



Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

**Quantificação de um critério de conservação: raridade de aves  
de terra firme em uma floresta na Amazônia Central**

Marconi Campos Cerqueira Junior

Manaus, AM

Abril 2009

Marconi Campos Cerqueira Junior

**Quantificação de um critério de conservação: raridade de aves  
de terra firme em uma floresta na Amazônia Central**

**Orientador:** Dr. Gonçalo Ferraz

**Co-orientador:** Dr. Mario Cohn-Haft

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

Manaus, AM

Abril 2009

C416q Cerqueira Junior, Marconi Campos

Quantificação de um critério de conservação: raridade de aves de terra firme em uma floresta na Amazônia Central / Marconi Campos Cerqueira Junior. -- Manaus : [s.n.], 2009. iii, 27 f. : il.

Dissertação (mestrado)--INPA, Manaus, 2009

Orientador: Dr. Gonçalo Ferraz

Co-orientador: Dr. Mario Cohn-Haft

Área de concentração: Ecologia

1. Aves - Amazônia - Identificação 2. Floresta primária - Amazônia I. Título

CDD 19ª ed. 598.042

## AGRADECIMENTOS

Este projeto foi financiado pelo *Smithsonian Tropical Research Institute* (STRI) e pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Amazonas (FAPEAM). Marconi Campos Cerqueira recebeu bolsa de mestrado do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). O Projeto Dinâmico Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF) forneceu apoio logístico e infra-estrutura em campo. Gostaria de agradecer imensamente aos meus pais por todo o apoio e dedicação em todas as fases de minha vida, me possibilitando realizar meus grandes sonhos. Agradeço também aos amigos da casa e dessa cidade linda que é Manaus pelas discussões, alegrias e aventuras essenciais a meu aprendizado. Agradeço ao Birders Exchange e IdeaWild pela doação dos binóculos, mochila impermeável e computador, essenciais para o desenvolvimento dessa pesquisa. Agradeço ao Dr. Phil Stouffer e ao Acervo de Sons da Coleção de Aves do INPA pelo fornecimento de vocalizações para o treinamento dos participantes dessa pesquisa. Agradeço à Christian Andretti, Thiago Vernucci, Claudeir Vargas, Phil Stouffer e Eric Jonhson pelas discussões, informações sobre a biologia, comportamento e percepções acerca da raridade das aves desse estudo. Também meus agradecimentos a Kurt Fristrup pelas instruções para montagens dos PARDs. Agradeço a Francisco Villa-Marin, André Zumak, Thiago Orsi, Gisiane Rodrigues, Jefferson Velasko, Marcelo dos Santos, Catherine Bechtold e João Victor pelo imprescindível auxílio em campo. Também ao assistente de campo Jairo e agradecimento especial pela mágica de D. Eduarda em transformar o rancho em um verdadeiro jantar.

## RESUMO

A distinção entre quais espécies são raras e quais são comuns é fundamental tanto em pesquisa como em conservação. Entretanto a definição das categorias de raridade é frequentemente resultante de uma combinação entre a realidade biológica, processos relacionados à amostragem e percepções subjetivas. A maioria de trabalhos sobre populações de aves não apresentam medidas de precisão associadas as estimativas de parâmetros populacionais e não consideram que as espécies são detectadas de forma imperfeita e portanto essas estimativas são baseadas em uma fração da verdadeira população. Nesse contexto testamos se as categorias de raridade baseadas nas percepções dos ornitólogos se sustentam quando é estimada a ocorrência das espécies considerando uma detectabilidade imperfeita. Foram selecionados dez pares de espécies em que os membros são filogeneticamente aparentados e um é hipoteticamente mais raro que outro. Em três ocasiões diferentes ao longo de um ano dez observadores amostraram as espécies-alvo em uma área de 760 ha de mata primária de terra firme, utilizando a técnica de pontos de escuta. As técnicas de *playback* e gravações autônomas também foram utilizadas como abordagens complementares. Os observadores foram previamente treinados em identificação de aves e avaliados através de um programa computacional livre que trabalha com técnicas de memorização. Não foi possível refutar a hipótese de que as espécies raras tem ocorrência tal alta quanto as espécies consideradas comuns pois, existem somente, evidências óbvias de diferenças de raridade em cinco pares de espécie e dessas, apenas *Dendrocolaptes picumnus* e *Cyphorhinus arada* ocorrem em menos de 50% dos pontos amostrais. Embora as categorias de raridade advindas da percepção dos ornitólogos não tenham classificado uma espécie realmente rara como sendo comum fica claro que a categorização de uma espécie deve se basear em uma medida quantitativa associada a uma medida de precisão. Nossos resultados indicam que nem sempre uma espécie mais rara é mais difícil de detectar, entretanto fatores relacionados à amostragem podem influenciar a probabilidade de detecção diferentemente para cada espécie. Essas medidas quantitativas da raridades das espécies são informações consistentes e essenciais para o sucesso de qualquer ação de manejo. Assim tanto em pesquisa quanto em manejo que dependem de uma correta classificação de raridade, nós recomendamos o uso de métodos quantitativos que forneçam o grau de confiabilidade e que lidem com a detectabilidade imperfeita das espécies.

Palavras-chave: Amazônia, floresta primária, ocorrência, detectabilidade imperfeita, raridade.

## ABSTRACT

The distinction between rare and common species is fundamental in research and management decisions. Nevertheless the definition of these categories often relies on a mix of sampling methods, biological processes and subjective impressions. Most studies that used field sampling techniques to count landbirds failed to present measures of precision and do not account to imperfect detectability, in that way this counts are based in a fraction of true population. We tested if classifications of bird rarity based on ornithologist's perceptions are the same when we estimated occupancy accounting for imperfect detection. We selected ten species pairs whose members are related phylogenetically and one member is reported to be rarer than the other. On three different occasions 760 ha of primary terra-firme forest was sampled by 10 observers with point counts. Playback and autonomous recorder was used as complementary approach. All observers were trained and evaluated using memory-improvement software. It wasn't possible refute the hypothesis that rarer species occur in higher proportion of places as common species because only five pairs showed a clear difference in rarity and all were in the direction predicted by existing literature. Only two of these, *Dendrocolaptes picumnus* and *Cyphorhinus arada*, are genuinely rarer species and occupy less than 50% of sampling points. Although published rarity classifications never mistook a genuinely rarer species to be more common than its pair, our results gather clear evidence that distinction between rare and common species must be based in quantitative measures that account for detection probabilities and that presents measures of precision. Because species rarity figures so prominently in landbird conservation, it is essential that researches and managers attempt to provide reliable information. Thus, in research and management that depend on correct rarity classification, we recommend the use of quantitative methods with calculated confidence intervals and that dealing with imperfect detections.

Key words: Amazonian, mature forest, occupancy, imperfect detections, rarity.

## SUMÁRIO

<b>Objetivos</b> .....	1
<b>Artigo</b> .....	1
<i>Introdução</i> .....	2
<i>Métodos</i> .....	6
Área de Estudo .....	6
Seleção de espécies.....	8
Coleta de dados.....	10
Análises .....	12
<i>Resultados</i> .....	16
<i>Discussão</i> .....	23
<b>Conclusão</b> .....	28
<b>Referências Bibliográficas</b> .....	30
<b>Apêndice</b> .....	34

## ARTIGO

## Quantificação de um critério de conservação: raridade de aves de terra-firme na Amazônia Central

Marconi Campos Cerqueira<sup>1,2</sup>, Gonçalo Ferraz<sup>1,2,3</sup>, Mario Cohn-Haft<sup>1,4</sup>, Claudeir Vargas<sup>4</sup>,  
Angela Midori<sup>4</sup>, Monica Ribas<sup>1</sup>, Thiago Vernucci<sup>4</sup>, Mariana Tolentino<sup>1</sup>, Carlos Nader<sup>1</sup>,  
Christian Borges<sup>4</sup>.

<sup>1</sup>Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia –INPA, Coordenação de Pesquisa em Ecologia C.P. 478 Manaus, Amazonas 69083, Brasil

<sup>2</sup>Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais – PDBFF/Smithsonian Tropical Research Institute, Av. André Araújo 1753 Petropolis, Manaus AM 69011-979, Brasil

<sup>3</sup>Instituto Leônidas e Maria Deane, FIOCRUZ, Rua Teresina, Manaus, 69057 AM, Brazil

<sup>4</sup>Coleções Zoológicas INPA

Email: marconi\_cerqueira@yahoo.com.br

**Abstract:** The distinction between rare and common species is fundamental in research and management decisions. Nevertheless the definition of these categories often relies on a mix of sampling methods, biological processes and subjective impressions. Most studies that used field sampling techniques to count landbirds failed to present measures of precision and do not account to imperfect detectability, in that way this counts are based in a fraction of true population. We tested if classifications of bird rarity based on ornithologist's perceptions are the same when we estimated occupancy accounting for imperfect detection. We selected ten species pairs whose members are related phylogenetically and one member is reported to be rarer than the other. On three different occasions 760 ha of primary terra-firme forest was sampled by 10 observers with point counts. Playback and autonomous recorder was used as complementary approach. All observers were trained and evaluated using memory-improvement software. It wasn't possible refute the hypothesis that rarer species occur in higher proportion of places as common species because only five pairs showed a clear difference in rarity and all were in the direction predicted by existing literature. Only two of these, *Dendrocolaptes picumnus* and *Cyphorhinus arada*, are genuinely rarer species and occupy less than 50% of sampling points. Although published rarity classifications never mistook a genuinely rarer species to be more common than its pair, our results gather clear evidence that distinction between rare and common species must be based in quantitative measures that account for detection probabilities and that presents measures of precision. Because species rarity figures so prominently in landbird conservation, it is essential that researches and managers attempt to provide reliable information. Thus, in research and management that depend on correct rarity classification, we recommend the use of quantitative methods with calculated confidence intervals and that dealing with imperfect detections.

**Key words:** Amazonian, mature forest, occupancy, imperfect detections, rarity, sampling processes

## INTRODUÇÃO

Investigações sobre a resposta de populações animais às ações de manejo ou de distúrbios naturais, o monitoramento de variações populacionais e o estabelecimento de listas de espécies ameaçadas dependem e se baseiam fortemente na distinção prévia de quais espécies são comuns e quais são raras. Estudos sobre competição (Robertson 1996, Stouffer 1997), predação (Hixon and Beets 1993), e parasitismo (Hopper 1984), para dar apenas alguns exemplos, também dependem em algum momento das categorizações entre o raro e o comum. Além disso, a raridade é um dos critérios mais usados na escolha de locais para conservação pois uma espécie rara provavelmente é mais suscetível à extinção do que uma espécie comum (Terborgh & Winter 1980). Existem, entretanto, algumas questões inerentes a esse processo de categorização que frequentemente são ignoradas mas que podem ter grande impacto nos resultados das decisões de manejo e conservação tomadas a partir dessas categorizações.

Uma dessas questões se refere à nossa capacidade de distinguir entre os processos biológicos nos quais estamos interessados e os processos relacionados exclusivamente à amostragem. Estudos demonstram que durante uma amostragem fatores tais como condição física e a experiência do observador, (Faanes and Bystrak 1981, Sauer et al. 1994), a densidade populacional das espécies (Gu and Swihart 2004), o tipo de vegetação amostrada (Norvell et al. 2003) e a hora do dia (Sick 1997, Esquivel and Peris 2008) entre outros fatores, podem influenciar a probabilidade de detectar uma espécie. Ou seja, a não detecção de uma espécie em um local compreende um componente amostral, podendo ser influenciada por uma gama de fatores e portanto não significa, necessariamente, que a espécie não ocorra naquele local. Ignorar que a maioria das espécies são detectadas de forma imperfeita, pode causar um desvio no parâmetro populacional estimado, mascarando os processos biológicos e assim resultar em

decisões de manejo equivocadas (Yoccoz et al. 2001, MacKenzie et al. 2002, Mackenzie and Royle 2005).

Outra questão que pode comprometer os resultados das decisões de manejo se refere a ausência de medidas de precisão nas estimativas de parâmetros populacionais. Estudos que visam estimar parâmetros populacionais que não apresentam essas medidas de precisão podem obter conclusões incorretas sobre diferenças entre espécies, entre pontos amostrais e entre períodos de amostragem (Thompson et al. 1998), por exemplo. Ações conservacionistas devem sempre se basear em informações confiáveis e portanto categorizações de uma espécie como rara ou comum que não apresentem uma medida de precisão (erro padrão, intervalo de confiança) devem sempre ser utilizadas com cautela (Rosenstock et al. 2002).

Essas questões importantes do ponto de vista conservacionista ainda são frequentemente ignoradas na maioria dos trabalhos com aves (Rosenstock et al. 2002). A determinação da raridade das espécies de aves neotropicais é frequentemente realizada através de indicadores mais ou menos indiretos da sua abundância ou densidade (Terborgh et al. 1990, Thiollay 1994, Robinson et al. 2000). Tanto as estimativas de abundância como de densidade devem alcançar o pressuposto de que todos os indivíduos de uma área, transecto ou ponto podem ser detectados e assim contados. Esse pressuposto é difícil de ser alcançado e alguns indivíduos que realmente ocorrem naquela unidade amostral podem não ser detectados em um determinado momento. Assim, na maioria dos trabalhos com aves, as estimativas de abundância são frequentemente baseadas em uma fração dos indivíduos da verdadeira população (Rosenstock et al. 2002). O fato de que esses trabalhos não consideram que a detecção das espécies é imperfeita, dificulta comparações dessas estimativas populacionais no tempo e no espaço e pode limitar o sucesso de uma ação de manejo.

Existem, entretanto, cientistas preocupados em obter estimativas mais confiáveis da abundância e por isso foram desenvolvidas algumas técnicas capazes de estimar a probabilidade de detecção dos indivíduos, tais como a técnica de amostragem por distância (Buckland 2006). Entretanto a maioria das técnicas utilizadas com essa finalidade requerem grandes habilidade dos observadores (Kissling and Garton 2006) e se baseiam em pressupostos difíceis de serem alcançados (Thompson 2002). Em florestas tropicais por exemplo a detecção das aves é baseada principalmente em registros acústicos, pois a densa e complexa vegetação e a grande altura das copas das árvores dificultam a visualização dos animais. Por isso é possível que indivíduos muito próximos ao observador, que em determinada ocasião permaneçam quietos e calados, não sejam detectados. Essa situação viola um dos principais pressupostos da técnica de amostragem por distância: a de que indivíduos muito próximos ao observador são sempre detectados. Além de possuírem pressupostos difíceis de serem alcançados, as técnicas frequentemente usadas para estimar a abundância, estão geralmente associadas a uma grande demanda de tempo e esforço tanto no campo quanto no laboratório (Gu and Swihart 2004, Mackenzie and Nichols 2004). Talvez por isso a maioria dos estudos quantitativos com aves neotropicais se limitaram a estimar a abundância ou densidade das espécies em áreas menores que 100 ha (Terborgh et al. 1990, Thiollay 1994, Stouffer and Bierregaard 1995).

É possível, entretanto, estimar outros parâmetros populacionais que possuem pressupostos mais fáceis de serem alcançados e que claramente lidem com a questão da detectabilidade imperfeita. Uma alternativa com grande potencial de aplicação nas florestas neotropicais pode ser encontrada nas estimativas da probabilidade de ocorrência. A utilização da ocorrência para categorizar as espécies enfoca não os indivíduos, mas sim os locais em que a espécie ocorre, um alvo interessante do ponto de vista do manejo. Uma possível maneira para estimar a ocorrência e simultaneamente a detecção das espécies consiste na realização de múltiplas visitas as unidades

amostrais em um curto intervalo de tempo para obter o registro de detecções ou não detecções da espécie (MacKenzie et al. 2002). Não é necessário contar e nem estimar a distâncias dos indivíduos e assim é possível cobrir uma área maior com menos esforço e em menos tempo que aquele requerido para as estimativas de abundância.

A utilização da ocorrência das espécies na região neotropical encontra suporte em estudos dentro da floresta amazônica que nos fornecem claras evidências de que as aves têm diferentes probabilidades de ocorrência mesmo dentro de uma floresta primária e contínua (Ferraz et al. 2007). Estudos em várias áreas pequenas e descontínuas relatam que muitas espécies ocorrem em apenas alguns locais da paisagem (Stratford and Stouffer 1999) enquanto estudos intensivos em grandes áreas demonstram que um grande número de espécies raras ocorrem em apenas uma fração da paisagem (Terborgh et al. 1990, Thiollay 1994, Robinson et al. 2000, Stouffer 2007). A maioria desses estudos entretanto, não inclui modelos sobre os processos de amostragem pressupondo que a detecção da espécie é perfeita e não apresentam medidas de precisão associada às estimativas. Por essas razões acreditamos que a utilização das estimativas de ocorrência das espécies pode contribuir na compreensão sobre quais espécies são comuns e quais são raras na região neotropical.

O estudo referência para aves ao norte da cidade de Manaus (Cohn-Haft et al. 1997) indica explicitamente que a abundância das espécies foi determinada de forma subjetiva, combinando frequência de detecção e taxas de capturas refletindo assim, como os próprios autores afirmam, as percepções dos pesquisadores. Dessa forma, iremos testar se a percepção dos ornitólogos, sobre quais espécies de aves são raras e quais são comuns em uma floresta de terra-firme na Amazônia Central, se sustenta quando é estimada a ocorrência das espécies, considerando que suas detecções não são perfeitas. Nossa hipótese é de que as espécies consideradas raras pela percepção dos ornitólogos têm uma ocorrência tão alta quanto outras espécies congênicas ( ou

filogeneticamente próximas) consideradas comuns. Assim, nosso objetivo nesse estudo é fornecer uma medida quantitativa da raridade de um conjunto de espécies, baseada em estimativas de ocorrência, associadas à uma medida de precisão e que explicitamente lidem com fatores relacionados exclusivamente à amostragem. Através das medidas quantitativas da raridade das espécies esperamos também fornecer informações sobre as contribuições do conhecimento ornitológico local na categorização de espécies.

## **MÉTODOS**

### **Área de estudo**

Este estudo foi desenvolvido em uma grade trilhas do Projeto de Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), localizada próximo ao Km 41 do ramal ZF3 da estrada BR-174 aproximadamente 70 km a norte da cidade de Manaus, Brasil (2°30' S, 60° W). A área de estudo é coberta por floresta primária de terra-firme, com um dossel de 30-35 m de altura (Laurance et al. 2002), e um sub-bosque relativamente aberto dominado por palmeiras acaules (Stouffer and Bierregaard 1995). A pluviosidade da região varia de 1900 a 3500mm anualmente (Laurance et al. 2002), e o pico das chuvas acontece entre janeiro e abril (Stouffer and Bierregaard 1995). A área é coberta por quatro micro-bacias que drenam para o Rio Urubu e possui um pequeno lago permanente e outro temporário, ambos com vegetação aberta no entorno. Presentemente, existe uma alta densidade de clareiras na grade, incluindo aberturas com até 10.000 m<sup>2</sup> resultantes de rajadas de vento fortes e localizadas, ou *microbursts* (Proctor 1988) ocorridas em Setembro de 2007 (obs. pess). As trilhas da grade formam uma quadricula com células de 100 x 100 m abrangendo 760 ha e permitindo a amostragem de 55 pontos. Os pontos foram distribuídos regularmente com distâncias de 400 a 600 m entre si e ao longo de dez trilhas paralelas na direção norte-sul (Fig. 1).

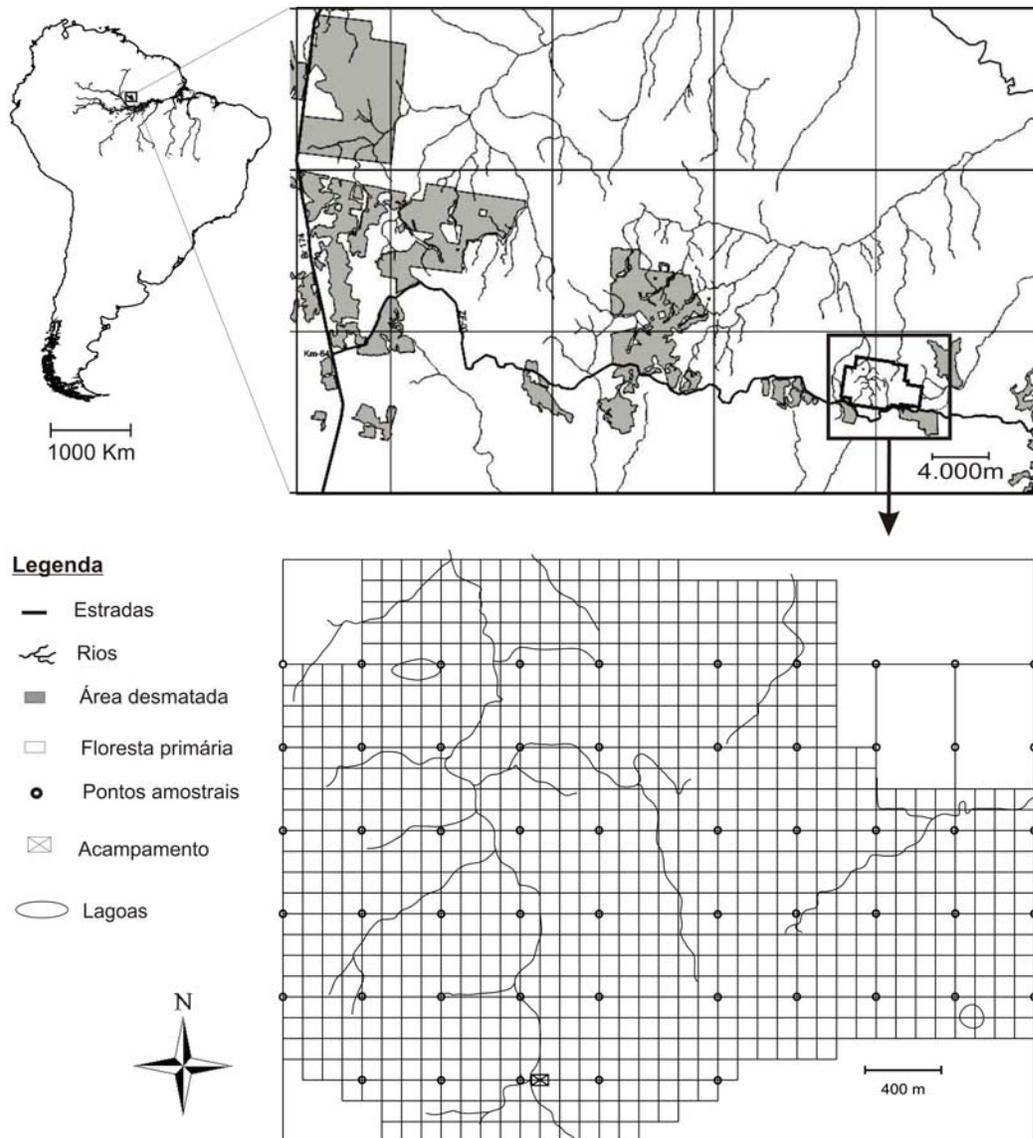


Fig. 1: Mapa da grade de trilhas do Km 41 com sua localização na área de estudo do PDBFF e na América do Sul.

## **Seleção de espécies**

Todas as espécies selecionadas para esse estudo (Tabela 1) são residentes de floresta de terra-firme com vocalizações relativamente fáceis de se identificar em campo. Evitamos selecionar espécies com territórios grandes como gaviões, tucanos, araras, papagaios, grandes frugívoros e espécies com vocalizações audíveis a grandes distâncias, para alcançar o pressuposto de que tanto a ocorrência como a detectabilidade em um dos pontos não exerça influência na ocorrência e detecção no ponto adjacente.

Segundo Buckley e Kelly (2003) a raridade é essencialmente um fenômeno comparativo, dependendo principalmente da biologia e ecologia de um determinado táxon. Portanto, uma espécie pode ser mais facilmente descrita como sendo comum ou rara quando é comparada com uma espécie diferente que seja, entretanto, semelhante filogeneticamente, pois o que é numeroso ou largamente distribuído em um taxa pode ser considerado escasso ou restrito em outro (Buckley and Kelly 2003). Dessa forma nos baseamos no trabalho de Cohn-Haft e colaboradores (1997) e em discussões com ornitólogos experientes da região (Cohn-Haft, M.; Stouffer, P.; Andretti, C.; Vargas, C.; Vernucci, T.; Johnson, E.) para listar pares de espécies do mesmo gênero que apresentavam uma diferença de raridade em nossa área de estudo naquele momento. Dessa forma, para cada par existe uma previsão de ocorrência baseada tanto na literatura de referência sobre a região de estudo assim como em discussões com ornitólogos experientes da região. Estas previsões determinam, dentro de cada par, qual espécie é hipoteticamente mais rara e qual é hipoteticamente mais comum. Quando não foi possível encontrar um par com diferença de raridade do mesmo gênero, optou-se por selecionar espécies que fossem próximas filogeneticamente e com supostas diferenças de raridade. A opção pela proximidade filogenética também minimiza o efeito da filogenia na classificação de raridade, reduzindo o número de potenciais efeitos capazes de confundir a interpretação de nossas análises.

**Tabela 1.** Pares de espécies congêneras ou filogeneticamente aparentadas em que um membro é sempre mais raro que o outro segundo o conhecimento ornitológico local.

<b>Pares de espécies</b>	<b>Espécies</b>	<b>Nome popular</b>
Surucuás	<i>Trogon rufus</i> (R) <i>Trogon viridis</i> (C)	surucuá-de-barriga-amarela surucuá-grande-de-barriga-amarela
Rapazinhos	<i>Bucco capensis</i> (R) <i>Bucco tamatia</i> (C)	rapazinho-de-colar rapazinho-carijó
Arirambas	<i>Galbula leucogastra</i> (R) <i>Galbula dea</i> (C)	ariramba-bronzeada ariramba-do-paraíso
Arapaços	<i>Dendrocolaptes picumnus</i> (R) <i>Dendrocolaptes certhia</i> (C)	arapaçu-meio-barrado arapaçu-barrado
Barranqueiros	<i>Automolus ochrolaemus</i> (R) <i>Automolus infuscatus</i> (C)	barranqueiro-camurça barranqueiro-pardo
Chocas	<i>Frederickena viridis</i> (R) <i>Cymbilaimus lineatus</i> (C)	borralhara-do-norte papa-formiga-barrado
Choquinhas	<i>Myrmotherula axillaris</i> (R) <i>Myrmotherula brachyura</i> (C)	choquinha-de flanco-branco choquinha-miúda
Pintos-da-mata	<i>Formicarius analis</i> (R) <i>Formicarius colma</i> (C)	pinto-da-mata-de-cara-preta galinha-do-mato
Uirapurus	<i>Cyphorhinus arada</i> (R) <i>Microcerculus bambla</i> (C)	uirapuru-verdadeiro uirapuru-da-asa-branca
Vite-vites	<i>Hylophilus thoracicus</i> (R) <i>Hylophilus muscicapinus</i> (C)	vite-vite vite-vite-camurça

*Legendas:* Nomes comuns para os pares de espécies selecionados, seguidos dos nomes científicos e nomes populares das espécies segundo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2008). R = espécie hipoteticamente rara; C = espécie hipoteticamente comum. Pares em negrito foram amostrados pela técnica de *playback*, além das técnicas de pontos de escuta e gravações autônomas.

### **Coleta de dados**

A amostragem foi dividida em três ocasiões primárias (estações): dezembro de 2007 (período de seca), maio de 2008 (período de chuvas) e novembro de 2008 (período de seca). Cada ocasião primária incluiu no mínimo 12 dias de amostragem em que foram utilizadas três técnicas de coleta de dados: pontos de escuta, *playback* e gravadores autônomos. O número máximo de visitas a cada ponto amostral por ocasião primária variou entre 15 para novembro de 2007 e 29 para novembro de 2008 e assim cada ponto amostral foi revisitado pelo menos duas vezes em um dia de amostragem. Em novembro de 2008 aconteceram mais visitas aos pontos amostrais que nas outras ocasiões pois somente nessa ocasião foi possível aplicar a técnica de gravações autônomas. O horário de início das observações foi dez minutos antes do nascer do sol, mas o horário de encerramento variou entre as técnicas. O horário de início da amostragem em cada ponto foi sempre registrado e usado como covariável de amostragem nas análises. Não foram realizadas amostragens em dias de chuva.

A técnica de pontos de escuta consiste no registro da detecção ou não detecção das espécies-alvo por meio de contactos visuais ou auditivos (Bibby et al. 1992). Cada amostra por ponto de escuta teve duração de três minutos em que cada observador registrava as detecções ou não detecções das espécies-alvo. A vantagem de uma amostra de 3 minutos é a redução da variabilidade na probabilidade de detectar as aves presentes nos pontos amostrais adjacentes (Dawson et al. 2005). Espera-se, portanto, que haja pouca variação de tempo entre pontos adjacentes uma vez que os pontos se situam a 400 m de distância entre si em uma trilha relativamente limpa e de fácil acesso. Assim, cada observador amostrou pelo menos cinco pontos durante as primeiras horas do dia, período mais propício para a detecção de aves (Shields 1977, Skirvin 1981, Blake 1992). Essa técnica foi aplicada por dez observadores durante sete dias em cada ocasião primária de amostragem. Em cada dia, os observadores eram sorteados por dez

trilhas amostrando primeiro no sentido sul-norte e posteriormente no sentido norte-sul por uma trilha adjacente. Dessa forma cada ponto foi amostrado duas vezes na mesma manhã. De uma forma geral, o período de pontos de escuta se estendeu até quatro horas após o nascer do sol.

O *playback* consiste em um estímulo auditivo (reprodução do canto da espécie de interesse) com a finalidade de induzir uma resposta vocal ou um avistamento de indivíduos que se encontrem próximos do ponto de amostragem. As amostras de *playback* foram realizadas nos cinco dias subsequentes à amostragem por pontos de escuta, por um dos autores (MCC). Cada sessão de *playback* consistiu em três minutos iniciais de silêncio, seguidos da reprodução de um minuto da vocalização das espécies-alvo e de dois minutos de silêncio para o registro da resposta ao *playback*. Para minimizar o tempo de amostragem por ponto, essa técnica foi utilizada para apenas seis dos dez pares de espécies selecionadas, para as quais, por experiência prévia em campo, sabíamos que respondiam bem ao *playback* (Tabela 1).

A maior limitação das técnicas de pontos de escuta e *playback* é que requerem a deslocação de observadores entre pontos a pé. Por isso, essas técnicas impõem uma limitação no número de pontos que podem ser amostrados durante o período ótimo de coleta de dados – até três horas após o nascer do sol. Para ultrapassar essa limitação, adotamos uma terceira técnica, de gravação autônoma, que consiste no registro de vocalizações através de gravadores que são deixados nos pontos amostrais por períodos de 40 horas gravando ininterruptamente, sem assistência de um observador. O sistema de gravação PARD (*Portable Autonomous Recording Unit*) foi desenvolvido por NC e MCC para este projeto, com base em um desenho original de Kurt Fristrup do laboratório de Cornell. Um PARD consiste em um gravador de *mp3* conectado a dois mini-microfones *supercircuits*® com amplificação embutida. O gravador e a alimentação das baterias são protegidos por uma caixa impermeável. Foram utilizados dez PARDs que a cada dois

dias foram posicionados nos pontos de duas trilhas adjacentes. Esta técnica foi aplicada simultaneamente às técnicas de pontos de escuta e *playback* e só esteve disponível na última ocasião primária de amostragem, cobrindo 48 dos 55 pontos da grade.

Em uma amostragem com dez observadores é inevitável que diferentes pessoas tenham diferentes aptidões para identificação das vocalizações. Para minimizar o efeito dessas diferenças montamos um sistema de estudo de vocalizações baseado em uma ferramenta informática para memorização de informação (Ferraz et al. 2008). O sistema assenta em uma coleção de cantos, gentilmente partilhados pela Coleção de Aves do INPA e por Philip C. Stouffer, que são introduzidos em fichas de pergunta e resposta num software de aperfeiçoamento de memória, o *SuperMemo* (Wozniak 2006). O sistema apresenta perguntas ao usuário sob a forma de uma vocalização gravada, o usuário responde com uma identificação da espécie e o sistema registra se a resposta foi certa ou errada além de fornecer novamente a vocalização, uma imagem da espécie e sua identificação específica. Ao longo do processo de treinamento, o sistema ajusta o espaçamento temporal das apresentações de cada vocalização à frequência com que o usuário acerta ou erra a identificação. Além do treinamento, no final do processo, é possível obter uma quantificação da aptidão do usuário. Assim como o horário de amostragem, essa aptidão quantificada, ou *score*, é usada como covariável da detecção das espécies.

### **Análises de dados**

Para estimar a proporção de locais em que uma espécie ocorre, modelamos nossos dados utilizando um método de máxima verossimilhança que leva em consideração não só os locais onde a espécie foi registrada, mas também a possibilidade de não detectar a espécie onde ela realmente está presente (MacKenzie et al. 2002). Para isto, nossos modelos têm três componentes: I) a probabilidade de detecção condicionada à ocorrência ( $p$ ), II) a ocorrência ( $\psi$ ) e

III) a alteração da ocorrência entre estações, medida por  $\varepsilon$ , a probabilidade de extinção (MacKenzie et al. 2003). Os modelos admitem a possibilidade da variação temporal dos três parâmetros de interesse  $p$ ,  $\psi$  e  $\varepsilon$ , assim como a consideração de outros efeitos sobre esses parâmetros. Efetivamente, a análise incorpora toda a flexibilidade dos modelos lineares, porque os parâmetros de interesse são representados por funções logísticas de covariáveis que podem traduzir qualquer efeito ambiental, amostral, temporal e, no nosso caso, o efeito da espécie. Como nosso objetivo é entender até que ponto as duas espécies de um par diferem em suas ocorrências, os dados de cada par são modelados simultaneamente. Os modelos incluem, além dos efeitos do tempo e outras covariáveis, um efeito da espécie sobre a ocorrência ( $a_0$ ) e um efeito da espécie sobre a detecção ( $c_0$ ). Existem vários cenários plausíveis das combinações de efeitos sobre cada um dos parâmetros de interesse, por isso nossas análises ajustam vários modelos a cada par de espécies, cada modelo representando uma hipótese alternativa de explicação dos dados.

Utilizamos um conjunto de 12 modelos que resultam da combinação de três modelos de ocorrência com quatro modelos de detecção (Tabela 2). Na ocorrência, os modelos tratam  $\psi$  e  $\varepsilon$  de forma análoga, podendo considerar: a) apenas um efeito do tempo ( $t$ ) sobre os parâmetros de ocorrência, estimando um valor de  $\psi$  para cada estação e um valor de  $\varepsilon$  para cada intervalo entre estações; b) efeitos aditivos de tempo e espécie ( $t+s$ ), em que as ocorrências, embora diferentes entre as espécies, variam de forma semelhante ao longo do tempo; ou c) efeitos do tempo diferentes (com interação) para cada espécie ( $t \times s$ ), em que as ocorrências são diferentes e variam também de forma diferenciada entre as espécies e ao longo do tempo.

Na parte de detecção usamos uma opção simples, uma opção complexa e duas intermédias. A opção simples ignora diferenças entre espécies e considera apenas efeitos aditivos da estação ( $t$ ), hora ( $h$ ) e *playback* ( $pb$ ) na detecção. A opção complexa considera que a detecção das duas

espécies se altera independentemente com a estação ( $t \times s$ ), com a hora do dia ( $h \times s$ ) e com o *playback* ( $pb \times s$ ). Além disso o modelo complexo considera efeitos aditivos da aptidão do observador (*scor*), da chuva na madrugada precedente à amostragem (*chv*) e do uso de PARDs (*pard*). A primeira opção intermédia inclui interação apenas entre a espécie e a estação de amostragem, modelando aditivamente os efeitos do *playback*, da aptidão e do PARD ( $t \times s + pb + scor + pard$ ). A última opção considera interações entre as espécies e a estação, a hora do dia e o *playback* ( $t \times s + h \times s + pb \times s$ ). Os efeitos da estação, espécie, *playback*, PARD e chuva são modelados por meio de covariáveis binárias. Os efeitos da hora e do score são covariáveis contínuas padronizadas.

A análise dos dados incluiu dois procedimentos separáveis, mas interdependentes: a seleção de modelos e a estimativa de parâmetros. Para ambos os procedimentos foi utilizado o software livre PRESENCE (Hines and MacKenzie 2008). A seleção de modelos pode ser vista como um teste de hipóteses em que o modelo selecionado representa a melhor entre as doze hipóteses (ou modelos) formuladas *a priori*. Os modelos são selecionados através do critério de informação de Akaike (AIC, Burnham and Anderson 2004), que representa uma otimização entre o ajuste de máxima verossimilhança e o número de parâmetros: quanto pior o ajuste ou maior o número de parâmetros, maior o valor de AIC. Utilizamos duas métricas derivadas do AIC dos modelos: a primeira, o  $\Delta AIC$ , expressa a diferença de AIC entre um modelo e o modelo de AIC mais baixo; a segunda,  $w_i$ , ou peso de AIC, que indica o quanto um determinado modelo é útil para explicar os dados em relação ao conjunto de modelos. Esta medida é útil, por exemplo para estabelecer comparações entre pares de espécies com dados diferentes, mas modelos iguais. A soma dos valores de  $w_i$  para cada par de espécies é igual a 1 quando se considera todos os modelos da tabela 2. O resultado esperado dentro da seleção de modelos, segundo a classificação de raridade

adotada em Cohn-Haft e colaboradores (1997), Stouffer (1997) e em discussões com ornitólogos locais experientes é que os melhores modelos assumam que as espécies difiram em suas ocorrências.

Nos casos em que não foi possível obter todos os valores das estimativas dos parâmetros a partir do modelo com AIC igual a zero, foi utilizado o próximo modelo com menor AIC e que permitia obter essas estimativas. A estimativa dos parâmetros  $\psi$  e  $p$  seguiu sempre o modelo que incluía variação da ocorrência e da detecção entre as espécies, pois dessa forma é possível obter um valor da ocorrência e da detecção para cada espécie em separado, muito embora o resultado estatístico seja o mesmo das estimativas dos parâmetros para o par. Os coeficientes aditivos  $a_0$  e  $c_0$  foram utilizados como uma medida da diferença de ocorrência e detecção respectivamente, entre as espécies de um mesmo par. A informação contida nos coeficientes  $a_0$  e  $c_0$  é interpretada de acordo com os seus sinais: quando eles são próximos de zero, o “efeito da espécie” não existe, ou seja, as espécies não diferem em sua ocorrência ou detecção. Quando o coeficiente é positivo a espécie hipoteticamente rara ocorre em maior proporção de locais ( $a_0 > 0$ ) ou é mais facilmente detectável ( $c_0 > 0$ ) do que a espécie hipoteticamente comum. O oposto acontece quando os coeficientes são negativos ( $a_0 < 0$ ) e assim a espécie hipoteticamente rara ocorre em menor proporção de locais que a espécie comum e é menos detectável ( $c_0 < 0$ ). O resultado esperado é que o coeficiente  $a_0$  assumia valores negativos para todos os pares de espécies, indicando que a percepção dos ornitólogos sobre quais espécies são raras e comuns está correta independentemente de quaisquer diferenças na probabilidade de detecção entre espécies.

**Tabela 2.** Conjunto de 12 modelos ajustados para cada par de espécies.

#	$\psi, \varepsilon$			$P$									
	s	t	t×s	s	T	t×s	h	h×s	Pb	pb×s	scor	pard	chv
1		●			●		●		●				
2		●		●	●	●	●		●		●	●	
3		●		●	●	●	●	●	●	●			
4		●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
5	●	●			●		●		●				
6	●	●		●	●	●	●		●		●	●	
7	●	●		●	●	●	●	●	●	●			
8	●	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
9	●	●	●		●		●		●				
10	●	●	●	●	●	●	●		●		●	●	
11	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●			
12	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●

*Notas:* Círculos pretos indicam os efeitos das covariáveis que foram incluídos em cada modelo no componente de ocorrência ( $\psi, \varepsilon$ ) e no componente de detecção ( $p$ ). Os rótulos das colunas indicam os efeitos de espécie (s), tempo (t), hora (h), playback (pb), aptidão do observador (scor), gravação autônoma (pard) e chuva na madrugada precedente à amostragem (chv). O operador ‘×’ indica uma interação entre efeitos; ‘#’ indica o número identificador do modelo.

## RESULTADOS

Cada um dos 55 pontos amostrais foi visitado para coleta de dados no mínimo 10 vezes em dezembro de 2007, 11 em maio de 2008 e 11 em novembro de 2008. Juntando as três estações, houve um mínimo de 37 visitas a cada ponto amostral. A espécie mais detectada foi *Hylophilus muscicapinus* com 260 detecções, e a menos detectada foi *Automolus ochrolaemus*, registrada apenas oito vezes. De uma forma geral as probabilidades de detecção foram tão baixas em maio, provavelmente devido à época das chuvas – período fora da estação reprodutiva da maioria das espécies, que esta estação foi excluída das análises de seis pares de espécies (Tabela 3). Para duas

espécies, *Automolus ochrolaemus* e *Hylophilus thoracicus*, obtivemos pouca informação nas três estações, o que resulta em probabilidades de detecções muito baixas e grande incerteza na estimativa de parâmetros. Embora os modelos dos pares correspondentes dessas espécies sejam apresentados na Tabela 3, as estimativas dos parâmetros não são apresentadas.

A tabela 3 apresenta os modelos com menores valores de AIC e que forneciam estimativas para todos os parâmetros. Além desses modelos são também apresentados os modelos que nos permitiram obter estimativas de ocorrência para cada espécie em separado. Os resultados são claramente os mesmos quando observamos os intervalos de confiança, mas dessa forma cada espécie possui uma estimativa pontual de ocorrência e detecção. Para os pares de espécie de arirambas, chocas e pintos-da-mata, não foi possível estimar os valores dos parâmetros nos modelos que apresentavam AIC igual a zero devido a problemas de convergência nos algoritmos de otimização do PRESENCE. Nesses casos o próximo modelo com menor AIC e que fornecia os valores das estimativas para todos os parâmetros foi utilizado.

**Tabela 3.** Seleção de modelos para cada par de espécies.

Par	k	Modelo				
		#	$\psi, \epsilon$	P	$\Delta AIC$	$w_i$
Surucuás	3	4	$t$	$t \times s + h \times s + pb \times s + scor + pard + chv$	0,00	0,64
		8	$t + s$	$t \times s + h \times s + pb \times s + scor + pard + chv$	1,21	0,35
Rapazinhos	2	1	$t$	$t + h + pb$	0,00	0,31
		11	$t \times s$	$t \times s + h \times s + pb \times s$	3,73	0,05
Arirambas	2	10	$t \times s$	$t \times s + h \times s + pb + scor + pard + chv^*$	0,53	0,22
		—	—	—	—	—
Arapaçus	3	8	$t + s$	$t \times s + h \times s + pb \times s + scor + pard + chv$	0,00	0,85
		4	$t$	$t \times s + h \times s + pb \times s + scor + pard + chv$	12,47	0,00
Barranqueiros	2	3	$t$	$t \times s + h \times s + pb \times s^*$	0,00	0,66
		—	—	—	—	—
Chocas	2	7	$t + s$	$t \times s + h \times s + pb \times s$	0,50	0,20
		—	—	—	—	—
Choquinhas	3	2	$t$	$t \times s + h + pb + scor + pard^*$	0,00	0,44
		6	$t + s$	$t \times s + h + pb + scor + pard^*$	1,57	0,20
Pintos-da-mata	3	8	$t + s$	$t \times s + h \times s + pb \times s + scor + pard + chv$	1,34	0,51
		2	$t$	$t \times s + h + pb + scor + pard$	15,57	0,00
Uirapurus	2	7	$t + s$	$t \times s + h \times s + pb \times s$	0,00	0,53
		1	$t$	$t + h + pb$	12,73	0,00
Vite-vites	2	2	$t$	$t \times s + h + pb + scor + pard^*$	0,00	0,70
		—	—	—	—	—

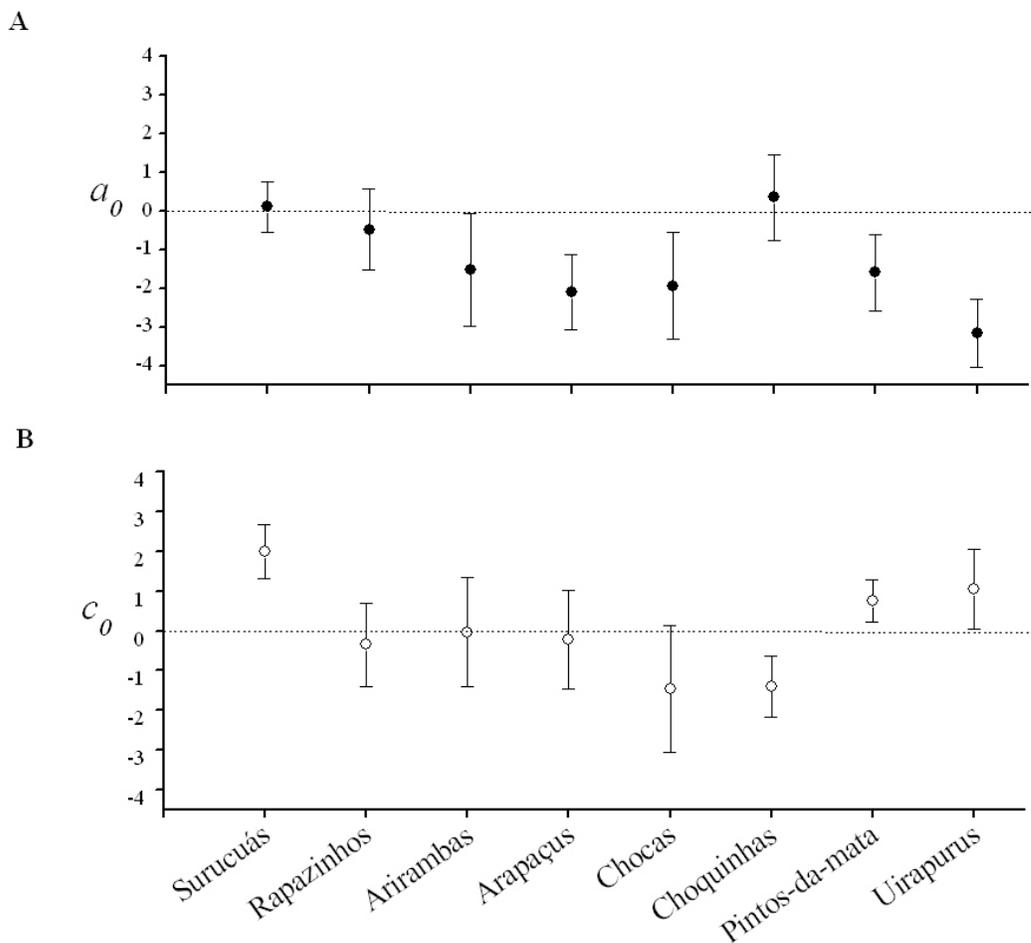
*Legenda:* Na tabela,  $k$  indica o número de estações utilizado ( $k=2$  quando a estação de Maio é excluída). A coluna # indica o número do modelo na Tabela 2;  $\psi, \epsilon$  indicam o modelo de ocorrência;  $p$  indica o modelo de detecção;  $\Delta AIC$  e  $w_i$  medem a qualidade do modelo de acordo com o critério de informação de Akaike. Modelos marcados com (\*) são aqueles em que *playback* não foi incluído por não ter sido realizada amostragem com esta técnica para este par.

Enfocando a atenção na seleção de modelos, na metade dos pares de espécies o melhor modelo não inclui um efeito da espécie sobre a ocorrência, ou seja, diferentemente do esperado, entre os doze modelos candidatos aquele que melhor explica os dados não requer a consideração de diferenças de ocorrência entre espécies. Assim, nossos dados só apresentam evidências claras de diferença de raridade entre as espécies de arapaçus, arirambas, chocas, pintos-da-mata e uirapurus. Diferentemente do esperado para os outros cinco pares, surucuás, rapazinhos, barranqueiros, choquinhas, e vite-vites, existe pouca evidência de que uma espécie é mais rara do que a outra.

Somente no par das arirambas, o melhor modelo é aquele que apresenta interação entre a espécie e o tempo. No entanto, mesmo com este modelo, que poderia permitir a alteração do sinal da diferença de ocorrência entre espécies entre estações, tal alteração não acontece (Fig. 3, Tabela S1). Isso significa que houve variação na ocorrência entre as espécies mas que o sinal da diferença do coeficiente  $a_0$  não se alterou entre as estações. A estimativa da ocorrência de *G. dea* aumenta entre estações enquanto a de *G. leucogastra* diminui, porém, *G. leucogastra* se mantém mais rara que *G. dea* tanto em 2007 como em 2008.

Nos pares de surucuás, rapazinhos e choquinhas, o melhor modelo não considera diferenças de ocorrência entre espécies, mas foi possível ajustar modelos com essas diferenças (Tabela 3). O resultado é quantitativamente o mesmo quando observamos os intervalos de confiança porém cada espécie possui uma estimativa individual de ocorrência. Como o  $\Delta AIC$  entre os dois tipos de modelos comparados (Tabela 3) para essas espécies é sempre inferior a quatro, indicando que ambas são hipóteses plausíveis para explicar nossos dados, e a diferença de ocorrência entre espécies é estimada próxima de zero, decidimos estabelecer uma comparação entre pares de espécies enfocando as estimativas dos coeficientes  $a_0$  e  $c_0$  para cada par (Fig. 2). Esta comparação é possível para todos os pares exceto barranqueiros e vite-vites, onde, por uma combinação de

escassez de dados e problemas de convergência nos algoritmos de otimização do PRESENCE, não foi possível estimar as variâncias dos parâmetros nos modelos que consideram diferença entre espécies. Note-se que nos modelos com interação ‘ $t \times s$ ’ tanto na ocorrência como na detecção, os coeficientes  $a_0$  e  $c_0$  representam apenas a parte aditiva do modelo. Nos dois casos de interação na ocorrência – rapazinhos e arirambas – apesar de existir uma interação, a magnitude relativa da ocorrência das duas espécies não se altera entre estações (Fig. 3, Tabela S1).



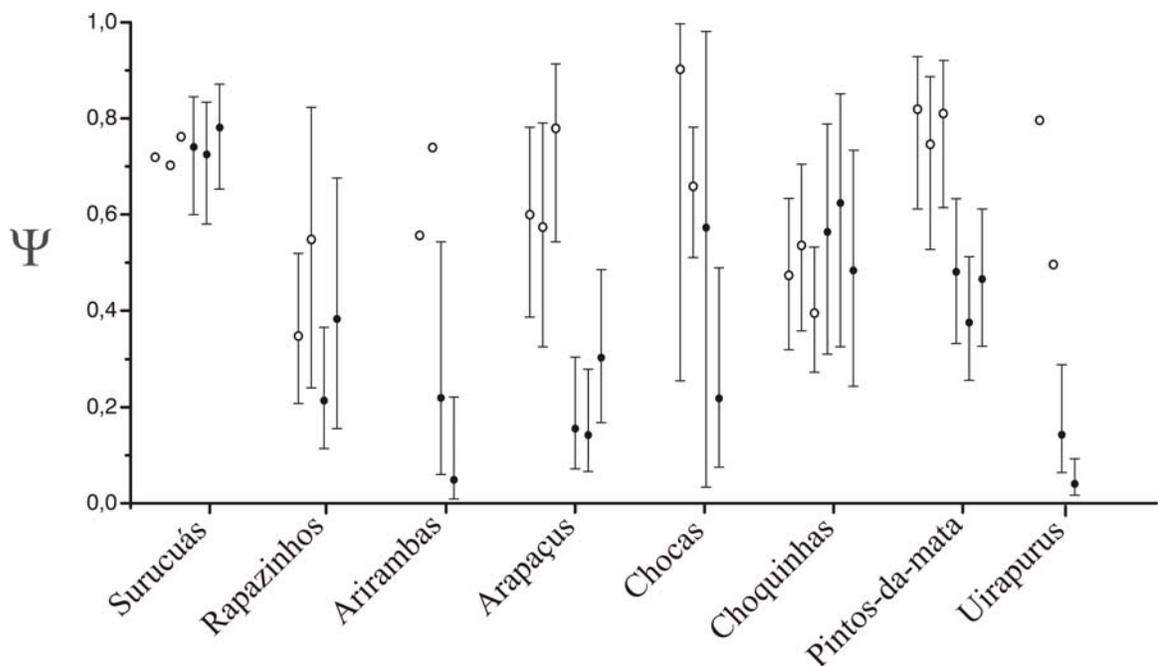
**Fig. 2.** Coeficientes aditivos do efeito da espécie sobre A) ocorrência ( $a_0$ ) e B) detecção ( $c_0$ ) para oito pares de espécies. Excluem-se barranqueiros e vite-vites, onde não foi possível estimar a variância dos coeficientes. As barras de erros indicam intervalos de confiança de 95%. Quando as

estimativas dos coeficientes se aproximam de zero há um indicativo de que não há diferença de ocorrência ( $a_0$ ) ou de detecção ( $c_0$ ) entre as espécies do mesmo par.

A estimativa pontual do parâmetro  $a_0$  é negativa em seis dos oito pares de espécies de acordo com figura 2. Considerando apenas o sinal do coeficiente, se não existir diferença entre as ocorrências dentro de cada par, o resultado encontrado poderia acontecer com uma probabilidade de  $\sim 0,176$  (de acordo com a distribuição binomial, como se fizéssemos 8 lançamentos de uma moeda não viciada). O resultado é qualitativamente o mesmo se levarmos em conta o intervalo de confiança das estimativas de  $a_0$  e testarmos a hipótese nula de que a espécie hipoteticamente rara nunca tem uma ocorrência significativamente diferente do seu par. Neste caso, a probabilidade de encontrar o resultado é de  $\sim 0,219$  – não rejeitamos a hipótese nula. Se, alternativamente, testássemos a hipótese de que nossas previsões estão completamente erradas e na verdade as espécies hipoteticamente raras têm uma ocorrência significativamente maior do que o seu par; nesse caso, a probabilidade de encontrar o resultado da figura 2A (0 caras em 8 lançamentos de uma moeda) é de  $\sim 0,004$ . Neste último cenário, rejeitamos essa hipótese.

Olhando os resultados para cada par de espécies, a espécie hipoteticamente rara aparece como significativamente mais rara nos pares de arirambas, arapaçus, chocas, pintos-da-mata e uirapurus (Fig. 2). Dentro desses cinco pares, *Dendrocolaptes picumnus*, *Frederickena viridis* e *Galbula leucogastra* possuem probabilidades de detecção semelhantes aos seus respectivos pares. *Cyphorhinus arada* e *Formicarius analis* embora sejam mais raros que *Microcerculus bambla* e *Formicarius colma* respectivamente, são mais facilmente detectáveis. O coeficiente  $a_0$  não é significativamente diferente de zero nos pares de surucuás, rapazinhos e choquinhas, indicando que *Trogon rufus*, *Bucco capensis* e *Myrmotherula axillaris* ao contrário do esperado não são mais raras que as espécies do mesmo gênero consideradas comuns. Dentre esses pares, os

rapazinhos apresentam probabilidades de detecção aproximadamente iguais, mas o surucuá hipoteticamente mais raro (*T. rufus*) é mais fácil de detectar que o seu par. No caso das choquinhas acontece o contrário, a espécie hipoteticamente mais rara (*M. axillaris*) tem probabilidade de detecção mais baixa. No conjunto, as espécies mais raras são *C. arada*, *D. picumnus* e *G. leucogastra*; as espécies com menor incerteza e menor variação temporal nas estimativas de ocorrência são *T. rufus*, *D. picumnus*, *M.brachyura*, *F. analis*, *F. colma* e *C. arada*.



**Fig. 3.** Estimativas da probabilidade de ocorrência para oito pares de espécies durante o estudo entre as estações, com limites de confiança de 95%. Os círculos abertos denotam a espécie hipoteticamente comum e os círculos preenchidos a espécie hipoteticamente rara. Estimativas obtidas do modelo que permite variação na ocorrência e na detecção entre as espécies de um mesmo par.

## DISCUSSÃO

Não foi possível rejeitar a hipótese de que muitas espécies tidas como raras têm uma ocorrência tão alta como outras espécies congênicas (ou filogeneticamente próximas) hipoteticamente comuns. Esse resultado está patente na seleção de modelos e nas estimativas do coeficiente  $a_0$ . Na metade dos dez pares de espécies analisados, o melhor modelo não incluiu efeito da espécie sobre a ocorrência, sugerindo que as diferenças entre espécies podem contribuir para a detecção, mas não são necessárias para explicar a variação de ocorrência. De forma semelhante, as estimativas de  $a_0$  são muito próximas de zero em quase metade dos pares de espécies, sugerindo que a diferença geral de ocorrência entre espécies do mesmo par não é óbvia. Em nenhum dos pares observamos um coeficiente  $a_0$  significativamente maior que zero, sugerindo que as previsões dos ornitólogos podem errar por supor uma diferença de ocorrência onde ela não existe, mas não estão supondo diferenças de ocorrência opostas à realidade.

Entre as espécies hipoteticamente raras que realmente aparecem como mais raras, existe uma, *Galbula leucogastra*, que parece preferir áreas de campina ou áreas com vegetação secundária (Cohn-Haft et al. 1997). Assim é provável que a baixa ocorrência de *G. leucogastra* esteja associada à uma pequena proporção de locais favoráveis à ocorrência dessa espécie. Em nossa área de estudo essa espécie parece ocorrer em locais com vegetação mais aberta, como por exemplo, em volta do lago temporário comumente designado pelos mateiros locais de lago da campina. É possível que as grandes clareiras formadas a partir dos *microburst* forneçam ambientes propícios a ocorrência dessa espécie futuramente. Pesquisas que utilizaram rádios transmissores indicam que *Frederickena viridis* e *Chyphorynus arada* possuem grandes territórios (30 ha para *F. viridis* e 20 ha para *C. arada* segundo Stouffer (2007) e Stouffer dados não publicados) sendo provavelmente associados a recursos espaçados na floresta, tais como

clareiras antigas com emaranhados de cipós ou com depressões criadas por raízes de árvores caídas no caso de *C. Arada* (Restall et al. 2006). Uma hipótese que poderia ser testada é a de que essas espécies devem ocorrer em baixa proporção de locais em toda sua área de distribuição. Não encontramos na literatura disponível qualquer indicativo sobre possíveis causas da raridade de *Dendrocolaptes picumnus* e *Formicarius analis* que parecem ter comportamento e ecologia semelhantes a *Dendrocolaptes certhia* e *Formicarius colma* (Willis 1982, Stouffer 1997) embora sejam relativamente maiores que os últimos. Se a competição é importante em determinar padrões de abundância entre espécies de uma mesma linhagem filogenética (Cotgreave and Harvey 1991) um outra hipótese que certamente pode ser testada é de que as espécies de um mesmo par que apresentam diferença de ocorrência se evitam no espaço e não co-ocorrem nos mesmos locais.

Os resultados aqui relatados indicam que nem sempre uma espécie relativamente rara é mais difícil de detectar do que uma espécie que ocorre em maior proporção de locais: vejam-se as estimativas de  $c_0$  para os pares de arirambas, arapaçus, pintos-da-mata e uirapururus. Para as arirambas e arapaçus as probabilidades de detecção são iguais entre as espécies do mesmo par, sendo que as ocorrências diferem claramente. Entretanto o modelo que melhor explica os dados de arirambas e arapaçus fornece evidências de que o período do ano em que foi realizada a amostragem atua de forma diferenciada entre as espécies desses dois pares e de que o uso de *playback* afeta a detecção de forma diferenciada entre as espécies de arapaçus. Para os pintos-da-mata e uirapururus, as espécies com menores ocorrências são mais fáceis de detectar. Este resultado é particularmente notável no uirapuru-verdadeiro, *C. arada*, que tem uma das vocalizações mais reconhecíveis da floresta. Essa vocalização, aliada à territorialidade da espécie, seu deslocamento em agrupamentos familiares (Cohn-Haft et al. 1997, Sick 1997), e resposta rápida ao *playback* (obs. pess) contribui para a facilidade de detecção. Também nos pares de pintos-da-mata e

uirapurus as cováriaveis de detecção, tais como o horário de amostragem e uso do *playback* atuam de forma diferenciada na probabilidade de detecção entre as espécies desses pares. Assim as espécies previamente consideradas raras e que realmente aparecem como raras no presente estudo não são mais difíceis de detectar que as espécies comuns, muito embora existam fatores relacionados a amostragem que afetam de maneiras diferentes a probabilidade de detectar as espécies de um mesmo par. É de se esperar que em espécies facilmente detectáveis haja menos desvios na percepção dos pesquisadores sobre a sua ocorrência e conseqüentemente sobre sua raridade.

Curiosamente, entre as espécies hipoteticamente raras que realmente ocorrem na mesma proporção de locais que as espécies consideradas comuns, apenas *Myrmotherula axillaris* é mais dificilmente detectável que seu par. Apesar de *M.brachyura* e *M.axillaris* serem membros frequentes dos bandos mistos (Cohn-Haft et al. 1997, Stouffer et al. 2006), *M. brachyura* pode ser encontrada aos pares em clareiras naturais dentro da mata contínua (Restall et al. 2006) enquanto que *M. axillaris* parece estar sempre associada a bandos mistos dentro da mata contínua se disassociando do bando somente em áreas fragmentadas e com vegetação secundária (Bierregaard and Lovejoy 1989, Restall et al. 2006). Assim, é plausível que a grande movimentação das espécies do bando, aliado ao fato de que *M. axillaris* vocaliza com pouca freqüência (obs. pess) contribuam para dificultar a detecção e comprometer a categorização dessa espécie. *M.axillaris* também consta como uma das 20 espécies mais capturadas em redes de neblina em matas primárias contínuas na mesma região de estudo (Stouffer and Bierregaard 1995) corroborando com a alta ocorrência encontrada para *M.axillaris* nesse estudo.

Nossos resultados indicam que *Trogon rufus* e *Bucco capensis* previamente consideradas raras ocorrem em proporção semelhante de locais que *T. viridis* e *B. tamatia* e não são mais difíceis de detectar. De todas as espécies de surucuás que ocorrem no local de estudo, *T. rufus*

possui a vocalização mais reconhecível, por ser pouco variável e bastante distinta das outras espécies de surucuás. Além disso *T.rufus* é mais detectado repetidamente nos mesmos pontos e habita o sub-bosque sendo assim mais facilmente detectável. O melhor modelo para esse par de espécies aponta para efeitos diferenciados da covariável hora e *playback* entre as espécies. A situação do par de rapazinhos é talvez o mais difícil de interpretar porque não existem diferenças de ocorrência, a espécie hipoteticamente mais rara é tão detectável quanto seu par e as covariáveis de detecção atuam da mesma forma entre as espécies. Talvez uma das razões pelas quais a percepção dos ornitólogos não tenha correspondido à nossas estimativas de ocorrência, para *T.rufus* e *B.capensis*, mesmo que essas espécies sejam tão ou mais facilmente detectáveis que seus respectivos pares, seja porque a percepção de raridade dos ornitólogos tenha sido baseada em uma escala espacial mais ampla que nossa área de estudo. Informações encontradas na literatura (Restall et al. 2006) e em observações em campo indicam que *T. rufus* evita a borda da mata, e que *B.capensis* forrageia em locais sombreados no interior da mata enquanto tanto *T. viridis* quanto *B. tamatia* podem ocorrer nas bordas das matas e em vegetação secundária. A percepção de raridade dos ornitólogos poderia assim estar compreendendo as áreas fragmentadas e de mata secundária da região, onde possivelmente a ocorrência de *T.rufus* e *B.capensis* são menores que as ocorrências de *T. viridis* e *B. Tamatia* .

Qual a possibilidade de extrapolar os resultados deste trabalho no tempo e no espaço? Certamente, um estudo de longo prazo revelaria aspectos da dinâmica da ocorrência que não podemos apreciar aqui, no entanto, a relativa semelhança entre as estações de amostragem e o tamanho da área de estudo dão confiança nos resultados. Apesar de todos os modelos incluírem um efeito do tempo (estações) na ocorrência, as variações de ocorrência no tempo são geralmente limitadas. As diferenças entre estações aparentam ser grandes nas arirambas e nas chocas, mas não chegam a ser significativas para nenhuma das dezesseis espécies para as quais obtivemos

estimativas de ocorrência. Vale ressaltar entretanto que para seis pares de espécie a estação de maio não contribui com muitas informações sobre as detecções das espécies indicando que o pico das chuvas pode afetar as estimativas de detecção e de ocorrência das espécies.

Quanto ao tamanho, a grade do Km 41 é pequena em relação à Amazônia, mas, tanto quanto podemos concluir pela literatura, ela é maior que qualquer das áreas usadas em estudos quantitativos de avifauna neotropical (Karr 1990, Terborgh et al. 1990, Thiollay 1994). Uma área de estudo ainda maior, que poderia ser amostrada com gravadores autônomos, permitiria inferências mais fortes sobre as espécies com menos observações, como *A. ochrolaemus* e *H. thoracicus*. Essas espécies parecem se movimentar bastante na paisagem, usando grandes áreas, talvez porque a área de estudo não contenha habitat apropriado para os requerimentos básicos dessas espécies. *A. ochrolaemus* prefere vegetação secundária (Cohn-Haft et al. 1997, Borges and Stouffer 1999) que começa a se formar nas clareiras formadas pelos *microbusts* enquanto *H. thoracicus* prefere copas irregulares (Cohn-Haft com.pess) e bordas de mata (Restall et al. 2006) e também poderá se favorecer da regeneração das grandes clareiras.

A partir das estimativas das probabilidades de ocorrência é possível observar que apenas *Dendrocolaptes picumnus* e *Cyphorhinus arada* ocorrem ao longo do tempo com bastante certeza em menos de 50% dos pontos amostrados. Esta ocorrência consistentemente baixa aliada à alta probabilidade de detecção faz das duas espécies bons exemplos de raridade e potenciais alvos de monitoramento. O uirapuru-verdadeiro, *C. arada* é particularmente fácil de detectar e como ocorre em baixa proporção de locais consistentemente ao longo do tempo, e quase sempre nos mesmos locais, qualquer mudança em sua ocorrência causada por eventos naturais ou antropogênicos pode ser facilmente medida e comparada.

Apesar de um antigo desejo de alguns pesquisadores em padronizar termos tais como “frequentemente comuns” ou “escarso”(Kuser 1912), por exemplo, é obvio que essas categorias

são subjetivas com indicações vagas e imprecisas sobre a raridade das espécies dificultando assim comparações entre espécies, habitats, observadores ou ao longo do tempo. A melhor solução para isso é um sistema numérico (Allen 1912) que apresente uma escala gradativa da raridade das espécies e que por isso possa ser facilmente utilizada em decisões de manejo e conservação. Uma vez que a categorização de uma espécie como rara ou comum é um passo fundamental para a conservação e manejo (Hubbell and Foster 1986, Fagan et al. 2002, Harcourt 2006), é essencial que sejamos capazes fornecer uma medida quantitativa da raridade das espécies considerando que essas possuem detecções imperfeitas e fornecendo uma medida da confiabilidade dos dados. Esse trabalho demonstra que é possível obter estimativas confiáveis das ocorrências das espécies e assim quantificar a raridade das espécies através de um desenho amostral implementável, em um espaço de tempo relativamente curto e com moderado esforço amostral.

## **CONCLUSÃO**

Esse trabalho contribui de forma efetiva em duas questões principais relacionadas ao manejo e conservação da vida silvestre: I) Fornecendo uma medida quantitativa da raridade de um conjunto de 20 espécies de terra-firme da Amazônia Central. Essas medidas são baseadas em estimativas da probabilidade de ocorrência e de detecção das espécies e estão associadas a uma medida de precisão, informações essenciais para confiabilidade de todo e qualquer estudo populacional (Rosenstock et al. 2002). Essas informações nos permitem distinguir não apenas quais espécies são raras ou comuns mas também o quanto uma espécie é mais rara que outra e dessa forma essas medidas podem ser prontamente utilizadas e comparadas em futuros estudos sobre raridade, ocorrência e competição, por exemplo. Nossos resultados indicam que duas espécies, *C.arada* e *D.picumnus* possuem grande potencial para monitoramento, pois são facilmente detectáveis e ocorrem em baixa proporção de locais. Assim qualquer mudança na ocorrência dessas espécies pode ser logo e facilmente percebida e quantificada. II) Fornecendo uma

indicação sobre a contribuição da percepção do conhecimento ornitológico local sobre a raridade das espécies. Nossos resultados indicam que a percepção dos ornitólogos pode falhar na determinação de quais espécies são realmente raras. Isso pode ter acontecido porque a detecção das espécies não é perfeita e também porque as percepções dos ornitólogos foram baseadas em áreas com ambientes escassos na área de estudo. De qualquer maneira esse resultado confirma a necessidade de medidas quantitativas da raridade que lidem com a detecção imperfeita das espécies.

Se a distinção entre espécies raras e comuns é tão importante tanto no desenvolvimento de pesquisa como no manejo florestal, não é possível categorizar as espécies e contar com a probabilidade de que essas categorias estejam corretas para pelo menos metade das espécies. O sucesso de uma pesquisa ou ação de manejo depende da certeza dessas categorizações e isso é mais facilmente alcançável através de medidas quantitativas que ofereçam uma medida da confiabilidade dos dados e que lidem com os fatores relacionados à amostragem.

Pesquisadores interessados em amostrar a biodiversidade amazônica devem ser capazes de buscar novas soluções para as dificuldades logística e metodológica que a complexidade da floresta nos impõe e trabalho demonstra que é possível obter estimativas confiáveis da raridade das espécies com moderado esforço amostral. São ainda necessários mais trabalhos que busquem desvendar a história natural das espécies para que possamos compreender melhor porque algumas espécies possuem ocorrências tão baixas mesmo dentro de uma floresta primária e contínua. A ampliação da área de estudos permitirá acessar com mais precisão a ocorrência daquelas espécies com baixa probabilidade de ocorrência e o monitoramento das espécies ao longo dos anos nos permitirá compreender a dinâmica de ocorrência das aves de terra-firme na Amazônia Central.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICA

- Allen, F. H. 1912. Terms used to denote the abundance or rarity of birds. *Science* **36**:277-278.
- Bibby, C. J., N. D. Burgess, and D. A. Hill. 1992. *Bird census techniques*. Academic Press, New York.
- Bierregaard, J., R. O. and T. E. Lovejoy. 1989. Effects of fragmentation on amazonian understory bird communities. *Acta Amazonica* **19**:215-241.
- Blake, J. G. 1992. Temporal variation in point counts of birds in a lowland wet forest in Costa Rica. *Condor* **94**:1265-215
- Borges, S. H. and P. C. Stouffer. 1999. Bird communities in two types of anthropogenic successional vegetation in central Amazonia. *Condor* **101**:529-536.
- Buckland, S. T. 2006. Point-transect surveys for songbirds: robust methodologies. *Auk* **123**:17-24.
- Buckley, Y. M. and C. K. Kelly. 2003. Comparison of population structures and ecology of a congeneric pair of common and rare neotropical tree species. *Plant Ecology* **167**:45-56.
- Burnham, K. P. and D. R. Anderson. 2004. Multimodel inference - understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological Methods & Research* **33**:261-304.
- Cohn-Haft, M., A. Whittaker, and P. C. Stouffer. 1997. A new look at the "species-poor" central Amazon: the avifauna north of Manaus, Brazil. *Ornithological Monographs* **48**:205-236.
- Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (2008) Listas das aves do Brasil. Version 05.10.2008. Available in <<http://www.cbro.org.br>>. Accessed in 02.04.09
- Cotgreave, P. and P. H. Harvey. 1991. Bird community structure. *Nature* **353**:123.
- Dawson, D. K., S. D. R., and R. C. S. 2005. Point count length and detection of forest Neotropical migrant birds. Pages 353-393 *in*. *Monitoring bird populations by point count*, Albany, CA.
- Esquivel, A. M. and S. Peris. 2008. Influence of time of day, duration and number of counts in point count sampling of birds in an Atlantic Forest of Paraguay. *Ornitologia Neotropical* **19**:229-242.
- Faanes, C. A. and D. Bystrak. 1981. The role of observer bias in the north American breeding bird survey. *Studies in Avian Biology* **6**:353-359.
- Fagan, W. F., P. J. Unmack, C. Burgess, and W. L. Minckley. 2002. Rarity, fragmentation, and extinction risk in desert fishes. *Ecology* **83**:3250-3256.

- Ferraz, G., C. E. Marinelli, and T. E. Lovejoy. 2008. Biological monitoring in the Amazon: Recent progress and future needs. *Biotropica* **40**:7-10.
- Ferraz, G., J. D. Nichols, J. E. Hines, P. C. Stouffer, R. O. Bierregaard, and T. E. Lovejoy. 2007. A large-scale deforestation experiment: Effects of patch area and isolation on amazon birds. *Science* **315**:238-241.
- Gu, W. and R. K. Swihart. 2004. Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife-habitat models. *Biological Conservation* **116**:195-203.
- Harcourt, A. H. 2006. Rarity in the tropics: biogeography and macroecology of the primates. *Journal of Biogeography* **33**:2077-2087.
- Hines, J. E. and D. I. MacKenzie. 2008. PRESENCE. Version 2.0. Available in <<http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>>. Accessed in 02.03.09
- Hixon, M. A. and J. P. Beets. 1993. Predation, prey refuges, and the structure of coral-reef fish assemblages. *Ecological Monographs* **63**:77-101.
- Hopper, K. R. 1984. The effect of host-finding and colonization rates on abundance of parasitoids of gallmidge. *Ecology* **65**:20-27.
- Hubbell, S. P. and R. B. Foster. 1986. Commonness and rarity in a Neotropical forest: implications for tropical tree conservation. Pages 205-231 in M. E. Soulé, editor. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, USA.
- Karr, J. R. 1990. Avian survival rates and the extinction process on Barro-Colorado Island, Panama. *Conservation Biology* **4**:391-397.
- Kissling, M. L. and E. O. Garton. 2006. Estimating detection probability and density from point-count surveys: A combination of distance and double-observer sampling. *Auk* **123**:735-752.
- Kuser, J. D. 1912. Terms used to denote the abundance or rarity of birds. *Science* **35**:930-931.
- Laurance, W. F., T. E. Lovejoy, H. L. Vasconcelos, E. M. Bruna, R. K. Didham, P. C. Stouffer, C. Gascon, R. O. Bierregaard, S. G. Laurance, and E. Sampaio. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-years investigation. *Conservation Biology* **16**:605-618.
- Mackenzie, D. I. and J. D. Nichols. 2004. Occupancy as a surrogate for abundance estimation. *Animal Biodiversity and Conservation* **27**:461-467.

- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, J. E. Hines, M. G. Knutson, and A. B. Franklin. 2003. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* **84**:2200-2207.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, G. B. Lachman, S. Droege, J. A. Royle, and C. A. Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* **83**:2248-2255.
- Mackenzie, D. I. and J. A. Royle. 2005. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* **42**:1105-1114.
- Norvell, R. E., F. P. Howe and J. R. Parrish. 2003. A seven-year comparison of relative-abundance and distance-sampling methods. *Auk* **120**:1013-1028.
- Proctor, F. H. 1988. Numerical simulations of an isolated microburst. I Dynamics and structure. *Journal of the Atmospheric Sciences* **45**:3137-3160.
- Restall, R., C. Rodner, and M. Lentino. 2006. *Birds of Northern South America*. Yale University Press, New Haven and London.
- Robertson, D. R. 1996. Interspecific competition controls abundance and habitat use of territorial Caribbean damselfishes. *Ecology* **77**:885-899.
- Robinson, W. D., J. D. Brawn, and S. K. Robinson. 2000. Forest bird community structure in central Panama: Influence of spatial scale and biogeography. *Ecological Monographs* **70**:209-235.
- Rosenstock, S. S., D. R. Anderson, K. M. Giesen, T. Leukering, and M. F. Carter. 2002. Landbird counting techniques: Current practices and an alternative. *Auk* **119**:46-53.
- Sauer, J. R., B. G. Peterjohn, and W. A. Link. 1994. Observer differences in the north-american breeding bird survey. *Auk* **111**:50-62.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Shields, W. M. 1977. The effect of time of day on avian census results. *Auk* **94**:380-383
- Skirvin, A. A. 1981. Effect of time of day and time of season on the number of observations and density estimates of breeding birds. *Studies of Avian Biology*. **6**:271-274.
- Stouffer, P. C. 1997. Interspecific aggression in formicarius antthrushes? The view from central Amazonian, Brazil. *Auk* **114**:780-785.
- Stouffer, P. C. 2007. Density, territory size, and long-term spatial dynamics of a guild of terrestrial insectivorous birds near Manaus, Brazil. *Auk* **124**:291-306.

- Stouffer, P. C. and R. O. Bierregaard. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* **76**:2429-2445.
- Stouffer, P. C., R. O. Bierregaard, C. Strong, and T. E. Lovejoy. 2006. Long-term landscape change and bird abundance in Amazonian rainforest fragments. *Conservation Biology* **20**:1212-1223.
- Stratford, J. A. and P. C. Stouffer. 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conservation Biology* **13**:1416-1423.
- Terborgh, J., S. K. Robinson, T. A. Parker, C. A. Munn, and N. Pierpont. 1990. Structure and organization of an Amazonian forest bird community. *Ecological Monographs* **60**:213-238.
- Thiollay, J. M. 1994. Structure, density and rarity in an amazonian rain-forest bird community. *Journal of Tropical Ecology* **10**:449-481.
- Thompson, W. L. 2002. Towards reliable bird surveys: accounting for individuals present but not detected. *Auk* **119**:18-25.
- Thompson, W. L., G.C.White, and C.Gowan. 1998. Monitoring vertebrate populations. Academic Press, San Diego, California.
- Willis, E. O. 1982. The behavior of black-banded woodcreepers (*Dendrocolaptes picumnus*). *Condor* **84**:272-285.
- Wozniak, P. A. 2006. SuperMemo 2006. SuperMemo World, Poznan, Poland.
- Yoccoz, N. G., J. D. Nichols, and T. Boulinier. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution* **16**:446-453.

## APÊNDICE I

**Tabela S1:** Estimativas e intervalo de confiança da probabilidade de ocorrência para cada espécie em cada ocasião primária.

<b>Espécie</b>	<b>Ocasião primária</b>	<b><math>\Psi</math></b>	<b>95% Intervalo de confiança</b>
<i>Trogon viridis</i>	1	0,72	-
	2	0,70	-
	3	0,76	-
<i>Trogon rufus</i>	1	0,74	0,599 – 0,844
	2	0,72	0,580 - 0,834
	3	0,78	0,652 - 0,871
<i>Bucco tamatia</i>	1	0,35	0,207 - 0,519
	2	0,55	0,240 - 0,822
<i>Bucco capensis</i>	1	0,21	0,113 - 0,364
	2	0,38	0,155 - 0,676
<i>Galbula dea</i>	1	0,56	-
	2	0,74	-
<i>Galbula leucogastra</i>	1	0,22	0,060 - 0,543
	2	0,05	0,009 - 0,221
<i>Dendrocolaptes certhia</i>	1	0,60	0,386 - 0,781
	2	0,57	0,324 - 0,790
	3	0,78	0,542 - 0,913
<i>Dendrocolaptes picumnuus</i>	1	0,16	0,072 - 0,304
	2	0,14	0,066 - 0,278
	3	0,30	0,167 - 0,484
<i>Cymbilaimus lineatus</i>	1	0,90	0,255 - 0,996
	2	0,66	0,510 - 0,780
<i>Frederickena viridis</i>	1	0,57	0,033 - 0,981
	2	0,22	0,075 - 0,489
<i>Myrmotherula brachyura</i>	1	0,47	0,318 - 0,633
	2	0,54	0,357 - 0,704
	3	0,39	0,273 - 0,530
<i>Myrmotherula axillaris</i>	1	0,56	0,310 - 0,787
	2	0,62	0,324 - 0,851
	3	0,48	0,243 - 0,731
<i>Formicarius colma</i>	1	0,82	0,611 - 0,928
	2	0,75	0,527 - 0,885
	3	0,81	0,614 - 0,919
<i>Formicarius analis</i>	1	0,48	0,331 - 0,633
	2	0,38	0,255 - 0,511
	3	0,47	0,325 - 0,611
<i>Microcerculos bambla</i>	1	0,80	-
	2	0,50	-
<i>Cyphorhinus arada</i>	1	0,14	0,063 - 0,288
	2	0,04	0,016 - 0,092

