



Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

**Importância de florestas secundárias para a conservação de espécies
florestais: um estudo de caso das aves noturnas de terra-firme na Amazônia
Central**

Mônica Sberze Ribas

Manaus, AM

Maio 2009

Mônica Sberze Ribas

**Importância de florestas secundárias para a conservação de espécies
florestais: um estudo de caso das aves noturnas de terra-firme na Amazônia
Central**

Orientador: Dr. Gonçalo Ferraz

Co-orientador: Dr. Mário 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

Maio 2009

R482 Ribas, Mônica Sberze

Importância de florestas secundárias para conservação de espécies florestais: um estudo de caso das aves noturnas de terra-firme na Amazônia Central / Mônica Sberze Ribas – Manaus : [s.n.], 2009.

iii, 27 f. : il. (algumas color.)

Dissertação (mestrado)--INPA/UFAM, Manaus, 2009.

Orientador: Dr. Gonçalo Ferraz

Co-orientador: Dr. Mario Cohn-Haft

Área de concentração: Ecologia

1. Floresta secundária – Amazônia 2. Floresta primária – Amazônia
3. Aves noturnas 4. Ocorrência I. Título

CDD 19ª ed. 598.25

SUMÁRIO

Agradecimentos	i
Resumo	ii
Abstract	iii
Objetivos	1
Artigo	1
<i>Introdução</i>	1
<i>Métodos</i>	4
Área de Estudo	4
Espécies focais	5
Desenho Amostral	6
Análises	7
<i>Resultados</i>	11
<i>Discussão</i>	17
Conclusão	20
Referências Bibliográficas	21
Materiais suplementares	26

AGRADECIMENTOS

Este projeto foi financiado pelo Instituto Internacional de Educação do Brasil (IEB)/Fundação Gordon e Betty Moore por meio do programa BECA e MS recebeu bolsa de mestrado do CNPq. Agradecemos à Dra. Rita Mesquita, em nome do projeto *Pioneiras*, pelo apoio na abertura de trilhas e ao PDBFF/STRI pelo apoio logístico e infra-estrutura em campo. Aos meninos do TEAM-Aves, Christian Andretti, Thiago Costa e Claudeir Vargas pelas idéias e gravações fornecidas. Aos amigos Marconi Cerqueira, Beatriz Souza, André Zumack, Alexandre Júlio, João Vítor Campos e Silva, Murilo Dias, Marina Anciães, Marcelo Pansonato, Erik Johnson, Zeca Purri e Geórgia Silva pela indispensável ajuda em campo e aos assistentes de campo Jairo, Alex, João de Deus e Wanderson.

Resumo

i

A forte pressão de desmatamento e a dificuldade de manter atividades agropecuárias em longo prazo levam a uma crescente importância espacial e biológica das florestas secundárias (FS) na Amazônia. Neste contexto, é fundamental entender até que ponto as FS proporcionam habitat apropriado para a fauna da floresta primária (FP) ou levam a uma substituição de espécies. Este estudo apresenta uma comparação da ocorrência de espécies de aves noturnas entre pontos de FS e de FP de terra-firme em uma região da Amazônia Central. Além da comparação de número de espécies entre ambientes, comparamos a ocorrência em pares de espécies da mesma família. Em cada par, hipoteticamente, um dos membros ocorre preferencialmente em FP enquanto o outro prefere claramente FS ou é indiferente. Todo o desenho amostral e análise dos dados são orientados para o teste das hipóteses de ocorrência. Os pares de espécies focais foram *Glaucidium hardyi* / *Lophotrix cristata* (Strigidae), *Nyctibius griseus* / *Nyctibius leucopterus* (Nyctibidae) e *Nyctidromus albicollis* / *Caprimulgus nigrescens* (Caprimulgidae). Os dados foram coletados ao longo de 12 meses durante a lua crescente/cheia em 30 pontos de amostragem de FP e 24 pontos de FS. Cada ponto foi visitado 5-12 vezes para possibilitar a medição de problemas de detecção e a ocorrência foi estimada através de um modelo Bayesiano hierárquico que leva em consideração não só as falhas de detecção, mas também a distribuição espacial dos pontos de amostragem. A riqueza e composição da comunidade de aves noturnas estimada para os pontos de FS são semelhantes à dos pontos de FP. Entre os pares de espécies focais, os Strigidae parecem indiferentes ao ambiente. Os Nyctibidae ocorrem de acordo com o esperado, com uma espécie mais associada a FS e a outra a FP. Finalmente, nos Caprimulgidae, uma espécie ocorre de acordo com o esperado e a outra aparece inesperadamente associada a ambientes de FS. Apenas uma espécie *N. leucopterus* ocorre claramente mais nos ambientes de FP. A localização da FS estudada numa área completamente rodeada por grande extensão de FP explica parcialmente a semelhança na riqueza e composição entre os ambientes, mas não explica a maior ocorrência de várias espécies em FS do que em FP. Independentemente da causa, os resultados da comparação de riqueza e de ocorrência entre os ambientes justificam a consideração das FS como um ambiente relevante para a conservação de aves noturnas florestais na Amazônia.

Palavras-chave: Amazônia, floresta primária, floresta secundária, aves noturnas, ocorrência, detecção, auto-correlação espacial

Abstract

In the Amazon, high deforestation rates and the difficulty in sustaining long-term farming lead to increasing spatial and biological importance of secondary forests (SF). In this context, it is fundamental to understand the adequacy of SF to old-growth (OG) species. This study presents a comparison of SF and OG site-occupancy by nocturnal birds of the central Amazon *terra-firme* forests. Besides comparing the number of species in each type of land cover we also compared species-specific occupancy within three closely related pairs of species: *Glaucidium hardyi* / *Lophotrix cristata* (Owls), *Nyctibius griseus* / *Nyctibius leucopterus* (Potoos) and *Nyctidromus albicollis* / *Caprimulgus nigrescens* (Nightjars). The principal goal of the study is to test *a priori* predictions that, in each pair, one species will have higher occupancy in OG while the other will either be indifferent to land cover or favor SF sites. Data were collected over 12 months, between December 2007 and December 2008, with field samples taking place during the waxing/full phases of the moon. We sampled 30 OG and 24 SF sites. Each sampling site was visited 5-12 times, to allow quantification of detection problems. Occupancy was estimated with an hierarchical Bayesian model that takes into account not only imperfect detection but also the spatial location of points. Estimated species richness and community composition was practically undistinguishable between OG and SF sites. Owls were relatively indifferent to land cover. Potoos occurred according to the *a priori* predictions and one of the nightjars (*C. nigrescens*) favored SF instead of OG as predicted. Only one species, *N. leucopterus*, clearly favored OG. The landscape context of our SF study sites, which are entirely surrounded by a vast expanse of continuous OG forest, partially explains the similarity between SF and OG sites but leaves unexplained the higher occupancy of SF than OG sites for several of the study species. Regardless of the causal explanation, the results reported here justify the conservation relevance of SF sites for Amazon forest nocturnal birds.

Key-words: Amazon, secondary forests, old-growth, nocturnal birds, occupancy, detection, spatial auto-correlation

OBJETIVOS

Objetivo geral

Comparar a ocorrência de aves noturnas de terra-firme entre áreas de floresta primária e de floresta secundária, em uma região da Amazônia Central.

Objetivos específicos

- 1- Testar a hipótese de diferenças na ocorrência de cada par de espécies-foco, entre floresta primária e capoeira.
- 2- Comparar a detectabilidade das espécies em períodos chuvosos e de seca.
- 3- Comparar a riqueza e composição de espécies de aves noturnas entre floresta secundária e floresta primária.

ARTIGO

INTRODUÇÃO

O desflorestamento em larga escala na Amazônia brasileira teve início na década de 1970 com a implementação de projetos rodoviários federais que visavam a "integração nacional" (Laurance *et al.* 2002a, Fearnside 2005). Desde então, o avanço da fronteira rural amazônica foi responsável pela perda de aproximadamente meio milhão de km² de floresta primária (Fearnside 2005), a um ritmo superior a 11.000 km²/ano nos últimos 10 anos (<http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes>). As conseqüências da destruição de florestas tropicais sobre a biodiversidade têm sido extensamente documentadas (Myers 1992, Laurance & Bierregard 1997, Bierregard *et al.* 2001, Laurance *et al.* 2002b, Laurance & Peres 2006), sendo de tal ordem que muitos autores declaram a iminência de uma extinção de espécies

tropicais sem precedentes (Whitmore & Sayer 1992, Brooks *et al.* 2002, Dirzo & Raven 2003, Sodhi *et al.* 2004).

O processo de desmatamento, no entanto, não é tão simples como a substituição permanente da floresta primária (FP) por um ambiente completamente inabitável para todas as espécies florestais. Quando as condições não são apropriadas para o uso contínuo da terra, a área desmatada é abandonada e dá lugar à regeneração florestal. Nas áreas mais densamente povoadas da Amazônia aproximadamente 30% da extensão original de FP foi substituída por FS (Perz & Skole 2003). Do total da área de FP degradada nos trópicos durante os anos 90, aproximadamente 15 % deu lugar a FS (Wright 2005). A crescente disponibilidade de FS e a perspectiva de continuidade nessa tendência levaram Wright e Muller-Landau (2006a) a sugerir que a extinção em massa de espécies tropicais talvez não seja tão iminente como se tem julgado. Há controvérsia sobre o valor das FS como hábitat para espécies florestais (Brook *et al.* 2006, Wright & Muller-Landau 2006a, b, Escobar 2009), mas existe um consenso sobre a importância de compreender sua utilidade para a fauna (Laurance 2006, Gardner *et al.* 2007, Dent & Wright em prep.).

Duas revisões sobre estudos de fauna em FS (Dunn 2004, Bowen *et al.* 2007) indicam que diferentes grupos de espécies respondem de forma diferente à substituição de FP por FS. A riqueza de alguns grupos em áreas de regeneração pode se recuperar rapidamente, entre 20 e 40 anos, porém a composição das comunidades de FS pode demorar décadas até se assemelhar à de FP (Finegan 1996, Dunn 2004). Esta variedade de respostas entre grupos, somada à diversidade de metodologias e escalas espaciais entre estudos, levaram Gardner *et al.* (2007) a concluir que não há evidência empírica suficiente para resolver a questão da utilidade de FS para a fauna da FP. Detalhando a análise de problemas metodológicos, uma revisão recente de Dent e Wright (em prep) enfoca um dos problemas centrais da metodologia das comparações de fauna entre FS e FP, que é a falta de replicação em ambientes de FS e de

FP. Dent e Wright revisaram estudos sobre comunidades faunísticas com replicação apropriada e concluíram que a similaridade entre locais de FS e FP é surpreendentemente próxima à similaridade entre diferentes locais de FP. Neste estudo eu pretendo contribuir com uma nova comparação entre localidades de FP e FS pois amostrarei com ampla replicação nos dois ambientes e considerarei dois aspectos metodológicos que têm sido pouco apreciados até à data nos estudos de fauna em FS: a detecção imperfeita e a auto-correlação espacial da ocorrência.

As aves são um dos grupos melhor estudados em FS (eg. Borges & Stouffer 1999, Antongiovanni & Metzger 2005, Stouffer *et al.* 2006, Borges 2007). Entretanto, todos os estudos com esse grupo analisam espécies ou comunidades de aves diurnas (eg. Gascon *et al.* 1999, Barlow *et al.* 2007, Sodhi & Smith 2007). As aves noturnas costumam ser negligenciadas pelas dificuldades inerentes de se trabalhar a noite. Porém, o fato de partilharem uma característica de história natural relativamente rara (os hábitos crepusculares e noturnos) e de se alimentarem no topo ou próximo ao topo das cadeias alimentares, confere às aves noturnas particular interesse científico e aplicado.

Este estudo enfoca um conjunto de hipóteses formulada *a priori* sobre uma variável biológica de interesse – a probabilidade de ocorrência das espécies – e segue uma metodologia facilmente replicável, tendo como principal objetivo testar previsões sobre diferenças de ocorrência de aves noturnas entre áreas de FP e FS na Amazônia Central. O estudo incide sobre espécies das famílias Strigidae (corujas), Nyctibidae (urutaus), e Caprimulgidae (bacuraus), aves que tem predominância de suas atividades no período noturno. Foi dada ênfase a um par de espécies focais em cada família de aves noturnas, testando a hipótese de que espécies da mesma família podem responder diferentemente às florestas em regeneração.

MÉTODOS

Área de Estudo

Este trabalho foi conduzido na área do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF; Bierregaard *et al.*, 2001, Laurance *et al.*, 2002b), um conjunto de locais de estudo distribuídos sobre uma área de aproximadamente 350 Km², situada 70 km ao norte da cidade de Manaus, Amazonas, Brasil (lat. 2°30'S, long. 60°W; Fig.1). A região apresenta duas estações do ano bem definidas: chuvosa e seca, as quais considere de dezembro a abril e maio a novembro, respectivamente. Até o início da década de 1970, quando teve início a construção da BR 174, toda a área era coberta por floresta primária. No final dessa década, os incentivos do governo brasileiro para a criação de gado na Zona Franca de Manaus levaram à criação de três fazendas na área (Dimona, Porto Alegre e Esteio); o desmatamento para pasto ocorreu entre 1980 e 1984, devastando aproximadamente 15% da floresta. Em meados da década de 80 os subsídios foram cessados, levando ao abandono gradual das áreas e conseqüente regeneração de FS. Atualmente, a área de estudo do PDBFF possui mais de 3.000 ha de florestas secundárias com idade entre 24 e 28 anos, cobrindo aproximadamente 10% de sua área. Os diferentes históricos de uso da terra que precederam a regeneração – corte seguido de queima e plantação de pasto, ou apenas corte – resultaram em dois tipos de floresta secundária bem identificáveis no início dos anos 90 (Mesquita *et al.*, 2001). No entanto, quase três décadas após o início da regeneração, à medida que as poucas espécies pioneiras dominantes dão lugar a uma variedade de espécies arbóreas características de estágios mais avançados da sucessão, a diferença entre os dois tipos de crescimento secundário está se tornando cada vez mais tênue.

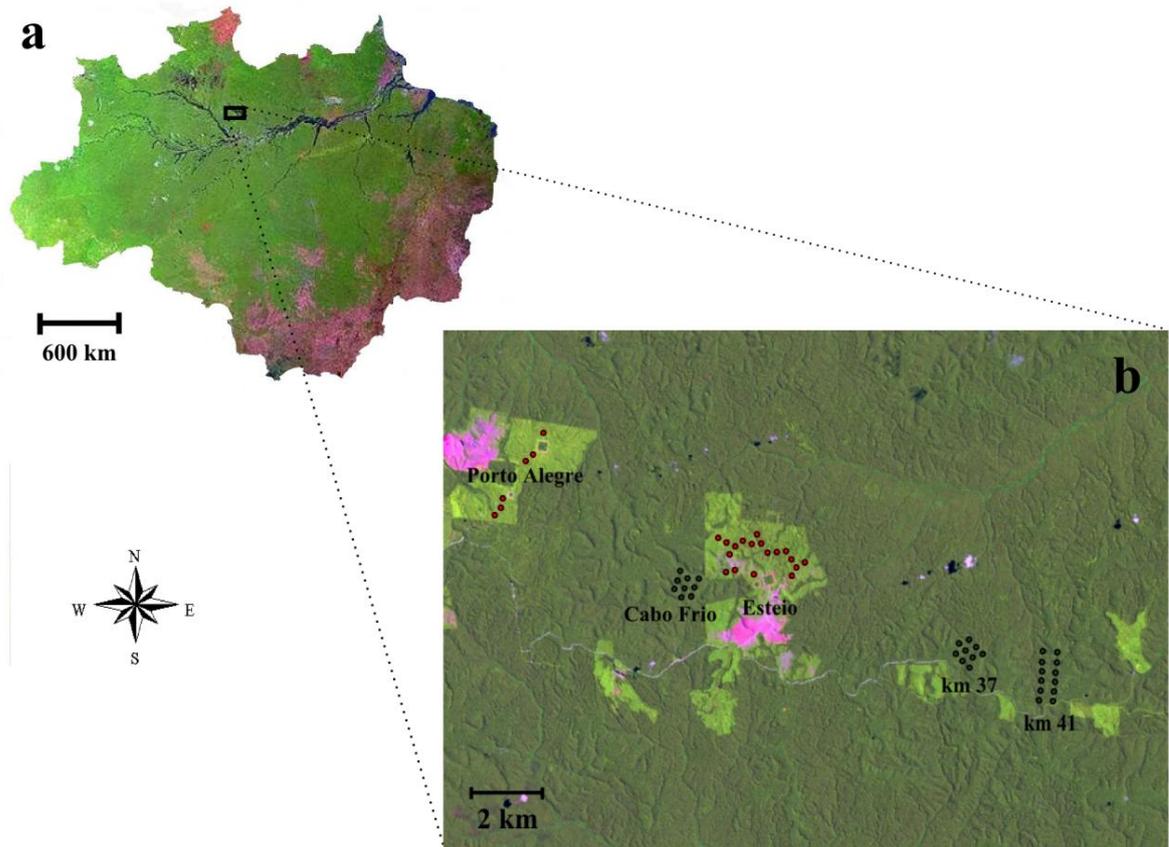


Figura 1. Mapa da área de estudo. a) Localização da área do PDBFF na Amazônia. b) Área de estudo com a localização dos pontos de amostragem em FP (círculos verdes) e FS (círculos vermelhos). Áreas em verde escuro em b representam FP; áreas em verde claro representam FS e áreas rosa são pastos.

Espécies focais

A seleção dos três pares de espécies focais seguiu o objetivo de formar pares de espécies filogeneticamente próximas e com preferências de hábitat tão opostas quanto possível. Assim, escolhi um par de corujas (Strigidae), um par de urutaus (Nyctibidae), e um par de bacuraus (Caprimulgidae) em que um dos membros do par hipoteticamente tende a ocorrer mais em florestas secundárias do que o outro. Minha escolha de espécies se baseou na consulta com ornitólogos locais e na bibliografia disponível (Cohn-Haft Whittaker &Stouffer, 1997; Cleere 1999, Cohn-Haft 1999). O par de corujas é composto por *Glaucidium hardyi* e *Lophotrix cristata*. Minha previsão foi de que embora ambas deveriam ocorrer preferencialmente em floresta primária, *G. hardyi* deveria ocorrer também em floresta

secundária, enquanto *L. cristata* seria restrita à floresta primária (Cohn-Haft *et al.* 1997). Da família Nyctibidae, amostrei *Nyctibius griseus* e *Nyctibius leucopterus*. A primeira espécie, tida como mais abundante, habita grande variedade de ambientes, sendo bastante comum em ambientes antropizados (Sick 1997), podendo inclusive preferir FS (Cohn-Haft *et al.* 1997). A segunda acredita-se ser restrita às matas primárias (Cohn-Haft 1993, Cohn-Haft 1999). Minha previsão foi de que *N. griseus* e *N. leucopterus* apresentariam padrões de ocorrência opostos, com o primeiro ocorrendo mais na FS e o segundo exclusivamente na FP. Na família Caprimulgidae estudei o par *Nyctidromus albicollis* / *Caprimulgus nigrescens*. Julgando pela literatura disponível sobre aves neotropicais (Haverschmidt & Barruel, 1965, Wetmore, Pasquier & Olson, 1968, Hilty & Brown, 1986, Sick, 1993, Cleere, 1998) e artigos sobre bacuraus (Ingels & Ribot, 1983, Roth, 1985), ambas as espécies ocorrem em áreas relativamente mais abertas, porém não existe evidência de que alguma delas prefira fortemente algum dos ambientes (FP ou FS), portanto testei a previsão de Cohn-Haft *et al.* (1997) de que *C. nigrescens* ocorra mais em FP do que em FS enquanto *N. albicollis* apresenta o padrão oposto.

Desenho amostral

A coleta de dados consistiu em 12 visitas mensais a 54 pontos amostrais entre dezembro de 2007 e dezembro de 2008, totalizando 670 quilômetros de caminhada distribuídos por 64 noites de campo. Trinta pontos de amostragem foram colocados em FP e os restantes 24 em FS (Fig. 1). A distribuição espacial dos pontos resultou de uma interação entre as restrições logísticas e a tentativa de amostrar pontos tão independentemente quanto possível. Para minimizar a possibilidade de detectar um mesmo indivíduo em dois pontos adjacentes impus um espaçamento mínimo de 400 m entre pontos.

Devido aos imprevistos logísticos e às condições do tempo, nem todos os pontos foram visitados todos os meses. No entanto, todos os pontos foram visitados múltiplas vezes durante o estudo, com o número de visitas por ponto variando entre 5 e 12, com uma média de 9,5. Toda a amostragem foi realizada nas fases crescente e cheia da lua (entre o oitavo e 18º dia do ciclo lunar) com o intuito de maximizar a detecção de aves noturnas (Mills 1986, Sick 1997, Cleere 1999, Cohn-Haft 1999, Jetz, Steffen & Linsenmair 2003, Wilson & Watts 2006). Os pontos de observação tiveram início após o crepúsculo, entre as 19:00 e 23:30 horas. Para cada visita a um ponto foi registrada a hora de chegada, a altura angular da lua e uma lista de espécies noturnas detectadas auditivamente. A observação teve sempre início com um censo auditivo passivo com duração de 3 min, seguido do playback do canto das seis espécies focais e um período de audição de 15 s após cada *playback*. O curto tempo de espera após o *playback* se mostrou suficiente em observações preliminares e visava possibilitar a visita do maior número de pontos possíveis com lua alta no céu. Em média, uma visita a um ponto durou 10 minutos, possibilitando a amostragem de 3 a 12 pontos por noite.

Análises

Testei as predições sobre a ocupação das espécies em áreas de FP e FS utilizando um modelo hierárquico implementado com um tratamento Bayesiano objetivo (Link *et al.* 2002, Royle & Dorazio, 2008). A análise seguida é comparável à análise de probabilidade de ocorrência com detecção imperfeita proposta por Mackenzie *et al.* (2002), com a adição de auto-correlação espacial na ocorrência. Este nível adicional de complexidade foi a motivação principal para utilizar um tratamento Bayesiano uma vez que dispunha de um modelo Bayesiano na bibliografia pronto para aplicar ao meu problema de análise. Em particular, utilizei uma adaptação do modelo auto-logístico de Royle e Dorazio (Royle & Dorazio 2008; Painel 9.4) com a inserção de co-variáveis nas probabilidades de ocorrência e de detecção. O

modelo tem duas partes principais, indicadas pelas chaves na figura 2. A parte de baixo representa o processo biológico da ocorrência e a de cima representa o processo de amostragem. O índice i designa pontos amostrais individuais. Dentro da parte biológica, a variável latente (não observada) z representa a ocorrência verdadeira, e como assume apenas valores de zero ou um, foi modelada como uma variável aleatória de Bernoulli. ψ representa a probabilidade de ocorrência, que pode ter qualquer valor entre zero e um. ψ é modelado como uma função logística do ambiente (FP ou FS) e da proporção de pontos amostrais ocupados numa vizinhança de 900 m. Os z_i 's são modelados como realizações de uma distribuição Bernoulli com probabilidade de sucesso igual a ψ . Na parte de cima do modelo, que representa o processo de amostragem, usei os índices i e t pois, diferentemente da ocorrência nos pontos, que não muda entre ocasiões, as condições de amostragem podem mudar tanto entre pontos (i) como entre ocasiões (t). μ_{it} é uma probabilidade de detecção incondicional, que se torna zero quando $z_i = 0$ (ponto não ocupado) e p_{it} quando $z_i = 1$. O p_{it} , probabilidade de detecção condicionada à ocorrência, é uma função logística da estação (chuvosa ou seca). Finalmente, os dados, representados por y_{it} , podem ser um ou zero dependendo da espécie ter ou não sido registrada no ponto i e na ocasião t . No modelo, y_{it} , a informação coletada no campo, aparece como o resultado da amostragem de uma distribuição Bernoulli com probabilidade de sucesso p . Os parâmetros da função de ocorrência têm *priors* não informativos com distribuição normal de média zero e variância 20; os *priors* para os parâmetros da função de detecção são uniformes no intervalo [-10, 10]. A distribuição *a posteriori* dos parâmetros foi aproximada com um método de Monte Carlo de Cadeia de Markov (Markov Chain Monte Carlo) com 20.000 repetições e um *burn-in* de 5.000 passos (Link *et al.* 2002). O modelo foi executado individualmente para cada espécie usando uma combinação dos programas R (R Development Core Team 2005) e WinBUGS4

(Spiegelhalter, Thomas & Best 1999), por meio do pacote R2WinBugs do projeto “R”, disponibilizados gratuitamente.

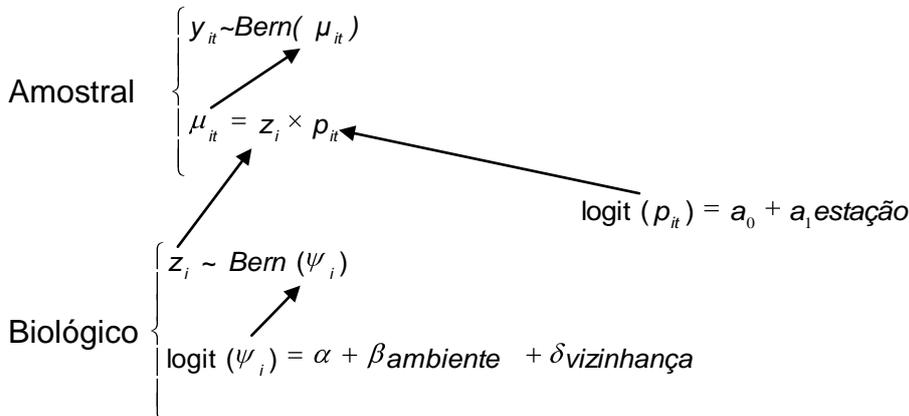


Figura 2. Modelo utilizado para estimativa da ocorrência especificando componente biológico e amostral. ψ – proporção de pontos ocupados por uma espécie; α – intercepto da função de ocorrência; β – efeito da FS sobre ψ ; δ – efeito da ocupação de pontos vizinhos sobre ψ ; z_i – ocupação real; p – probabilidade condicional de detecção; a_0 – intercepto da função de detecção; a_1 – efeito da estação chuvosa sobre p ; μ – probabilidade incondicional de detecção; y – observação. Os índices i e t representam ponto amostral e repetição, respectivamente.

A estrutura do modelo reflete considerações sobre o processo de amostragem e sobre a história natural das espécies. Em análises preliminares explorei modelos de detecção alternativos, que não levavam em conta a auto-correlação espacial na ocorrência e que estimavam o efeito da altura da lua acima do horizonte na detecção, usando uma aproximação de máxima verossimilhança no programa PRESENCE (Hines 2004). Modelei a detecção de acordo com a altura da lua, pois aves noturnas tendem a vocalizar mais em noites mais claras (e.g. Cleere 1999, Cohn-Haft 1999) e quanto maior a altura da lua no céu, maior é a claridade por ela proporcionada (e.g. Mills 1986). Dessa forma testei a hipótese de que as aves noturnas deveriam vocalizar mais nos períodos em que a lua se encontrasse alta no céu. Entretanto a comparação de modelos baseada no Critério de Informação de Akaike (Burnham & Anderson 2004) não revelou nenhuma evidência de associação entre a detecção e a altura da lua, daí a

escolha de um modelo de detecção sem esse parâmetro. Como alguns bacurau e urutau podem ter sua reprodução regulada pela sazonalidade das chuvas (Cleere 1999, Cohn-Haft 1999), nidificando em períodos de seca, como, por exemplo, *C. nigrescens* e *N. bracteatus* (Roth 1985, Cohn-Haft com. pess.), testei a hipótese de que as espécies estudadas são mais conspicuas vocalmente durante a seca devido ao período de reprodução, inserindo a covariável estação na modelagem da detecção. Foi também considerada a possibilidade de existirem diferentes probabilidades de detecção em FP e FS, porém nenhum modelo que levava em conta tal efeito do ambiente na detecção explicou melhor os dados que modelos que consideravam detecção igual entre ambientes.

Como, por necessidade logística, alguns pontos de amostragem estão agrupados no espaço, eu considerei apropriado estimar a influência da ocorrência em pontos vizinhos sobre a ocorrência em um ponto focal. Isso foi feito através da componente auto-logística do modelo de ocorrência, que inclui o parâmetro δ para expressar a auto-correlação espacial em uma vizinhança de 900 m e pesando a contribuição de pontos vizinhos como uma relação inversa da distância (ver *script* nos materiais suplementares).

A ocorrência para cada espécie foi considerada significativamente diferente entre os ambientes de FP e FS se as estimativas de ocupação obtidas para cada ambiente \pm seu desvio padrão não se sobrepunham entre si. O efeito do ambiente FS na ocorrência (β), efeito da ocorrência na vizinhança com a ocorrência em um ponto focal (δ) e efeito da estação chuvosa na probabilidade de detecção (a_1) foram considerados influências significativamente positivas ou negativas se os valores obtidos para cada uma delas \pm seus desvios padrão ficassem respectivamente inteiramente acima ou inteiramente abaixo do limiar zero.

Para comparar a riqueza e a composição de aves noturnas entre FP e FS, agrupei os pontos de cada ambiente e tratei cada duas visitas mensais consecutivas como uma amostra. Levando em conta que a detecção é imperfeita e variável entre espécies, utilizei a informação

de várias amostras de cada ambiente para inferir o número de espécies que podem estar presentes naquele ambiente sem que nunca tenham sido detectadas. Estas estimativas feitas utilizando-se o método *jackknife* (Burnham & Overton 1979) de riqueza de espécies foram obtidas com o programa COMDYN4 (Hines *et. al.* 1999), disponível gratuitamente. O COMDYN4 é particularmente útil para comparação entre dois ambientes (ou qualquer par de amostras) pois, além das estimativas de riqueza, ele permite inferências sobre a composição das amostras estimando quantas espécies de uma amostra estão também presentes na outra. Em particular, usei o parâmetro γ , que estima a proporção de espécies de FP que também ocorrem em FS.

RESULTADOS

Foram registradas 12 espécies de aves noturnas: oito espécies foram detectadas nos dois ambientes, duas apenas em FP e duas apenas em FS (Tabela 1). A estimativa *jackknife* da riqueza de espécies de aves noturnas e seu erro padrão em FP é de $12 \pm 1,81$, não diferindo significativamente do valor estimado para as áreas de FS, $11 \pm 1,28$. A estimativa da proporção de espécies de FP que também ocorrem em FS é de $0,88 \pm 0,13$.

Tabela 1. Espécies registradas durante o estudo com a preferência ambiental sugerida por Cohn-Haft *et al.* (1997) e a relação entre as estimativas de ocorrência obtidas neste estudo. FP designa floresta primária e FS floresta secundária. A menção de apenas um dos ambientes significa que a espécie foi registrada apenas nesse ambiente no estudo correspondente. Na coluna da esquerda, ordem indica preferência; à direita o sinal > indica o valor relativo das estimativas. Espécies focais deste estudo destacadas em negrito.

Família/espécies	Cohn-Haft <i>et al.</i> (1997)	Este estudo
Strigidae		
<i>Glaucidium hardyi</i>	FP,FS	$\psi_{FP} > \psi_{FS}$
<i>Lophotrix cristata</i>	FP	$\psi_{FP} > \psi_{FS}$
<i>Megascops choliba</i>	-	ψ_{FS}
<i>Megascops watsonii</i>	FP,FS	$\psi_{FP} > \psi_{FS}$
<i>Pulsatrix perspicillata</i>	FP	$\psi_{FS} > \psi_{FP}$
<i>Strix virgata</i>	FS,FP	$\psi_{FS} > \psi_{FP}$ ¹
<i>Strix huhula</i>	FP,FS	
Nyctibiidae		
<i>Nyctibius grandis</i>	FS,FP	*
<i>Nyctibius griseus</i>	FS,FP	$\psi_{FS} > \psi_{FP}$
<i>Nyctibius leucopterus</i>	FP	ψ_{FP}
<i>Nyctibius bracteatus</i>	FP	*
Caprimulgidae		
<i>Nyctidromus albicollis</i>	FS,FP	ψ_{FS}
<i>Caprimulgus nigrescens</i>	FP,FS	$\psi_{FS} > \psi_{FP}$

* O baixo número de registros impossibilitou as análises.

¹Análise das duas espécies de *Strix* combinadas.

As seis espécies focais ocorreram como esperado, com as exceções de *L. cristata* e *C. nigrescens*. No par de corujas tanto *G. hardyi* como *L. cristata* ocorreram mais em FP do que em FS embora sem diferença significativa (Fig. 3, Tabela 2). *Lophotrix cristata*, que se previa restrita às matas primárias, aparece ocupando também florestas secundárias. O par de urutaus ocorreu de acordo com o esperado: *Nyctibius griseus* ocorreu significativamente mais em FS do que em FP, ao contrário de *N. leucopterus*, que foi registrado somente em FP e apresentou ocorrência significativamente maior nesse ambiente que em FS (Fig. 3, Tabela 2). Entre os curiangos, tanto *N. albicollis* como *C. nigrescens* apresentaram ocorrência maior em FS. Este resultado era esperado para *N. albicollis* (Fig. 3, Tabela 2), mas não para *C.*

nigrescens que se previa ocorrendo mais em FP. Quatro das espécies focais apresentam relação positiva da FS com a sua probabilidade de ocorrência: *L. cristata*, *N. griseus*, *N. albicollis* e *C. nigrescens*, sendo que para as três últimas o β (parâmetro que mede a relação do ambiente com a probabilidade de ocorrência) é significativamente maior que 0, indicando uma ocorrência claramente mais alta em FS do que em FP (Fig.4, Tabela 3). *Glaucidium hardyi* e *N. leucopterus* apresentam relação negativa de FS com a ocorrência, sendo o β significativamente menor que zero apenas para o urutau (Fig.4, Tabela 3).

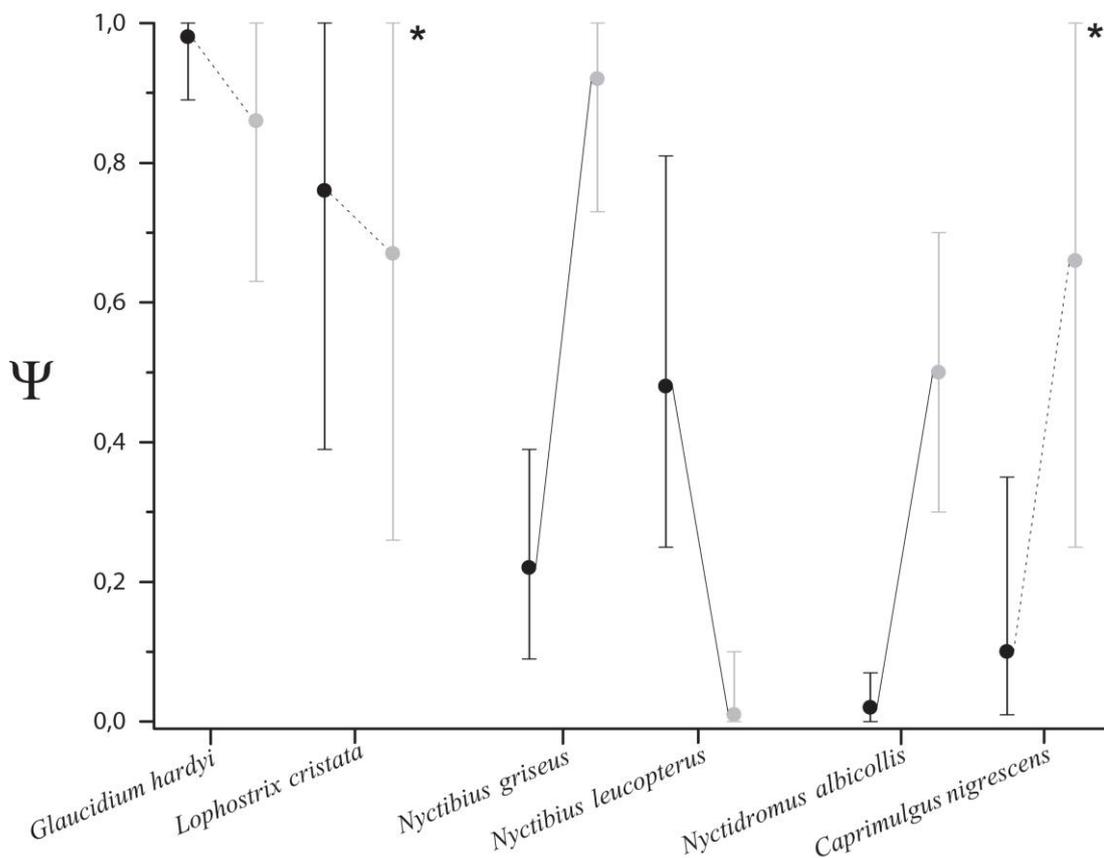


Figura 3. Média da probabilidade de ocorrência (Ψ) das espécies focais em FP (círculos pretos) e FS (círculos cinza) com limites de confiança de 95%. As diagonais contínuas representam diferença significativa de ocorrência entre ambientes e as diagonais tracejadas indicam que a diferença não é significativa. O asterisco (*) indica relações de ocorrência que diferem do previsto. Pares de pontos negro-cinza ilustram comparações entre ambientes para cada espécie enquanto as diagonais adjacentes ilustram comparações entre espécies do mesmo par. Apesar de ter um β positivo, a média da probabilidade de ocorrência de *L. cristata* é menor em FS do que em FP. Esta diferença resulta da inclusão da auto-correlação espacial na estimativa da ocorrência.

Para as espécies focais, as estimativas de p variaram entre um mínimo de 0,07 para *C. nigrescens* e um máximo de 0,42 para *N. albicollis* (Tabela 2). As estimativas do parâmetro a_1 revelam que *L. cristata*, *N. griseus* e *N. albicollis* são significativamente mais fáceis de detectar na estação seca do que na estação chuvosa (Tabela 3). Os intervalos de confiança das estimativas do parâmetro δ , que mede a autocorrelação espacial da ocorrência, sempre incluem zero, revelando a falta de evidência para uma relação entre a ocupação de um ponto alvo e a ocupação dos pontos vizinhos (Tabela 3).

Em adição às espécies foco, foi possível coletar informação suficiente para modelar a ocorrência de quatro espécies de coruja que não estavam incluídas nas previsões iniciais. Três destas espécies apresentam ocorrência mais alta em FS do que FP (Tabela 2). As probabilidades de detecção para estas quatro corujas são, no geral, mais baixas do que para as espécies focais (0,03 – 0,14; Tabela 2), e não evidenciam nenhum efeito claro da estação do ano. Tal como nas espécies foco, as estimativas de δ das espécies adicionais também não diferem significativamente de zero (Tabela 3).

Tabela 2. Estimativas das probabilidades de ocorrência das espécies (ψ) em FP e em FS e da probabilidade de detecção (p) com limites de confiança de 95% entre colchetes. A probabilidade de detecção p é um valor intermédio entre a detecção na estação seca e na estação chuvosa. Espécies focais destacadas em negrito.

Família/espécies	ψ FP	ψ FS	p
Strigidae			
<i>G. hardyi</i>	0,98 [0,89 1,00]	0,86 [0,63 1,00]	0,24 [0,20 0,29]
<i>M. choliba</i>	0,01 [0,00 0,07]	0,18 [0,04 0,67]	0,14 [0,03 0,30]
<i>M. watsonii</i>	0,86 [0,46 1,00]	0,83 [0,35 1,00]	0,07 [0,04 0,13]
<i>P. perspicillata</i>	0,63 [0,10 1,00]	0,90 [0,39 1,00]	0,03 [0,00 0,07]
<i>L. cristata</i>	0,76 [0,39 1,00]	0,67 [0,26 1,00]	0,08 [0,04 0,14]
<i>Strix</i> spp	0,20 [0,02 0,71]	0,76 [0,28 1,00]	0,06 [0,02 0,18]
Nyctibiidae			
<i>N. griseus</i>	0,22 [0,09 0,39]	0,94 [0,75 1,00]	0,20 [0,15 0,26]
<i>N. leucopterus</i>	0,52 [0,26 0,99]	0,00 [0,00 0,06]	0,14 [0,06 0,23]
Caprimulgidae			
<i>N. albicollis</i>	0,00 [0,00 0,06]	0,50 [0,31 0,70]	0,42 [0,33 0,51]
<i>C. nigrescens</i>	0,09 [0,00 0,36]	0,74 [0,27 1,00]	0,07 [0,03 0,15]

Tabela 3. Efeito do ambiente FS na ocorrência (β), efeito da ocorrência na vizinhança com a ocorrência em um ponto focal (δ) e efeito da estação chuvosa na probabilidade de detecção (a_1). Limites de confiança (entre colchetes) que não incluem 0 indicam relações significativas. Espécies focais em negrito.

Família/espécies	β	δ	a_1
Strigidae			
<i>G. hardyi</i>	-1,86 [-7,70 6,90]	4,42 [-6,17 14,41]	0,07 [-0,36 0,49]
<i>M. choliba</i>	4,30 [-0,35 11,47]	10,20 [-1,06 21,32]	-1,03 [-3,24 0,89]
<i>M. watsonii</i>	0,79 [-5,61 9,29]	1,52 [-8,14 10,65]	-0,08 [-0,84 0,66]
<i>P. perspicillata</i>	3,74 [-4,13 12,45]	-1,21 [-13,63 10,74]	-0,71 [-2,28 0,65]
<i>L. cristata</i>	0,15 [-4,78 7,25]	6,40 [-4,91 16,00]	-0,94 [-1,90 - 0,07]
<i>Strix</i> spp	4,18 [0,32 12,15]	0,55 [-11,12 11,90]	0,06 [-1,10 1,23]
Nyctibiidae			
<i>N. griseus</i>	4,97 [1,09 12,62]	3,01 [-7,05 12,98]	-1,52 [-2,23 -0,86]
<i>N. leucopterus</i>	-9,65 [-23,36 -1,56]	7,04 [-7,23 20,53]	0,12 [-0,87 1,08]
Caprimulgidae			
<i>N. albicollis</i>	6,47 [2,51 12,25]	-0,31 [-7,94 7,41]	-1,37 [-2,15 -0,63]
<i>C. nigrescens</i>	5,42 [0,55 15,24]	1,13 [-13,40 14,99]	0,32 [-0,85 1,53]

Do total das 10 espécies analisadas individualmente, seis tiveram probabilidade de ocorrência maior em FS do que em FP (Tabela 2). Essa tendência é reforçada pelas estimativas do parâmetro β , (Fig. 4, Tabela 3). Excluindo as espécies focais, todas as outras espécies apresentam valores positivos de β , sendo este significativamente positivo para uma delas (*Strix* spp). *Megascops choliba* também apresenta uma forte relação com floresta secundária, embora o limite de confiança de 95% para o β desta espécie inclua zero. (Fig. 4, Tabela 3).

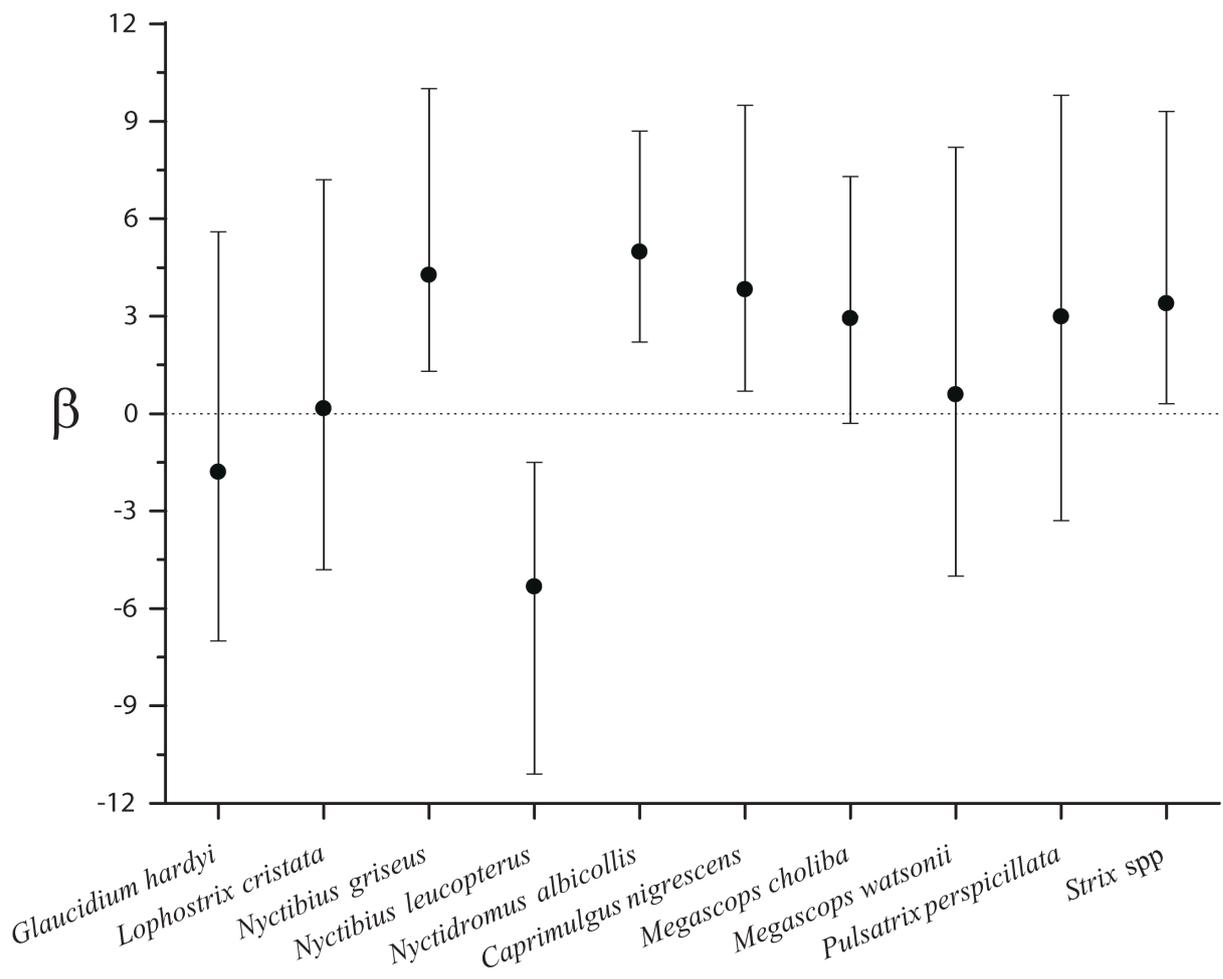


Figura 4. Efeito da FS na ocorrência de todas as espécies analisadas. Limites de confiança inteiramente acima ou abaixo de $\beta=0$ indicam relação significativa da FS com a ocorrência.

DISCUSSÃO

Menos de 30 anos após o início da sucessão florestal, a riqueza e a composição da comunidade de aves noturnas nas florestas secundárias do PDBFF já são semelhantes às da floresta primária ao seu redor. Este resultado coincide com a observação de rápida recuperação da riqueza de aves diurnas em florestas secundárias tropicais. Por exemplo, Borges (2007) encontrou rápida recuperação no número de aves no Parque Nacional do Jaú, Amazonas; Blake e Loiselle (2001) também detectaram mais espécies em FS do que em FP na Estação Biológica La Selva, Costa Rica. A mobilidade das aves e a inserção das FS estudadas em uma extensa área de FP, que pode servir de fonte de colonizadores, certamente contribuem para a recuperação da riqueza destas áreas após a destruição da FP e para a equalização da composição entre FS e FP (Dunn 2004). O que fica por explicar, no entanto, é o fato de quatro espécies ocorrerem claramente mais em FS do que em FP, enquanto apenas uma apresenta o resultado oposto.

O par de corujas estudado mostrou-se indiferente ao tipo de ambiente, ocorrendo sem diferença clara entre FP e FS. Para *G. hardyi* isso era esperado, porém a ocorrência relativamente frequente de *L. cristata* em FS foi contrária à previsão. Este resultado inesperado se estendeu à aparente preferência de FS sobre FP para as corujas registradas além do par focal, inclusive para *P. perspicillata*, uma espécie que se acredita restrita à FP (Cohn-Haft *et al.* 1997). Uma possível explicação para este resultado está na disponibilidade de alimentos em FS. Muitas corujas alimentam-se de pequenos mamíferos, mas também, e por vezes com grande frequência, de insetos (Sick, 1997, Marks *et al.* 1999). Se a tendência de maior ou igual riqueza de pequenos mamíferos em FS relativa a FP (Bowen *et al.* 2007) for acompanhada por uma maior disponibilidade de pequenos vertebrados para as corujas e verificando-se uma maior disponibilidade de insetos em FS que FP seria possível imaginar uma maior disponibilidade de alimento em FS que em FP. Resta saber até que ponto o uso de

FS para forrageio seria suficiente para o estabelecimento de populações viáveis em FS.

Corujas costumam fazer seus ninhos em ocos de árvores (Sick 1997) e pelo menos um estudo realizado na Amazônia sugere uma relação entre a ocorrência de corujas e a quantidade de troncos mortos em pé nas proximidades do local de amostragem (Barros & Cintra 2003). A ausência de grandes ocos e árvores com cavidades em FS (Bowen 1998) poderia limitar as possibilidades de reprodução das corujas neste ambiente.

A constatação de que as duas espécies de bacuraus ocorrem mais em FS mostrou-se contrária a previsão apenas para *C. nigrescens*. Entretanto, a explicação pode ser a mesma para ambas. Bacuraus costumam botar seus ovos em áreas relativamente abertas, diretamente no solo ou em lajes de rochas, sem construção de ninhos (Sick 1997, Cleere 1999). A presença de estradas de terra em vários pontos de amostragem em FS deve certamente favorecer a ocorrência de *N. albicollis*, que foi inclusive registrada reproduzindo nessas áreas. A preferência de *C. nigrescens* por florestas secundárias, contrariando o previsto, pode ter a mesma causa proposta para *N. albicollis*. Quando em mata primária, *C. nigrescens* habita clareiras (Roth 1985) e costuma se reproduzir em áreas abertas, em cima de lajes ou diretamente no solo de estradas rurais (Roth 1985, Cleere 1999). Ingels, Ribot e Jong (1984) reportaram a espécie se reproduzindo em afloramentos rochosos com vegetação esparsa, rodeado por FP. Em apoio desta explicação está o fato de que a única área de FP em que *C. nigrescens* foi registrada sofreu um *microburst* (fenômeno de turbulência atmosférica que causa perturbações no dossel) em 2007 e por isso apresenta diversas clareiras. A presença de estradas de terra, fornecendo um ambiente mais aberto, pode então ser a principal causa da preferência de ambos os bacuraus por FS. Outra possível explicação para a utilização de FS por bacuraus pode dizer respeito ao forrageio. Blake & Loiselle (1991) relataram uma semelhança na ocorrência de aves insetívoras diurnas de forrageamento aéreo em FS e FP. O mesmo poderia estar acontecendo com os insetívoros noturnos de forrageamento aéreo.

No par de urutaus confirmaram-se as previsões. *Nyctibius leucopterus* é a única espécie que parece de fato evitar FS. Uma possível causa da preferência seria a ausência de árvores muito altas em FS, que parecem ser um pouso favorito de *N. leucopterus* na FP (Cohn-Haft 1993, Cohn-Haft 1999). Excluindo-se *N. griseus*, que é geralmente tido como uma espécie abundante, a aparente raridade dos urutaus tanto em FP como em FS pode estar relacionada ao nicho reprodutivo desse gênero. Os galhos e troncos adequados para que urutaus ponham seus ovos podem ser difíceis de encontrar em qualquer ambiente (Cohn-Haft 1999).

A probabilidade de detecção muito baixa encontrada para as espécies na área, algumas até mesmo com o uso de playback, já era esperada para aves noturnas. A dificuldade de localização e identificação visual, unidas a vocalizações restritas às épocas reprodutivas e/ou durante noites claras e crepúsculos (*e.g.* Mills 1986, Sick 1997, Cleere 1999, Cohn-Haft 1999) faz com que a maioria das espécies seja detectada poucas vezes, mesmo quando presentes em uma área e mesmo quando a amostragem é feita com *playback*. Esta constatação reforça a importância de se usarem métodos de análise que levam em conta as dificuldades de detecção, em particular quando se pretende estabelecer comparações quantitativas entre parâmetros biológicos de diferentes espécies.

Os resultados aqui apresentados devem ser interpretados no contexto de uma área pequena de FS rodeada por uma grande extensão de FP. Outros estudos corroboram tal afirmação, tendo encontrado grande riqueza de espécies de diversos grupos taxonômicos em áreas alteradas próximas a FP (*e.g.* Dunn 2004, Borges 2007, Pardini 2009). Isso poderia explicar a semelhança no número de espécies e na composição, mas, como foi dito acima, não explica a existência de mais espécies ocorrendo preferencialmente na FS do que na FP. Esta diferença na ocorrência é um resultado evidente, o seu significado biológico é que está ainda por definir. Podemos pensar que muitos indivíduos provenientes de FP estão tentando

estabelecer territórios em áreas de FS, porém com pouco sucesso reprodutivo; ou que realmente, a maior ocorrência em FS resulta de uma melhor qualidade de hábitat nesse ambiente para as aves noturnas. Para sanar definitivamente a dúvida sobre como essas espécies estão de fato utilizando áreas de FS é necessária melhor compreensão sobre a sua história natural. Por exemplo, sabe-se muito pouco sobre a única espécie com ocorrência claramente mais alta na FP, *N. leucopterus*, existindo até dúvidas não resolvidas sobre a sua classificação (Cohn-Haft 1993).

Mesmo sem saber o porquê, é certa a utilização de FS por espécies de aves noturnas florestais. Seja como área de forrageio ou como conector de áreas de FP é evidente a importância das áreas de FS para a fauna florestal. Numa atualidade na qual a previsão é de áreas cada vez mais fragmentadas e desconectadas nos trópicos é necessário dar mais atenção às áreas em regeneração que compõem a matriz em diversas paisagens alteradas e que comprovadamente afetam a colonização de fragmentos por espécies da fauna florestal. Embora ainda seja necessário compreender o valor para espécies florestais de áreas dominadas por FS, a devida atenção deve ser dada a esse ambiente, baseada em investimento tanto do ponto de vista científico como do ponto de vista legal. Não só é necessário estudar melhor a fauna da FS, mas também definir legalmente as áreas de FS como ambientes florestais relevantes do ponto de vista da proteção ambiental.

CONCLUSÃO

Com os dados deste trabalho corroboramos os vários estudos que encontraram espécies florestais habitando FS. É evidente que FS tem algum valor para a fauna florestal, podendo servir como áreas de forrageio, como corredores conectando áreas de FP e até mesmo como local de reprodução. Embora as áreas de FS analisadas aqui sejam inseridas numa matriz de FP, em casos reversos as FS poderão dar apoio às espécies florestais durante o processo de

regeneração, sendo certamente mais apropriadas do que matrizes formadas por pastos ou plantações do ponto de vista da conservação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 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.
- Barlow, J., Mestre, L. A. M., Gardner, T. A. & Peres, C. A. (2007). The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian Birds. *Biol. Conserv.* 136, 212-231.
- Barros, O. G. & Cintra, R. (2003). *O uso de hábitat pela comunidade de corujas (Strigidae) em uma floresta de terra-firme na Amazônia Central, Brasil*. Tese de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/UFAM, Manaus, AM.
- Bierregaard Jr., R. O., Gascon, C., Lovejoy, T. E. & Mesquita, R. (2001). *Lessons from Amazonia – The ecology and conservation of a fragmented Forest*. New Haven: Yale University Press.
- 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.
- 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
- Borges, S. H. & Stouffer, P. C. (1999). Bird communities in two types of anthropogenic successional vegetation in Central Amazonia. *Condor*. 101, 529-536.
- 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.
- Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B., Konstant, W. R., Flick, P., Pilgrim, J., Oldfield, S., Magin, G. & Hilton-Taylor, C. (2002). Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Cons. Biol.* 16, 909-923.
- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. (2004). Multimodel inference - understanding aic and bic in model selection. *Sociol. Meth. & Res.* 33, 261-304.
- Burnham, K. P. & Overton, W. S. (1979). Robust estimation of population-size when capture probabilities vary among animals. *Ecology*. 60, 927-936.

- Cleere, N. (1998). *Nightjars : A guide to the nightjars, nighthawks, and their relatives*. New Haven: Yale University Press.
- Cleere, M. (1999). Family Caprimulgidae. Em *Handbook of the Birds of the World*. Vol. 5, *Barn-owls to Hummingbirds*, editado por Josep del Hoyo, Andrew Elliott e Jordi Sargatal. Barcelona: Lynx Edicions.
- Cohn-Haft, M. (1993). Rediscovery of the White-winged Potoo (*Nyctibius leucopterus*). *Auk*. 110(2), 391-394.
- Cohn-Haft, M. (1999). Family Nyctibiidae (Potoos). Em *Handbook of Birds of the World*. Vol. 5, *Barn-owls to Hummingbirds*, editado por Josep del Hoyo, Andrew Elliott e Jordi Sargatal. Barcelona: Lynx Edicions.
- Cohn-Haft, M., Whittaker, A. & Stouffer, P. C. (1997). A new look at the "species-poor" Central Amazon: the avifauna north of Manaus, Brazil. *Ornithol.Monogr.* 48, 205-235.
- Dent, D. H. & Wright, J. S. (em prep.). The future of tropical species in secondary forests: a quantitative review.
- Dirzo, R. & Raven, P. H. (2003). Global state of biodiversity and loss. *Annu. Rev. Env. Resour.* 28, 137-167.
- Dunn, R. R. (2004). Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conserv. Biol.* 18, 302-309.
- Escobar, H. (2009). *Florestas desmatadas na Amazônia não recuperam sua biodiversidade*. O Estado de São Paulo, São Paulo, 25 fev. Disponível em http://www.estadao.com.br/estadaodehoje/20090225/not_imp329433,0.php
- Fearnside, P. M. (2005). Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e conseqüências. *Megadiversidade*. 1, 113-123.
- Finegan, B. (1996). Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Tree*. 11, 119-124.
- 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 Jr, R. O., Malcolm, J. R., Stouffer, P. C., Vasconcelos, H. L., Laurance, W. F., Zimmerman, B., Tocher, M. & Borges, S. (1999). Matrix habitat and species richness in tropical Forest remnants. *Biol. Conserv.* 91, 223-229.
- Haverschmidt, F. & Barruel, P. (1968). *Birds of surinam*. London: Oliver & Boyd.
- Hilty, S. L. , Brown, B. (1986). *A guide to the birds of Colombia*. New Jersey: Princeton University Press.

- Hines, J. E. (2004). *Presence 2.0 software to compute estimates of patch occupancy rates and related parameters*. USGS-PWRC. Disponível em <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software.html>
- Hines, J. E., Boulinier, T., Nichols, J. D., Sauer, J. R. & Pollock, K. H. (1999). Comdyn: Software to study the dynamics of animal communities using a capture-recapture approach. *Bird Study*. 46, 209-217. Disponível em <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software.html>
- Ingels, J. & Ribot, J. H. (1983). The blackish nightjar, *Caprimulgus nigrescens*, in Surinam. *Le Gerfaut*. 73, 127-146.
- Ingels, J., Ribot, J.H. & de Jong, B. H. J. (1984). Vulnerability of eggs and young of the blackish nightjar (*Caprimulgus nigrescens*) in Suriname. *Auk*. 101, 388-391.
- Jetz, W., Steffen, J. & Linsenmair, K. E. (2003). Effects of light and prey availability on nocturnal, lunar and seasonal activity of tropical nightjars. *Oikos*. 103, 627-639.
- Laurance, W. F. (2006). Have we overstated the tropical biodiversity crisis? *Trends in Ecol. and Evol.* 22(2), 65-70.
- Laurance, W. F.; Albernaz, A. K. M.; Schroth, G.; Fearnside, P. M.; Bergen, S.; Venticinque & Da Costa, C. (2002a). Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *J. of Biogeogr.* 29, 737-748.
- Laurance, W. F & Bierregaard Jr., R. O. (1997). *Tropical Forest Remnants – Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. Chicago: The University of Chicago Press.
- Laurance, W. F., Cochrane, M. A., Bergen, S., Fearnside, P. M., Delamônica, P., Barber, C., D'Angelo, S. & Fernandes, T. (2001). The future of the Brazilian Amazon. *Science*. 291, 438-439.
- Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., Gascon, C., Bierregaard, R. O., Laurance, S. G. & Sampaio, E. (2002b). Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. *Conserv. Biol.* 16, 605-618.
- Laurance, W. F. & Peres, C. (2006). *Emerging Threats to Tropical Forests*. Chicago: The University of Chicago Press.
- Link, W. A., Cam, E., Nichols, J. D. & Cooch, E. G. (2002). Of BUGS and birds: Markov chain Monte Carlo for hierarchical modeling in wildlife research. *J. of Wild. Manag.* 66, 277-291.

- Mackenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Royle, J. A. & Langtimm, C. A. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*. 83, 2248-2255.
- Marks, J. S., Cannings, R. J., Mikkola, H. (1999). Family strigidae (typical owls) Em: *Handbook of the birds of the world*. Vol. 5, *Barn-owls to Hummingbirds*, editado por Josep del Hoyo, Andrew Elliott e Jordi Sargatal. Barcelona: Lynx Edicions.
- Mesquita, R. C. G., Ickes, K., Ganade, G. & Williamson, G. B. (2001). Alternative successional pathways in the amazon basin. *J.of Ecol.*89, 528-537.
- Mills, A. M. (1986). The influence of moonlight on the behavior of goatsuckers (Caprimulgidae). *Auk*. 103, 370-378.
- Myers N. (1992). *The primary source: tropical forests and our future*. New York : Norton.
- Pardini, R., Faria, D., Accacio, G. M., Laps, R. R., Mariano-Neto, M., Paciencia, M. L. B., Dixo, M. & Baumgarten, J. (2009). The challenge of maintaining Atlantic Forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in na agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biol. Cons.*142, 1178-1190.
- 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.
- R Development Core Team (2005). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Roth, P. (1985). Breeding biology of the blackish nightjar, *Caprimulgus nigrescens*, in western Brazil. *Le Gerfaut*. 75, 253-264.
- Royle, J. A. & Dorazio, R. M. (2008). *Hierarchical Modeling and Inference in Ecology: The Analysis of Data from Populations, Metapopulations and Communities*. London: Academic Press.
- Sick, H. (1993). *Birds in brazil : A natural history*. New Jersey: Princeton University Press.
- Sick, H. (1997). *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira.
- 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.
- Sodhi, N. S. & Smith, K. G. (2007). Conservation of tropical birds: mission possible? *J. Ornithol.*
- Spiegelhalter, D. J., Thomas A. & Best N. G. (1999). *WinBUGS Version 1.4.3 User Manual*. MRC Biostatistics Unit.

- 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.
- Wetmore, A., Pasquier, R. F. & Olson, S. L. (1965). *The birds of the Republic of Panama*. Washington: Smithsonian Institution.
- Wilson, M. D. & Watts, B. D. (2006). Effect of moonlight on detection of Whip-poor-wills: implications for long-term monitoring strategies. *J. of Field Ornithol.* 77, 207-211.
- Whitmore, T. C. & Sayer, J. A. (1992). Deforestation and Species extinction in tropical moist forests. In *Tropical Deforestation and Species Extinction*: 1-14. London; New York : Chapman & Hall.
- 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.

MATERIAIS SUPLEMENTARES

```
# Load R2WinBUGS library
library("R2WinBUGS")
library("spdep")

# Read data
DATA <- read.table("nyc_alb.txt",header=TRUE)
# get the site coordinates from the data file
gr <- DATA[,c("X","Y")]
# count the total number of sites
nG<-nrow(gr)
# plot the points just to keep track
plot(gr$X,gr$Y,col="gray")
text(gr$X,gr$Y,labels=DATA$SITE,cex=.75)

# Get the site number of each site's neighbours
# 1. first get the list of neighbors per point
nlist <- dnearneigh(as.matrix(gr),0,6.45)
# 2. extract the number of neighbors per point from the list
numnn <- rep(0,nG)
for (i in 1:nG) {
  numnn[i] <- sum(nlist[[i]]>0)
}
# 3. extract the site numbers of each point's neighbors
N <- matrix(0,nrow=nG,ncol=max(numnn))
for (i in 1:nG) {
  N[i,1:numnn[i]] <- nlist[[i]]
}

# Set up a matrix of distances between each point and its neighbors
# 1. Get the distances in a triangular matrix
D <- as.matrix(dist(gr))
# 2. Get a matrix of distances
DN <- N
for (i in 1:nG) {
  if (numnn[i]>0) {
    for (j in 1:numnn[i]) {
      DN[i,j] <- D[i,N[i,j]]
    }
  }
}

# Set up the data and covariate matrices for WinBUGS
Y <- DATA[3:16]
sf <- DATA$AMB
RAINS <- DATA[,62:75]
# Find out the maximum number of visits in one site
J <- apply(!is.na(Y),1,sum)
maxv <- max(J)
```

```

# justify both y and covariates to the left
YL <- as.data.frame(matrix(NA,nrow=nG,ncol=maxv))
RAINSL <- as.data.frame(matrix(NA,nrow=nG,ncol=maxv))
for (i in 1:nG) {
  vsts <- which(Y[i,]!="NA")
  YL[i,1:length(vsts)] <- Y[i,vsts]
  RAINSL[i,1:length(vsts)] <- RAINS[i,vsts]
}

# put data and covariates in matrix format
Y <- as.matrix(YL)
RAINS <- as.matrix(RAINSL)
sf <- as.vector(sf)
numnn <- as.vector(numnn)
N <- as.matrix(N)
# standardize covariates
# nothing to standardize in current version of the model
# standardize here if using linear covariates

### if no covariates we can sum the detections and work with total
# sum detections per site (using y instead of y2) - if there are
# covariates the following line is useful for getting initial guess
# at occupancy
y2<-apply(Y,1,sum,na.rm=TRUE)

# get an initial guess at occupancy, based on sites were species
# was seen at least once
zst<-ifelse(y2>0,1,0)

# prepare WinBUGS data

bugsdata <- list("numnn","N","DN","nG","Y","J","RAINS","sf")

inits <- function(){
  list(z=zst, alpha=rnorm(1),beta=rnorm(1), gamma=rnorm(1), a0=runif(1),
a1=runif(1))
}

parameters <-
c("alpha","beta","gamma","a0","a1","PsiOG","PsiSF","pdry","prain","pint")

#####
##### WRITE TEXT FILE WITH WinBUGS CODE #####
#####
cat("

model{

  # define the priors for occupancy part of the model

```

```

alpha ~ dnorm(0,.1)
beta ~ dunif(-25,25)
gamma ~ dunif(-25,25)
# and for detection part of the model
a0~dunif(-10, 10)
a1~dunif(-10, 10)

for(i in 1:nG){
  x[i,1]<-0
  # compute cummulative number of occupied neighbors per site and
  # weigh occupancy with distance to neighbor
  for(j in 1:numnn[i]){
    x[i,j+1]<-x[i,j]+z[N[i,j]]/DN[i,j]
  }
  # specify the occupancy model
  logit(psi[i])<- alpha + beta*sf[i] + gamma*(x[i,numnn[i]+1]/numnn[i])
  # specify shape of real occupancy distribution
  z[i]~dbern(psi[i])

  # loop through different visits
  for(t in 1:J[i]){
    # specify detection model
    mu[i,t]<-z[i]*p[i,t]
    logit(p[i,t])<- a0 + a1*RAINS[i,t]
    # specify shape of observation distribution
    Y[i,t]~dbin(mu[i,t],1)
  }
}
# compute mean psi in old growth and secondary forest
PsiOG <- (sum(psi[1:21])+ sum(psi[40:48]))/30
PsiSF <- (sum(psi[22:39])+ sum(psi[49:54]))/24
# compute detection probabilities
pdry <- exp(a0)/(1+exp(a0))
prain <- exp(a0+a1)/(1+exp(a0+a1))
pint <- exp(a0+a1/2)/(1+exp(a0+a1/2))
}

",file="modelnoct.txt")

#####
##### END OF TEXT FILE
#####

out<-bugs (bugsdata, inits, parameters, "modelnoct.txt", n.thin=2,n.chains=3,
n.burnin=5000,n.iter=20000,debug=TRUE)

c(mean(out$sims.list$alpha),mean(out$sims.list$beta))

```