

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Considerações sobre o uso de florestas secundárias por aves de sub-  
bosque em uma paisagem fragmentada na Amazônia Central.

João Vitor Campos e Silva

Manaus, AM

Março 2010

João Vitor Campos e Silva

Considerações sobre o uso de florestas secundárias por aves de sub-bosque em uma paisagem fragmentada na Amazônia Central.

**Orientadora: Marina Anciães**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do INPA, como parte dos requisitos para a obtenção do título de mestre em Biologia (Ecologia).

Manaus, AM

Março 2010

S586

Silva, João Vitor Campos e  
Considerações sobre o uso de florestas secundárias por aves  
de sub-osque em uma paisagem fragmentada  
na Amazônia central / João Vitor Campos e Silva.--- Manaus :  
[s.n.], 2010. xii, 41 f. : il. color.

Dissertação (mestrado)-- INPA, Manaus, 2010  
Orientador : Marina Anciães  
Área de concentração : Ecologia

1. Aves - Floresta secundária – Amazônia. 2. Aves – Ecologia. 3.  
Capoeira. 4. Espécies em extinção. I. Título.

CDD 19.ed.598.045

**Sinopse:**

Verificamos se um grupo de espécies de aves de sub-bosque habita a floresta secundária da mesma forma que a floresta primária. Incluímos nas análises a

idade e se sexo dos indivíduos para testar se essas variáveis influenciam o padrão de uso do habitat.

**Palavras-chave:** capoeira, fragmentação, matriz.

**Dedico este trabalho a todos aqueles  
que procuram ouvir com o coração o  
gorjear de um passarinho.**

## **Agradecimentos**

O mestrado foi uma fase bastante especial em minha vida, dentre os inúmeros aprendizados, compreendi que não há uma boa Ciência se não houver diálogo, trocas e colaborações.

Portanto, agradeço de coração primeiramente a minha família pela oportunidade de estudo nesse país ainda carente de educação!

Agradeço à Marina Anciães pela orientação amistosa, pela confiança e pelas oportunidades.

Agradeço ao Gonçalo Ferraz, Phil Stouffer, Érik Johnson, Sérgio Borges, Bill Magnussom, Dadão, Magali Henriques e Mário Cohn-Haft, professores que contribuíram muito com minha dissertação e me fizeram compreender o que é a ciência e o que ela representa para um país como o Brasil.

Agradeço também a Tomas Lovejoy, Renata Valente, Gonçalo Ferraz, Mario Cohn-Haft, Magalli Henriques e José Luís Camargo pelas grandiosas sugestões que fizeram a meu plano de dissertação.

Agradeço ao Laboratório de ecologia e comportamento de aves - LABECA pelo apoio nas idas a campo.

Agradeço em especial a todas as pessoas que me ajudaram em campo: Biazinha, Gabi, Sandra, Ana portuga, Ana Carlana, Maria Laura, Mari Tolentino, Artur e Nádía, Edson passarinho, Isabella, Luke, Érik, Karl, Ana Andrade e seu Jairo.

Agradeço a todo o PDBFF – Zé Luís, Dri, Ângela, Cleucilene, Ary, Rosely e Dona Mirtes, Seu Jairo, Seu Cícero, João de Deus, João Batista, Lucas, Juruna. Sem essas pessoas toda a contribuição científica do PDBFF não existiria.

Agradeço a Rede DB de supermercados, em especial ao Guto por todo apoio ao meu projeto e por tratar a interface Empreendedorismo/Ciência com muita nobreza.

Agradeço a rapaziada que mora comigo: Berna Sam, Zeca veio, Fumaça, China, Guiga, Brunão Mocarongo, por todos os momentos agradáveis.

Por fim, agradeço todos os grandes amigos que encontrei por aqui que, juntamente com o samba, fazem da minha vida uma feliz aquarela, não citarei nomes para não cometer o risco de esquecer alguém, já que os amigos são muitos e a memória é pouca!

## **Resumo**

Na Amazônia, as taxas de desmatamento crescem desde 1991 e as previsões não são otimistas quanto ao desaceleramento desse processo. A devastação da floresta é acompanhada de uma expansão de florestas secundárias (FS) que se estabelecem nas áreas abandonadas. Segundo previsões, a tendência é um aumento de florestas secundárias, resultando num mosaico de floresta contínua e fragmentos separados por uma matriz de capoeira. Nesse cenário, autores acreditam que a Amazônia pode ser palco de um processo massivo de extinção de espécies devido à destruição das florestas. Por outro lado, a previsão de um processo massivo de extinção pode ser equivocada, pois muitas espécies florestais poderiam sobreviver nas florestas secundárias. Para avaliar o valor das florestas secundárias para espécies florestais amostramos por oito meses com redes de neblina uma capoeira (FS) de 20 anos de regeneração e a floresta primária (FP) de uma paisagem fragmentada nas aéreas do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais PDBFF, em Manaus-AM. Algumas espécies de floresta primária como *Deconychura stictolaema*, *Hylexetastes perrotii*, *Cyphorhinus aradus*, *Sclerurus ruficularis*, e *Schiffornis turdina* não foram capturadas na capoeira e aparentemente evitam esse tipo de hábitat. No entanto, a maioria das espécies do grupo focal não apresentou diferença significativa na sobrevivência aparente entre os ambientes, o que nos indica estão habitando a capoeira e a floresta primária da mesma forma. Na realidade amazônica, onde grande parte da matriz é composta por floresta secundária, a matriz tem valor para conservação e deve ser analisada como um elemento dinâmico que não apenas permite a movimentação de indivíduos, mas também serve de hábitat para muitas espécies de floresta primária. Mas ressalto que é fundamental a preservação de áreas de floresta primária que servirão de fonte às florestas secundárias adjacentes.

**Palavras-chave:** capoeiras, aves, conservação, sobrevivência aparente

## **Abstract**

Rates of deforestation in the Brazilian Amazon have increased since 1991 and forecasts are not optimistic about the slowing of this process. Some authors believe that the Amazon may be experiencing a massive process of species extinction due to forests destruction. However, the deforestation forest is accompanied by the expansion of secondary forests (*capoeira*) that are established in the abandoned areas. According to the forecasts, the trend is an increase in secondary forests cover, resulting in a mosaic of continuous forest and fragments separated by an array of secondary forests (*capoeira*). In this scenario, the prediction of a massive extinction could be wrong if many forest species could survive in the secondary forests. To assess the importance of secondary forests for the understory birds we sampled areas in regeneration for 24 years and a continuous forest of a fragmented landscape in the area of biological dynamics of forest fragments Project - BDFFP in Manaus, AM, Brazil. We conducted mist netting (24 nets/day) for six consecutive days/month, for 8 months (May-November) in 2009. Some forest species as *Deconychura stictolaema*, *Hylexetastes Perotti*, *Cyphorhinus aradus*, *Sclerurus rufigula*, and *Schiffornis turdina* do not seem to be adapted to the capoeiras environment and their occurrences are restricted to continuous forest environments. But most focal species showed no significant difference in apparent survival rates between the environments, suggesting that these species inhabit the secondary forest and the primary forest similarly. Because most of the matrix in fragmented landscapes are composed by secondary forests, such results highlights the conservation value that these habitats present in the long term. Thus, capoeiras should be regarded as dynamic matrix that not only allows the movement of individuals but also function as habitat for many species typical of primary forests.

**Palavras-chave:** secondary forests, apparent survive, avian conservation

## SUMÁRIO

<b>Artigo</b> .....	1
<i>Resumo</i> .....	1
<i>Introdução</i> .....	2
<i>Objetivos</i> .....	6
<i>Métodos</i> .....	7
Área de Estudo.....	7
Espécies focais.....	8
Desenho Amostral .....	8
<i>Análises</i> .....	9
<i>Resultados</i> .....	10
<i>Discussão</i> .....	12
<i>Conclusões</i> .....	18
<i>Referências Bibliográficas</i> .....	19
<i>Figuras</i> .....	27
Figura1(Área de estudo).....	27
Figura 2(Desenho amostral).....	28
Figura 3 (Efeito de FP sobre $\Phi$ ).....	29
Figura 4 ( $\Phi$ do grupo focal).....	30
Figura 5 ( $\Phi$ habitat ^ idade).....	31
Figura 6 ( $\Phi$ sexo).....	32
Figura 7 ( $\Phi$ habitat ^ sexo).....	33
Figura 8 (Teste t pareado para as distâncias de recaptura).....	34
<i>Tabelas</i> .....	35
Tabela 1 (grupo focal).....	35
Tabela 2 (Qui quadrado FP x FS).....	36
Tabela 3 (modelos habitat e classe de idade).....	37
Tabela 4 (modelos habitat e sexo).....	39

Tabela 5 (Médias das distâncias de recapturas).....	40
---	----

## Artigo

O presente artigo segue as normas do periódico Biological Conservation

### Resumo

Na Amazônia, as taxas de desmatamento crescem desde 1991 e as previsões não são otimistas quanto ao desaceleramento desse processo. A devastação da floresta é acompanhada de uma expansão de florestas secundárias (FS) que se estabelecem nas áreas abandonadas. Segundo previsões, a tendência é um aumento de florestas secundárias, resultando num mosaico de floresta contínua e fragmentos separados por uma matriz de capoeira. Nesse cenário, autores acreditam que a Amazônia pode ser palco de um processo massivo de extinção de espécies devido à destruição das florestas. Por outro lado, a previsão de um processo massivo de extinção pode ser equivocada, pois muitas espécies florestais poderiam sobreviver nas florestas secundárias. Para avaliar o valor das florestas secundárias para espécies florestais amostramos por oito meses com redes de neblina uma capoeira (FS) de 20 anos de regeneração e a floresta primária (FP) de uma paisagem fragmentada nas aéreas do Projeto dinâmica biológica de fragmentos florestais PDBFF, em Manaus-AM. Algumas species de floresta primária como *Deconychura stictolaema*, *Hylexetastes Perotti*, *Cyphorhinus aradus*, *Sclerurus rufigula*, e *Schiffornis turdina* não foram capturadas na capoeira e aparentemente não estão adaptadas para ocupar esse tipo de hábitat.No entanto, a maioria das espécies do grupo focal não apresentou diferença significativa na sobrevivência aparente entre os ambientes, o que nos indica estão habitando a capoeira e a floresta primária da mesma forma. Na realidade amazônica, onde grande parte da matriz é composta por floresta secundária, a matriz tem valor para conservação e deve ser analisada como um elemento dinâmico que não apenas permite a movimentação de indivíduos, mas também serve de hábitat para muitas espécies de floresta primária.

**Palavras-chave:** capoeiras, aves, conservação, sobrevivência aparente

## 1. INTRODUÇÃO

A fragmentação florestal é um tema bastante abordado por pesquisadores do mundo todo. Embora existam diferentes conceitos e metodologias para mensurá-la, podemos defini-la como um processo dinâmico no qual a floresta contínua é transformada em uma miríade de fragmentos florestais com formas e tamanhos variados, isolados por uma matriz, de formação vegetal diferente da original (Wilcove, 1986, Saunders et al. 1991, Fahrig, 2003).

Tradicionalmente, os estudos de fragmentação identificam três componentes na paisagem: os fragmentos florestais, corredores e a matriz, que pode ser definida como uma porção de terra que sofreu perturbação antrópica como corte e queima (Ricketts, 2001). Em geral, o foco dos estudos sobre fragmentação é o fragmento, sendo a matriz considerada uma área inabitável e hostil para as espécies. Porém, se torna cada vez mais forte o arcabouço teórico que reconhece a importância da matriz na dinâmica e persistência de populações animal e vegetal nos remanescentes florestais, pois ela pode atuar como um filtro seletivo para o movimento das espécies através da paisagem (Fahrig and Merriam 1994, Sisk et al. 1997, Aldrich et al. 1998, Gascon et al. 1999, Ricketts, 2001, Vandermeer and Carvajal, 2001, Cook et al. 2002, Goodwin and Fahrig, 2002, Jules and Shahani, 2003, Carrol et al. 2004, Cook et al. 2004, Haynes et al. 2004, Murphy and Lovett-Doust 2004, Antongiovani and Metzger 2005, Driscoll 2005).

Na Amazônia brasileira a fragmentação florestal em grande escala se iniciou a partir da década de 70 principalmente, com atividades como queimadas, corte seletivo de madeira, assentamentos e principalmente a agropecuária. O desmatamento vem crescendo consideravelmente desde 1991 e é muito provável que continue aumentando devido à expansão agrícola, rodoviária e pecuária (Fearnside, 2006). Se o cenário atual de desmatamento das florestas tropicais for mantido, um processo de extinção em massa é previsto por alguns pesquisadores (Pim and Brooks, 2000, Sohdi et al. 2004).

Por outro lado, a devastação da floresta amazônica é acompanhada de uma expansão de florestas secundárias (capoeiras/FS) que se estabelecem nas áreas abandonadas (Perz and Skole, 2003). Segundo algumas previsões, a tendência é um grande aumento da extensão de florestas secundárias em ambientes tropicais resultando em um grande mosaico de florestas contínuas e fragmentadas separadas por uma matriz de capoeira (Laurance et al. 2001, Laurance, 2006; Wright, 2005).

Esse crescente estabelecimento de florestas secundárias em áreas degradadas fez Wright and Muller-Landau (2006a) propor um modelo onde a previsão de uma extinção em massa para os trópicos poderia estar equivocada. Os autores argumentam que a pressão antrópica sobre as florestas tropicais irá diminuir e que as florestas secundárias podem abrigar muitas espécies de floresta primária, atenuando o processo de perda de espécies. A problemática sobre o valor das capoeiras para espécies florestais gerou controvérsias (Brook et al. 2006; Wright and Muller-Landau, 2006 a, 2006 b), no entanto, faltam dados empíricos que corroborem com uma argumentação mais conclusiva (Gardner et al. 2007).

Sabe-se que muitas espécies de florestas primárias (FP) ocorrem nas florestas em regeneração, mas a composição de espécies pode demorar muito tempo para ficar

equivalente entre os dois ambientes. Além disso, grupos de espécies respondem diferentemente à substituição de uma mata primária por uma capoeira (Dunn 2004, Bowen et al. 2007). Blake and Loiselle (2001) encontraram alta riqueza de aves em florestas secundárias da Costa Rica, os autores argumentam que as capoeiras de diferentes idades fornecem alta variedade de habitat às espécies e isso seria um fator bastante importante para a alta diversidade de espécies da Estação Biológica de La selva.

Na Amazônia central, nas áreas do Projeto Dinâmica Biológica de fragmentos Florestais (PDBFF) Stouffer et al. (2006) verificou que a idade e o histórico da capoeira que circundava os fragmentos florestais foi uma variável importante para a abundância e riqueza de espécies capturadas nos fragmentos. Borges e Stouffer (1999), no mesmo local de estudo, capturaram nas capoeiras espécies anilhadas em fragmentos florestais. Cohn-Haft *et al* (1997) sugere que algumas dessas espécies, características de floresta primária, poderiam estar se locomovendo pelas capoeiras mas não utilizando-as enquanto hábitat. Sberze et al. (2009), também nas áreas do PDBFF, não encontrou diferença na riqueza de espécies de aves noturnas entre floresta primária e floresta secundária, os autores mostraram que as florestas secundárias são importantes para corujas, urutaus e bacuraus.

Com o presente estudo pretendo contribuir com a problemática do valor das florestas secundárias para espécies florestais de aves de sub-bosque. Amostrei uma floresta primária e uma floresta secundária durante oito meses e verifiquei se um grupo de aves de sub-bosque, característico de floresta primária, está realmente habitando a capoeira ou se estão ali apenas de passagem para suprir alguma demanda por recurso, ou para se deslocar entre manchas de hábitat primário. Para testar a hipótese de que as espécies estão apenas se locomovendo pela capoeira estimei a sobrevivência aparente (1-(mortalidade+emigração)) das espécies, pois na escala temporal deste trabalho uma baixa

sobrevivência aparente pode indicar uma baixa fidelidade ao habitat (Parker et al. 2006). Assumindo que a floresta primária é um ambiente de maior qualidade (i.e. alimentos, território), é esperado uma sobrevivência aparente maior quando comparada a um ambiente de baixa qualidade.

Testei também algumas hipóteses referentes à qualidade de hábitat; Brook et al (2006) acredita que as florestas secundárias são depauperadas, dominadas por espécies generalistas, já Wright & Muller-Landau (2006 a, 2006 b) argumentam que as florestas primárias e secundárias podem possuir qualidades semelhantes uma vez que capoeiras, dependendo de sua idade, podem apresentar riqueza e composição de espécies equivalentes às florestas primárias. No caso das aves, a qualidade do hábitat a ser ocupado se relaciona com a idade e classe social; machos reprodutivos, por exemplo, tenderiam a se estabelecer em ambientes de maior qualidade, já os jovens podem ser forçados a ocupar ambientes sub-ótimos onde a probabilidade de atração de fêmeas é reduzida (Holmes et al. 1996). Adicionalmente, a sociabilidade e dominância entre indivíduos poderiam levar a manutenção de territórios fixos nos habitat originais (Prum 1994, Durães et al. 2007). Testei essas hipóteses esperando obter uma maior sobrevivência aparente de indivíduos jovens do que de adultos na floresta secundária.

A qualidade do hábitat influencia também os padrões de movimentação das espécies e os tamanhos dos territórios; estudos mostram que a movimentação é estruturada pelo balanço entre riscos e benefícios do movimento e esse balanço é bastante influenciado pela estrutura da paisagem (Gadgil 1971, Frair et al. 2005). Em ambientes de baixa qualidade o movimento tende a ser direto, minimizando o tempo gasto (Crist et al 1992, Schultz 1998, Schultz & Crone 2001).

Contrariamente, em ambientes de alta qualidade, com abundância de alimentos, os movimentos tendem a ser mais vagarosos e tortuosos, cobrindo uma menor área (Shiple et al 1996, Goodwin & Fahrig 2002, Cuadrado 1995). Ademais, a estrutura da vegetação do ambiente, a disponibilidade de alimento e condições microclimáticas podem exercer forte influencia no tamanho dos territórios das aves (Tomas 2001). Essa hipótese foi testada esperando que na floresta secundária as distâncias de recapturas seriam maiores na floresta secundária do que na floresta primária.

## **2.Objetivo Geral**

Verificar se um grupo de aves de sub-bosque, características de floresta primária, está habitando a floresta secundária;

### **2.1.Objetivos específicos**

- a- Verificar se as taxas de capturas de espécies florestais são maiores na floresta primária do que na capoeira;
- b- Verificar se há diferencia na sobrevivência aparente de espécies florestais entre a capoeira e a floresta primária;
- c- Verificar se a sobrevivência aparente de indivíduos jovens é maior na capoeira do que na floresta primária;

- d- Verificar se a sobrevivência aparente de indivíduos adultos é maior na floresta primária do que na capoeira;
- e- Verificar se a variável sexo influencia na estimativa da sobrevivência aparente das espécies
- f- Verificar se as distâncias de recapturas diferem entre os ambientes amostrados.

### **3.MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.1. Área de Estudo**

As amostragens foram realizadas nas áreas do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), localizadas à 80 Km ao norte da cidade de Manaus – AM (lat. 2°30'S, long. 60°W). O clima da região é do tipo *Af* de Köppen (*Af* = *Tropical rain forest*), com temperatura média de 26° C (máxima = 35-39° C, mínima = 19-21° C) e precipitação anual de 1.900-2.300 mm (estação chuvosa de dezembro a maio; estação seca de junho a novembro). A topografia é ondulada, com latossolos arenosos ou argilosos, pobres em nutrientes (<http://www.inpa.gov.br/pdbff/>).

O PDBFF foi criado na década de 70 com o objetivo de pesquisar o processo da fragmentação de habitat sobre espécies animais e vegetais. O projeto é resultado de um acordo entre pesquisadores e fazendeiros que receberam incentivos governamentais para criação de gado durante as décadas de 70 e 80. Os fazendeiros deixaram áreas de floresta intacta e fragmentos com 1, 10 e 100 hectares inseridos em uma matriz de pastagens e florestas secundárias (Lovejoy, 1986). Há dois históricos diferentes para as florestas secundárias presentes na paisagem; áreas que sofreram apenas o corte originando uma floresta secundária inicialmente dominada por *cecropia sciadophylla*. e áreas que, além do

corte, foram submetidas ao fogo, gerando uma floresta dominada inicialmente por *Vismia* sp. Atualmente, 20 anos pós a derrubada da floresta, essa dominância não é muito evidente, mas as áreas submetidas somente ao corte possuem uma maior riqueza de espécies devido à baixa alteração no banco de sementes, plântulas remanescentes e rebrotos de espécies. (Mesquita et al. 2001). Montei minhas grades de amostragem na floresta primária (FP) e em uma floresta secundária (FC) que foi submetida apenas ao corte (Figura 1). Trata-se de uma capoeira com idade estimada em 24 – 28 anos. Possui um dossel mais baixo do que o observado na floresta primária e um sub-bosque mais iluminado. As plantas pioneiras oferecem grande quantidade de recursos alimentares praticamente ao longo do ano todo (Bentos, 2008).

### **3.2. Espécies focais**

Selecionei um grupo de treze espécies de aves que são comprovadamente fáceis de capturar com redes de neblina e que possuem um tamanho de território compatível com meu desenho amostral podendo, assim, gerar respostas para as perguntas presentes em meus objetivos. São espécies consideradas por Cohn-Haft et al. (1997) características de floresta primária mas que ocorrem nas capoeiras segundo Borges and Stouffer (1995). A tabela 1 apresenta preferências de habitat e hábitos gregários das treze espécies, baseados no trabalho de Cohn-Haft et al. (1997).

### **3.3. Desenho amostral**

Amostrei duas grades de 400 x 400 m (Figura 2). Uma na floresta primária e outra na floresta secundária. As amostragens ocorreram de maio a dezembro de 2009; foram oito

campanhas, cada campanha tinha duração de seis dias, três dias de amostragem na floresta primária e três dias na floresta secundária. As grades foram montadas a uma distância mínima de 400 m da borda da floresta para evitar possíveis efeitos dessa variável.

Canalize o esforço amostral em apenas uma grade na floresta secundária e uma na floresta primária; embora, exista uma grande variação dentro das próprias capoeiras ou até mesmo nas florestas primárias acredito que as diferenças entre esses dois sistemas são ainda maiores.

Cada grade de amostragem continha 17 pontos amostrais. Em cada ponto era armada uma linha de quatro redes do tipo “mist nets” (36 mm de malhas, 12 x 2 m), totalizando 68 redes por campanha. Nos dois primeiros dias de amostragem eram abertas seis linhas de rede e no último dia cinco linhas. Em cada campanha os pontos amostrais eram aleatorizados, quando possível, para que a ordem de amostragem dos pontos não fosse a mesma em cada amostragem.

As redes foram abertas às 06h00min e fechadas às 14h00min e eram checadas a cada meia hora. As aves capturadas foram marcadas com anilhas de metal fornecidas pelo CEMAVE; a faixa etária foi anotada quando possível e houve coleta de sangue para sexagem de espécies que não apresentam dimorfismo sexual (essa etapa foi realizada em laboratório molecular por equipe de colaboração).

Cada rede foi georreferenciada e para cada captura foi anotado as coordenadas geográficas da rede, para inferir distâncias que o pássaro percorreu dentro de cada grade.

### **3.4. Análises**

Utilizei o teste do Qui-quadrado para verificar se há diferença nas taxas de captura das espécies entre FP e FS; trata-se de um teste não paramétrico e seu princípio básico é comparar proporções.

Para responder os objetivos (a, b, c, d, e) estimei a sobrevivência aparente dos indivíduos no programa MARK 4.3 (White and Burnham, 1999). A formulação dos modelos estima os parâmetros  $p$  (probabilidade de captura dos animais marcados e não marcados, vivos na ocasião  $i$ ) e  $\Phi_i$  (probabilidade de sobrevivência dos animais marcados e não marcados entre a ocasião  $i$  e  $i+1$ ) (Jolly, 1965). Assim, os modelos testados possuem parâmetros  $p$  e  $\Phi$ , cujos valores podem variar ou serem constantes de uma ocasião amostral para outra, ou entre grupos amostrais. O parâmetro  $\Phi$  é o produto entre a probabilidade de o animal sobreviver entre o intervalo de amostragem, pela fidelidade do animal ao hábitat. A sobrevivência aparente para cada espécie foi considerada significativamente diferente entre os ambientes de FP e FS quando os parâmetros ( $\Phi$ ) obtidos para cada ambiente  $\pm$  seu desvio padrão não foram sobrepostos entre si. Considerei o modelo nulo como um modelo onde não há efeito dos grupos (hábitat, idade e sexo), ou seja, um modelo onde  $p$  e  $\Phi$  são constantes.

O parâmetro  $\Phi$  também foi modelado como uma função logit do ambiente (FP e FS),  $\text{Logit}(\Phi_i) = \alpha + \beta(\text{FP})$ , onde  $\alpha$  = intercepto da função e  $\beta$  = efeito da FP sobre  $\Phi$ . Com o valor de  $\beta$  podemos verificar o efeito da floresta primária sobre  $\Phi$ . O efeito do ambiente FP na sobrevivência aparente ( $\beta$ ), foi considerado significativamente positivo ou negativo se os valores obtidos  $\pm$  seus desvios padrão ficassem respectivamente inteiramente acima ou inteiramente abaixo do limiar zero.

Modelei o efeito do sexo na sobrevivência aparente ( $\Phi$ ) a parte, pois não foram todos os indivíduos que puderam ser sexados, o que gerou um banco de dados diferente.

Os modelos foram comparados através do Critério de Informação de Akaike (AIC) (Williams et al. 2002). O AIC compara os diferentes modelos e através de uma combinação por máxima verossimilhança determina qual modelo melhor explica os dados observados. Quanto menor o AIC mais plausível é o ajuste do modelo aos dados.

Para comparar o deslocamento (distância percorrida) das aves dentro das grades de amostragem presentes na floresta contínua e na matriz calculei as médias das distância de recaptura das espécies mais recapturadas na floresta primária e na capoeira e fiz um teste t-pareado (Legendre and Legendre, 1998).

#### **4. RESULTADOS**

Foram capturadas 80 espécies de aves nos dois hábitat amostrados: 46 espécies na capoeira e 68 na floresta primária. Algumas espécies como *Cyphorhinus arada*, *Sclerurus rufigularis*, *Sclerurus mexicanus*, *Deconychura stictolaema*, *Hylexetastes perroti*, *Schiffornis turdina*, *Myrmotherula menetriesi* e *Myrmotherula longipennis* foram capturadas apenas na floresta primária.

Para as análises propostas no presente estudo, considerei apenas as espécies que compõem o grupo focal. Para nove espécies não houve diferença significativa nas taxas de captura entre os dois ambientes. Cinco espécies apresentaram frequência de recaptura maior na floresta primária e para outras três espécies a taxa de captura foi maior na capoeira. A tabela 2 mostra os resultados do teste qui-quadrado para a associação entre as frequências de capturas de cada espécie entre os dois hábitat amostrados.

Na tabela 3 estão os modelos mais parcimoniosos para os testes de hipóteses propostos. Para a maioria das espécies os modelos mais plausíveis foram os nulos (onde  $p$  e  $\Phi$  são constantes). Para as espécies seguidoras de formigas de correição o modelo

mais parcimonioso foi o construído com o hábitat influenciando a probabilidade de captura ( $p$ ) das espécies. A figura 3 mostra o efeito da floresta primária ( $\beta$ ) na sobrevivência aparente de cada espécie. Nenhuma espécie apresentou sobrevivência aparente maior na floresta primária, no entanto, *D. pipra* e *G. spirurus* apresentaram uma sobrevivência aparente significativamente maior na capoeira do que na floresta primária (Figura 4).

A variável idade foi importante para *P. erythrocephala*, *T. caesius* e *D. pipra*; no entanto, com exceção de *D. pipra*, nenhuma espécie apresentou diferença significativa no valor da sobrevivência aparente entre as classes estarias. Para *D. pipra* houve interação entre os efeitos de hábitat e idade. Jovens capturados na capoeira apresentaram sobrevivência aparente mais alta que jovens capturados na floresta primária, e valores mais altos também que a sobrevivência aparente de adultos capturados na capoeira. Contrariamente, na floresta primária a sobrevivência aparente dos jovens foi menor que a dos adultos e, além disso, o  $\Phi$  dos indivíduos adultos foi maior na floresta primária do que na capoeira (Figura 5).

A sobrevivência aparente de indivíduos machos e fêmeas nos dois ambientes foi modelada com um subgrupo amostral separado, para o qual havia informação sobre o sexo dos indivíduos obtida através de sexagem molecular. O modelo nulo também foi o mais parcimonioso para a maioria das espécies (Tabela 4). As exceções foram *D. pipra* que apresentou maior sobrevivência aparente para indivíduos machos quando comparados a indivíduos fêmeas e *G. spirurus* que apresentou sobrevivência aparente maior para indivíduos fêmeas quando comparados com indivíduos machos (Figura 6). Apenas para *P. albifrons* encontrei efeito da interação da variável sexo e a variável hábitat. Na floresta primária as fêmeas dessa espécie apresentaram um  $\Phi$  significativamente maior do que os

machos, já na floresta secundária não houve diferença significativa entre estes parâmetros de indivíduos machos e fêmeas (Figura 7).

As distâncias médias de recaptura de indivíduos das espécies estudadas foram significativamente mais altas na capoeira do que na floresta contínua. Diferença média = 36.8 m, desvio padrão = 29.5 m,  $T = 2,79$ ,  $DF = 4$  e  $p = 0,04$  (Figura 8). As cinco espécies mais recapturadas e utilizadas no cálculo assim como as distâncias médias de recapturas estão presentes na tabela 5.

## 5. DISCUSSÃO

As respostas sobre a utilização das florestas secundárias são diferentes para cada grupo de espécie. Algumas aves insetívoras são bastante sensíveis às alterações ambientais e evitam ambientes de floresta secundárias (Stouffer e Bierregaard, 1995; Borges and Stouffer 1999; Antongiovani & Metzger 2005). No presente estudo, *C. arada*, *S. rufigulares*, *S. mexicanus*, *D. stictolaema*, *S. turdina*, *M. metriesi* e *M. longipennis*, espécies que não compõem o grupo focal do presente estudo, não foram capturadas na floresta secundária. Aparentemente essas espécies evitam as capoeiras ou podem utilizá-la apenas para locomoção entre manchas de hábitat como sugeriu Cohn-Haft *et al.* (1997).

A maioria das espécies do grupo focal não apresentou diferença nas taxas de captura entre FS e FP, algumas foram mais capturadas na FP e outras na FS. Embora a taxa de captura seja diferente entre os dois ambientes para algumas espécies, quando modeliei a sobrevivência aparente onde o hábitat e a idade eram as variáveis, o modelo nulo foi o mais plausível para a maioria das espécies do grupo focal. No geral, as espécies estão permanecendo na capoeira da mesma forma que na floresta primária. *G. spirurus*, inclusive, apresentou uma sobrevivência aparente maior na capoeira do que na floresta

primária. Trata-se de uma espécie insetívora característica de florestas primárias, mas bastante comum em clareiras e em florestas secundárias (Loiselle and Blake, 1994, Cohn-Haft et al. 1997, Borges and Stouffer, 1999), corroborando com os resultados do presente estudo, em que tanto a taxa de captura quanto a sobrevivência aparente foram significativamente maiores na capoeira, indicando sua maior permanência na floresta secundária do que na floresta primária.

Os bandos mistos se desintegram após a fragmentação, pois necessitam de grandes áreas para forrageamento (Bierregaard and Lovejoy 1989); no trabalho de Borges and Stouffer (1999), as espécies nucleares do bando misto (*Thamnomanes sp.*) foram encontradas nas florestas secundárias do PDBFF. No presente estudo, bandos mistos foram observados na capoeira. Algumas espécies como *X. pardalotus*, *T. caesius*, *M. guturallis* e *T. ardesíacus* (integrantes do bando misto) não apresentaram diferença significativa na sobrevivência aparente. Na paisagem em que esse estudo foi conduzido, essas espécies habitam a capoeira da mesma forma que a floresta primária. No entanto, Antongiovani and Metzger (2005) constataram que *T. ardesíacus* forrageava apenas em áreas próximas à floresta primária; os autores atentam que essa espécie pode ser inapta a estabelecer territórios em florestas secundárias distantes da floresta primária. Além disso, a idade das capoeiras, bem como o histórico do uso da terra antes do início da regeneração vegetal também podem ser fatores cruciais para a ocupação e permanência de algumas espécies aves nesses ambientes (Borges and Stouffer 1999, Stouffer et al. 2006).

Para as duas espécies seguidoras de formigas de correição estudadas não encontrei diferença significativa na sobrevivência aparente entre os hábitat; tanto para *G.rufigula* como para *P. albifrons*, o modelo mais parcimonioso foi o modelo onde o hábitat exerce efeito na probabilidade de captura (p). Os seguidores de formiga também

são espécies consideradas bastante sensíveis à alteração ambiental, sendo as primeiras espécies a desaparecerem dos fragmentos após a fragmentação (Bierregaard and Lovejoy 1989; Canaday 1995; Stouffer and Bierregaard 1995). Essas espécies possuem o hábito de forragear seguindo as formigas de correição e precisam seguir várias colônias de formigas para suprir suas necessidades (Harper 1987); tais formigas possuem período de sedentarismo e períodos migratórios para atender as necessidades fisiológicas da colônia (Schneirla, 1971). A biologia das formigas pode explicar o comportamento das aves que as seguem. A ocupação de um determinado hábitat pela ave, bem como sua permanência no local, pode estar fortemente associada com a presença de correições no ambiente e a fase comportamental que a colônia se encontra. As formigas estabelecem colônias em florestas secundárias e em florestas primárias de formas diferentes já que são sensíveis a alteração ambiental (Bierregaard *et al.* 1992; Roberts *et al.* 2000). Vieira R. (2004) observou que as formigas de correição estão presentes em capoeiras velhas (> 20 anos), mas em menor número de colônias quando comparadas a mata primária, e assim diferenças no padrão de uso do hábitat por parte das formigas poderiam influenciar diretamente a probabilidade de captura das espécies destas aves em cada ambiente.

De uma forma geral, analisando o efeito da floresta primária ( $\beta$ ) na sobrevivência aparente, observa-se que para a maioria das espécies não há um efeito significativo, ainda que para algumas espécies exista uma tendência a efeito positivo e para outras uma tendência negativa. Isso indica que cada grupo de espécies responde diferentemente à utilização das florestas secundárias, conforme proposto por Dunn (2004) e Bowen *et al.* (2007). Existem diferenças estruturais marcantes entre a floresta primária e a floresta secundária (Guariguata e Ostertaga, 2001), porém, tais diferenças podem não ser substanciais a ponto de não permitir a ocupação de capoeiras por aves de floresta primária.

Com o massivo processo de destruição das florestas tropicais acompanhados do estabelecimento de floresta secundárias nas áreas abandonadas (Wright, 2005), as capoeiras podem se tornar elementos fundamentais para a conservação ao fornecer hábitat para espécies de floresta primária.

Quando incluí nos modelos a variável idade encontrei modelos parcimoniosos apenas para três espécies. Para *P. erythrocephala* a interação entre idade e habitat foi o modelo mais plausível, no entanto, não houve diferença significativa na sobrevivência aparente, o mesmo ocorreu para *T. caesioides*, onde a idade também esteve presente nos modelos mais parcimoniosos, mas a sobrevivência aparente não foi significativamente diferente entre indivíduos jovens e adultos, visto que os intervalos de confiança foram muito grandes e sobrepostos. Já para *D. pipra* quando a idade foi modelada separadamente do hábitat os indivíduos jovens apresentaram uma sobrevivência aparente menor que a dos adultos, tal fato é esperado, pois os jovens se movimentam mais entre leques formados por indivíduos reprodutores (Graves, 1983, Théry, 1992). Outro modelo parcimonioso foi construído com a interação das variáveis hábitat e idade, esse resultado nos indica que na floresta secundária os jovens apresentam mais sedentarismo que os adultos enquanto que na floresta primária os adultos são mais sedentários que os jovens. Além disso, a sobrevivência aparente dos adultos foi significativamente menor na capoeira do que na floresta primária. Indivíduos machos jovens, machos adultos e fêmeas de *D. pipra*, apresentam padrões de uso de hábitat diferentes (Théry 1992). Assim, possivelmente os indivíduos jovens estão se dispersando para as florestas secundárias para estabelecerem novos territórios reprodutivos, e os adultos apesar de ocorrerem na capoeira, aparentemente são mais fiéis aos territórios presentes na floresta primária. Quando modelei apenas o efeito do hábitat, sem a interação da idade, a sobrevivência aparente foi

maior na capoeira, no entanto, acrescentando a variável idade, observa-se que, na verdade, para os indivíduos reprodutores, a sobrevivência aparente é maior na floresta primária, e que os resultados anteriores foram influenciados pela elevada sobrevivência aparente de jovens, nas capoeiras. Espécies que apresentam diferenças comportamentais entre classes de idade e sexo devem ser analisadas com cautela em estudos ecológicos quando essas variáveis não estão presentes no modelo.

A variável sexo parece também ser importante na estimativa de parâmetros de dinâmica populacional, pois, quando modelada, esteve presente nos modelos mais parcimoniosos. Entretanto, não encontrei diferença significativa na sobrevivência aparente de machos e fêmeas para a maioria das espécies. Uma das exceções foi *D. pipra*, espécie cujos indivíduos machos apresentaram sobrevivência aparente maior do que as fêmeas. Tal resultado pode ser explicado pelo comportamento reprodutivo dessa espécie: existe uma tendência dos machos ao sedentarismo devido à formação e manutenção dos leques, e as fêmeas possuem uma maior mobilidade, pois freqüentam diferentes leques; além disso machos e fêmeas possuem área de vida de tamanhos diferentes (Théry 1992). Para *G. spirurus*, os machos apresentaram sobrevivência aparente menor do que a das fêmeas; Tal resultado evidencia uma diferença no hábito de machos e fêmeas dessa espécie. Os machos, aparentemente, possuem uma maior mobilidade do que as fêmeas.

*P. albifrons* não apresentou diferença na sobrevivência aparente quando modeleei o efeito da variável sexo, no entanto, quando analisei a interação entre as variáveis hábitat e sexo observei que indivíduos fêmea presentes na floresta primária apresentaram sobrevivência aparente significativamente maior que a dos machos, já na floresta secundária essa diferença não é significativa. Percebe-se com esse resultado que indivíduos do sexo feminino apresentam uma tendência a ocupar a floresta primária de

uma forma mais sedentária do que os machos. Ou talvez não estejam formando territórios no habitat secundário e estariam utilizando essas áreas somente para forrageamento.

A média das distâncias de recaptura na floresta secundária foram maiores quando comparadas à floresta primária. Sabe-se que a qualidade do Habitat interfere no tamanho dos territórios e nos padrões de movimentação das espécies (Fahrig 2007; Tomaz e Alves 2009). Tal teoria, juntamente com os dados apresentados, nos sugere que as áreas de vida de indivíduos residentes nas florestas secundárias podem ser maiores do que indivíduos que habitam as florestas primárias. Uma hipótese pertinente é a existência de um maior adensamento de recursos ecológicos nas florestas primárias, o que restringiria a área de vida das espécies. Na mesma área de estudo, Uriarte *et al.* (em revisão) encontrou que na floresta primária aves frugívoras realizam vôos em maiores distâncias quando comparados à floresta secundária, e os autores discutem que este padrão refletiria diferenças na disponibilidade de recursos, via menor disponibilidade total ou maior aglomeração, na floresta secundária do que na floresta primária. Nota-se, entretanto, que padrões diários de utilização do hábitat podem ser diferentes dos padrões de uso do hábitat numa escala temporal maior. Assim, determinada espécie pode percorrer diariamente uma maior distância por vôo em média na floresta primária, mas possuir uma área de vida menor, quando comparada à floresta secundária. Esse resultado pode ser uma evidência de uma possível diferença na oferta de recursos alimentares (frutos e artrópodes) entre os dois ambientes.

Em uma paisagem fragmentada, a matriz pode ser um elemento heterogêneo, onde diferentes tipos de habitat se combinam para compor sua qualidade total (Jules & Shahani 2003). Na maioria dos estudos a matriz é considerada um componente estático que pode permitir ou não a movimentação da fauna; uma alusão bastante utilizada é a de

que ela teria a função semelhante à de uma membrana semipermeável que permite ou impede o movimento da fauna (Gascon et al. 1999). Todavia, no caso da Amazônia, onde grande parte da matriz é composta por floresta secundária, podemos analisá-la sobre outra perspectiva. Nesse cenário a matriz torna-se um elemento dinâmico, que não apenas permite o deslocamento de organismos, mas que, por servir de hábitat, como verificado em alguns estudos, pode aumentar a distribuição local de algumas espécies características de floresta primária (Borges and Stouffer 1999; Blake and Loiselle 2001; Dunn 2004; Borges 2007, Bowen et al. 2007; Sberze et al 2009, Dent and wright 2009).

Além disso, a distribuição de uma espécie em um determinado hábitat é uma resposta a uma série de fatores como a estrutura da vegetação, recursos alimentares, locais para nidificação, presença de outras espécies e condições microclimáticas. É comum ocorrer variações nessa gama de fatores, ocasionando uma flutuação nos padrões de ocupação da espécie no hábitat como um todo (Wiens 1989). As capoeiras, por possuírem espécies vegetais que frutificam anualmente (Bentos, 2008), podem ser bastante importantes para suprir a demanda de recursos alimentares de alguns frugívoros, por exemplo, em épocas que esse recurso for escasso nas manchas de floresta primária. Destaco que o contexto onde esse estudo foi conduzido é bastante peculiar, pois a grande extensão de floresta contínua presente na paisagem pode servir como fonte de indivíduos para as áreas de capoeira existentes. Numa paisagem onde não há essa fonte de floresta contínua os resultados poderiam ser absolutamente diferentes para algumas espécies.

## **6.CONCLUSÕES**

Com os resultados desse estudo pude observar que algumas espécies de florestas primárias estão habitando de forma permanente a capoeira, e não estão utilizando-a apenas para locomoção entre manchas de hábitat. Tal constatação é importante, pois evidencia que a matriz pode fazer parte do hábitat de muitas espécies tipicamente habitantes de florestas primárias. Ressalto que o cenário estudado pode ser considerado um cenário ideal, já que possui extensas áreas contínuas adjacentes às capoeiras.

No entanto, é evidente que as capoeiras podem ser utilizadas por espécies de floresta primária. Assim, as áreas de florestas secundárias devem ser mais estudadas e incluídas em planos conservacionistas. Em uma paisagem fragmentada além de ela contribuir com a conservação dos fragmentos florestais ao amenizar os efeitos de borda (ver Gascon et al. 1999 ), as capoeiras podem ter importância fundamental na dinâmica populacional de espécies características de floresta primária. Estudos futuros devem investigar o comportamento alimentar e reprodutivo destas espécies, além de avaliar diretamente a oferta de recursos nestes hábitats. Ressalto também a importância de considerar aspectos sociais das espécies estudadas, dadas as variações entre idades e sexos observadas. As particularidades de cada classe social devem ser consideradas para planos de conservação de populações locais; negligenciar esses aspectos poderia levar a estimativas errôneas sobre uso de habitat.

## **7.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

Aldrich, P. R., Hamrick, J. L. 1998. Reproductive dominance of pasture trees in a fragmented tropical forest mosaic, *Science* 281(5373), 103-105.

Antongiovanni, M., Metzger, J. P. 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments, *Biol. Conserv.* 122, 441–451.

Bentos, T.V.; Mesquita, R.C.G.; Williamson, G.B. 2008. Reproductive Phenology of Central Amazon Pioneer Trees, *Tropical Conservation Science*. 1. 186-203.

Blake, J. G., Loiselle, B. A. 2001. Variation in Resource Abundance Affects Capture Rates of Birds in Three Lowland Habitats in Costa Rica, *Auk*. 108, 114-130.

Bierregaard, R. O., Lovejoy T.E. 1989. Effects of fragmentation on amazonian understory bird communities, *Acta Amazônica*. 19, 215- 241.

Bierregaard, R.O.,Jr., Lovejoy, T.E.;Kapos. V.; dos Santos, A.A.; Hutchings, R.W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments, *BioScience*. 42, 859-866.

Borges, S. H., Stouffer, P. C. (1999). Bird communities in two types of anthropogenic successional vegetation in Central Amazônia, *Condor*. 101, 529-536.

Borges, S. H. 2007. Bird assemblages in secondary forests developing after slash-and-burn agriculture in the brazilian amazon. *J. of Trop. Ecol*. 23, 469-477.

Bowen, M. E., Mcalpine, C. A., House, A. P. N., Smith, G. C. 2007. Regrowth forests on abandoned agricultural land: A review of their habitat values for recovering forest fauna, *Biol. Conserv*. 140, 273-296.

Brook, B. W., Bradshaw, C. J. A., Koh, L. P.; Sodhi, N. S. 2006. Momentum drives the crash: mass extinction in the tropics. *Biotropica*. 38, 302-305.

Canaday, C. 1995. Loss of insectivorous birds along a gradient of human impact in Amazonia. *Biol. Conserv*. 77, 63-77.

Carroll, C. Reed F. N. Paquet, Paul, C. Nathan H.; Schumaker. 2004. Extinction debt of protected areas in developing landscapes, *Conservation Biology*. 18(4), 1110-1120.

Cohn-Haft, M. Whittaker, A., Stouffer, P. C. 1997. A new look at the "species-poor" central Amazon: the avifauna North of Manaus, Brazil, *Ornithological Monographs*. 48, 205-236.

Cook, W. M., Kurt T., Lane, B. L.F., Holt R.D. 2002. Island theory, matrix effects, and species richness patterns in habitat fragments, *Ecology Letters* 5, 619-623.

Cook, W. M., Reuben M. A., Schweiger, E.W. 2004. Is the matrix really inhospitable? Vole runway distribution in an experimentally fragmented landscape, *Oikos*. 104, 5-14.

Crist, T.O., Guertin, D.S., Wiens, J.A., Milne, B.T.1992. Animal movement in heterogeneous landscapes: an experiment with *Eleodes* beetles in shortgrass prairie, *Functional Ecology*. 6, 536–544.

Cuadrado, M.1995. Winter territoriality in migrant Black redstarts *Phoenicircus ochruros* in the Mediterranean area, *Bird Study* 42, 232-239.

Dent, D.H., Wright, J.S. 2009. The future of tropical species in secondary forests: A quantitative review, *Biol. Cons.* doi:10.1016/j.biocon.05.035.

Driscoll, D. A. 2005. Is the matrix a sea? Habitat specificity in a naturally fragmented landscape, *Ecological Entomology*. 30, 8-16.

Dunn, R. R. 2004. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration, *Conserv. Biol.* 18, 302-309.

Durães R., Loiselle, B. A., Blake, J.G. 2007. Intersexual spatial relationships in a lekking species: blue-crowned manakins and female hot spots.,*Behavioral Ecology*. 10.1093.

Fahrig, L., G. Merriam.1994. Conservation of fragmented populations, *Conservation Biology*. 8, 50-59.

Fahrig, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity, *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34, 487-515.

Fahrig, L. 2007. Non-optimal animal movement in human-altered landscapes, *Funct Ecol.* 21 (6), 1003-1015.

Fearnside, P.M. 2006. Desmatamento na Amazônia: Dinâmicas, impactos e controle, *Acta Amazonica.* 36(3), 395 – 400.

Frair, J.L., Merrill, E.H., Visscher, D.R., Fortin, D., Beyer, H.L. & Morales, J.M. 2005. Scales of movement by elk (*Cervus elaphus*) in response to heterogeneity in forage resources and predation risk, *Landscape Ecology.* 20, 273–287.

Gadgil, M. 1971. Dispersal–population consequences and evolution, *Ecology.* 52, 253–261.

Gardner, T. A., Barlow, J., Parry, L. W.; Peres, C. A. 2007. Predicting the uncertain future of tropical Forest species in a data vacuum, *Biotropica.* 39, 25-30.

Gascon, C., Lovejoy, T.E., Bierregaard, R.O. Malcom, J.R., Stouffer, P.C, Vasconcelos, H.L., Laurence, W.F., Zimmerman, B., Tocher, M., Borges, S.1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants, *Biological Conservation.* 91,223-230.

Graves, G.R., Robbins, M.B., Remsem, J. V. 1983. Age and sexual differences in spatial distribution and mobility in Manakins (Pipridae): Inferences from mist-netting, *Journal of field Ornithology.* 54, 407-412.

Guariguata. M. R., Ostertaga, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: Changes in structural e functional characteristics, *Forest Ecology and Management.* 148, 185-206.

Harper, L.H. 1987. The conservation of ant-flowing birds is small Amazonian forest Fragments. Dissertation, State University of new York, Albany, New York, USA.

Haynes, K. J., James T. C. 2004. Confounding of patch quality and matrix effects in herbivore movement studies, *Landscape Ecology* 19, 119-124.

Holmes, R. T. Marra, P.P., Sherry, T. W. 1996. Habitat-specific demography of breeding Blackthroated Blue Warblers (*Dendroica caerulescens*): Implications for population dynamics, *Journal of Animal Ecology*. 65,183–195.

Jolly G.M. 1965. Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration – stochastic model, *Biometrika*. 52, 225-247.

Laurance, W. F., Cochrane, M. A., Bergen, S., Fearnside, P. M., Delamônica, P., Barber, C., D'Angelo, S.; Fernades, T. 2001. The future of the Brazilian Amazon, *Science*. 291(5503),438-439.

Laurance, W. F. 2006. Have we overstated the tropical biodiversity crisis?, *Trends in Ecology and Evolution*. 22(2), 65-70.

Legendre, P. Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology*. Second English Edition. Elsevier, Amsterdam.870 p.

Loiselle, B. A., Blake, J. G. 1994. Annual variation in birds and plants of a tropical second growth woodland, *Condor*. 96, 368 – 380.

Lovejoy, T. E. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. in M. E. Soulé, editor. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts.p 257-285.

Mesquita, R. C. G., Ickes, K., Ganade, G., Williamson, G. B. 2001. Alternative successional pathways in the amazon basin, *Journal of Ecology*. 89, 528-537.

Murphy, Helen, T.; Lovett-Doust, J. 2004. Context and connectivity in plant populations and landscape mosaics: does the matrix matter?, *Oikos*. 105,3-14.

Parker, T.H., Becker, C.D., Sandercock, B.K.; Agreda, A.E. 2006. Apparent Survival Estimates for Five Species of Tropical birds in an Endangered Forest Habitat in Western Ecuador, *Biotropica*. 38(6), 764 – 769.

Perz, S. G., Skole, D. L. 2003. Secondary Forest Expansion in the Brazilian Amazon and the Refinement of Forest Transition Theory, *Soc. and Nat. Res.* 16, 277-294.

Pimm, S.L. and T. M. Brooks. 2000 The Sixth Extinction: How large, how soon, and where? in Raven, P. (ed). *Nature and Human Society: the quest for a sustainable world*. National Academy Press, Washington, DC. p 46-62.

Prum, R.O.1994. Phylogenetic analysis of the evolution of alternative social behavior in the Manakins (Aves: Pipridae), *Evolution*. 48(5), 1657 – 1675.

Ricketts, T. H. 2001. The matrix matters: Effective isolation in fragmented Landscapes, *The American Naturalist*. 158(1), 87-99.

Roberts, D.L., Cooper, R.J., Petit, L.J. 2000b. Use of premontane moist forest and shade coffee agroecosystems by army ants in western Panama, *Conservation Biology*. 14, 192-199.

Saunders, D. A., Hobbs, R. J., Margules, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review, *Conservation Biology*. 5(1), 18-32.

Sberze, M. R., Cohn-haft, M., Ferraz, G. 2009. Old-growth and secondary-forest site occupancy by nocturnal birds in a Neotropical landscape, *Journal of Animal Ecology*. 1367-9430

Schneirla, T. C. 1971. In: *Army Ants: A study in social organization*. Topoff, H. R. (Ed.)

Freeman, San Francisco.

Schultz, C.B. 1998. Dispersal behavior and its implications for reserve design in a rare Oregon butterfly, *Conservation Biology*. 12, 284–292.

Schultz, C.B.; Crone, E.E. 2001. Edge-mediated dispersal behavior in a prairie butterfly, *Ecology*. 82, 1879–1892.

Shipley, L.A., Spalinger, D.E., Gross, J.E., Hobbs, N.T.; Wunder, B.A. 1996. The dynamics and scaling of foraging velocity and encounter rate in mammalian herbivores, *Functional Ecology*. 10, 234–244.

Sisk, T. D., Haddad, N. M.; Ehrlich, P. R. 1997. Bird assemblages in patchy woodlands: modeling the effects of edge and matrix habitats, *Ecological applications*. 7(4), 1170-1180.

Sodhi, N. S., Koh, L. P., Brook, B. W.; Ng, P. K. L. 2004. Southeast Asia biodiversity: an impending disaster, *Trends in Ecol. and Evol.* 19, 654-660.

Stouffer, P. C., Bierregaard Jr, R. O., Strong, C., Lovejoy, T. E. 2006. Long-Term Landscape Change and Bird Abundance in Amazonian Rainforest Fragments. *Conserv. Biol.* 20, 1212-1223.

Théry, M. 1992. The evolution of leks through female choice: Differential clustering and space utilization in six sympatric manikins, *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 30, 227-237.

Tomaz. V.C., Alves. M.A.S. 2009. Comportamento territorial em aves: regulação populacional, custos e benefícios. *Oecol.Bras.*13(1),132-140.

Vandermeer, J., Carvajal, R. 2001. Metapopulation dynamics and the quality of the matrix, *The American Naturalist*. 158(3), 211-220.

Vieira, R. S. Efeito da Fragmentação Florestal sobre borboletas (Lepidoptera, Hesperiiidae) associada à formiga de correição *Eciton burchelli* (Hymenoptera, formicidae, Ecitoninae), São Carlos: UFSCAR, 2004. 166 p.

White G.C., Burnham K.P. 1999. Program Mark: survival estimations from population of marked individuals, *Bird Study*. 46, 120-138.

Wiens, J.A. 1989. The ecology of birds communities. Vol.1: foundations and patterns 1. Birds. Ecological communities.

Wilcove D.S., McLellan C.H. & Dobson A.P. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone, *Conservation biology*. (ed. ME Soulé) pp.237-56. Sinauer.

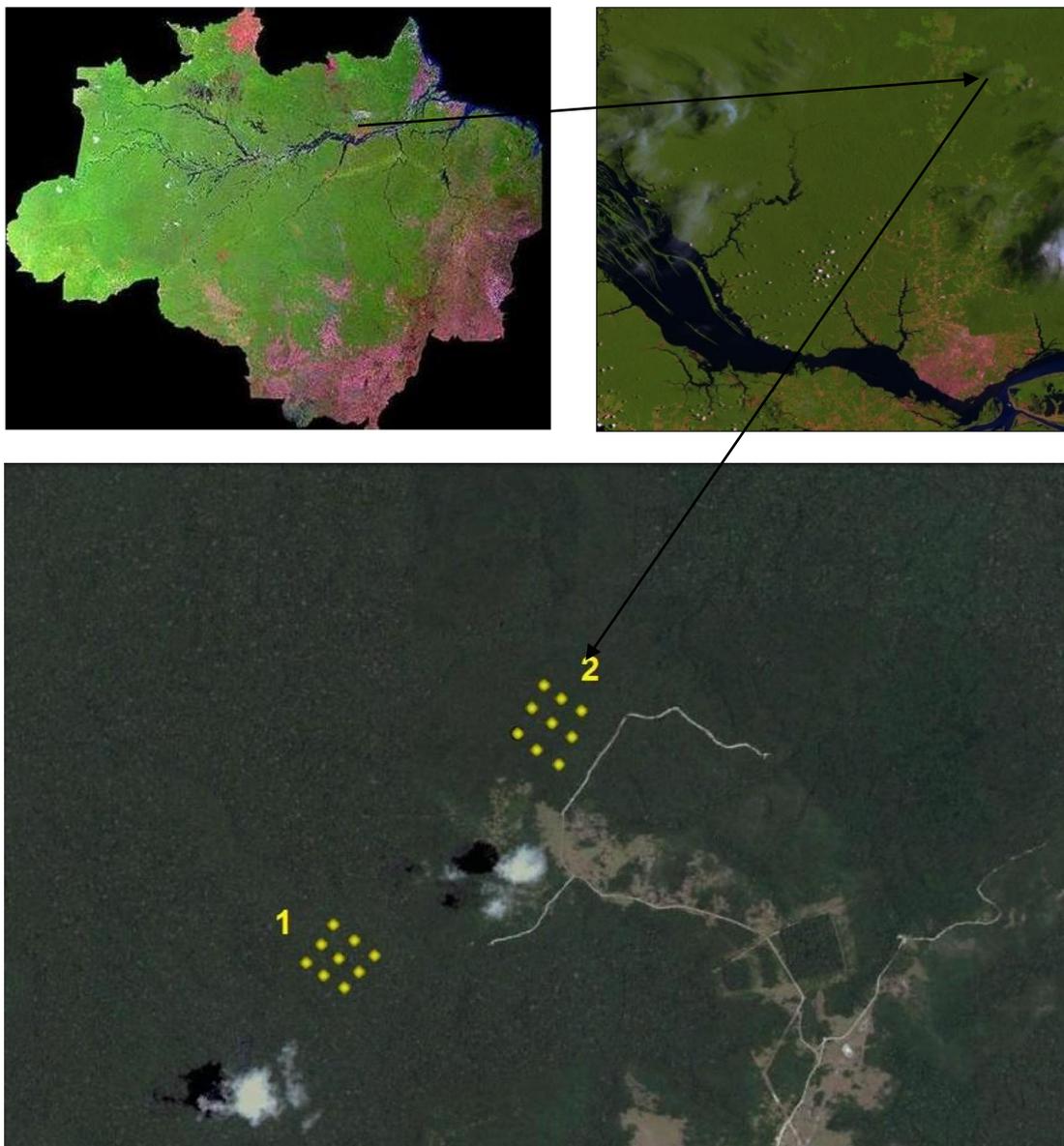
Williams, B. K., Nichols, J. D.; Conroy, M. J. 2002. Analysis and management of Animal populations, Academic press. San Diego. 817pp.

Wright, S. J. 2005. Tropical forests in a changing environment, *Trends in Ecol. and Evol.* 20, 553-560.

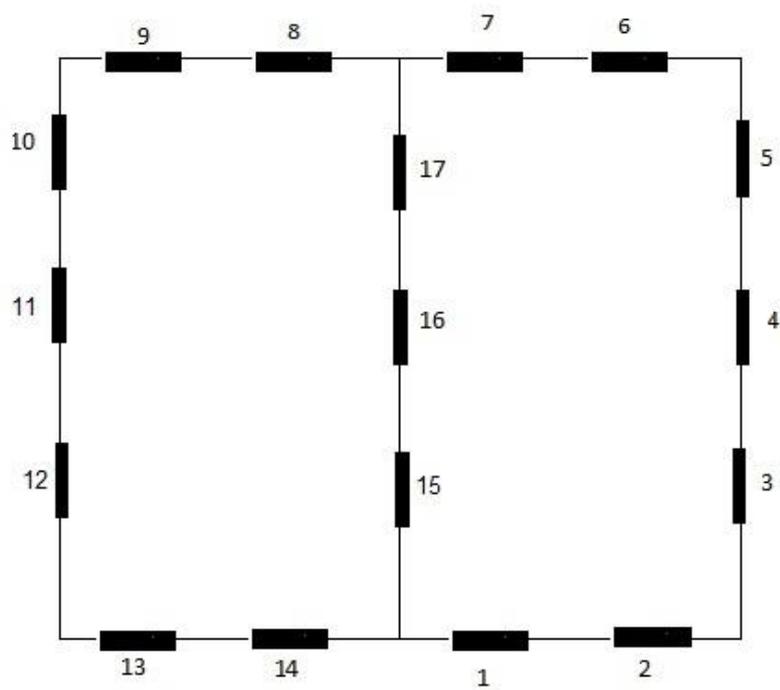
Wright, S. J. Muller-Landau, H. C. 2006a. The future of tropical Forest species. *Biotropica*. 38, 287-301.

Wright, S. J. & Muller-Landau, H. C. 2006b. The uncertain future of tropical Forest species, *Biotropica* 38, 443-445.

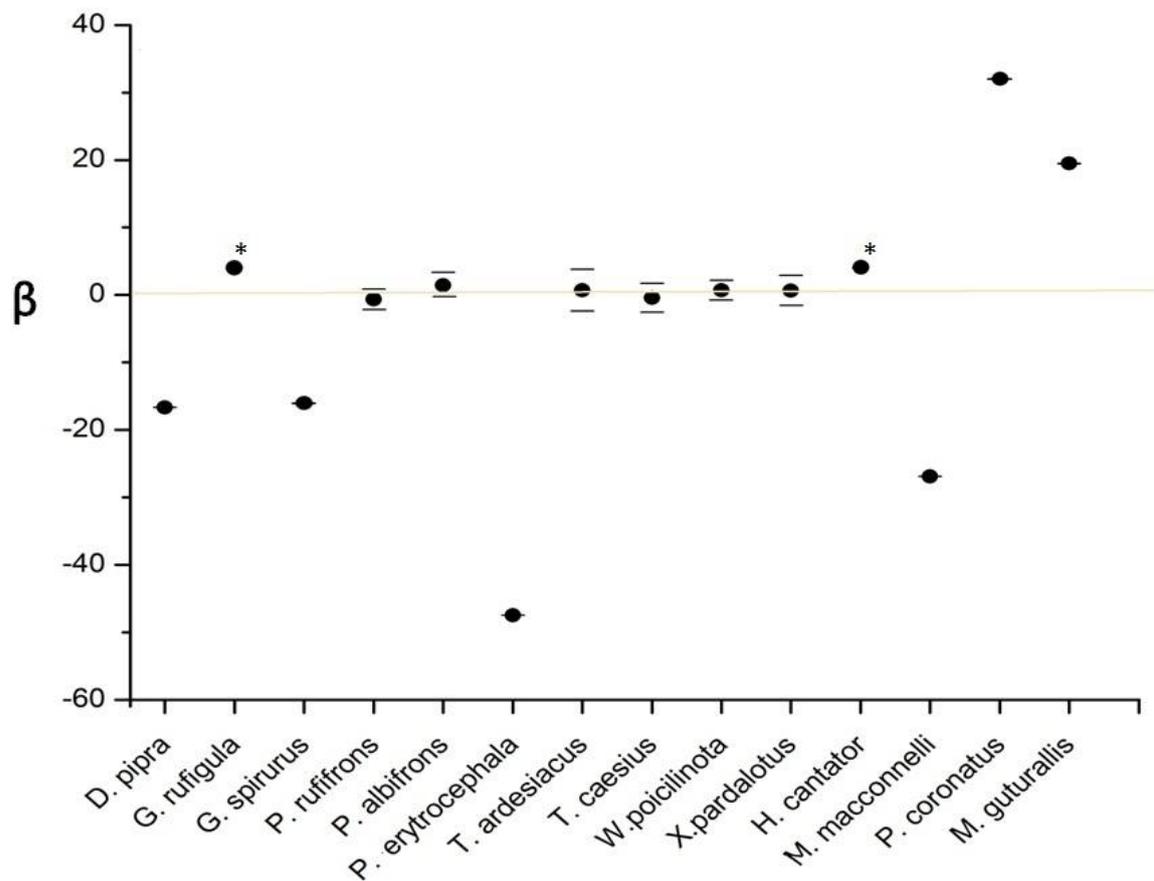
## 8. Figuras



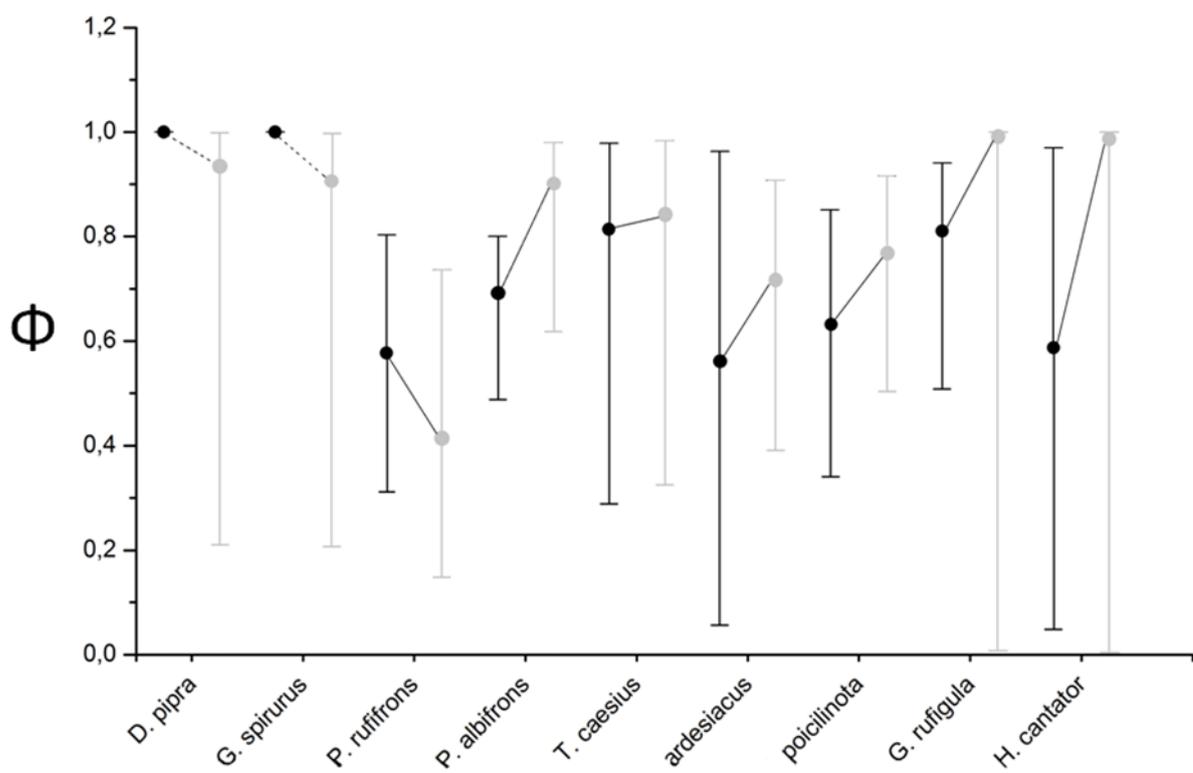
**Figura1.** Área de estudo. Mapa do PDBFF onde, 1- floresta primária e 2- floresta secundária.



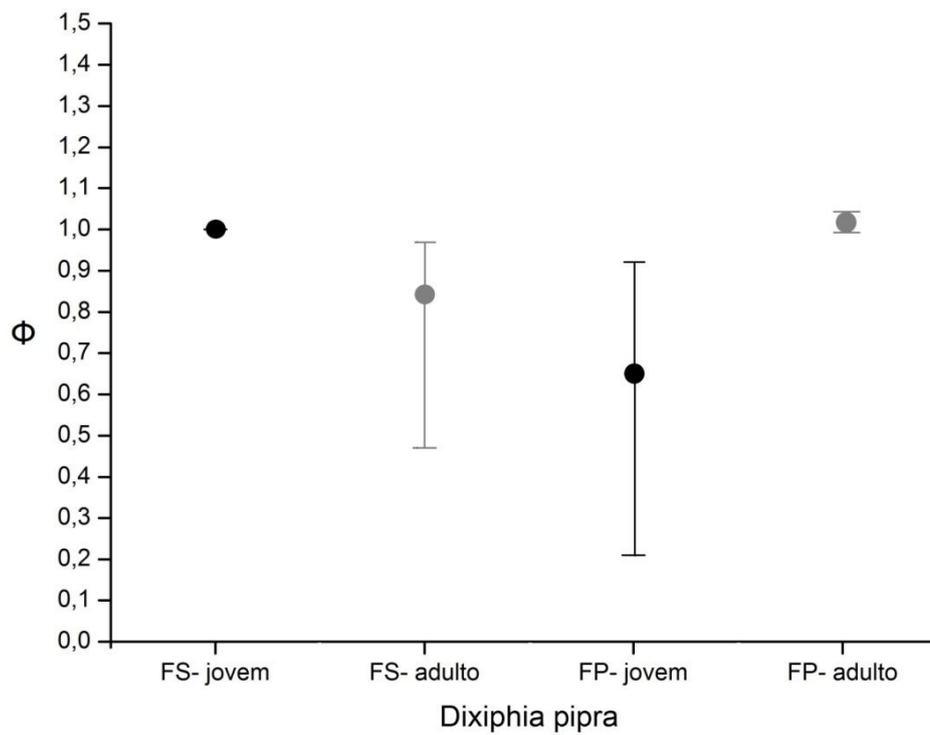
**Figura 2. Desenho amostral.** Representação da grade amostral; cada número corresponde a uma linha de quatro redes.



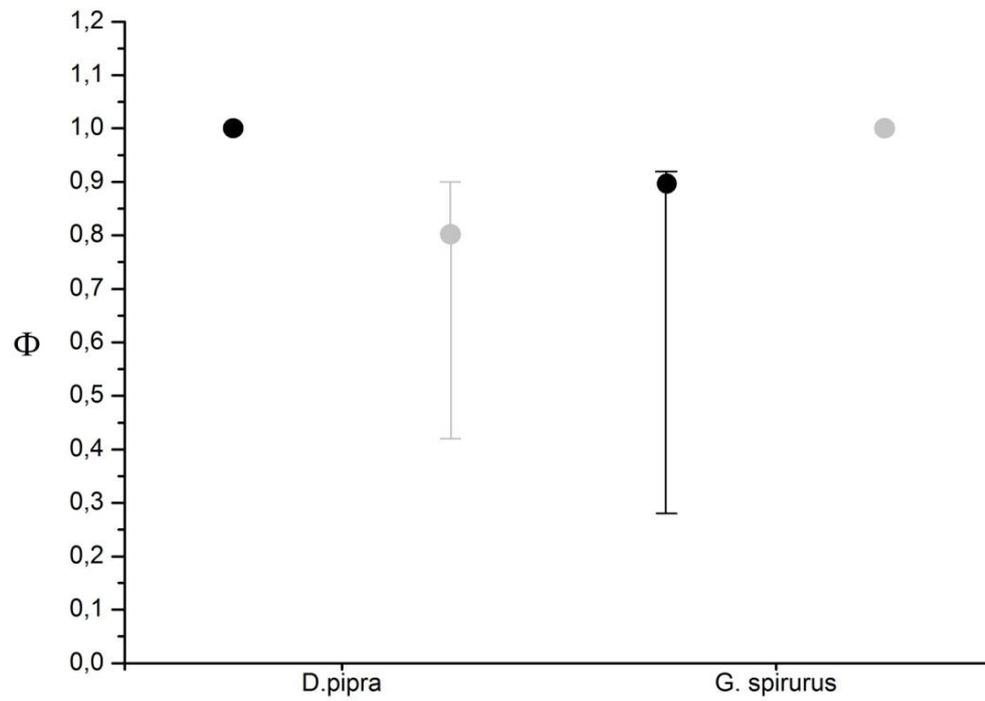
**Figura 3. Efeito da FP na sobrevivência aparente.** Efeito da floresta primária ( $\beta$ ) sobre a sobrevivência aparente das espécies. O \* indica estimativas não significativas cujos intervalos de confiança foram muito grandes.



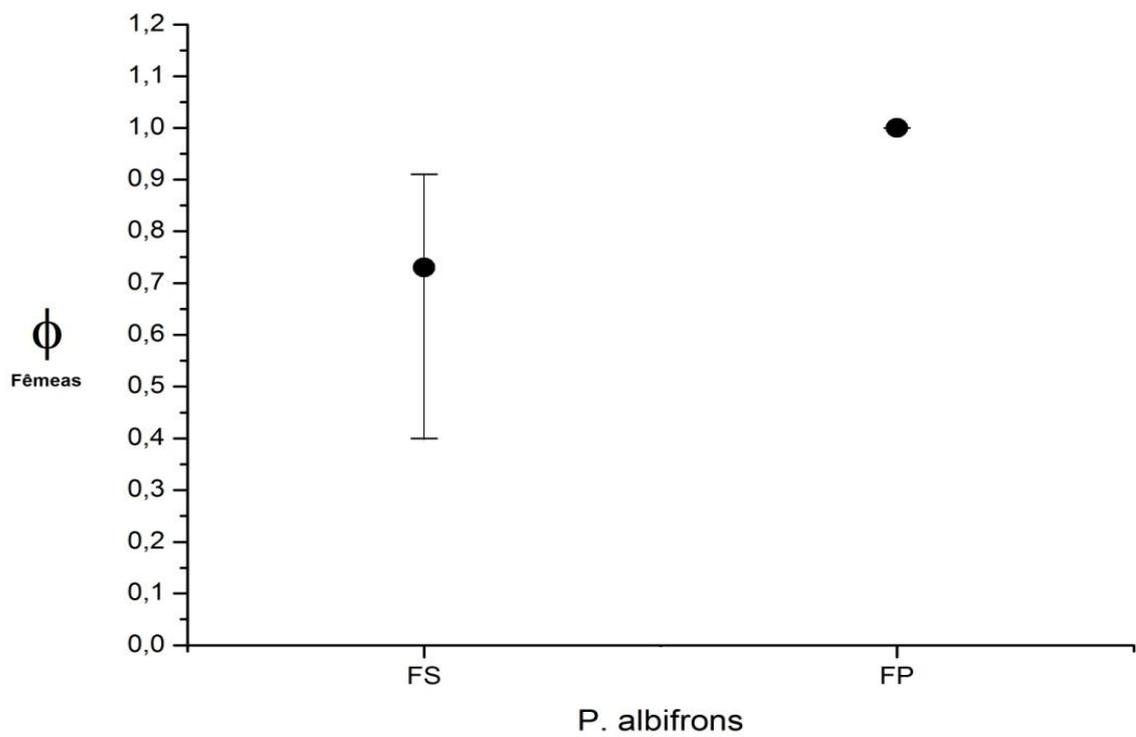
**Figura 4. Sobrevivência aparente do grupo focal.**  $\Phi$  estimada e seus respectivos desvios na floresta secundária (cor escura) e na floresta primária (cor clara). As linhas pontilhadas representam diferença significativa enquanto as linhas sólidas representam as diferenças não significativas.



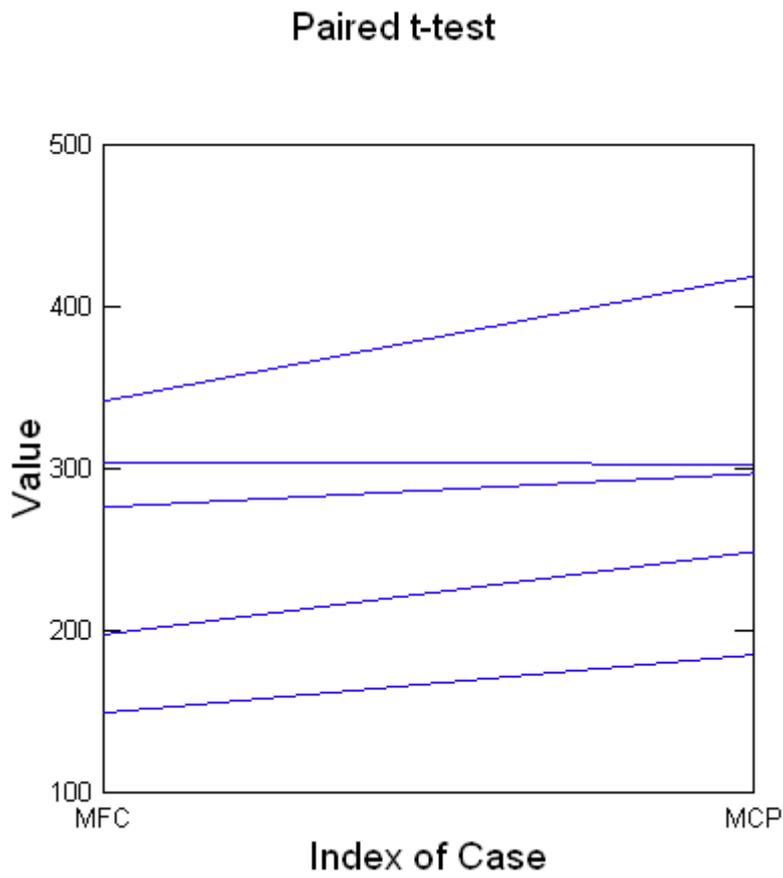
**Figura 5. Sobrevivência aparente sob efeito da interação hábitat^idade.**  $\Phi$  estimada de jovens e adultos de *Dixiphia pipra* e seus respectivos intervalos de confiança na floresta secundária (FS) e na floresta primária (FP).



**Figura 6. Sobrevivência aparente sob efeito da variável sexo.**  $\Phi$  estimado de indivíduos de *D.pipra* e *G. spirurus* do sexo masculino (linhas escuras) e indivíduos do sexo feminino (linhas claras).



**Figura 7. Sobrevivência aparente sob efeito da interação  $\text{habitat}^{\text{sexo}}$ .  $\Phi$  estimado de indivíduos do sexo feminino de *P. albifrons* na floresta secundária e na floresta primária.**



**Figura 8.** Comparação pareada entre médias das distâncias de recapturas das espécies mais recapturadas.

## 9. Tabelas

**Tabela 1.** Grupo de espécies focais baseada em Cohn-Haft et al. (1997) com preferência de hábitat e hábitos gregários. Habitats: FP = floresta primária, FS = floresta secundária; comportamento social: bm = bando misto, for = seguidor de formigas de correição, leq = machos formam leques, fru = se alimenta em árvores em frutificação junto com outras espécies, sol = solitário ou em pares, grupo = em bandos mono específicos.

<b>Família espécie</b>	<b>Habitats</b>	<b>Comportamento social</b>
<b>Dendrocolaptidae</b>		
<i>Glyphorhynchus spirurus</i>	FP, FS	bm, sol
<i>Xiphorhynchus pardalotus</i>	FP	bm, sol
<b>Tyrannidae</b>		
<i>Mionectes macconnelli</i>	FP, FS	grupo
<i>Platyrinchus coronatus</i>	FP	sol
<i>Myiobius barbatus</i>		
<b>Thamnophilidae</b>		
<i>Pithys albifrons</i>	FP	for
<i>Gymnopithys rufigula</i>	FP	for
<i>Percnostola rufifrons</i>	FP, FS	sol, for
<i>Hypocnemis cantator</i>	FS, FP	sol
<i>Myrmotherula axilaris</i>	FP, FS	sol
<i>Myrmotherula gutturalis</i>	FP	bm
<i>Thamnomanes caesius</i>	FP	bm
<i>Thamnomanes ardesíacus</i>	FP	bm
<b>Pipridae</b>		
<i>Dixiphia pipra</i>	FP	leq, fru
<i>Pipra erythrocephala</i>	FP, FS	leq, fru
<i>Lepidotrix serena</i>	FP	leq, fru
<b>Muscicapidae(Turdinae)</b>		
<i>Turdus albicollis</i>	FP	sol

**Tabela 2.** Teste qui-quadrado para o número de indivíduos capturados em cada local amostrado. FP designa floresta primária e FS floresta secundária.

Espécies	N Floresta contínua	N Capoeira	Qui-quadrado	p
<b>Thamnophilidae Swainson, 1824</b>				
<i>Thamnomanes ardesiacus</i> (Sclater & Salvin, 1867)	24	3	8.9	0.003
<i>Thamnomanes caesius</i> (Temminck, 1820)	24	17	0.1	0.84
<i>Epinecrophylla gutturalis</i> (Sclater & Salvin, 1881)	17	9	0.3	0.593
<i>Myrmotherula axillaris</i> (Vieillot, 1817)	6	8	0.4	0.53
<i>Hypocnemis cantator</i> (Boddaert, 1783)	4	13	2.5	0.1
<i>Percnostola rufifrons</i> (Gmelin, 1789)	16	29	5.1	0.02
<i>Pithys albifrons</i> (Linnaeus, 1766)	91	103	10.9	0.001
<i>Gymnopithys rufigula</i> (Boddaert, 1783)	32	38	1.1	0.30
<i>Willisornis poecilinotus</i> (Cabanis, 1847)	25	22	0.6	0.43
<b>Dendrocolaptidae Gray, 1840</b>				
<i>Glyphorhynchus spirurus</i> (Vieillot, 1819)	39	58	5.1	0.02
<i>Xiphorhynchus pardalotus</i> (Vieillot, 1818)	21	16	1.3	0.26
<b>Tyrannidae Vigors, 1825</b>				
<i>Mionectes macconnelli</i> (Chubb, 1919)	20	22	0.1	0.87
<i>Platyrrhynchus coronatus</i> (Sclater, 1858)	17	4	7.2	0.01
<i>Myiobius barbatus</i> (Gmelin, 1789)	15	2	6.2	0.01

<b>Pipridae Rafinesque, 1815</b>				
<i>Lepidothrix serena</i> (Linnaeus, 1766)	14	4	4.0	0.04
<i>Dixiphia pipra</i> (Linnaeus, 1758)	32	95	25.3	0.0
<i>Pipra erythrocephala</i> (Linnaeus, 1758)	5	18	5.4	0.01
<b>Turdidae Rafinesque, 1815</b>				
<i>Turdus albicollis</i> (Vieillot, 1818)	11	6	1.5	0.22

**Tabela 3.** Modelos mais parcimoniosos para testar as hipóteses referentes a hábitat e classe de idade.

<b>Espécies</b>	<b>melhores modelos</b>	<b>AICc</b>	<b>Delta AICc</b>	<b>AICc Weights</b>	<b>Model Likelihood</b>	<b>Num. Par</b>	<b>Deviance</b>
<i>D. pipra</i>	{phi(.)p(.)}	193,475	0,00	0,26038	1,00000	2	96,602
	{phi(habitat)p(.)}	195,289	1,81	0,10511	0,4037	3	96,302
	{phi(idade)p(.)}	195,317	1,84	0,10368	0,3982	3	96,330
	{phi(habitat^idade)p(.)}	195,377	1,90	0,10061	0,3864	5	92,039
<i>G. rufigula</i>	{phi(.)p(habitat)}	122,280	0,00	0,46750	1,0000	3	56,459
<i>G. spirurus</i>	{phi(.)p(.)}	98,234	1,00	0,33087	1,0000	2	61,635
	{phi(.)p(habitat)}	99,963	1,73	0,13936	0,4212	3	61,120
	{phi(.)p(idade)}	100,042	1,81	0,13399	0,4050	3	61,199
	{phi(habitat)p(.)}	100,112	1,88	0,12935	0,3909	3	61,269
<i>M. macconnelli</i>	{phi(.)p(.)}	13,362	0,00	0,34508	1,0000	2	5,143
	{phi(habitat)p(.)}	14,309	0,95	0,21498	0,6230	3	3,662
<i>P. rufifrons</i>	{phi(.)p(.)}	70,257	0,00	0,25314	1,0000	2	52,965
	{phi(habitat)p(habitat)}	70,992	0,74	0,17528	0,6924	4	49,003
	{phi(.)p(idade)}	71,311	1,05	0,14948	0,5905	3	51,726
	{phi(habitat)p(.)}	71,753	1,50	0,11979	0,4732	3	52,169
<i>P. albifrons</i>	{phi(.)p(habitat)}	141,726	0,00	0,42320	1,0000	3	97,855
	{phi(habitat)p(.)}	143,305	1,58	0,19216	0,4541	3	99,43
<i>T. ardesíacus</i>	{phi(.)p(.)}	44,724	0,00	0,62686	1,0000	2	31,795
	{phi(habitat)p(.)}	47,402	2,68	0,16431	0,2621	3	31,622

Espécies	melhores modelos	AICc	Delta AICc	AICc Weights	Model Likelihood	Num. Par	Deviance
<i>T. caesius</i>	{phi(.)p(.)}	58.553	0.00	0.40520	1,0000	2	37.958
	{phi(idade)p(.)}	60.092	1.54	0.18769	0.4632	3	36.954
	{phi(habitat)p(.)}	61.072	2.52	0.11496	0.2837	3	37.934
<i>W. poicilinota</i>	{phi(.)p(.)}	78,294	0,60	0,23605	0,7423	2	49,356
	{phi(habitat)p(.)}	79,937	2,24	0,10379	0,3264	3	48,587
<i>X. pardalotus</i>	{phi(.)p(.)}	31,925	0,00	0,39395	1,0000	2	16,129
	{phi(.)p(habitat)}	32,308	0,38	0,32533	0,8258	3	13,717
	phi(habitat)p(.)	34,385	2,46	0,11514	0,2923	3	15,795
<i>H. cantator</i>	{phi(.)p(.)}	21,100	0,00	0,60289	1,0000	2	16,009
	{phi(habitat)p(.)}	23,616	2,52	0,17139	0,2843	3	15,216
<i>P. erythrocephala</i>	{phi(habitat^idade)p(.)}	11,49	0,00	0,69335	1,0000	1	4,25
<i>L. serena</i>	{phi(habitat)p(.)}	24,511	0,00	0,28101	1,0000	3	15,844
	{phi(habitat)p(habitat)}	24,511	0,00	0,28101	1,0000	3	15,844
	{phi(.)p(.)}	25,676	1,17	0,15694	0,5585	2	20,476
<i>M. guturallis</i>	{phi(.)p(.)}	46,613	0,00	0,75236	1,0000	2	29,844
	{phi(habitat)p(.)}	49,303	2,69	0,19595	0,2604	3	29,833
<i>P. coronatus</i>	{phi(.)p(.)}	12,647	0,00	0,61122	1,0000	2	5,168
	{phi(habitat)p(.)}	14,981	2,33	0,19002	0,3112	3	4,709

**Tabela4.** Modelos mais parcimoniosos para testar as hipóteses referentes a hábitat e sexo.

Espécies	melhores modelos	AICc	Delta AICc	AICc Weights	Model Likelihood	N.parâmetros	Deviance
D.pipra	{phi(habitat)p(.)}	10.7413	0.00	0.23483	10000	3	68901
	{phi(.)p(sexo)}	10.7448	0.04	0.23068	0.9823	3	68936
	{phi(.)p(.)}	10.8345	0.93	0.12731	0.6273	2	72068
	{phi(sexo)p(.)}	10.8447	1.03	0.13997	0.5960	3	69936
G. rufigula	{phi(.)p(habitat)}	12.2280	0.0	0.37408	1.0000	3	69.430
	{phi(.)p(sexo^habitat)}	12.2949	0.67	0.26774	0.7157	5	65.237
	{phi(.)p(sexo)}	12.4443	2.16	0.12685	0.3391	3	71.593
G. spirurus	{phi(.)p(.)}	98.234	0.00	0.37806	1.0000	2	67.999
	{phi(.)p(habitat)}	99.963	1.73	0.15923	0.4212	3	67.483
	{phi(sexo)p(.)}	100.006	1.77	0.15585	0.4122	3	67.526
W. poicilinota	{phi(.)p(.)}	78.294	0.00	0.27303	1.0000	2	56.225
	{phi(sexo)p(.)}	78.983	0.69	0.19246	0.7086	3	54.501
	{phi(.)p(sexo)}	79.752	1.46	0.13173	0.4825	3	55.270
X. pardalotus	{phi(.)p(.)}	31.925	0.00	0.74807	1.0000	2	14.944
	{phi(sexo)p(.)}	34.630	2.70	0.19347	0.2586	3	14.854
P. rufifrons	{phi(.)p(.)}	66.836	0.0	0.58831	1.0000	2	46.555
	{phi(sexo)p(.)}	68.3	1.46	0.28285	0.4808	3	45.678
P. albifrons	{phi(femea^habitat)p(.)}	140.681	0.0	0.68615	1.0000	4	89.827

**Tabela 5.** Espécies com maior número de recapturas e as médias das distâncias de recaptura na capoeira ( $\bar{X}$  FS) e na floresta primária ( $\bar{X}$  FP).

Espécie	$\bar{X}$ Fs	$\bar{X}$ FP	D.máxima FS (m)	D.máxima FS (m)	N recaptura
D. pipra	185	149.2	396.8	406.4	35
G. rufigula	297	276.2	530.2	512	42
G. spirurus	248.6	197.6	547	301	41
P. rufifrons	302.9	303.5	520	328	21
P. albifrons	418.8	341.6	491.7	400	114