas foi utilizado o ponto médio entre estas duas medidas temporalmente separadas.

#### 3.4.1. Análise dos dados

Para analisar se havia diferença entre fragmentos e cercas-vivas quanto aos parâmetros da vegetação amostrados, foi utilizado o teste *t* de Student para dados



independentes ou, quando as amostras não atendiam às premissas deste teste, foi utilizado o teste de Mann-Whitney (ZAR, 1999).

## 4. RESULTADOS

### 4.1. Aves nas cercas-vivas

Foram registradas 76 espécies (22 famílias) de aves nas cercas-vivas (Apêndice 2). Foi bastante comum observar as aves deslocando-se e vocalizando nas cercas-vivas, embora tenham sido observadas também forrageando e, com menor frequência, em repouso (Tabela 2). Não foi observada ave alguma nidificando nas cercas-vivas.

Foram capturadas 55 espécies de aves (16 famílias) em um total de 391 capturas na área de estudo. Nas cercas-vivas foram capturadas 42 espécies (11 famílias, 207 capturas) e nos fragmentos, 40 espécies (15 famílias, 184 capturas), muitas das quais eram comuns a ambos os locais (Tabela 3). As espécies de aves mais frequentemente capturadas na área de estudo foram *Turdus leucomelas* (11,0 %), *T. rufiventris* (10,7 %), *Phaethornis petrei* (8,2 %), *Columbina talpacoti* (6,4 %), *Basileuterus hypoleucus* (6,4 %) e *Leptotila verreauxi* (6,1 %). Em três ocasiões durante o trabalho de campo foi observado *P. pretrei* esquivando-se das redes; logo, seu número de captura deve estar subestimado. O mesmo pode ter acontecido para *Leptotila* spp., que foram observadas soltando-se sozinhas da rede. Emberezidae, Tyrannidae e Trochilidae foram as famílias com maior número de espécies capturadas nas cercas-vivas (10, 7 e 6, respectivamente) e nos fragmentos (8, 7 e 5, respectivamente). Ilustrações de algumas espécies capturadas estão no Apêndice 3.

Pelo menos um indivíduo de *P. pretrei* e de *T. rufiventris* foi capturado em doze dos treze meses de estudo nas cercas-vivas, o que evidencia seu uso constante das cercas-vivas. Outras espécies também capturadas nas cercas-vivas em vários meses de

estudo foram *T. leucomelas* (10 meses) e *Zonotrichia capensis* (9 meses). Essas quatro espécies juntamente com *C. talpacoti* e *L. verreauxi* foram as mais capturadas nas cercas-vivas, perfazendo 57,0 % das capturas neste local.

Quanto aos fragmentos, as espécies que tiveram suas capturas bem distribuídas durante os meses de estudo foram *T. leucomelas* e *B. hypoleucus* (11 meses), *T. rufiventris* (10 meses), *Dysithamnus mentalis*, *Thamnophilus caerulescens* e *L. verreauxi* (8 meses). Suas capturas abrangeram 52,2 % das capturas nos fragmentos. *Malacoptila striata*, *Automolus leucophthalmus*, *Lochmias nematura*, *Lathrotriccus euleri* e *Conopophaga lineata* foram as únicas espécies capturadas e observadas apenas nos fragmentos.

Quanto às taxas de captura (Figura 14), elas difeririam significativamente entre fragmentos e cercas-vivas, para a taxa de captura total ( $t = 6,04$ ,  $P < 0,001$ ) e para as taxas de captura de aves frugívoras ( $t = 7,37$ ,  $P < 0,001$ ), granívoras-frugívoras ( $t = 2,37$ ,  $P = 0,035$ ), granívoras-insetívoras ( $Z = 2,66$ ;  $P = 0,008$ ) e nectarívoras-insetívoras ( $Z = 3,17$ ;  $P = 0,002$ ), sendo sempre maiores nas cercas-vivas. Não houve diferença significativa para as aves insetívoras ( $t = 0,37$ ,  $P = 0,71$ ).

A taxa de captura total apresentou variação ao longo do ano, principalmente nas cercas-vivas, com os maiores valores nos meses de setembro e outubro (Figura 15A). A taxa de captura de aves frugívoras apresentou certa sazonalidade, tendo seu pico também nos meses de setembro e outubro (Figura 15B). As taxas de captura para as outras categorias de aves também apresentaram variações entre os meses de estudo, porém sem seguir um padrão sazonal (Figura 15).

Tabela 2. Atividades registradas de espécies observadas nas cercas-vivas no sítio Moinho Velho e entorno, Itatiba - SP, no período de agosto de 2003 a agosto de 2004 (I parte).

Famílias	Espécies	Atividades <sup>a</sup>			
		Deslocamento	Forrageamento	Vocalização	Repouso
Tinamidae	<i>Crypturellus parvirostris</i>	1	1	1	
Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>				1
Accipitridae	<i>Rupornis magnirostris</i>			1	
Falconidae	<i>Milvago chimachima</i>				1
	<i>Polyborus plancus</i>				1
Cracidae	<i>Penelope superciliaris</i>	1			1
Rallidae	<i>Aramides cajanea</i>	1			
Columbidae	<i>Columba cayenensis</i>				1
	<i>C. picazuro</i>	1			3
	<i>Columbina talpacoti</i>	5			2
	<i>Leptotila verreauxi</i>	3		1	
	<i>Zenaida auriculata</i>				1
Cuculidae	<i>Crotophaga ani</i>			1	
	<i>Guira guira</i>				1
	<i>Piaya cayana</i>	6	1		
Trochilidae	<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	1			
	<i>Colibri serrirostris</i>			5	
	<i>Eupetomena macroura</i>	1	1	1	
	<i>Phaethornis eurynome</i>	1			
	<i>P. pretrei</i>	15	6	4	
Ramphastidae	<i>Ramphastos toco</i>			2	
Picidae	<i>Colaptes campestris</i>			1	2
	<i>Picumnus sp.</i>		1	1	
	<i>Veniliornis spilogaster</i>		1		
Furnariidae	<i>Synallaxis ruficapilla</i>		1	2	
	<i>S. spixi</i>			1	
Thamnophilidae	<i>Thamnophilus caerulescens</i>	1	1	1	
Tyrannidae	<i>Camptostoma obsoletum</i>		1	1	
	<i>Elaenia flavogaster</i>			1	
	<i>Megarhynchus pitangua</i>			1	1
	<i>Myiarchus ferox</i>		2		
	<i>Myiodynastes maculatus</i>	1			
	<i>Myiozetetes similis</i>	3	1	2	
	<i>Pitangus sulphuratus</i>		2	3	
	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>			2	
	<i>Tyrannus melancholicus</i>		2	2	
	<i>Xolmis velata</i>		1		
Corvidae	<i>Cyanocorax cristatellus</i>	1			1
Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>			3	
Muscicapidae	<i>Turdus amaurochalinus</i>				1
	<i>T. leucomelas</i>	5	3		
	<i>T. rufiventris</i>	2		2	

Tabela 2. Continuação (II parte).

Famílias	Espécies	Atividades <sup>a</sup>			
		Deslocamento	Forrageamento	Vocalização	Repouso
Vireonidae	<i>Cyclarhis gujanensis</i>		5	3	
	<i>Vireo olivaceus</i>		1		
Emberizidae	<i>Basileuterus hypoleucus</i>			1	
	<i>B. leucoblepharus</i>			1	
	<i>Coereba falveola</i>		1		
	<i>Conirostrum speciosum</i>		1		
	<i>Coryphospingus cucullatus</i>		1		
	<i>Dacnis cayana</i>	2			
	<i>Saltator similis</i>			1	
	<i>Sporophila caerulea</i>	1			
	<i>Molothrus bonariensis</i>				1
	<i>Tachyphonus coronatus</i>	3	1		
	<i>Tangara cayana</i>	1			
	<i>Thraupis sayaca</i>	7	5	3	
	<i>Thlypopsis sórdida</i>		1		
	<i>Volatinia jacarina</i>			2	1
	<i>Zonotrichia capensis</i>	1	3	4	
<b>TOTAL</b>		<b>74</b>	<b>44</b>	<b>57</b>	<b>19</b>

<sup>a</sup> Os números indicam a quantidade de registros da atividade para cada espécie. Veja a definição das atividades na seção 3.2.

Tabela 3. Espécies de aves capturadas com as redes de neblina nos fragmentos e cercas-vivas estudados no Sítio Moinho Velho e entorno, Itatiba - SP, no período de agosto de 2003 a agosto de 2004 (I parte).

Famílias	Espécies	Nº de capturas	Local de captura <sup>a</sup>	Hábito alimentar <sup>b</sup>	Hábitat <sup>c</sup>
Accipitridae	<i>Rupornis magnirostris</i>	1	F	C	1,2,3
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	25	F(1), C(24)	GF	2,3,4
	<i>Leptotila verreauxi</i>	24	F(14), C(10)	GF	1,2
	<i>L. rufaxilla</i>	4	F(2), C(2)	GF	1
	<i>Leptotila</i> sp. <sup>d</sup>	6	F(5), C(1)	GF	
	<i>Zenaida auriculata</i>	1	C	GF	2,3,4
Cuculidae	<i>Piaya cayana</i>	2	F(1), C(1)	I	1,2,3
Caprimulgidae	<i>Caprimulgus rufus</i>	1	F	I	2
Trochilidae	<i>Amazilia fimbriata</i>	1	F	NI	1,2,3
	<i>A. lactea</i>	2	F(1), C(1)	NI	2,3
	<i>A. versicolor</i>	1	F	NI	1,2
	<i>Chlorostibon aureoventris</i>	1	C	NI	1,2,3
	<i>Eupetomena macroura</i>	2	C	NI	2,3
	<i>Phaethornis eurynome</i>	4	C	NI	1,2
	<i>P. pretrei</i>	32	F(6), C(26)	NI	1,2,3
	<i>Thalurania glaucopis</i>	5	F(4), C(1)	NI	1,2
	Alcedinidae	<i>Chloroceryle americana</i>	1	F	P
Bucconidae	<i>Malacoptila striata</i>	6	F	I	1
Picidae	<i>Celeus flavescens</i>	1	F	IF	1,2
	<i>Colaptes melanochloros</i>	1	C	IF	2,3
	<i>Picumnus temminckii</i>	1	C	I	1,2
	<i>Veniliornis spilogaster</i>	4	F(1), C(3)	I	1,2
	Thamnophilidae	<i>Dysithamnus mentalis</i>	12	F(11), C(1)	I
	<i>Thamnophilus caeruleus</i>	15	F(10), C(5)	I	1,2
Conopophagidae	<i>Conopophaga lineata</i>	3	F	I	1,2
Furnariidae	<i>Automolus leucophthalmus</i>	2	F	I	1
	<i>Synallaxis ruficapilla</i>	3	F(1), C(2)	I	1,2
	<i>S. spixi</i>	1	C	I	2,3
	<i>Lochmias nematura</i>	1	F	I	6
Tyrannidae	<i>Camptostoma obsoletum</i>	1	F	I	2,3
	<i>Elaenia mesoleuca</i>	1	C	FI	1,2,3
	<i>Lathrotriccus euleri</i>	1	F	I	1
	<i>Myiarchus ferox</i>	4	F(1), C(3)	IF	2,3
	<i>M. swainsoni</i>	4	F(2), C(2)	IF	2,3
	<i>M. tyrannulus</i>	1	C	IF	2,3
	<i>Myiodynastes maculatus</i>	5	F(3), C(2)	IF	1,2,3
	<i>Myiozetetes similis</i>	2	F	IF	2,3
	<i>Pitangus sulphuratus</i>	3	C	O	2,3
	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	3	F(2), C(1)	I	1
Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	1	C	I	2,3
Muscicapidae	<i>Turdus amaurochalinus</i>	8	F(4), C(4)	FI	1,2,3
	<i>T. leucomelas</i>	43	F(19), C(24)	FI	1,2,3
	<i>T. rufiventris</i>	42	F(24), C(18)	FI	1,2,3

Tabela 3. Continuação (II parte).

Famílias	Espécies	Nº de capturas	Local de captura <sup>a</sup>	Hábito alimentar <sup>b</sup>	Habitat <sup>c</sup>
Vireonidae	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	6	F(2), C(4)	IF	1,2,3
	<i>Vireo olivaceus</i>	1	C	IF	2,3
Emberezidae	<i>Basileuterus hypoleucus</i>	25	F(18), C(7)	I	1
	<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	10	F(9), C(1)	I	1
	<i>Coryphospingus cucullatus</i>	1	C	GI	2,3,4
	<i>Dacnis cayana</i>	4	C	O	1,2,3
	<i>Saltator similis</i>	5	F(1), C(4)	FI	2,3
	<i>Tachyphonus coronatus</i>	22	F(11), C(11)	FI	2,3
	<i>Thlypopsis sordida</i>	1	C	FI	2,3
	<i>Thraupis sayaca</i>	12	F(5), C(7)	FI	1,2,3
	<i>Trichothraupis melanops</i>	2	F	FI	1
	<i>Volatinia jacarina</i>	3	F(1), C(2)	GI	3,5
	<i>Zonotrichia capensis</i>	17	F(1), C(16)	GI	2,3,4

<sup>a</sup>F = Fragmento, C = Cerca-viva, o número entre parênteses indica o número de capturas.

<sup>b</sup>C = carnívoro, FI = frugívoro-insetívoro, IF = insetívoro-frugívoro, GF = granívoro-frugívoro, GI = granívoro-insetívoro, NI = nectarívoro-insetívoro, O = onívoro, P = piscívoro. Quando duas letras, a primeira indica o tipo de alimento que predomina na dieta. Baseado em Willis (1979), Foster (1983), Sick (1979) e observações pessoais.

<sup>c</sup>1 = florestas, 2 = bordas de floresta, 3 = áreas abertas com alguma arborização, 4 = campos, 5 = capinzais, 6 = vegetação densa às margens de rios, córregos e lagos, 7 = porção de água no interior ou fora da floresta. Segundo Höfling e Camargo (1993), Sick (2001) e Develey e Endrigo (2004).

<sup>d</sup>*Leptotila* sp. refere-se a *L. verreauxi* ou *L. rufaxilla* quando não foi possível a identificação, i.e., quando rapidamente soltaram-se sozinhas da rede de neblina.

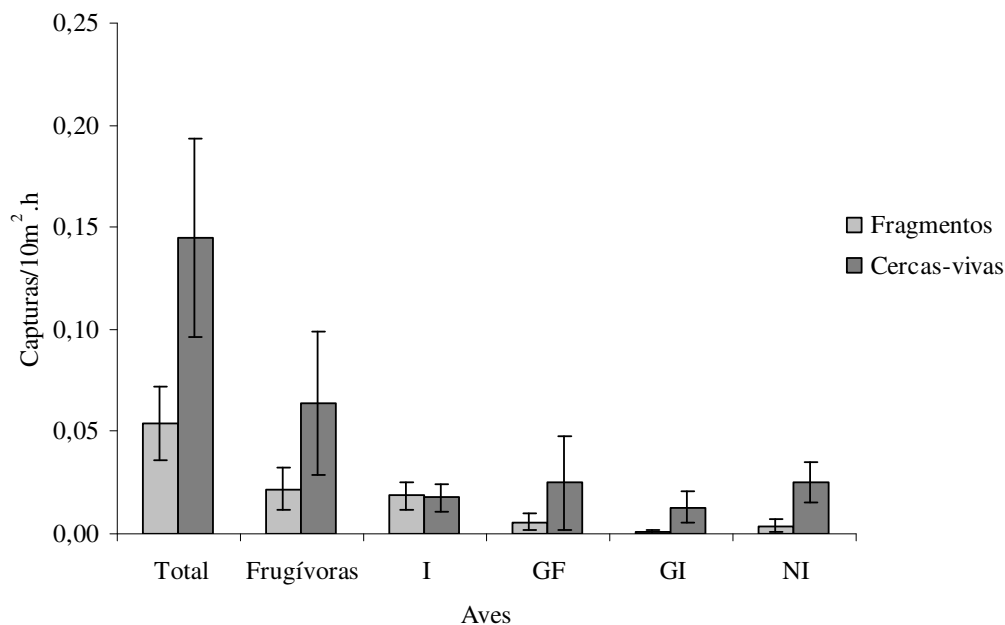


Figura 14. Taxas de captura obtidas nos fragmentos e cercas-vivas. A barra indica a média e o traço vertical indica o erro padrão. Para cada amostra, N = 13. I = Insetívoras, GF = granívoras-frugívoras, GI = granívoras-insetívoras, NI = nectarívoras-insetívoras.

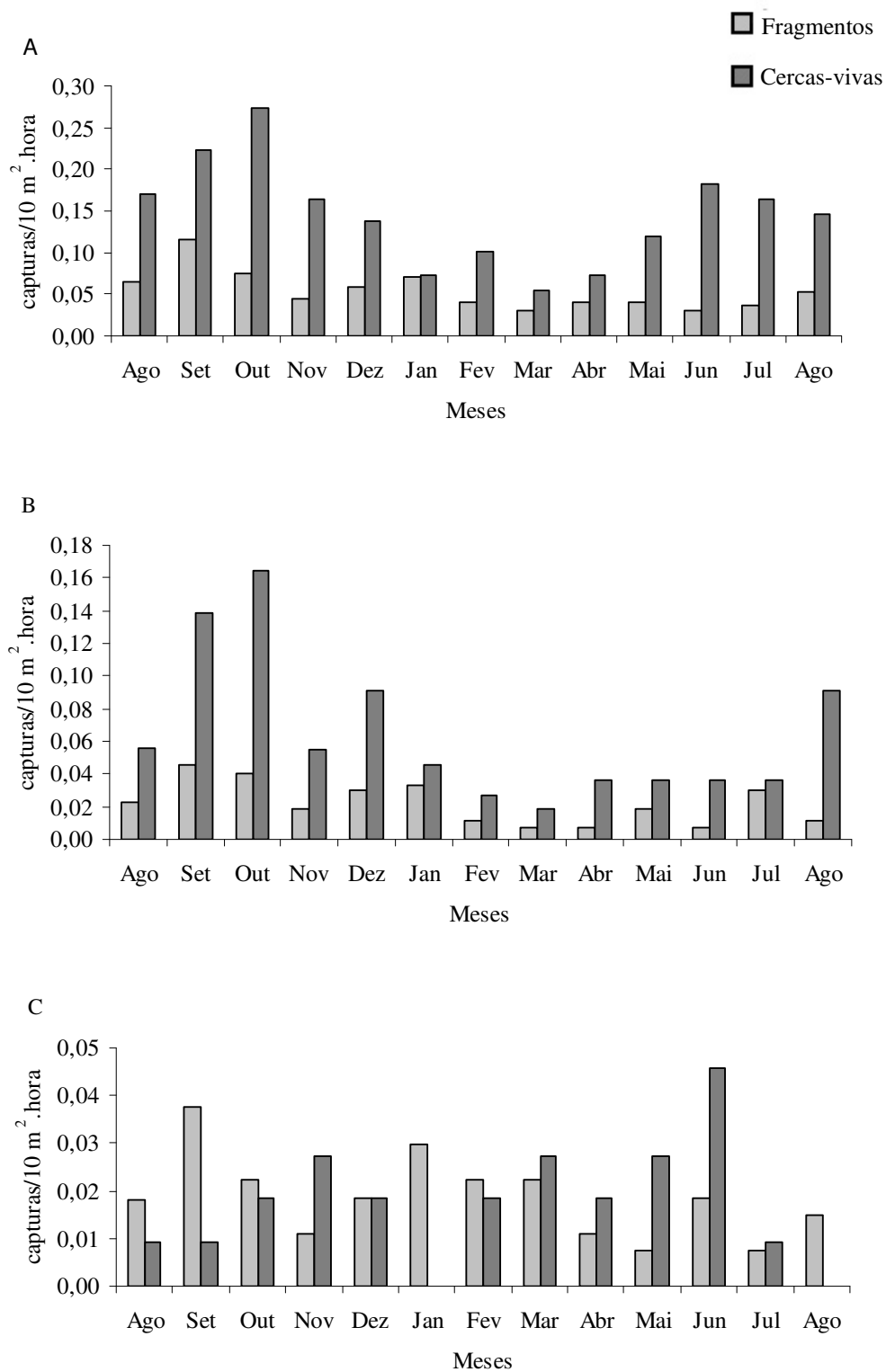


Figura 15. Taxas de captura durante os meses de estudo (agosto de 2003 a agosto de 2004). (A) Total. (B) Frugívoras. (C) Insetívoras. (D) Granívoras-frugívoras. (E) Granívoras-insetívoras. (F) Nectarívoras-insetívoras. Note as escalas dos eixos e se alteram de um gráfico a outro. (I parte).



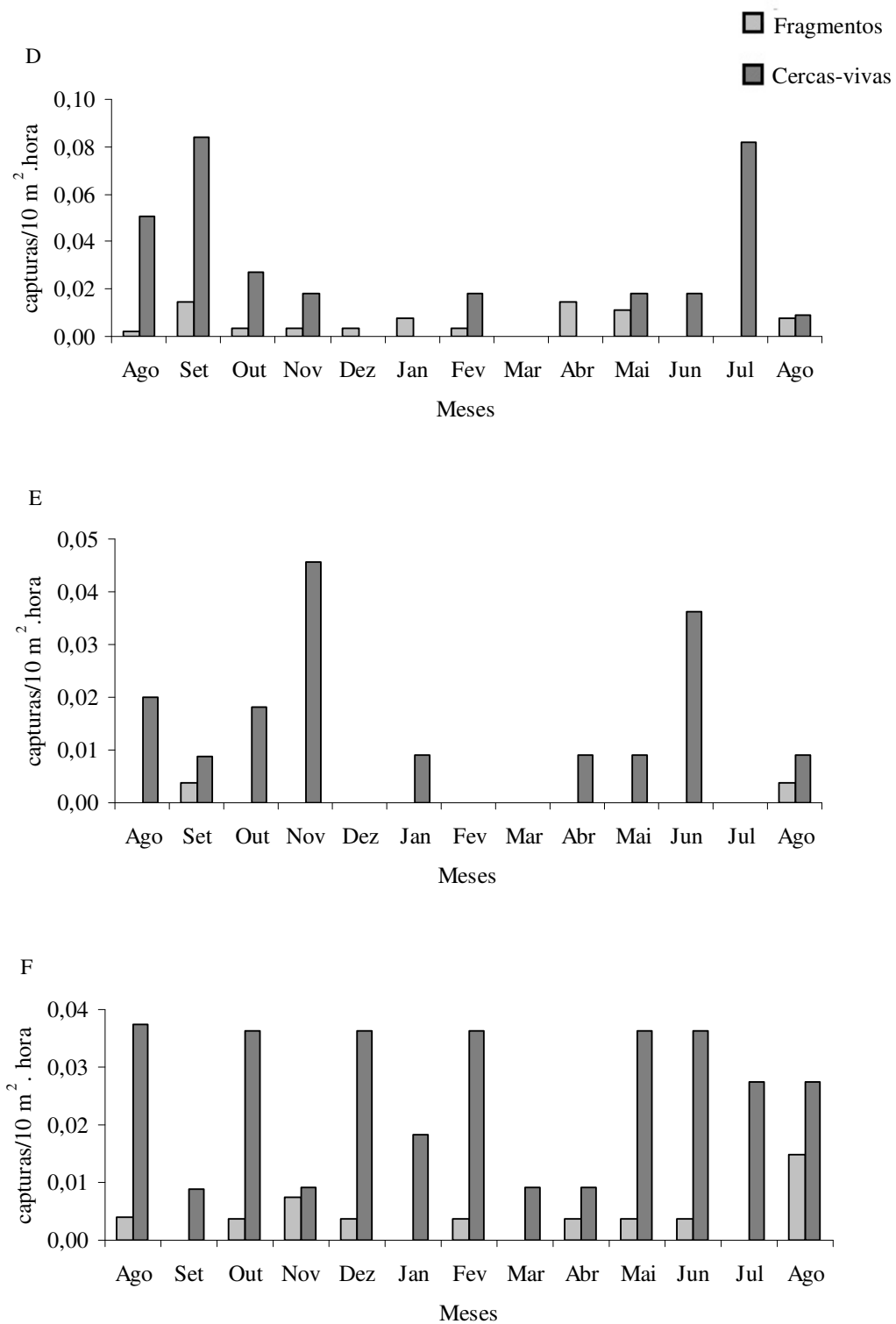


Figura 15. Continuação (II parte).

## 4.1.2. Cercas-vivas como corredores

Houve 46 recapturas de aves na área de estudo, 19 dessas indicam o possível deslocamento de aves entre cercas-vivas e fragmentos (Tabela 4). O papel das cercas-vivas como corredores de deslocamentos entre fragmentos florestais pôde ser inferido para sete espécies (Tabelas 4 e 5).

Tabela 4. Espécies (indivíduos) recapturadas no período de agosto de 2003 a agosto de 2004 no Sítio Moinho Velho e entorno, Itatiba – SP (I parte)<sup>a</sup>.

Espécies	1ª captura	Recapturas	
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	C2R2 out-03	F2R6 dez-03	F2R2 jun-04
<b><i>B. hypoleucus</i></b>	<b>F2R5</b> <b>mai-04</b>	<b>F4R1</b> <b>jun-04</b>	
<i>B. hypoleucus</i>	C2R3 fev-04	C2R1 mar-04	
<i>B. hypoleucus</i>	C2R2 mar-04	C2R2 jun-04	C2R1 jul-04
<i>B. leucoblepharus</i>	F1R2 out-03	F1R2 nov-03	F1R2 Fev-04
<i>B. leucoblepharus</i>	F4R2 abr-04	C2R2 jun-04	F4R1 jul-04
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	C1R1 ago-03	F2R2 nov-03	
<b><i>Dysithamnus mentalis</i></b>	<b>F4R1</b> <b>jan-04</b>	<b>F1R2</b> <b>fev-04</b>	<b>F4R2</b> <b>ago-04</b>
<i>Leptotila verreauxi</i>	C1R1 fev-04	F3R2 abr-04	
<i>Malacoptila striata</i>	F1R3 ago-03	F1R2 jan-04	
<i>M. striata</i>	F1R2 nov-03	F1R1 jan-04	
<b><i>Phaethornis pretrei</i></b>	<b>C3R2</b> <b>mar-04</b>	<b>C2R3</b> <b>mai-04</b>	
<i>P. pretrei</i>	C1R1 mai-04	C1R3 jul-04	
<b><i>P. pretrei</i></b>	<b>C1R4</b> <b>jun-04</b>	<b>C2R3</b> <b>ago-04</b>	
<i>P. pretrei</i>	F2R6 mai-04	F3R1 ago-04	
<b><i>Tachyphonus coronatus</i></b>	<b>F1R3</b> <b>ago-03</b>	<b>C2R2</b> <b>set-03</b>	
<b><i>T. coronatus</i></b>	<b>C2R1</b> <b>mai-04</b>	<b>C2R1</b> <b>jul-04</b>	<b>C2R3</b> <b>ago-04</b>

Tabela 4. Continuação (II parte).

Espécies	1ª captura	Recapturas	
<i>T. coronatus</i>	<b>F5R1</b> <b>jun/04</b>	<b>C2R1</b> <b>jun-04<sup>b</sup></b>	
<i>T. coronatus</i>	<b>C2R1</b> <b>jun/04</b>	<b>C2R3</b> <b>jun-04<sup>c</sup></b>	
<i>T. coronatus</i>	F1R3 ago/03	F1R2 jul/04	
<i>T. coronatus</i>	<b>C2R1</b> <b>set/03</b>	<b>F3R1</b> <b>ago/04</b>	
<i>Thamnophilus caeruleus</i>	F4R1 ago/03	F4R2 nov/03	
<i>T. caeruleus</i>	F5R1 mai/04	C1R4 jun/04	
<i>T. caeruleus</i>	C1R1 Nov/03	F3R2 ago/04	
<i>Thraupis sayaca</i>	C1R1 Nov/03	F3R1 nov-03 <sup>d</sup>	
<i>Turdus amaurochalinus</i>	F2R5 out/03	C1R1 nov/03	
<i>T. leucomelas</i>	F1R1 set/03	F1R2 nov/03	C3R2 abr/04
<i>T. leucomelas</i>	<b>F1R1</b> <b>set/03</b>	<b>F3R1</b> <b>dez/03</b>	
<i>T. leucomelas</i>	<b>C3R2</b> <b>set/03</b>	<b>C2R1</b> <b>jul/04</b>	
<i>T. leucomelas</i>	F1R3 Nov/03	F3R1 dez/03	
<i>T. leucomelas</i>	<b>C3R2</b> <b>Mar/04</b>	<b>F2R5</b> <b>jul/04</b>	
<i>T. leucomelas</i>	F4R2 abr/04	F4R1 ago/04	
<i>T. leucomelas</i>	<b>C1R3</b> <b>jul/04</b>	<b>C2R1</b> <b>ago/04</b>	
<i>T. rufiventris</i>	F2R1 ago/03	F2R5 set/03	
<i>T. rufiventris</i>	<b>F4R2</b> <b>set/03</b>	<b>F3R2</b> <b>nov/03</b>	<b>F3R1</b> <b>jul/04</b>
<i>T. rufiventris</i>	F1R1 set/03	F1R1 dez/03	
<i>T. rufiventris</i>	<b>C3R2</b> <b>set/03</b>	<b>C3R1</b> <b>dez/03</b>	
<i>T. rufiventris</i>	F5R1 set/03	F4R1 jul/04	
<i>T. rufiventris</i>	C2R2 set/03	C3R1 abr/04	

Tabela 4. Continuação (III parte).

Espécies	1 <sup>a</sup> captura	Recapturas	
<i>T. rufiventris</i>	C2R2 set/03	C3R1 abr/04	
<i>T. rufiventris</i>	<b>C1R1</b> <b>dez/03</b>	<b>C1R4</b> <b>fev/04</b>	<b>C2R1</b> <b>ago/04</b>
<i>T. rufiventris</i>	<b>C1R1</b> <b>mai/04</b>	<b>C1R4</b> <b>jun/04</b>	
<i>T. rufiventris</i>	F2R5 mai/04	F2R5 jul/04	
<i>Zonotrichia capensis</i>	<b>C3R1</b> <b>nov/03</b>	<b>C3R2</b> <b>jun/04</b>	
<i>Z. capensis</i>	<b>C3R1</b> <b>nov/03</b>	<b>C3R2</b> <b>abr/04</b>	<b>C3R2</b> <b>mai/04</b>
<i>Z. capensis</i>	C1R1 jun/04	F3R2 ago/04	

<sup>a</sup> Vide Material e métodos, item 3.1.1, para entender os códigos utilizados para fragmentos e cercas-vivas. Capturas e recapturas que sugerem deslocamento pelas cercas-vivas estão em negrito.

<sup>b</sup> Recaptura ocorreu dois dias após a primeira captura.

<sup>c</sup> Recaptura ocorreu duas horas após a primeira captura.

<sup>d</sup> Recaptura ocorreu um dia após a primeira captura.

Tabela 5. Espécies de aves que possivelmente usaram as cercas-vivas como corredor de deslocamento entre fragmentos florestais e o possível caminho que elas percorreram<sup>a</sup>.

Espécies	Possível caminho percorrido que indicam as cercas-vivas como corredores
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	<b>F2</b> → C2 → <b>F4</b>
<i>B. hypoleucus</i>	<b>C2R3</b> → <b>C2R1</b>
<i>Dysithamnus mentalis</i>	<b>F4</b> → C2 → F2 → C3 → <b>F1</b> → C3 → F2 → C2 → <b>F4</b>
<i>Phaethornis pretrei</i>	<b>C3R2</b> → F2 → <b>C2R3</b>
<i>P. pretrei</i>	<b>C1R4</b> → F3 → F2 → <b>C2R3<sup>b</sup></b>
<i>Tachyphonus coronatus</i>	<b>F1</b> → C3 → F2 → <b>C2R2</b>
<i>T. coronatus</i>	<b>C2R1</b> → <b>C2R3</b>
<i>T. coronatus</i>	<b>F5</b> → F4 → <b>C2R1</b>
<i>T. coronatus</i>	<b>C2R1</b> → F4 → F5 → C1 → <b>F3<sup>b</sup></b>
<i>Turdus leucomelas</i>	<b>F1</b> → C3 → F2 → <b>F3<sup>b</sup></b>
<i>T. leucomelas</i>	<b>C3R2</b> → <b>F2</b>
<i>T. leucomelas</i>	<b>C3R2</b> → F2 → <b>C2R1</b>
<i>T. leucomelas</i>	<b>C1R3</b> → F5 → F4 → <b>C2R1</b>
<i>T. rufiventris</i>	<b>F4</b> → F5 → C1 → <b>F3<sup>b</sup></b> ou <b>F4</b> → C2 → F2 → <b>F3<sup>b</sup></b>
<i>T. rufiventris</i>	<b>C1R1</b> → <b>C1R4</b> → F5 → F4 → <b>C2R1</b>
<i>T. rufiventris</i>	<b>C1R1</b> → <b>C1R4</b>
<i>T. rufiventris</i>	<b>C3R2</b> → <b>C3R1</b>
<i>Zonotrichia capensis</i>	<b>C3R1</b> → <b>C3R2</b>

<sup>a</sup> Vide Material e métodos, item 3.1.1, para entender os códigos utilizados para fragmentos e cercas-vivas. O primeiro local, em negrito, indica onde a primeira captura foi realizada, os demais indicam a(s) recaptura(s).

<sup>b</sup> Caminhos em que a ave teria cruzado o mínimo de área aberta (Distância entre F2 e F3 = 65 m; entre F4 e F5 = 120 m; entre F3 e C1 = 30 m).

#### 4.2. Disponibilidade de alimento x taxas de captura

A disponibilidade de frutos maduros entre fragmentos (média  $\pm$  desvio padrão =  $53 \pm 112$  frutos/m<sup>2</sup>, N = 13) e cercas-vivas (média  $\pm$  desvio padrão =  $10 \pm 18$  frutos/m<sup>2</sup>, N = 13) não diferiu significativamente ( $Z = 0,70$ ,  $P = 0,48$ , N = 13). A produção de frutos foi bastante sazonal, estando concentrada entre setembro de 2003 e fevereiro de 2004 (Figura 16). *Lithraea mollioides*, *Erythroxylum cuneifolium* e *Casearia sylvestris* foram as espécies que produziram maior número de frutos nas parcelas das cercas-vivas. Nas parcelas dos fragmentos, apenas *L. mollioides* se destacou na quantidade de frutos produzidos (Apêndice 4).

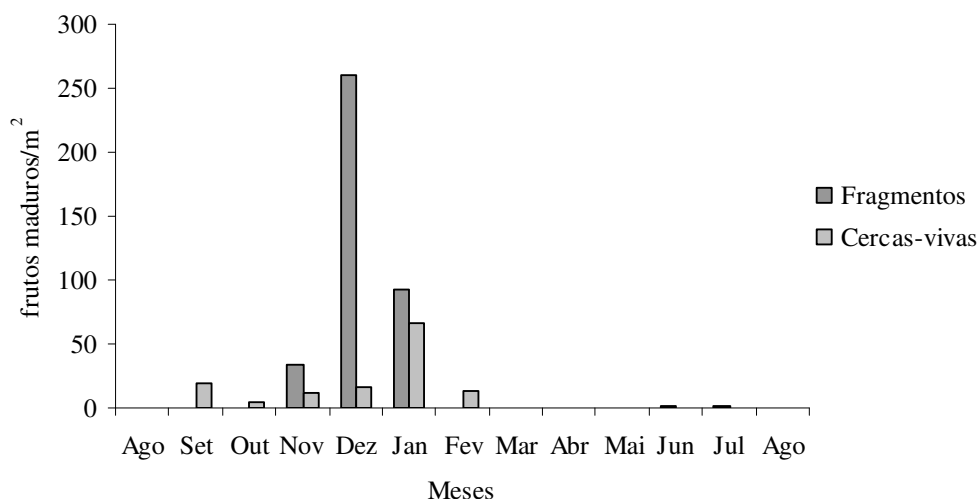


Figura 16. Produção de frutos maduros nos fragmentos e cercas-vivas ao longo dos meses de estudo (agosto de 2003 a agosto de 2004). Área amostrada nos fragmentos = 240 m<sup>2</sup> e nas cercas-vivas = 144 m<sup>2</sup>.

Quanto à disponibilidade de artrópodes, também não houve diferença significativa entre fragmentos (média  $\pm$  desvio padrão =  $0,04 \pm 0,11$  g/m<sup>2</sup>, N = 180) e cercas-vivas (média  $\pm$  desvio padrão =  $0,05 \pm 0,10$  g/m<sup>2</sup>, N = 108). A variação temporal na disponibilidade de artrópodes foi significativa. A Tabela 6 mostra os resultados obtidos na ANOVA realizada. O período de maior disponibilidade de artrópodes esteve entre janeiro e março de 2004 (Figura 17). As ordens mais comumente amostradas foram Aranae, Diptera, Lepidoptera (adulto), Hymenoptera e Homoptera (Apêndice 5).

Tabela 6. Resultados obtidos da ANOVA com medidas repetidas realizada para analisar a disponibilidade de artrópodes.

Fontes de variação	DF	F	P	Correção H-F <sup>a</sup>
Local (Fragmentos x cercas-vivas)	1	0,11	0,74	
Tempo	11	30,41	< 0,001	< 0,001
Interação (Tempo*Local)	11	2,00	0,02	0,04

<sup>a</sup> Correção de Huynh e Feldt:  $\epsilon = 0,798$ .

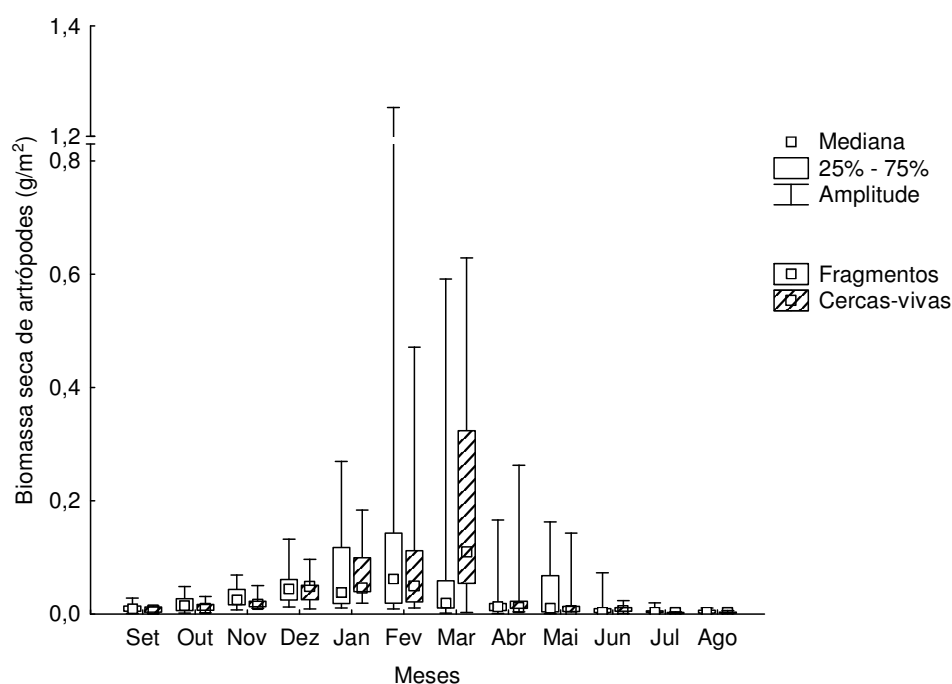


Figura 17. Disponibilidade de artrópodes nos fragmentos e cercas-vivas durante os meses de estudo (setembro de 2003 a agosto de 2004). O tamanho amostral nos fragmentos é 15 e nas cercas-vivas 9.

A regressão múltipla entre as taxas de captura de frugívoros e a disponibilidade de frutos maduros e de artrópodes não foi significativa nos fragmentos ( $r^2 = -0,11$ ;  $P = 0,66$ ;  $N = 12$ ), porém foi marginalmente significativa nas cercas-vivas ( $r^2 = 0,31$ ;  $P = 0,07$ ;  $N = 12$ ). Esta última esteve negativamente relacionada à disponibilidade de artrópodes ( $r^2 = -0,24$ ;  $P = 0,04$ ) e não esteve relacionada a disponibilidade de frutos ( $r^2 = 0,48$ ;  $P = 0,12$ ). Não houve regressão significativa entre

as taxas de captura de aves insetívoras e a disponibilidade de artrópodes nos fragmentos ( $r^2 = -0,04$ ;  $P = 0,45$ ;  $N = 12$ ) e nas cercas-vivas ( $r^2 = 0,06$ ;  $P = 0,32$ ;  $N = 12$ ).

#### 4.3. Estrutura da vegetação

Não houve diferença significativa entre cercas-vivas e fragmentos para a maioria dos parâmetros da vegetação analisados (Tabela 7). As densidades verticais de subosque entre 0,0 e 1,0 m e 2,1 e 3,0 m foram os únicos parâmetros que diferiram significativamente entre cercas-vivas e fragmentos ( $P = 0,02$  e  $0,04$ , respectivamente). A primeira foi maior nos fragmentos e a segunda nas cercas-vivas.

Tabela 7. Caracterização da estrutura da vegetação dos fragmentos e cercas-vivas estudados no Sítio Moinho Velho e entorno (Itatiba, SP) entre agosto de 2003 e agosto de 2004.

Parâmetros	Fragmento				Cerca-viva				Análise inferencial	
	n <sup>a</sup>	Análise descritiva			n <sup>a</sup>	Análise descritiva			Teste <sup>d</sup>	P
		Tendência central <sup>b</sup>	Dispersão <sup>c</sup>	Amplitude		Tendência central <sup>b</sup>	Dispersão <sup>c</sup>	Amplitude		
DAP (cm)	133	Md = 5,0	Q = 1,8 - 11,3	1,0 - 74,0	156	Md = 4,6	Q = 2,3 - 9,2	1,0 - 68,0	U = 10161,00	0,76
Alturas de plantas com DAP ≥ 1,0 cm (m)	133	Md = 5,0	Q = 3,0 - 9,0	1,7 - 25,0	156	Md = 5,0	Q = 3,0 - 7,0	1,5 - 25,0	U = 9231,50	0,10
Densidade de plantas com DAP ≥ 1,0 cm (ind/m <sup>2</sup> )	20	M = 0,41	DP = 0,17	0,13 - 0,75	20	M = 0,50	DP = 0,19	0,19 - 0,94	t = 1,50	0,13
Abertura de copa (%)	20	Md = 19,5	Q = 15,1 - 29,5	8,9 - 71,7	20	Md = 25,9	Q = 19,6 - 34,3	11,7 - 48,6	U = 163,00	0,31
Densidade vertical de subosque (número de toques)										
0,0-1,0 m	65	Md = 1,5	Q = 0,5 - 2,5	0,0 - 5,0	47	Md = 1,0	Q = 0,3 - 1,5	0,0 - 5,5	U = 1136,00	0,02
1,1-2,0 m	65	Md = 0,5	Q = 0,0 - 1,0	0,0 - 4,5	47	Md = 0,5	Q = 0,0 - 1,5	0,0 - 6,0	U = 1400,00	0,43
2,1-3,0 m	65	Md = 0,5	Q = 0,0 - 1,5	0,0 - 6,0	47	Md = 0,5	Q = 0,0 - 2,0	0,0 - 6,0	U = 1185,00	0,04

<sup>a</sup> O tamanho amostral para os dois primeiros parâmetros é o número de plantas com DAP ≥ 1,0 cm, para densidade de plantas com DAP ≥ 1,0 cm e abertura de copa o tamanho amostral é número de parcelas e para a densidade vertical de subosque é o número de pontos amostrais.

<sup>b</sup> M = média, Md = mediana.

<sup>c</sup> DP = desvio padrão, Q = quartil (1º quartil - 3º quartil).

<sup>d</sup> t refere-se à análise de teste t de Student para dados independentes e U refere-se ao teste de Mann-Whitney.



## 5. DISCUSSÃO

O estudo mostrou que várias espécies de aves usam as cercas-vivas na área rural de Itatiba. Elas podem lhes servir como corredor de deslocamento, local de alimentação, repouso ou para vocalização. A emissão de canto por algumas espécies indica que as cercas-vivas podem fazer parte dos territórios de indivíduos dessas espécies. Embora haja na literatura que algumas aves nidifiquem em cercas-vivas (e.g. YAHNER, 1983; MACDONALD e JOHNSON, 1995; FULLER *et al.*, 2002), neste trabalho isso não foi verificado. Entretanto, é necessário um delineamento metodológico específico para averiguar se na área estudada há espécies que nidifiquem em cercas-vivas, o que não foi realizado aqui. A alta taxa de captura nas cercas-vivas em relação aos fragmentos deve ser resultado de (1) o freqüente uso das cercas-vivas pelas aves e (2) o modo como as redes estiveram dispostas nas cercas-vivas interceptando as aves em seu caminho.

Muitas aves capturadas nas cercas-vivas são típicas de borda de floresta e/ou de áreas abertas, o que não surpreende dada a pequena largura das cercas-vivas. Algumas dessas aves, como, por exemplo, *Leptotila* sp., *Phaethornis pretrei*, *Myiozetetes similis*, *Turdus leucomelas* e *Thraupis sayaca*, foram observadas sobrevoando extensões consideráveis de pasto, podendo variar de 10 a mais que 100 m (observações pessoais, Tabela 8). Para essas espécies as cercas-vivas podem atuar como “trampolins” (“stepping-stones”), permitindo que descansem após cruzar uma área aberta ou ainda que cubram parte da distância que separa dois fragmentos antes de sobrevoarem áreas abertas como observado para *Turdus* spp. na área de estudo.

Tabela 8. Observações de aves capturadas nas cercas-vivas que se deslocaram por áreas abertas (pasto) no Sítio Moinho Velho e entorno (Itatiba, SP) entre agosto de 2003 e agosto de 2004.

Espécies	Distância cruzada em área aberta (m) <sup>a</sup>
<i>Ciclarhis gujanensis</i>	40 (1), 60 (1)
<i>Dacnis cayana</i>	>100 (1), 40 (1)
<i>Leptotila</i> sp.	20 (8), 50 (5), >100 (1)
<i>Myiarchus ferox</i>	50 (1)
<i>Myiozetetes similis</i>	30 (3), 40 (1)
<i>Paethornis petrei</i>	10 (2), 30 (5), 50 (4)
<i>Pitangus sulphuratus</i>	30 (2), 60 (3), >100 (3)
<i>Tachyphonus coronatus</i>	35 (1), 50 (1), 100 (1)
<i>Thraupis sayaca</i>	40 (1), 50 (6), 60 (1), >100 (11)
<i>Turdus leucomelas</i>	10(2), 30 (5), 50 (2), 60 (1), 80 (1)
<i>T. rufiventris</i>	20 (1)

<sup>a</sup> O número entre parênteses indica o número de vezes que foi observado.

O deslocamento por áreas abertas pode não ser comum para algumas das aves capturadas nas cercas-vivas. Nesse sentido, vale a pena destacar aves com hábitos estritamente florestais e/ou com baixa capacidade de vôo que foram capturadas, pelo menos uma vez, nas cercas-vivas (*Basileuterus leucoblepharus* e *Tolmomyias sulphurescens*) e aquelas que possuem tais características e foram recapturadas em fragmentos diferentes denotando o deslocamento pelas cercas-vivas (*Dysithamnus mentalis* e *Basileuterus hypoleucus*). Para estas espécies as cercas-vivas podem de fato atuar como corredores de deslocamento, promovendo o fluxo de indivíduos.

Por outro lado, *Malacoptila striata*, *Conopophaga lineata*, *Lochmias nematura*, *Lathrotriccus euleri* e *Automolus leucophthalmus*, parecem ser aves bem restritas a ambientes florestais. Em momento algum estas espécies foram detectadas fora dos fragmentos, embora sejam encontradas na literatura notas em que *M. striata* (SICK, 2001) e *A. leucophthalmus* (WILLIS, 1979) possam atravessar áreas abertas, porém sem informar a distância. Estas espécies são pouco abundantes e o fato de não terem sido detectadas nas cercas-vivas pode ser apenas uma questão de probabilidade. Uma das capturas de *A. leucophthalmus* ocorreu no fragmento 3, que é o único fragmento que não está diretamente conectado a outro fragmento, o que indica que esta ave atravessou área aberta. Essas espécies florestais se estiverem confinadas aos fragmentos em que habitam, estão mais sujeitas à extinção devido às pressões causadas pela fragmentação de seu habitat (WILLIS, 1974, 1979; TURNER, 1996; STRAFFORD e STOUFFER,

1999; MECH e HALLETT, 2001; GIBBS, 2001). Segundo Norris e Stutchbury (2001), o custo para atravessar áreas abertas (e.g., exposição a predadores, tempo e energia gastos) pode ser maior para as aves florestais de áreas tropicais, se comparado àquelas de áreas temperadas, pois as primeiras seriam menos adaptadas a voarem em campo aberto.

A alta taxa de captura das aves frugívoras nas cercas-vivas em comparação com a dos fragmentos, pode ser resultado do comportamento de deslocamento dessas aves, que constantemente se deslocam pelo ambiente podendo alcançar grandes distâncias (WILLIS, 1979; LEVEY, 1988; MARTIN e KARR, 1986; LOISELLE e BLAKE, 1991). Por outro lado, a taxa de captura de aves insetívoras não diferiu entre fragmentos e cercas-vivas. Em comparação com as aves frugívoras, as insetívoras geralmente apresentam baixa mobilidade pelo ambiente (MARTIN e KARR, 1986; POULIN *et al.*, 1993; STRATFFORD e STOUFFER, 1999; SEKERCIOGLU, 2001), o que pode explicar os baixos números de captura obtidos para essas aves (veja as Figuras 15B e 15C; compare os números de capturas das espécies insetívoras dos fragmentos com os das cercas-vivas, apresentados na Tabela 3). Ressalta-se, entretanto, que outros estudos demonstraram que faixas de vegetação que conectam fragmentos florestais, como as cercas-vivas, são importantes na manutenção de aves insetívoras tropicais (especialmente as de subosque) devido às suas limitações em cruzar áreas abertas (SIEVING *et al.*, 2000; WILSON, 2004).

O padrão sazonal encontrado na taxa de captura total no decorrer dos meses de estudo foi bastante influenciado pela taxa de captura de aves frugívoras (Figura 15), que predominou na amostragem. Os resultados das análises de regressão entre as taxas de captura de aves frugívoras e insetívoras e a disponibilidade de alimentos (frutos e artrópodes) indicam que este não é o fator que predominantemente determina o uso das cercas-vivas pelas aves. A relação negativa encontrada entre a taxa de captura de frugívoras e a disponibilidade de artrópodes nas cercas-vivas é um resultado espúrio, ou seja, não há relação causa e efeito. O padrão sazonal das taxas de captura de frugívoras e disponibilidade de artrópodes é o inverso porque, provavelmente, ambos respondem a fatores distintos. A disponibilidade de artrópodes responde a fatores climáticos (pluviosidade, temperatura) e a taxa de captura de frugívoras é determinada por fatores comportamentais, como, por exemplo, a busca de parceiro(a) sexual, procura de locais

para nidificação e deslocamento de jovens (HAAS, 1995; BENNETT, 2003). A sazonalidade encontrada na taxa de captura de frugívoras pode ser devido à busca de parceiro reprodutivo e de locais para nidificação, uma vez que suas maiores taxas de captura ocorreram nos meses iniciais da estação reprodutiva (agosto, setembro e outubro, Figura 15B). Diferente, a taxa de captura de insetívoras não apresentou um padrão sazonal claro ao longo dos meses. As aves insetívoras são territoriais, mais sedentárias, na época reprodutiva.

A categoria das aves granívoras-frugívoras esteve constituído basicamente por *Columbina talpacoti*, comumente encontrada nas cercas-vivas, e *Leptotila verreauxi*, que foi encontrada tanto nos fragmentos quanto nas cercas-vivas (Tabela 3). A freqüente captura dessas aves nas cercas-vivas explica a diferença entre as taxas de captura de granívoras-frugívoras nos fragmentos e nas cercas-vivas.

A diferença significativa entre as taxas de captura de granívoras-insetívoras nos fragmentos e nas cercas-vivas foi devida principalmente ao comportamento das aves desse grupo, pois todas (*Coryphospingus cucullatus*, *Volatinia jacarina* e *Zonotrichia capensis*) são típicas de áreas abertas e/ou de borda de florestas e em momento algum foram encontradas espécies granívoras-insetívoras com hábitos mais florestais na área estudada.

Quanto às capturas de nectarívoras-insetívoras, *Phaethornis pretrei* destacou-se por ter sido a única espécie que apresentou alto número de capturas (Tabela 3), tendo sido capturada em 12 dos 13 meses de trabalho nas cercas-vivas. Isso confirma o que foi observado durante todas as atividades de campo: sua presença constante nas cercas-vivas, deslocando-se de uma extremidade a outra, indo de um fragmento a outro através delas (Tabela 2). A freqüente presença de beija-flores nas cercas-vivas ao longo dos meses de estudo pode ter ocorrido (1) devido à presença de *Siphocampylus* sp. (Campanulaceae) no subosque das cercas-vivas, que floresceu durante todo o ano, fornecendo abundante recurso alimentar para estas aves e (2) porque os beija-flores, assim como as aves frugívoras, exploram recursos de origem vegetal, variáveis no tempo e no espaço, exigindo que se desloquem mais em busca do alimento (STILES, 1980, STOUFFER e BIERREGAARD, 1995; MALIZA, 2001), podendo utilizar as cercas-vivas como corredores de deslocamento.

A presença de beija-flores e aves frugívoras potenciais dispersoras de sementes (frugívoras-insetívoras, insetívoras-frugívoras e onívoras citadas na Tabela 3) nas cercas-vivas, deixam implícita a função das cercas-vivas como corredores para muitas espécies de plantas que dependem dessas aves para polinização e dispersão de suas sementes. Tewksbury *et al.* (2002) encontraram que a produção de frutos (em função da polinização) e a dispersão de sementes é maior em fragmentos conectados que os não conectados por cercas-vivas em uma paisagem fragmentada experimental na Carolina do Sul, Estados Unidos.

Sobre dispersão de sementes, plantas que produzem sementes grandes (e.g., Lauraceae, Myrtaceae) são as mais ameaçadas pela ausência de seus dispersores em áreas fragmentadas (SILVA e TABARELLI, 2000; TABARELLI *et al.*, 2002). Nesse sentido, destaca-se *Penelope superciliaris* que, apesar da expressiva fragmentação de seu hábitat e pressão de caça pelo homem, ainda persiste na área estudada e utiliza as cercas-vivas. É a única ave frugívora de grande porte e de hábito estritamente florestal encontrada na área estudada e que dispersa grandes sementes (PIZO, 2004).

Quanto aos parâmetros da vegetação avaliados, devido ao alto grau de perturbação dos fragmentos na área de estudo, estes não diferiram grandemente das cercas-vivas. Ou seja, do ponto de vista de estrutura da vegetação, fragmentos e cercas-vivas são bastante semelhantes. A menor densidade vertical de subosque no estrato inferior das cercas-vivas foi, provavelmente, devido à ação do gado bovino, que é mais intensa nas cercas-vivas. Por outro lado, a maior densidade vertical da vegetação no estrato de 2,1 a 3,0 m deve ter sido resultante do expressivo crescimento de lianas sobre as cercas-vivas. Tais lianas crescem sobre as árvores, tornando-as vulneráveis ao vento e/ou matando-as. Assim, as cercas-vivas perderão altura ao longo do tempo, o que pode intimidar algumas espécies de aves em usá-las (GREEN *et al.*, 1994; MACDONALD e JOHNSON, 1995). Por conseguinte, faz-se necessário a elaboração de planos que protejam as cercas-vivas da ação do gado, melhorando o estabelecimento de plântulas (HARVEY, 2000), e que contenham a expansão de lianas sobre elas, permitindo que suas funções para as aves, entre outros animais, e para os proprietários rurais sejam mantidas.

O isolamento entre fragmentos florestais pode impor limites na exploração de recursos pelas aves e comprometer seus fluxos populacional e genético. Contudo, o

estabelecimento de cercas-vivas em áreas fragmentadas, como as de Mata Atlântica semidecídua de Itatiba-SP, pode amenizar os efeitos do isolamento para muitas espécies de aves, visto que promove a ligação entre os fragmentos de floresta e pode atuar como corredores de deslocamento, promovendo a conectividade da paisagem fragmentada para várias espécies de aves.

Mesmo que seja sabido que para muitas aves não haja resgate de seu hábitat e que muitas não toleram a fragmentação, a ampliação e implantação de cercas-vivas em paisagens fragmentadas rurais que estabelecem a conexão entre fragmentos florestais pode colaborar para a manutenção de uma grande diversidade de aves sem sacrifício das áreas de agricultura e pecuária, além de beneficiar estas duas atividades.

## 8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho mostrou que as cercas-vivas são usadas por uma variedade de aves e que, para algumas delas, podem servir como corredores de deslocamento entre fragmentos florestais atenuando assim um dos efeitos negativos da fragmentação, a redução de hábitat.

A realização de estudos sobre o uso de cercas-vivas pelas aves em áreas degradadas, especialmente na região tropical, é importante para a compreensão de assuntos que permeiam sua conservação e manejo: distribuição, uso de hábitat, genética populacional, comportamento social e interações bióticas. Além disso, informações sobre o deslocamento de fauna em paisagens fragmentadas são fontes de informação para adequação de parâmetros de modelos que trabalham com a conectividade da paisagem e metapopulações (e.g., FAHRIG e MERRIAM, 1985; HANSKI, 1999).

Os dados desse trabalho são ainda preliminares, especialmente para o Brasil. Pesquisas envolvendo radiotelemetria, genética, observações no campo e estudos empíricos precisam ser realizados nos mais diversos tipos de cercas-vivas (e.g., homogêneas, heterogêneas, com plantas exóticas) em paisagens tropicais a fim de verificar suas utilidades para fauna e flora, quais organismos as utilizam e em que situação ou condição.

Outro ponto importante é que as cercas-vivas precisam ter seu papel ecológico reconhecido pelas autoridades governamentais e serem consideradas em estudos de impacto ambiental.

## 6. REFERÊNCIAS

BAUDRY, J.; BUNCE, R. G. H.; BUREL, F. Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. **Journal of Environmental Management**, London, v. 60, p. 7-22, 2000.

BEIER, P.; NOSS, R. Do habitat corridors provide connectivity? **Conservation Biology**, Boston, v.12, n. 6, p. 1241-1252, 1998.

BENNETT, A. F. Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 4, n. 2/3, p. 109-122, 1990.

BENNETT, A. F.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Corridor use and the elements corridor quality: chipmunks and fencerows in a farmland mosaic. **Biological Conservation**, Essex, v. 68, p. 155-165, 1994.

BENNETT, A. F. **Linkages in the landscape**: The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Gland: IUCN, 2003.

BEST, L. B. Bird use fencerows: implication of contemporary fencerow management practices. **Wildlife Society Bulletin**, Bethesda, v. 11, n. 4, p. 343-347, 1983.



BOLGER, D. T.; SCOTT, T. A.; ROTENBERRY, J. T. Use of corridor-like landscape structures by bird and small mammal species. **Biological Conservation**, Essex, v. 102, p. 213-224, 2001.

BUREL, F.; BAUDRY, J. Social, aesthetic and ecological aspects of hedgerows in rural landscapes as a framework for greenways. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 33, p. 327-340, 1995.

BUREL, F.; BUTET, A.; DELETTRE, Y. R.; MILLÁN de la PEÑA, N. Differential response of selected taxa to landscape context and agricultural intensification. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 67, p. 195-204, 2004.

BUSCK, A. G. Hedgerows planting analysed as a social system – interaction between farmers and other actors in Denmark. **Journal of Environmental Management**, London, v. 68, p. 161-171, 2003.

CORBIT, M.; MARKS, P. L.; GARDESCU, S. Hedgerows as habitat corridors for forest herbs in central New York, USA. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 87, p. 220-232, 1999.

DEVELEY, P. F.; PERES, C. A. Resource seasonality and the structure of mixed species bird flocks in a coastal Atlantic forest of southeastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 16, p. 33-53, 2000.

DEVELEY, P. F.; ENDRIGO, E. **Guia de Campo: Aves da Grande São Paulo**. São Paulo: Aves e Fotos Editora, 2004.

DIAMOND, J. M. The island dilemma: lessons of modern biographic studies for the design of natural reserves. **Biological Conservation**, Essex, v. 7, p. 129-146, 1975

DOS SANTOS, A. M. R. Comunidades de aves em remanescentes florestais secundários de uma área rural no sudeste do Brasil. **Ararajuba**, Seropédica, v.12, n. 1, p. 43-45, 2004.

DOWNES, S. J.; HANDASYDE, K. A.; ELGAR, M. A. Variation in the use of corridors by introduced and native rodents in South-eastern Australia. **Biological Conservation**, Essex, v. 82, p. 379-383, 1997.

ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R.; MERITT JUNIOR., D. A. Anthropogenic landscape changes and avian diversity at Los Tuxtlas, Mexico. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 6, p. 19-43, 1997.

ESTRADA, A.; CAMMARANO, P.; COATES-ESTRADA, R. Bird species richness in vegetation fences and in strips residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 9, p. 1399-1416, 2000.

FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Habitat patch connectivity and population on survival. **Ecology**, Tempe, v. 66, n. 6, p. 1762-1768, 1985.

FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Conservation of fragmented populations. **Conservation Biology**, Boston, v. 8, p. 50-59, 1994.

FORMAN, R. T. T.; GALLI, A. E.; LECK, C. F. Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implications. **Oecologia**, Berlin, v. 26, p. 1-8, 1976.

FORMAN, R. T. T. **Land Mosaics**: The ecology of landscapes and regions. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2001.

FOSTER, M. S. Feeding methods and efficiencies of selected frugivorous birds. **Condor**, Los Angeles, v. 89, p. 566-580, 1987.

FRISCH, J. D. **Aves brasileiras**. São Paulo: Dalgas – Ecoltec Ecologia Técnica e Comércio, 1981.

FRITZ, R.; MERRIAM, G. Fencerow habitats for moving plants between farmland foorests. **Biological Conservation**, Essex, v. 64, p. 141-148, 1993.

FULLER, R. J.; CHAMBERLAIN, D. E.; BURTON, N. H. K.; GOUGH, S. J. Distribution of birds in lowland agricultural landscapes of England and Wales: How distinctive are bird communities of hedgerows and woodland? **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 84, p. 79-82, 2001.

GALLI, A. E.; LECK, C. F.; FORMAN, R. T. T. Avian distribution patterns in forest islands of different sizes in Central New Jersey. **Auk**, Lawrence, v. 93, p. 356-364, 1976.

GIBBS, J. P. Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variation in wild populations. **Biological Conservation**, Essex, v. 100, p. 15-20, 2001.

GREEN, R. E.; OSBORNE, P. E.; SEARS, E. J. The distribution of passerine birds in hedgerows during the breeding season in relation to characteristics of the hedgerow and adjacent farmland. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 31, p. 677-692, 1994.

GROOM, M. J. Consequences of subpopulation isolation for pollination, herbivory, and populaton growth in *Clarkia concinna concinna* (Onagraceae). **Biological Conservation**, Essex, v. 100, p. 55-56, 2001.

HAAS, C. Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. **Conservation Biology**, Boston, v. 9, n. 4, p. 845-854, 1995.

HADDAD, N. M.; ROSENBERG, D. K.; NOON, B. R. On experimentation and the study of corridors: response to Beier and Noss. **Conservation Biology**, Boston, v. 4, n. 5, p. 1543-1545, 2000.

HANSKI, I. Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscapes. **Oikos**, Copenhagen, v. 87, n. 2, p. 209-219, 1999.

HARVEY, C. A. Windbreaks as habitats for trees. In: NADIKARNI, N. M.; WHELLWRIGHT, N. T. (Ed.). **Monteverde: ecology and conservation of tropical cloud forest**. Oxford, UK: Oxford University Press, 2000. p. 450-451.

HESS, G. R. Conservation corridors and contagious diseases: a cautionary note. **Conservation Biology**, Boston, v. 8, p. 256-262, 1994.

HESS, G. R.; FISCHER, R. A. Communicating clearly about conservation corridors. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 55, p. 195-208, 2001.

HINSLEY, S. A.; BELLAMY, P. E. The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: a review. **Journal of Environmental Management**, London, v. 60, p. 33-49, 2000.

HOBBS, R. J. The role of corridors in conservation: solution or bandwagon? **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 7, n. 11, p. 389-392, 1992.

HÖFLING, E.; CAMARGO, H. F. **Aves no Campus**. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 1993.

HOLDER, J. Law and landscape: the legal constitutional protection of hedgerows. **Modern Law Review**, London, v. 62, n. 1, p. 100-114.

HUGHES, J. B.; DAILY, G. C.; ELIRLICH, P. R. Conservation of tropical forest birds in countryside habitats. **Ecology Letters**, Oxford, v. 5, p. 121-129, 2002.

HUYNH, H.; FELDT, L. S. Conditions under which mean square ratios in repeated measurements designs have exact F-distributions. **Journal of American Statistical Association**, New York, v. 65, n. 332, p. 1582-1589, 1970.

JOBIN, B.; CHOINERE, L.; BÉLANGER, L. Bird use of three types of field margins in relation to intensive agriculture in Québec, Canada. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 84, p. 131-143, 2001.

JOHNSON, M. D. Evaluation of an arthropod sampling technique for measuring food availability for forest insectivorous birds. **Journal of Field Ornithology**, New Ipswich, v. 71, n. 1, p. 88-109, 2000.

JOHNSON, W. C.; ADKISSON, C. S. Dispersal of beech nuts by blue jays in fragmented landscapes. **American Midland Naturalist**, Notre Dame, v. 113, n. 2, p. 319-324, 1985.

JORDANO, P.; SCHUPP, E. W. Seed disperser effectiveness: the quantity component and patterns of seed rain for *Prunus mahaleb*. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 70, p. 591-615, 2000.

KARR, J. R. On the use of mist nets in the study of bird communities. **Inland Bird Banding**, Boston, v. 51, p. 1-10, 1979.

KARR, J. R.; BRAUN, J. D. Food resources of understory birds Central Panama: quantification and effects on avian populations. In: MORRISON, M. L.; RALPH, C. J. VERNER, J.; JEHL JR, J. R. (Ed.). Avian foraging: theory, methodology, and applications. **Studies in Avian Biology**, Lawrence, v. 13, p. 58-64, 1990.

LAURANCE, S. G.; LAURANCE, W. F. Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals, **Biological Conservation**, Essex, v. 91, p. 231-239, 1999.

LECK, C. F. Avian extinctions in a isolated tropical wet-forest preserve. Ecuador. **Auk**, Lawrence, v. 96, p. 343-352, 1979.

LEMMON, P. E. A new instrument for measuring forest overstory density. **Journal of Forestry**, Washington, v. 5, p. 667-668, 1957.

LEVASSEUR, V.; DJIMDE, M.; OLIVIER, A. Live fences in Segou, Mali: na evaluation by their early users. **Agroforestry Systems**, Dordrecht v. 60, n. 2, p. 131-136, 2004.

LEVEY, D. J. Spatial and temporal variation in Costa Rica fruit and fruit-eating bird abundance. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 58, p. 251-269, 1988.

LOISELLE, B. A.; BLAKE, J. G. Temporal variation in birds and fruits along an elevational gradient in Costa Rica. **Ecology**, Tempe, v. 72, n. 1, p. 180-193, 1991.

MACDONALD, D. W.; JOHNSON, P. J. The relationship between bird distribution and the botanical structural characteristics of hedges. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 32, p. 492-505, 1995.

MALIZA, L. R. Seasonal fluctuations of birds, fruits, and flowers in a subtropical forest of Argentina. **Condor**, Los Angeles, v. 103, p. 45-61.

MANHÃES, M. A. Variação sazonal da dieta e comportamento alimentar de traupíneos (Passeriformes: Emberizidae) em Ibitipoca, Minas Gerais, Brasil. **Ararajuba**, Seropédica, v.11, n. 1, p. 45-55, 2003.

MARTIN, T. E.; KARR, J. R. Temporal dynamics of neotropical birds with special reference to frugivores in second-growth woods. **Wilson Bulletin**, Lawrence, v. 98, n. 1, p. 38-60, 1986.

MECH, S. G.; HALLETT, J. G. Evaluating the effectiveness of corridors: a genetic approach. **Conservation Biology**, Boston, v. 15, n. 2, p. 467-474, 2001.

MERRIAM, G.; LANOUE, A. Corridor use by mammals: field measurement for three experimental types of *Peromyscus leucopus*. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 4, n. 2/3, p. 123-131, 1990.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 71, p. 445-463, 1999.

MEUNIER, F. D.; VERHEYDEN, C.; JOUVENTIN, P. Bird communities of highway verges: Influence of adjacent and roadside management. **Acta Oecologica**, Paris, v. 20, n. 1, p. 1-13, 1999.

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, Washington, v. 32, p. 786-792, 2000.

MYERS, N.; WILLIAMSON, R. A.; MITTERMIEER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspot for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, p. 845-853, 2000.

NAVARRA, W. S. **O uso da terra em Itatiba e Morungaba**: permanência e mudança na organização do espaço agrário (1956-1966). São Paulo: Gráfica Lunar, 1977. 216 p. (Série Teses e Monografias, n. 29).

NIELSEN, K.; DEROSIER, D. Windbreaks as corridors for birds. In: NADIKARNI, N. M.; WHELLWRIGHT, N. T. (Ed.). **Monteverde**: ecology and conservation of tropical cloud forest. Oxford, UK: Oxford University Press, 2000. p. 448-150.

NORRIS, D. R.; STUTCHBURY, J. M. Extraterritorial movements of a forest songbird in a fragmented landscape. **Conservation Biology**, Boston, v. 15, p. 729-736, 2001.

PARDINI, R. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 13, n. 13, p. 2567-2586, 2004.

PEACH, W. J.; DENNY, M.; COTTON, P. A.; HILL, I. F.; GRUAR, D.; BARRITT, D.; IMPEY, A.; MALLORD, J. Habitat selection by song trushes in stable and declining farmland populations. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 41, n. 2, p. 275-293, 2004.

PIERCE, R. A. II; FARRAND, D. T. KURTZ, W. B. Projecting the bird community response resulting from adoption of shelterbelt agroforestry practices in Eastern Nebraska. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v. 53, p. 333-350, 2001.

PIZO, M. A. Frugivory and habitat use by fruit-eating birds in a fragmented landscape in southeast Brazil. **Ornitologia Neotropical**, Washington, v. 15, p. 117-126, 2004.

POULIN, B.; LEBEFVRE, G.; McNEIL, R. Variations in bird abundance in tropical arid and semi-arid habitats. **Ibis**, London, v. 135, p. 432-441, 1993.

RALPH, C. J.; GEUPEL, G. R.; PYLE, P.; MARTIN, T. E.; DeSANTE, D. F. **Handbook of Field Methods for Monitoring Landbirds**. 1993. General Technical Report PSW-GTR-144. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U. S. Dep. Agriculture, Albany, California.

ROGERS, L. E.; BUSCHBOM, R. L.; WATSON, C. R. Length-weight relationships of shrub-steppe invertebrates. **Annals of the Entomological Society of America**, College Park, Md., US, v. 70, n. 1, p.51-53, 1977.

RUEFENACHT, B.; KNIGHT, R. L. Influences of corridor continuity and width on survival and movement of deermice *Peromyscus maniculatus*. **Biological Conservation**, Essex, v. 71, p. 269-274, 1995.

SAMPLE, B. E.; COOPER, R. J.; GREER, R. D.; WHITMORE, R. C. Estimation of insect biomass by length and width. **American Midland Naturalist**, Notre Dame, v. 129, p. 234-240, 1993.



SAUNDERS, D. A.; DE REBEIRA, C. P. Values of corridors to avian populations in a fragmented landscape. In: SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. (Ed.). **Nature Conservation 2: The role of corridors**. Chipping Norton, Australia: Surrey Beaty & Sons, 1991. p. 3-8.

SCHELLAS, J.; GREENBERG, R. **Forest patches in tropical landscapes**. Washington, EUA: Islan Press, 1996.

SECRETARIA DO ESTADO DO MEIO AMBIENTE (SEMA). **Atlas das unidades de conservação ambiental do Estado de São Paulo**. São Paulo: Gráfica do Estado de São Paulo. 1998.

SEKERCIOGLU, C. H.; EHRLICH, P. R.; DAILY, G. C.; AYGEN, D.; GOEHRING, D.; SANDI, R. F. Disappearance of insectivorous bird from tropical forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 99, n. 1, p. 263-267.

SICK, H. **Ornitologia Brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 2001.

SIEVING, K. E.; WILLSON, M. F.; SANTO, T. L. de. Defining corridor functions for endemic birds in fragmented south-temperate rainforest. **Conservation Biology**, Boston, v.14, n. 4, p. 1120-1132, 2000.

SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flore of the Atlantic Forest of Northeastern Brazil. **Nature**, London, v. 404, p. 72-74, 2000.

SIMBERLOFF, D.; COX, J. Consequences and costs of conservation corridors. **Conservation Biology**, Boston, v. 1, n.1, p. 63-71, 1987.

SIMBERLOOFF, D.; FARR, J. A.; COX, J.; MEHLMAN, D. W. Movement corridors: conservation bargain or poor investments? **Conservation Biology**, Boston, v. 6, n. 4, p. 493-504, 1992.

SOS MATA ATLÂNTICA. Boletim Informativo, São Paulo, ano 3, n. 12, fev/mar, p. 1, 2000.

SOULÉ, M. E.; GILPIN, M. E. The theory of wildlife corridor capability. In: SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. (Ed.). **Nature Conservation 2**: The role of corridors. Chipping Norton, Australia: Surrey Beaty & Sons, 1991. p. 3-8.

SOUZA, D. **All the birds of Brazil**: an identification guide. Salvador: DALL, 2002.

SPARKS, T. H.; MARTIN, T. Yields of hawthorn *Crataegus monogyna* berries under different hedgerow management. **Agriculture, ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 72, p. 107-110, 1999.

STILES, F.G. The annual cycle in a tropical wet forest hummingbird community. **Ibis**, London, v. 122, p. 322-343, 1980.

STRAFFORD, J. A.; STOUFFER, P. C. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. **Conservation Biology**, Boston, v. 13, n. 6, p. 1416-1423, 1999.

STRAUBE, F. C.; BIANCONI, G. V. Sobre a grandeza e a unidade para estimar o esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. **Chiroptera Neotropical**, Belo Horizonte, v. 8, n. 1-2, p. 150-152, 2002.

STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD, R. O. Effects of forest fragmentation on understory hummingbirds in Amazonian Brazil. **Conservation Biology**, Boston, v. 9, n. 5, p. 1085-1094, 1995.

TABARELLI, M.; PERES, C. A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic Forest: implications for Forest regeneration. **Biological Conservation**, Essex, v. 106, p. 165-176, 2002.

TANGYA; ZHANG, Y. Z.; XIE, J. S.; HUI, S. Incorporation on mulberry in contour hedgerows to increase overall benefits: a case study from Ningnan County, Sichuan Province, China. **Agricultural Systems**, Essex, v. 76, n. 2, p. 775-785, 2003.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, Copenhagen, v. 68, p. 571-573, 1993.

TEWKSBURY, J. J.; LEVEY, D. J.; HADDAD, N. M.; SARGENT, S.; ORROCK, J. L.; WELDON, A.; DANIELSON, B. J.; BRINKERHOFF, J.; DAMSCHEN, E. I.; TOWNSEND, P. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 99, p. 12923-12926, 2002.

TITUS, R. C.; HASS, C. A. Singing behavior of American robins in linear and non-linear habitats. **Wilson Bulletin**, Lawrence, v. 102, n. 2, p. 325-328, 1990.

TURNER, I. M. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 33, p. 200-209, 1996.

VERMEULEN, H. J. W. Corridor function of a road verge for dispersal of stenotopic heathland ground beetles Carabidae. **Biological Conservation**, Essex, v. 69, p. 339-349, 1994.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. J.; BATISTA, J. L. Dynamics and restoration of forest fragments in Brazilian Atlantic moist forest. In: LAURANCE, W. F.; BIERRAGAARD JUNIOR, R. O. (Ed.). **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities**. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. p. 351-365.

VON ENDE, C. N. Repeated-measures analysis: growth and other time-dependent measures. In: SCHEINER, S. M.; GUREVITCH, J. (Ed.) **Design and Analysis of Ecological Experiments**. New York: Chapman & Hall, 1993. p. 113-137.

WEGNER, J. F.; MERRIAM, G. Movements by birds and small mammals between a wood and adjoining farmland habitats. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 16, p. 349-357, 1979.

WILCOX, B. A.; MURPHY, D. D. Conservation Strategy: the effects of fragmentation on extinction. **American Naturalist**, Chicago, v. 125, p. 879-887, 1985.

WILLIS, E. O. Population and local extinctions of birds on Barro Colorado Island, Panama. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 44, p. 153-169, 1974.

WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in Southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 33, p. 1-25, 1979.

WILSON, E. O.; WILLIS, E. O. Applied biogeography. In: CODY, M. L.; DIAMOND, J. M (Ed.). **Ecology and Evolution of Communities**. Cambridge: Harvard University Press, 1975. p. 552-534.

WILSON, E. O. The current state of biological diversity. In: WILSON, E. O. (Ed.). **Biodiversity**. Washington, DC: National Academic Press, 1998. p. 3-18.

WILSON, M. F. Loss and habitat connectivity hinders pair formation and juvenile dispersal of chucoa tapaculos in Chilean rainforest. **Condor**, Los Angeles, v. 106, p. 166-171, 2004.

YAHNER, R. H. Seasonal dynamics, habitat relationships, and management of avifauna in farmstead shelterbelts. **Journal of Wildlife Management**, Bethesda, v. 47, n. 1, p. 85-104, 1983.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. New Jersey: Prentice Hall, 1999.

## APÊNDICE 1

Plantas ornitocóricas marcadas nas parcelas dos fragmentos e cercas-vivas.

Famílias	Espécies	Número total de plantas marcadas	
		Fragmentos	Cercas-vivas
Anacardiaceae	<i>Lithraea mollioides</i>	3	6
	<i>Schinus terebinthifolius</i>	0	2 <sup>a</sup>
Araceae	<i>Philodendron</i> sp.	0	1
Arecaceae	<i>Syagrus rumansofiana</i>	0	1 <sup>a</sup>
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum deciduum</i>	1	1
	<i>E. cuneifolium</i>	2	2
Monimiaceae	<i>Siparuna guianensis</i>	1 <sup>a</sup>	3
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i>	0	1
Myrsinaceae	<i>Myrsine umbellata</i>	3 <sup>a</sup>	5
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> sp.	0	1
Rubiaceae	<i>Coffea arabica</i>	3	0
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	0	1 <sup>a</sup>
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i>	21	18
Sapindaceae	<i>Pseudina frutescens</i>	2	1 <sup>a</sup>
Solanaceae	<i>Cestrum sendteniarum</i>	2	1
	<i>Capsicum frutescens</i>	1	0
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis</i> sp.	0	2 <sup>a</sup>
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i>	0	1

<sup>a</sup> Não produziram frutos nas parcelas durante os meses de estudo.

## APÊNDICE 2

Lista das aves que foram registradas (capturadas e/ou observadas) nas cercas-vivas no sítio Moinho Velho e entorno, Itatiba-SP, entre agosto de 2003 e agosto de 2004 (I parte).

Famílias	Espécies	Nomes vernáculos
Tinamidae	<i>Crypturellus parvirostris</i>	Inhambú-chororó
Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	Urubu
Accipitridae	<i>Buteo albicaudatus</i>	Gavião-de-rabo-branco
	<i>Rupornis magnirostris</i>	Gavião-carijó
Falconidae	<i>Herpetotheres cachinnans</i>	Acuã
	<i>Milvago chimachima</i>	Carrapateiro
	<i>Polyborus plancus</i>	Carcará
Cracidae	<i>Penelope superciliaris</i>	Jacupemba
Rallidae	<i>Aramides cajanea</i>	Saracura-três-potes
Columbidae	<i>Columba cayenensis</i>	Pomba-galega
	<i>C. picazuro</i>	Asa-branca
	<i>Columbina talpacoti</i>	Rolinha
	<i>Leptotila rufaxilla</i>	Gemedeira
	<i>L. verreauxi</i>	Juriti
	<i>Zenaida auriculata</i>	Pomba-de-bando, avoante
Psittacidae	<i>Aratinga leucophthalmus</i>	Periquito-maracanã
Cuculidae	<i>Crotophaga ani</i>	Anu-preto
	<i>Guira guira</i>	Anu-branco
	<i>Piaya cayana</i>	Alma-de-gato
Caprimulgidae	<i>Nyctdromus albicollis</i>	Curiango, bacurau
Trochilidae	<i>Amazilia lactea</i>	Beija-flor-de-peito-azul
	<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	Besourinho-de-bico-vermelho
	<i>Colibri serrirostris</i>	Beija-flor-de-orelha-violeta
	<i>Eupetomena macroura</i>	Tesourão
	<i>Phaethornis eurynome</i>	Rabo-branco-de-garganta-rajada
	<i>P. pretrei</i>	Rabo-branco-de-sobre-amarelo
Ramphastidae	<i>Thalurania glaucopis</i>	Tesoura-de-frente-violeta
	<i>Ramphastos toco</i>	Tucanuçu
Picidae	<i>Colaptes campestris</i>	Pica-pau-verde-barrado
	<i>C. melanochloros</i>	Pica-pau-do-campo
	<i>Picumnus temminkii</i>	Pica-pau-anão-barrado
	<i>Veniliornis spilogaster</i>	Pica-pauzinho-verde-carijó
Furnariidae	<i>Synallaxis ruficapilla</i>	Pichororé
	<i>S. spixi</i>	João-teneném
Thamnophilidae	<i>Dysithamnus mentalis</i>	Choquinha-lisa
	<i>Thamnophilus caeruleus</i>	Choca-da-mata
Tyrannidae	<i>Camptostoma obsoletum</i>	Risadinha
	<i>Elaenia flavogaster</i>	Guaracava-de-barriga-amarela
	<i>E. mesoleuca</i>	Tuque
	<i>Megarhynchus pitangua</i>	Bentevi-de-bico-chato

## APÊNDICE 2

Continuação (II parte).

Famílias	Espécies	Nomes vernáculos
	<i>Myiarchus ferox</i>	Maria-cavaleira
	<i>M. swainsoni</i>	Irrê
	<i>M. tyrannulus</i>	Maria-cavaleira-de-rabo-enferrujado
	<i>Myiodynastes maculatus</i>	Bentevi-rajado
	<i>Myiozetetes similis</i>	Bentevizinho-penacho-vermelho
	<i>Pitangus sulphuratus</i>	Bentevi
	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	Bico-chato-de-orelha-preta
	<i>Tyrannus melancholicus</i>	Suiriri
	<i>Xolmis velata</i>	Maria-branca
Hirundinidae	<i>Notiochelidon cyanoleuca</i>	Andorinha
	<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	Andorinha-serrador
Corvidae	<i>Cyanocorax cristatellus</i>	Gralha-do-campo
Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	Corruíra
Muscicapidae	<i>Turdus amaurochalinus</i>	Sabiá-poca
	<i>T. leucomelas</i>	Sabiá-barranco
	<i>T. rufiventris</i>	Sabiá-laranjeira
Vireonidae	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Pitiguari
	<i>Vireo olivaceus</i>	Juruviara
Emberizidae	<i>Basileuterus hypoleucus</i>	Pula-pula
	<i>B. leucoblepharus</i>	Pula-pula-assobiador
	<i>Coereba falveola</i>	Cambacica
	<i>Conirostrum speciosum</i>	Figuinha
	<i>Coryphospingus cucullatus</i>	Tico-tico-rei
	<i>Dacnis cayana</i>	Saí-azul, saíra
	<i>Euphonia chlorotica</i>	Gutaramo-fifi
	<i>Molothrus bonariensis</i>	Chopim
	<i>Saltator similis</i>	Trinca-ferro
	<i>Sporophila caerulea</i>	Coleirinha
	<i>Tachyphonus coronatus</i>	Tiê-preto
	<i>Tangara cayana</i>	Saíra-cabocla
	<i>Tersina viridis</i>	Saí-andorinha
	<i>Thraupis sayaca</i>	Sanhaço-cinzento
	<i>Thlypopsis sordida</i>	Canário-sapé
	<i>Trichothraupis melanops</i>	Tié-de-topete
	<i>Volatinia jacarina</i>	Tziu
	<i>Zonotrichia capensis</i>	Tico-tico

## APÊNDICE 3

Fotos de algumas aves capturadas vivas no sítio Moinho Velho e entorno, Itatiba-SP durante o estudo (I parte)



1. *Phaethornis pretrei*
2. *Tachyphonus coronatus* (♂)
3. *Malacoptila striata*
4. *Veniliornis spilogaster*
5. *Thalurania glaucopis* (♂)

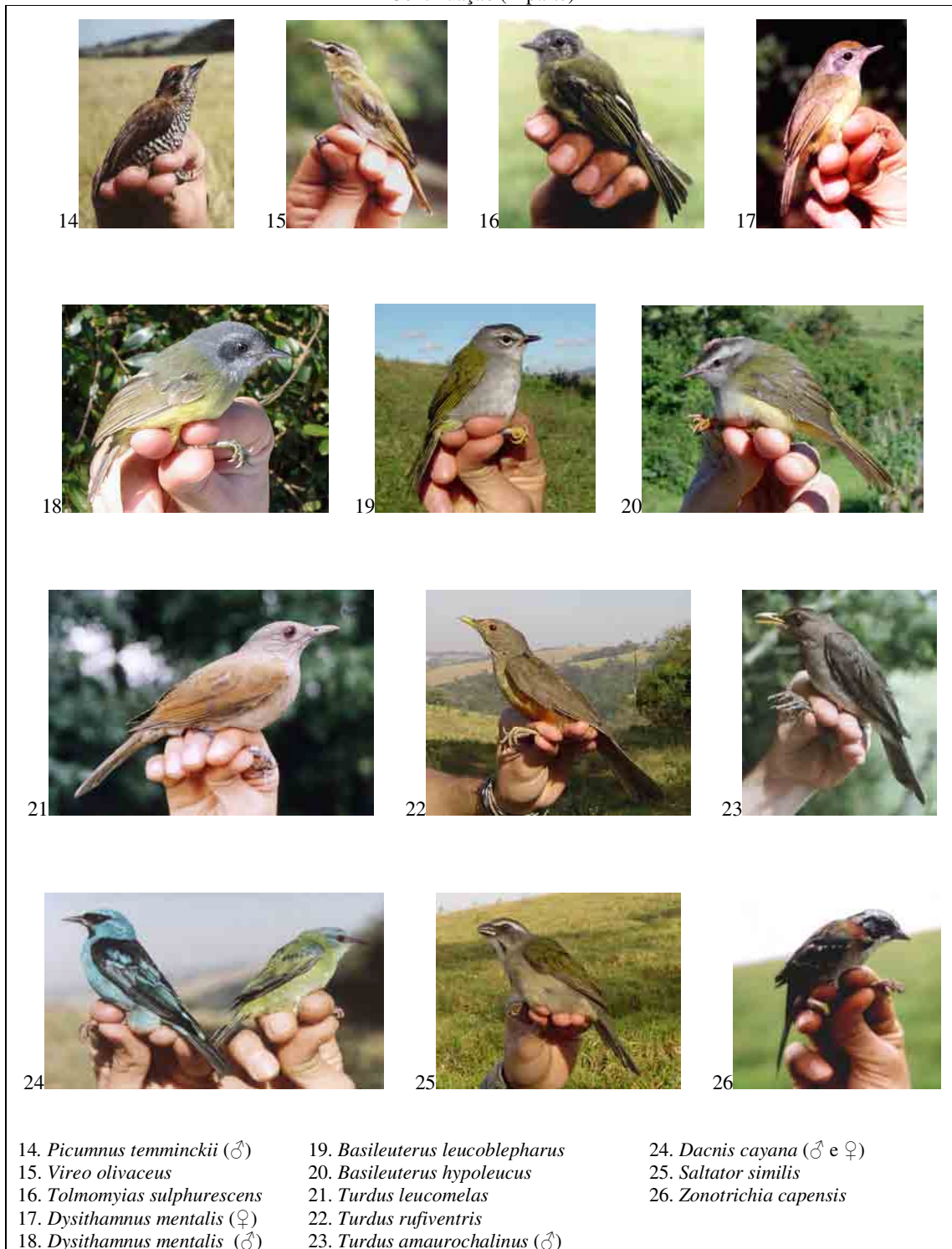
6. *Thalurania glaucopis* (♀)
7. *Amazilia lactea*
8. *Celeus flavescens* (♀)
9. *Leptotila verreauxi*
10. *Myiodynastes maculatus*

11. *Thamnophilus caerulescens* (♂)
12. *Thamnophilus caerulescens* (♀)
13. *Automolus leucophthalmus*



## APÊNDICE 3

Continuação (II parte)



## APÊNDICE 4

Número de frutos maduros/m<sup>2</sup> mensais que foram amostrados nas cercas-vivas e nos fragmentos no sítio Moinho Velho e entorno, Itatiba-SP, entre agosto de 2003 e agosto de 2004<sup>a</sup>.

Espécies	Meses												
	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago
<b>Fragmentos</b>													
<i>Casearia sylvestris</i>	0	0	0,08	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0
<i>Capsicum frutescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cestrum sendeniarum</i>	0	0	0,01	0,03	0,008	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coffea arabica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0,18	0
<i>Erythroxylum deciduum</i>	0	0	0	0	1,04	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. cuneifolium</i>	0	0	0	0	0	0,04	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Lithraea mollioides</i>	0	0	0	33,33	25,00	1,67	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudina frutescens</i>	0,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Cercas-vivas</b>													
<i>Casearia sylvestris</i>	0	2,34	0,23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cestrum sendeniarum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,007	0
<i>Erythroxylum cuneifolium</i>	0	0	0	0	0	3,37	0,06	0	0	0	0	0	0,01
<i>E. deciduum</i>	0	0	0	0	0,21	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eugenia</i> sp.	0,02	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Maclura tinctoria</i>	0	0	0	0	0	1,04	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myrsine umbellata</i>	0	0	0,07	0,04	0,29	0,01	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lantana camara</i>	0	0	0,04	0,007	0	0	0,02	0,007	0	0	0	0	0
<i>Lithraea mollioides</i>	0	0	0	1,04	1,04	2,08	0,69	0	0	0	0	0	0
<i>Philodendron</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0,55	0	0	0	0	0	0
<i>Siparuna guianensis</i>	0	0	0,01	0,007	0,02	0,007	0	0	0	0	0	0	0

<sup>a</sup> Apenas para as espécies que frutificaram.

## APÊNDICE 5

Média da biomassa seca e do número de artrópodes amostrados nas parcelas entre setembro de 2003 e agosto de 2004 (I parte).

Fragmentos	Ordens	Meses									
		Set		Out		Nov		Dez		Jan	
		Biomassa (g/m <sup>2</sup> )	N/m <sup>2</sup>	Biomassa (g/m <sup>2</sup> )	N/m <sup>2</sup>	Biomassa (g/m <sup>2</sup> )	N/m <sup>2</sup>	Biomassa (g/m <sup>2</sup> )	N/m <sup>2</sup>	Biomassa (g/m <sup>2</sup> )	N/m <sup>2</sup>
	Aranae	3,1 x 10 <sup>-4</sup>	0,97	2,6 x 10 <sup>-4</sup>	0,79	8,3 x 10 <sup>-4</sup>	0,89	1,3 x 10 <sup>-3</sup>	1,17	6,1 x 10 <sup>-3</sup>	1,05
	Blattaria	5,5 x 10 <sup>-5</sup>	0,07	5,8 x 10 <sup>-4</sup>	0,14	5,0 x 10 <sup>-4</sup>	0,25	4,8 x 10 <sup>-4</sup>	0,24	1,9 x 10 <sup>-4</sup>	0,11
	Coleoptera	4,4 x 10 <sup>-5</sup>	0,15	9,5 x 10 <sup>-5</sup>	0,14	4,5 x 10 <sup>-4</sup>	0,31	4,9 x 10 <sup>-4</sup>	0,18	1,5 x 10 <sup>-4</sup>	0,22
	Diptera	1,5 x 10 <sup>-5</sup>	0,74	1,6 x 10 <sup>-4</sup>	0,26	1,6 x 10 <sup>-4</sup>	0,48	7,3 x 10 <sup>-4</sup>	1,11	1,8 x 10 <sup>-4</sup>	0,93
	Hemiptera	8,4 x 10 <sup>-6</sup>	0,19	5,4 x 10 <sup>-5</sup>	0,08	4,3 x 10 <sup>-4</sup>	0,06	8,3 x 10 <sup>-5</sup>	0,05	1,1 x 10 <sup>-4</sup>	0,04
	Homoptera	1,0 x 10 <sup>-5</sup>	0,53	4,8 x 10 <sup>-5</sup>	0,31	7,3 x 10 <sup>-5</sup>	0,30	4,8 x 10 <sup>-5</sup>	0,18	3,5 x 10 <sup>-4</sup>	0,34
	Hymenoptera	3,0 x 10 <sup>-6</sup>	0,12	6,1 x 10 <sup>-5</sup>	0,13	1,7 x 10 <sup>-4</sup>	0,47	1,5 x 10 <sup>-4</sup>	0,56	6,4 x 10 <sup>-5</sup>	0,55
	Lepidoptera (adulto)	1,7 x 10 <sup>-5</sup>	0,25	1,1 x 10 <sup>-4</sup>	0,16	2,7 x 10 <sup>-4</sup>	0,30	1,5 x 10 <sup>-3</sup>	0,59	5,1 x 10 <sup>-4</sup>	0,64
	Lepidoptera (larva)	3,1 x 10 <sup>-6</sup>	0,07	2,5 x 10 <sup>-5</sup>	0,05	2,0 x 10 <sup>-5</sup>	0,10	1,5 x 10 <sup>-4</sup>	0,10	6,8 x 10 <sup>-5</sup>	0,05
	Neuroptera	9,0 x 10 <sup>-6</sup>	0,05	0	0	9,1 x 10 <sup>-6</sup>	0,03	2,6 x 10 <sup>-6</sup>	0,00	8,8 x 10 <sup>-6</sup>	0,01
	Orthoptera	1,6 x 10 <sup>-5</sup>	0,05	2,2 x 10 <sup>-4</sup>	0,06	4,1 x 10 <sup>-4</sup>	0,55	2,9 x 10 <sup>-4</sup>	0,29	1,5 x 10 <sup>-4</sup>	0,08
	Outros	2,0 x 10 <sup>-5</sup>	0,08	1,6 x 10 <sup>-6</sup>	0,08	2,0 x 10 <sup>-5</sup>	0,02	2,0 x 10 <sup>-6</sup>	0,01	1,8 x 10 <sup>-5</sup>	0,01
	<b>Média</b>	1,1 x 10 <sup>-3</sup>	3,33	1,2 x 10 <sup>-3</sup>	2,20	3,1 x 10 <sup>-3</sup>	3,77	5,3 x 10 <sup>-3</sup>	4,46	7,9 x 10 <sup>-3</sup>	4,01
	<b>± Desvio padrão</b>	8,3 x 10 <sup>-4</sup>	1,75	8,1 x 10 <sup>-4</sup>	0,66	1,8 x 10 <sup>-3</sup>	1,22	3,5 x 10 <sup>-3</sup>	1,95	8,2 x 10 <sup>-3</sup>	2,42
<b>Cercas-vivas</b>											
	Aranae	2,7 x 10 <sup>-4</sup>	0,77	3,5 x 10 <sup>-4</sup>	0,88	4,7 x 10 <sup>-4</sup>	0,92	1,6 x 10 <sup>-3</sup>	0,92	4,5 x 10 <sup>-3</sup>	0,89
	Blattaria	3,8 x 10 <sup>-5</sup>	0,04	6,8 x 10 <sup>-5</sup>	0,03	3,5 x 10 <sup>-4</sup>	0,22	1,0 x 10 <sup>-3</sup>	0,23	1,7 x 10 <sup>-4</sup>	0,10
	Coleoptera	2,3 x 10 <sup>-5</sup>	0,17	2,4 x 10 <sup>-4</sup>	0,09	1,0 x 10 <sup>-4</sup>	0,15	3,4 x 10 <sup>-4</sup>	0,20	2,1 x 10 <sup>-4</sup>	0,16
	Diptera	3,6 x 10 <sup>-5</sup>	0,28	3,3 x 10 <sup>-5</sup>	0,24	7,8 x 10 <sup>-5</sup>	0,32	6,0 x 10 <sup>-4</sup>	2,74	4,8 x 10 <sup>-4</sup>	2,69
	Hemiptera	8,4 x 10 <sup>-6</sup>	0,07	3,8 x 10 <sup>-5</sup>	0,02	4,1 x 10 <sup>-5</sup>	0,02	1,6 x 10 <sup>-4</sup>	0,01	2,4 x 10 <sup>-5</sup>	0,02
	Homoptera	4,1 x 10 <sup>-5</sup>	0,24	5,9 x 10 <sup>-5</sup>	0,15	4,7 x 10 <sup>-5</sup>	0,12	6,0 x 10 <sup>-6</sup>	0,05	2,4 x 10 <sup>-5</sup>	0,05
	Hymenoptera	4,8 x 10 <sup>-5</sup>	0,19	6,0 x 10 <sup>-5</sup>	0,13	2,7 x 10 <sup>-4</sup>	0,65	1,5 x 10 <sup>-4</sup>	0,74	1,4 x 10 <sup>-4</sup>	1,20
	Lepidoptera (adulto)	7,5 x 10 <sup>-5</sup>	0,11	1,6 x 10 <sup>-4</sup>	0,24	3,3 x 10 <sup>-4</sup>	0,36	2,0 x 10 <sup>-4</sup>	0,53	1,2 x 10 <sup>-3</sup>	0,57
	Lepidoptera (larva)	1,5 x 10 <sup>-5</sup>	0,03	3,3 x 10 <sup>-6</sup>	0,03	1,0 x 10 <sup>-5</sup>	0,04	4,0 x 10 <sup>-6</sup>	0,02	6,6 x 10 <sup>-4</sup>	0,03
	Neuroptera	3,8 x 10 <sup>-6</sup>	0,01	0	0	4,3 x 10 <sup>-6</sup>	0,01	6,0 x 10 <sup>-6</sup>	0,01	0	0
	Orthoptera	1,9 x 10 <sup>-4</sup>	0,06	1,7 x 10 <sup>-4</sup>	0,03	4,5 x 10 <sup>-4</sup>	0,11	2,9 x 10 <sup>-4</sup>	0,08	1,9 x 10 <sup>-4</sup>	0,02
	Outros	1,9 x 10 <sup>-5</sup>	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0
	<b>Média</b>	7,6 x 10 <sup>-4</sup>	2,19	8,3 x 10 <sup>-4</sup>	1,85	2,3 x 10 <sup>-3</sup>	2,90	4,3 x 10 <sup>-3</sup>	5,53	7,5 x 10 <sup>-3</sup>	5,73
	<b>± Desvio padrão</b>	4,9 x 10 <sup>-4</sup>	1,16	5,7 x 10 <sup>-4</sup>	1,38	1,5 x 10 <sup>-3</sup>	0,70	2,8 x 10 <sup>-3</sup>	5,35	5,6 x 10 <sup>-3</sup>	5,16

## APÊNDICE 5

Continuação (II parte).

Fragmentos	Ordens	Meses									
		Fev		Mar		Abr		Mai		Jun	
		Biomassa	N/m <sup>2</sup>	Biomassa	N/m <sup>2</sup>	Biomassa	N/m <sup>2</sup>	Biomassa	N/m <sup>2</sup>	Biomassa	N/m <sup>2</sup>
	Aranae	1,5 x 10 <sup>-2</sup>	0,92	3,7 x 10 <sup>-3</sup>	0,67	1,3 x 10 <sup>-3</sup>	0,50	1,9 x 10 <sup>-3</sup>	0,48	8,9 x 10 <sup>-4</sup>	0,57
	Blattaria	3,2 x 10 <sup>-4</sup>	0,08	6,9 x 10 <sup>-5</sup>	0,03	1,5 x 10 <sup>-4</sup>	0,05	4,7 x 10 <sup>-6</sup>	0,01	2,0 x 10 <sup>-6</sup>	0,004
	Coleoptera	1,3 x 10 <sup>-4</sup>	0,20	5,9 x 10 <sup>-5</sup>	0,11	6,1 x 10 <sup>-5</sup>	0,12	2,5 x 10 <sup>-5</sup>	0,08	4,3 x 10 <sup>-5</sup>	0,11
	Diptera	2,8 x 10 <sup>-4</sup>	1,32	3,2 x 10 <sup>-4</sup>	1,26	9,8 x 10 <sup>-4</sup>	0,69	5,9 x 10 <sup>-5</sup>	0,39	4,1 x 10 <sup>-5</sup>	0,39
	Hemiptera	1,1 x 10 <sup>-4</sup>	0,04	2,7 x 10 <sup>-5</sup>	0,03	1,0 x 10 <sup>-5</sup>	0,03	1,6 x 10 <sup>-2</sup>	0,02	5,2 x 10 <sup>-6</sup>	0,03
	Homoptera	7,0 x 10 <sup>-5</sup>	0,27	4,2 x 10 <sup>-5</sup>	0,28	3,4 x 10 <sup>-5</sup>	0,30	7,8 x 10 <sup>-7</sup>	0,37	6,2 x 10 <sup>-5</sup>	0,37
	Hymenoptera	8,7 x 10 <sup>-5</sup>	0,41	4,5 x 10 <sup>-5</sup>	0,17	2,7 x 10 <sup>-5</sup>	0,23	6,2 x 10 <sup>-4</sup>	0,58	4,7 x 10 <sup>-5</sup>	0,13
	Lepidoptera (adulto)	4,4 x 10 <sup>-4</sup>	0,76	2,4 x 10 <sup>-4</sup>	0,58	3,5 x 10 <sup>-4</sup>	0,61	1,9 x 10 <sup>-4</sup>	0,30	9,6 x 10 <sup>-4</sup>	0,30
	Lepidoptera (larva)	1,2 x 10 <sup>-4</sup>	0,10	3,1 x 10 <sup>-5</sup>	0,09	6,8 x 10 <sup>-5</sup>	0,05	3,8 x 10 <sup>-4</sup>	0,07	6,6 x 10 <sup>-5</sup>	0,12
	Neuroptera	3,0 x 10 <sup>-5</sup>	0,02	8,5 x 10 <sup>-6</sup>	0,03	1,2 x 10 <sup>-5</sup>	0,03	4,1 x 10 <sup>-6</sup>	0,004	0	0
	Orthoptera	2,7 x 10 <sup>-4</sup>	0,05	3,5 x 10 <sup>-4</sup>	0,05	5,2 x 10 <sup>-5</sup>	0,04	8,3 x 10 <sup>-5</sup>	0,04	5,5 x 10 <sup>-5</sup>	0,04
	Outros	9,4 x 10 <sup>-6</sup>	0,33	0	0	1,8 x 10 <sup>-6</sup>	0,004	0	0	0	0
	<b>Média</b>	1,6 x 10 <sup>-2</sup>	4,50	4,9 x 10 <sup>-3</sup>	3,30	2,2 x 10 <sup>-3</sup>	2,64	3,3 x 10 <sup>-3</sup>	2,34	1,3 x 10 <sup>-3</sup>	2,05
	<b>± Desvio padrão</b>	3,1 x 10 <sup>-2</sup>	2,25	9,5 x 10 <sup>-3</sup>	1,18	4,0 x 10 <sup>-3</sup>	1,04	4,6 x 10 <sup>-3</sup>	1,54	2,3 x 10 <sup>-3</sup>	0,71
<b>Cercas-vivas</b>											
	Aranae	1,2 x 10 <sup>-2</sup>	0,76	1,2 x 10 <sup>-2</sup>	0,70	3,1 x 10 <sup>-3</sup>	0,44	3,1 x 10 <sup>-3</sup>	0,51	2,8 x 10 <sup>-4</sup>	0,39
	Blattaria	3,9 x 10 <sup>-4</sup>	0,06	2,9 x 10 <sup>-5</sup>	0,01	0	0	2,2 x 10 <sup>-6</sup>	0,01	7,0 x 10 <sup>-6</sup>	0,01
	Coleoptera	3,5 x 10 <sup>-5</sup>	0,08	8,1 x 10 <sup>-5</sup>	0,07	1,9 x 10 <sup>-5</sup>	0,08	1,9 x 10 <sup>-6</sup>	0,06	6,4 x 10 <sup>-5</sup>	0,08
	Diptera	1,6 x 10 <sup>-4</sup>	1,08	2,5 x 10 <sup>-4</sup>	0,91	8,6 x 10 <sup>-5</sup>	0,63	8,9 x 10 <sup>-5</sup>	0,44	4,3 x 10 <sup>-5</sup>	0,47
	Hemiptera	5,3 x 10 <sup>-5</sup>	0,01	0	0	3,0 x 10 <sup>-5</sup>	0,01	0	0	1,1 x 10 <sup>-5</sup>	0,03
	Homoptera	6,9 x 10 <sup>-5</sup>	0,20	3,4 x 10 <sup>-5</sup>	0,24	3,9 x 10 <sup>-5</sup>	0,20	1,0 x 10 <sup>-7</sup>	0,19	6,2 x 10 <sup>-5</sup>	0,35
	Hymenoptera	1,5 x 10 <sup>-4</sup>	1,43	3,0 x 10 <sup>-5</sup>	0,49	1,4 x 10 <sup>-4</sup>	1,01	2,5 x 10 <sup>-4</sup>	0,56	9,5 x 10 <sup>-5</sup>	0,32
	Lepidoptera (adulto)	3,6 x 10 <sup>-4</sup>	0,72	1,9 x 10 <sup>-4</sup>	0,51	2,2 x 10 <sup>-4</sup>	0,49	9,2 x 10 <sup>-5</sup>	0,29	2,4 x 10 <sup>-4</sup>	0,30
	Lepidoptera (larva)	1,8 x 10 <sup>-5</sup>	0,04	5,7 x 10 <sup>-6</sup>	0,03	1,1 x 10 <sup>-4</sup>	0,14	2,0 x 10 <sup>-5</sup>	0,06	3,7 x 10 <sup>-5</sup>	0,08
	Neuroptera	2,5 x 10 <sup>-5</sup>	0,01	2,8 x 10 <sup>-6</sup>	0,01	1,0 x 10 <sup>-6</sup>	0,01	3,0 x 10 <sup>-6</sup>	0,01	9,0 x 10 <sup>-6</sup>	0,00
	Orthoptera	2,7 x 10 <sup>-4</sup>	0,07	5,9 x 10 <sup>-5</sup>	0,04	7,0 x 10 <sup>-5</sup>	0,03	1,6 x 10 <sup>-5</sup>	0,03	1,3 x 10 <sup>-5</sup>	0,01
	Outros	1,0 x 10 <sup>-8</sup>	0,01	0	0	2,6 x 10 <sup>-5</sup>	0,10	0	0	0	0
	<b>Média</b>	1,3 x 10 <sup>-2</sup>	4,47	1,3 x 10 <sup>-2</sup>	3,03	3,9 x 10 <sup>-3</sup>	3,16	3,6 x 10 <sup>-3</sup>	2,15	8,6 x 10 <sup>-4</sup>	2,06
	<b>± Desvio padrão</b>	1,8 x 10 <sup>-2</sup>	3,27	2,6 x 10 <sup>-3</sup>	1,91	5,4 x 10 <sup>-3</sup>	2,47	5,9 x 10 <sup>-3</sup>	1,12	6,8 x 10 <sup>-4</sup>	0,71

## APÊNDICE 5

Continuação (III parte).

Fragmentos	Ordens	Meses			
		Jul		Ago	
		Biomassa (g/m <sup>2</sup> )	N/m <sup>2</sup>	Biomassa (g/m <sup>2</sup> )	N/m <sup>2</sup>
	Aranae	7,2 x 10 <sup>-5</sup>	0,40	1,3 x 10 <sup>-4</sup>	0,58
	Blattaria	2,0 x 10 <sup>-6</sup>	0,004	1,3 x 10 <sup>-5</sup>	0,03
	Coleoptera	1,2 x 10 <sup>-5</sup>	0,11	1,6 x 10 <sup>-5</sup>	0,05
	Diptera	5,3 x 10 <sup>-5</sup>	0,46	4,3 x 10 <sup>-5</sup>	0,40
	Hemiptera	3,9 x 10 <sup>-5</sup>	0,05	6,7 x 10 <sup>-6</sup>	0,01
	Homoptera	6,2 x 10 <sup>-5</sup>	0,44	6,9 x 10 <sup>-6</sup>	0,27
	Hymenoptera	3,4 x 10 <sup>-5</sup>	0,15	2,3 x 10 <sup>-5</sup>	0,08
	Lepidoptera (adulto)	1,1 x 10 <sup>-3</sup>	0,32	1,6 x 10 <sup>-4</sup>	0,40
	Lepidoptera (larva)	1,0 x 10 <sup>-5</sup>	0,09	1,2 x 10 <sup>-5</sup>	0,06
	Neuroptera	0	0	4,9 x 10 <sup>-6</sup>	0,01
	Orthoptera	1,7 x 10 <sup>-4</sup>	0,02	3,0 x 10 <sup>-7</sup>	0,01
	Outros	0	0	0	0
	<b>Média</b>	5,7 x 10 <sup>-4</sup>	2,03	4,1 x 10 <sup>-4</sup>	1,91
	<b>± Desvio padrão</b>	5,6 x 10 <sup>-4</sup>	0,76	2,9 x 10 <sup>-4</sup>	0,68
<b>Cercas-vivas</b>					
	Aranae	2,8 x 10 <sup>-5</sup>	0,23	6,4 x 10 <sup>-5</sup>	0,33
	Blattaria	0	0	3,0 x 10 <sup>-5</sup>	0,04
	Coleoptera	3,9 x 10 <sup>-6</sup>	0,04	2,6 x 10 <sup>-6</sup>	0,02
	Diptera	4,4 x 10 <sup>-5</sup>	0,24	2,7 x 10 <sup>-5</sup>	0,20
	Hemiptera	1,8 x 10 <sup>-5</sup>	0,02	5,5 x 10 <sup>-6</sup>	0,01
	Homoptera	1,4 x 10 <sup>-5</sup>	0,10	1,7 x 10 <sup>-5</sup>	0,15
	Hymenoptera	2,1 x 10 <sup>-5</sup>	0,13	1,1 x 10 <sup>-6</sup>	0,01
	Lepidoptera (adulto)	6,1 x 10 <sup>-5</sup>	0,17	6,7 x 10 <sup>-5</sup>	0,26
	Lepidoptera (larva)	2,4 x 10 <sup>-6</sup>	0,01	1,4 x 10 <sup>-6</sup>	0,02
	Neuroptera	0	0	1,9 x 10 <sup>-6</sup>	0,01
	Orthoptera	0	0	2,3 x 10 <sup>-5</sup>	0,01
	Outros	0	0	0	0
	<b>Média</b>	1,9 x 10 <sup>-4</sup>	0,94	2,4 x 10 <sup>-4</sup>	1,08
	<b>± Desvio padrão</b>	1,4 x 10 <sup>-4</sup>	0,52	1,6 x 10 <sup>-4</sup>	0,33