



Universidade Federal de Minas Gerais

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre

Dissertação de Mestrado

**DEMOGRAFIA DE CANÁRIO-DO-MATO (*Basileuterus flaveolus*) EM ÁREAS
DE CERRADO: VARIAÇÕES ESPAÇO-DEPENDENTES**

Laura Homem Oliveira

Belo Horizonte

Março de 2013

**DEMOGRAFIA DE CANÁRIO-DO-MATO (*Basileuterus flaveolus*) EM ÁREAS
DE CERRADO: VARIAÇÕES ESPAÇO-DEPENDENTES**

Laura Homem Oliveira

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, sob a orientação do Prof. Dr. Marcos Rodrigues e a co orientação do Prof. Dr. Leonardo Fernandes França.

Belo Horizonte

Março de 2013

Agradecimentos

Agradeço ao Prof. Dr. Marcos Rodrigues por ter aceitado orientar este projeto e por toda ajuda ao longo desses dois anos de trabalho.

Ao Prof. Dr. Leonardo Fernandes França por ter aceitado me co orientar e por compartilhar comigo seu conhecimento, me auxiliando nas análises, me ajudando a desvendar os mistérios do Mark e algumas vezes me acalmando nos momentos de “desespero”. Sem ele não este estudo não seria possível! Grata mesmo!!

Aos professores que aceitaram participar da banca examinadora desta dissertação.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal do Nível Superior (CAPES) pelo financiamento na forma de bolsa de mestrado.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre por abrirem minha mente para novas ideias!

À Lu, esposa do Léo França, por me receber em sua casa com tanto cuidado e gentileza! E pelas conversas agradáveis sobre a vida, ciência e amor!

À colega de mestrado Dani Cury, pelas conversas esclarecedoras (mesmo que breves!), que me ajudaram a concluir a discussão.

À Lilian Praes, pela ajuda com a formatação e também pela produção dos vídeos mais divertidos da nossa turma de mestrado! Sem você muitos bons momentos passariam em branco, grata pelos registros!

Aos colegas de laboratório e de mestrado que fizeram com que essa jornada fosse mais leve e alegre!

A Cris e ao Fred da secretaria, por todo apoio.

Aos meus amigos que entenderam e perdoaram minha ausência durante esses dois anos.

À minha mãe Beth e a minha irmã Luiza pelo amor incondicional, pela paciência e por acreditarem em mim, mesmo quando eu duvidei!

Ao Bruno, pelo amor e companheirismo.

Sumário

Agradecimentos	iii
Resumo.....	1
Abstract	2
Material e Métodos.....	7
Áreas de estudo.....	7
Métodos de captura e marcação	9
Tipos de modelos utilizados	10
Histórico de captura e Covariáveis consideradas.....	11
Detalhamento das covariáveis espaciais.....	12
Definição dos modelos com base em hipóteses definidas <i>a priori</i>	12
Seleção do melhor modelo	14
Resultados.....	14
Sobrevivência anual aparente e probabilidade de recaptura (Modelos CJS)	15
Estimativa de crescimento populacional (Modelos Pradel).....	17
Estimativa do parâmetro <i>Seniority</i> (Modelos Pradel).....	20
Discussão.....	22
Sobrevivência anual aparente (ϕ) de <i>Basileuterus flaveolus</i> : comparações e variação espacial	22
Variação da Estimativa de Crescimento Populacional (λ).....	25
Variação da Estimativa do Parâmetro <i>Seniority</i>	28
Conclusão	30
Referências Bibliográficas	30

Resumo

Populações estão distribuídas em paisagens espacialmente heterogêneas, sendo afetadas por fatores ambientais que variam ao longo do tempo e do espaço. A diversidade de condições ambientais pode influenciar a dinâmica populacional de seres vivos, determinando assim a persistência e a regulação destas populações em diferentes regiões ou partes de uma paisagem. Pouco se sabe sobre os parâmetros demográficos das aves tropicais e quais os fatores que regulam suas populações, devido, principalmente, a escassez de estudos de longa duração na região. Nós utilizamos dados de captura e recaptura de dez anos (2001 a 2011), para avaliar a importância de variáveis espaciais, em escala local e regional, nas estimativas de parâmetros demográficos de *Basileuterus flaveolus*. Analisamos especificamente, os efeitos de diferentes fitofisionomias e localidades do Cerrado do Brasil, na sobrevivência anual aparente (ϕ), no crescimento populacional (λ) e probabilidade de *Seniority* (γ) de *Basileuterus flaveolus*. Nossos modelos mais parcimoniosos indicaram que a sobrevivência anual aparente e o crescimento populacional de *Basileuterus flaveolus* não variaram espacialmente. Em contra posição, um segundo modelo indicou que λ pode ter variado entre fitofisionomias, sendo negativo nas matas e positivo nos cerrados. Mesmo com essas possíveis variações, os parâmetros demográficos de *Basileuterus flaveolus* sugerem que sua população encontra-se em equilíbrio nas diferentes localidades amostradas. Possivelmente, as diferenças no λ entre fitofisionomias gerou um crescimento localmente nulo. A probabilidade de *Seniority* indicou que λ é mais sensível a alterações na sobrevivência do que no recrutamento, entretanto as variações temporais de alguns componentes do recrutamento podem ter determinado as flutuações no tamanho populacional de *B. flaveolus* entre ambientes.

Abstract

Populations are distributed spatially heterogeneous landscapes, being affected by environmental factors that vary over time and space. The diversity of environmental conditions can influence the population dynamics of living beings, thus determining the persistence and regulation of these populations in different regions or parts of a landscape. Little is known about the demographics of tropical birds and what factors that regulate their population due to lack of long-term studies in the region. We use capture and recapture data of ten years (2001 to 2011), to estimate the demographic parameters of *Basileuterus flaveolus* and assess the importance of spatial variables in local and regional scales related. We analyze, specifically, the effects of different vegetation types and locations of the Cerrado of Brazil, in apparent annual survival (ϕ), population growth (λ) and also, the probability of Seniority (γ) of *Basileuterus flaveolus*. Our most parsimonious models indicated that the apparent annual survival and population growth of *Basileuterus flaveolus* do not vary spatially. Counter position, a second model indicated that λ may have varied between vegetation types, being negative in the forests and positive in the cerrado. Even with these possible variations, the demographics of *Basileuterus flaveolus* suggest that its population is in equilibrium in the different sampling sites. The differences in population growth between vegetation types generated growth locally null. The probability of Seniority indicated that λ is more sensitive to changes in survival than the recruitment, however the temporal variations of some recruitments components may be determined fluctuations size population of *B. flaveolus* between environments.

Introdução

Pouco se sabe a cerca dos parâmetros demográficos das aves tropicais devido, principalmente, à escassez de estudos de longa duração na região. Na maioria dos estudos existentes, as estimativas demográficas foram baseadas em metodologias sujeitas a vieses (Sandercock 2000). A falta de conhecimento sobre a dinâmica populacional dessas espécies inviabiliza a compreensão dos processos ecológicos que regulam ou limitam suas populações, dificultando a conservação das mesmas. Portanto, a investigação sobre os fatores que influenciam a demografia das aves tropicais é essencial para a sua preservação.

Sabe-se que as populações estão distribuídas em paisagens espacialmente heterogêneas, sendo afetadas por fatores ambientais que variam ao longo do tempo e do espaço (Orzack & Tuljapurkar 1989; Tuljapurkar 1990). A diversidade de condições ambientais influencia a dinâmica populacional de seres vivos (Hanski & Ovaskainen 2003; Hanski & Gaggiotti 2004), que têm suas taxas vitais afetadas por fatores que variam em função da distribuição espacial de recursos e predadores, das condições abióticas do ambiente e da estrutura e composição florística da vegetação, determinando assim à persistência e a regulação destas populações em diferentes regiões ou partes de uma paisagem (Kareiva 1990; Pulliam & Danielson 1991; Tilman & Kareiva 1997).

A sobrevivência é um importante parâmetro demográfico que pode regular o crescimento populacional das espécies (Nichols *et al.* 2000), determinando a viabilidade de suas populações (Reed *et al.* 1998; Velando & Freire 2002; Fletcher *et al.* 2006; Katzner *et al.* 2006). Este parâmetro pode variar espacialmente em função de diferenças no clima, na qualidade dos habitats e devido a interações ecológicas, tais como competição e predação (Jorgenson *et al.* 1997; Coulson *et al.* 1999, 2000; Farand *et al.*

2002). Estudos recentes utilizando modelos de captura e recaptura observaram que a variação geográfica da taxa de sobrevivência é comum entre passeriformes neotropicais, podendo ocorrer em diferentes escalas: entre áreas florestais contínuas e fragmentos florestais (Pearce-Higgins *et al.* 2007; Ruiz-Gutierrez *et al.* 2008), entre gradientes altitudinais (Blake & Loiselle 2002), latitudinais (Karr *et al.* 1990; Faaborg & Arendt 1995; Johnson *et al.* 1997; Brown *et al.* 1999) ou mesmo de acordo com localidades de uma determinada região (Francis *et al.* 1999; Blake & Loiselle 2008). Porém, não há na literatura estudos que abordem simultaneamente a variação de parâmetros demográficos em diferentes escalas espaciais. Por exemplo, estudos que considerem a variação demográfica tanto em nível local (entre fitofisionomias) como regional (entre diferentes localidades).

O crescimento populacional, assim como as taxas de sobrevivência, é um parâmetro demográfico de grande importância para estudos conservacionistas, que permite a identificação de populações em declínio e o direcionamento de medidas de manejo para o reestabelecimento destas populações (Beissinger & Westphal 1998). Estudos que focam na variação do tamanho populacional (Kroon *et al.* 2000), podem identificar tendências de declínio ou aumento populacional (Nichols *et al.* 2000), muitas vezes relacionadas a fatores locais.

A sobrevivência e o recrutamento (imigração e fecundidade) são os principais componentes demográficos responsáveis pelas variações na taxa de crescimento populacional (Nichols *et al.* 2000). Estes componentes podem variar espacialmente em função de perturbações ambientais, fatores estocásticos e em resposta a processos dependentes da densidade (Schaub *et al.* 2006). O uso de análises de sensibilidade e elasticidade tem possibilitado quantificar a contribuição destes dois parâmetros nas flutuações do crescimento de populações (Heppel *et al.* 2000; Kroon *et al.* 2000;

Caswell 2001). Em alguns casos a sobrevivência de adultos é apontada como o parâmetro de maior contribuição nas flutuações da taxa de crescimento populacional de aves (Saether & Bakke 2000; Stahl & Oli 2006; Rangel-Salazar *et al.* 2008; Korfanta *et al.* 2012), entretanto há estudos que indicam a fecundidade como o parâmetro de maior sensibilidade as alterações no crescimento das populações (Duca 2007; França 2008). Portanto, conhecer os parâmetros e fatores que afetam o crescimento populacional permite a identificação de tendências populacionais, proporcionando a tomada de medidas de manejo efetivas.

O Cerrado brasileiro é composto por mosaicos vegetacionais, representados por formações florestais, savânicas e campestres, que são determinadas por fatores sazonais, edáficos e topográficos, além de fogo e pressões antrópicas (Hoffman & Moreira 2002; Klink & Moreira 2002; Ribeiro & Walter 2008). Os ambientes fitofisionômicos diferem entre si quanto à composição e estrutura vegetal, apresentando diferentes densidades e estratos arbóreos, que resultam em microclimas próprios (Oliveira-Filho & Ratter 2002). A variação na estrutura da vegetação e nos gradientes de umidade entre ambientes pode influenciar a composição faunística e sua demografia, pois determinam a ocorrência e abundância de insetos, flores e frutos, que representam importantes recursos para as aves (Macedo 2002).

As fisionomias de cerrado são ambientes altamente sazonais, nos quais ocorre estacionalmente déficit hídrico e perda parcial da vegetação, fatores que as tornam mais suscetíveis a incêndios (Oliveira-Filho & Ratter 2002). Essa instabilidade ambiental, possivelmente interfere na sobrevivência e recrutamento das populações localmente estabelecidas. Por outro lado, podemos esperar maiores taxas de sobrevivência em fisionomias florestais, pois estes ambientes são mais constantes, não apresentando alterações na composição e estrutura vegetal em decorrência das flutuações sazonais

(Oliveira-Filho & Ratter 2002). Portanto, considerando que o crescimento populacional é definido por parâmetros demográficos das espécies (sobrevivência e recrutamento) (Nichols *et al.* 2000) e pressupondo que tais parâmetros variam espacialmente, esperamos registrar diferentes tendências populacionais entre fitofisionomias e localidades.

Basileuterus flaveolus é um passeriforme neotropical, amplamente distribuído e muito abundante nos sub-bosques de matas semi-decíduas, decíduas e áreas de cerrado típico do bio Cerrado. A espécie ocorre no Paraguai, Bolívia, Brasil, Colômbia e Venezuela (Hilty & Brown 1986; Mees & Mees-Balchin 1990; Sick 1997; Del Hoyo *et al.* 2010; Gwyenne *et al.* 2010). Insetívoro de sub-bosque, *B. flaveolus* forrageia no solo e nos estratos mais baixos da vegetação (Marini & Cavalcanti 1993; Perillo *et al.* 2010), apresentando comportamento territorialista (Duca & Marini 2005). Devido a sua alta fidelidade ao território, *B. flaveolus* é um excelente candidato para estudos demográficos com dados de captura e recaptura, pois ao permanecer na área amostrada, a espécie tende a ter maior probabilidade de recaptura e sua sobrevivência aparente estimada torna-se mais próxima da verdadeira (Sandercock *et al.* 2000).

Nosso objetivo foi estabelecer a importância de variáveis espaciais, em escala local e regional, para as estimativas de parâmetros demográficos. Para isto, consideramos os parâmetros sobrevivência anual aparente, crescimento populacional e o parâmetro *Seniority*. Usamos como espécie modelo *Basileuterus flaveolus*, com ocorrência em diferentes fitofisionomias do Cerrado do sudeste brasileiro. Consideramos dados de dez anos (2001-2011) de captura e recaptura da espécie e estimamos os parâmetros em modelos do tipo CJS (Comarck-Jolly-Seber) e Pradel (Pradel 1996).

Material e Métodos

Áreas de estudo

Os dados utilizados no presente estudo foram coletados em áreas de Cerrado localizadas em diferentes mesorregiões de Minas Gerais. Estas áreas foram: a Fazenda Santa Cruz (FSC) a 18°45' S, 44°53' O, município de Felixlândia, localizada na região central; a Fazenda Brejão (FBJ) a 17°00'S, 45°00'O, município de Brasilândia de Minas, localizada na região noroeste e; a Fazenda Corredor (FCO) a 17°20'S, 43°52'O, município de Bocaiúva, localizada na região norte (IBGE 2012). Tais locais estão separados um do outros por distâncias de 304km (FSC – FBJ), 257km (FSC – FCO) e 359km (FCO – FBJ). As fazendas amostradas estão localizadas próximas a diferentes bacias hidrográficas e regiões fitogeográficas. A FSC está localizada na região do médio São Francisco em uma zona de transição entre os biomas Mata Atlântica e Cerrado (Ribon *et al.* 1995), a FCO encontra-se situada na região do Jequitinhonha, sob a influência do ecótono Mata Atlântica - Caatinga - Cerrado (Vasconcelos & D'angelo Neto 2007) e a FBJ está inserida na região do alto São Francisco restrita a influência do bioma Cerrado (Faria *et al.* 2009). Em cada localidade amostrada definimos como pontos de captura dois diferentes ambientes fito-fisionômicos: mata e cerrado (Figura 1).



Figura 1. Pontos de captura de *B. flaveolus* em áreas de mata e de cerrado nas Fazendas Santa Cruz (FSC), Brejão (FBJ) e Corredor (FCO). Legenda: A) Área de cerrado típico na FSC; B) área de mata semi-decídua na FSC; C) área de cerrado denso na FBJ; D) área de mata ciliar na FBJ; E) área de cerrado típico na FCO e F) área de mata semi-decídua na FCO. (Fotos: Laura Homem)

Nas três localidades amostradas, os cerrados utilizados como pontos de captura foram classificados como cerrado “*strictu senso*”. O cerrado “*strictu senso*” representa 70% da extensão do bioma Cerrado (Oliveira & Marquis 2002) e pode apresentar variações na densidade de cobertura vegetal e no tamanho do estrato arbóreo, podendo ser classificado como: cerrado-ralo, cerrado-típico ou cerrado-denso (Ribeiro & Walter 1998). Tais variações na fisionomia vegetal foram observadas entre as localidades amostradas. Nas três fazendas amostradas também utilizamos áreas de mata como ponto de coleta. Na (FBJ) a mata utilizada como local de captura foi classificada como mata ciliar, por estar localizada à margem do Rio Paracatu. Nas outras localidades amostradas (FCO; FSC) os pontos de captura inseridos em ambientes de mata estão localizados em áreas de floresta estacional semidecidual, com estrato arbóreo de 15 a 25 metros de altura e cobertura arbórea variável, chegando a 50% na estação seca (Ribeiro & Walter 1998).

Métodos de captura e marcação

Em cada ponto de coleta foram armadas 12 redes de neblina com 2,5m de altura por 12m de largura e malha de 25mm . As redes foram abertas ao nascer do sol e assim permaneceram durante as seis primeiras horas da manhã, por dois dias consecutivos em cada ambiente amostrado. Desse modo, o esforço de captura por ambiente fitofisionômico por campanha equivaleu a 144 horas-rede (número de redes x horas diárias de esforço x dias = $12 \times 6 \times 2$; Karr 1981). Ao todo, foram realizadas 29 campanhas de coleta (2001-2011), totalizando ao final do estudo, 4176 horas-rede por ambiente. Depois de capturados, os indivíduos foram levados em sacos de panos para um local afastado das redes, no qual foram marcados com anilha metálica do CEMAVE e posteriormente soltos (Figura 2). As anilhas contém um número específico que possibilita a identificação da ave em uma ocasião de recaptura. Os locais de coleta

foram os mesmos durante todo o estudo (2001-2011). Entretanto, por questões logísticas não houve padronização temporal entre as amostragens, ocorrendo diferentes intervalos de tempo entre as ocasiões de coletas. Contudo, em todos os anos do estudo realizamos no mínimo uma campanha de coleta de dados.



Figura 2. Indivíduo de *B. flaveolus* capturado na Fazenda Brejão e marcado com anilha do CEMAVE.

Tipos de modelos utilizados

As análises de captura e recaptura foram conduzidas utilizando o programa Mark (White & Burnham 1999). Usamos modelos CJS (Cormack–Jolly–Seber) para estimar a sobrevivência anual aparente (ϕ) e probabilidade de recaptura (p) de *Basileuterus flaveolus*. Neste caso, consideramos a sobrevivência como aparente, pois os métodos utilizados para coleta e análise de dados não permitem que as perdas resultantes de morte sejam diferenciadas das resultantes de emigração permanente de indivíduos (Pledger *et al.* 2003). A probabilidade de recaptura é definida como a chance de uma ave marcada em uma primeira ocasião (t), que permaneceu na área de estudo, ser recapturada em uma ocasião posterior ($t+1$) (Cooch & White 2004). Utilizamos os modelos de Pradel (Pradel 1996) para estimar a taxa de crescimento populacional realizado (λ) e o parâmetro demográfico *Seniority* (γ) da população de *B. flaveolus*. Os

modelos Pradel se baseiam no conceito de simetria temporal, no qual consideram simultaneamente, processos de modelagens, abordando tanto um tempo à frente ao da captura, quanto um período anterior a ela (Pradel 1996). Desse modo, tais procedimentos possibilitam o cálculo simultâneo da estimativa do crescimento populacional realizado e recrutamento ou *Seniority*, sem que seja necessário conhecer o tamanho populacional da espécie estudada. O crescimento populacional realizado pode ser nulo, negativo ou positivo e é observado entre sucessivas amostragens (Cooch & White 2004). O parâmetro *Seniority* (γ) mede a probabilidade de um indivíduo encontrado vivo na população em um tempo (t) ser um sobrevivente de um tempo anterior ao da amostragem (1-t). A interpretação deste parâmetro pode ser usada para definir a contribuição relativa da sobrevivência e/ou do recrutamento na estimativa de crescimento populacional. Valores de $\gamma > 0.5$ indicam ter havido uma maior influência relativa da sobrevivência na taxa de crescimento populacional realizado, por outro lado, $\gamma < 0.5$ indica maior influência do recrutamento (Nichols *et al.* 2000).

Histórico de captura e Covariáveis consideradas

Construímos os históricos de encontros baseados nos dados de captura e recaptura de *B. flaveolus*, nos quais, as ocasiões de primeira captura e posterior recaptura foram codificadas como (1), enquanto as ocasiões nas quais os indivíduos marcados não foram recapturados foram codificadas como (0). Para os modelos (CJS) elaboramos o histórico de encontro baseado nas 29 ocasiões de amostragem (2001-2011) e em cinco grupos de atributos, de acordo com os locais de coleta: cerrado na Fazenda Corredor (C-CO); cerrado na Fazenda Santa Cruz (C-SC); mata ciliar na Fazenda Brejão (M-BJ); mata semi-decídua na Fazenda Corredor (M-CO) e mata semi-decídua na Fazenda Santa Cruz (M-SC). O ambiente de cerrado na Fazenda Brejão foi

excluído das análises devido à baixa taxa de captura nessa área. Para a análise usando modelos Pradel consideramos um histórico de captura baseado nas 29 ocasiões de amostragens (2001-2011) e os mesmos cinco grupos de atributos utilizados nos modelos CJS, porém excluindo das análises os indivíduos que foram capturados apenas uma vez durante as coletas (possíveis transitórios). Decidimos fazer as análises sem transitórios, pois alguns estudos indicaram que a ocorrência de tais indivíduos na amostragem pode gerar vieses na estimativa de crescimento populacional, comprometendo assim os resultados (Pradel *et al.* 1997; Lloyd *et al.* 2009).

Detalhamento das covariáveis espaciais

Em ambas as análises realizadas (Modelos CJS e Modelos Pradel), utilizamos as seguintes covariáveis espaciais: fazendas, representada pelos três conjuntos de fazendas consideradas no estudo (FCO, FBJ e FSC); três-habitats, representada pelo conjunto dos cerrados, o conjunto das matas semi-decíduas e a mata ciliar; dois-habitats, representada pelo conjunto das matas (matas semi-decíduas e a mata ciliar) e o conjunto dos cerrados. A covariável indivíduos transitórios foi utilizada somente nas análises com os modelos CJS. O termo transitório é referente aos indivíduos capturados uma única vez, sendo, portanto, considerados como satélites ou flutuantes dentro da população (Pradel *et al.* 1997; Cooch & White 2004). Tais covariáveis foram consideradas para estimar a variação espacial na sobrevivência anual aparente, probabilidade de recaptura, na estimativa do crescimento populacional e do parâmetro *Seniority* de *B. flaveolus*.

Definição dos modelos com base em hipóteses definidas *a priori*

Para a análise usando modelos CJS, construímos o conjunto de modelos candidatos baseados em hipóteses biológicas sobre a variação espacial na sobrevivência anual aparente e probabilidade de recaptura de *B. flaveolus* e iniciamos a seleção dos modelos a partir de um modelo global $\phi_{(trans+tr\grave{e}s-habitats+faz)} P_{(tr\grave{e}s-habitats+faz)}$. Primeiramente,

modelamos a probabilidade de recaptura (p), buscando identificar a hipótese que melhor se encaixava aos dados de recaptura (Schaefer *et al.* 2006). Depois de identificado o “ p ” de melhor ajuste, alteramos as covariáveis relacionadas à estimativa de sobrevivência anual aparente (ϕ) para testar hipóteses relacionadas a este parâmetro. Usamos as mesmas hipóteses para gerar as estimativas de sobrevivência e de recaptura: (H₀) Os parâmetros demográficos não variam espacialmente (*constante*); (H₁) Os parâmetros demográficos são totalmente dependentes da fisionomia vegetal e da região de coleta (*três-habitats +fazenda*); (H₂) Os parâmetros demográficos são dependentes apenas da fisionomia vegetal (*três-habitats ou dois-habitats*) e (H₃) Os parâmetros demográficos são dependentes apenas da região de coleta (*fazenda*). Nas análises realizadas com o estimador Pradel (Pradel, 1996), o enfoque principal foi a estimativa de crescimento populacional (λ) e a estimativa do parâmetro *Seniority* (γ). Portanto, desconsideramos os resultados das estimativas de sobrevivência anual aparente (ϕ) e de probabilidade de recaptura (p), pois tais parâmetros já haviam sido obtidos nas análises realizadas com os modelos CJS. Iniciamos a seleção dos modelos a partir do seguinte modelo global ϕ (*três-habitats+fazenda*) p (*três-habitats+fazenda*) λ (*três habitats+fazenda*). Iniciamos a modelagem pelo parâmetro probabilidade de recaptura (p), seguindo para a modelagem da sobrevivência anual aparente (ϕ) e posteriormente para a estimativa de crescimento populacional (λ) ou do parâmetro *Seniority* (γ). Nas análises com os modelos Pradel, consideramos as mesmas hipóteses descritas para os modelos espaciais de CJS.

Para verificar a sobredispersão do conjunto de dados usado na análise com modelos de CJS, aplicamos o teste *median c-hat* no modelo global. Consideramos 10 intervalos e 500 replicações para obter o valor médio de *c-hat*. Este teste é apropriado para casos em que o modelo global não é totalmente dependente do tempo (Cooch & White 2004). O procedimento do teste *median c-hat* calcula um fator de inflação da

variância (*variance inflation factor*), o qual é usado para ajustar o AIC (Critério de Informação de Akaike's) dos modelos. Não calculamos o fator de inflação *median c-hat* para as análises usando modelos Pradel, pois ainda não foram definidos testes de aderência (GOF) confiáveis e específicos para esta categoria de modelos. Quando o modelo global considerado na análise de modelos Pradel é totalmente tempo-dependente é possível estimar o valor de *c-hat* usando uma análise CJS e, assim utilizar este mesmo valor para a análise com modelos Pradel (Alisauskas *et. al.* 2004). Porém as análises do atual estudo não se encaixam neste caso.

Seleção do melhor modelo

De acordo com o ajustamento de Quasi-Verossimilhança do Critério de Informação de Akaike's (QAIC), selecionamos o modelo de melhor suporte aos dados para ambas as análises, identificando o mais parcimonioso dentre o conjunto de modelos candidatos. Tal seleção segue os pressupostos de que o melhor modelo é aquele com o menor valor de AIC_c , e que apresenta $\Delta QAIC_c \leq 2$ (Burnham & Anderson 1999). Utilizamos outros dois componentes da análise para a seleção do melhor modelo: o *w*-AIC e o tamanho do efeito. O *w*-AIC é um índice de plausibilidade relativa, que indica o quão forte são as evidências de que um determinado modelo é superior aos demais candidatos (Cooch & White 2004). O teste do tamanho do efeito é usado para estimar a magnitude da diferença entre os componentes de uma covariável usada em um dado modelo (*e.g.* sobrevivência anual aparente nos cerrados e sobrevivência anual aparente nas matas). A diferença entre estes componentes está associada a uma incerteza e é definida por seu Intervalo de Confiança (Cooch & White 2004).

Resultados

Entre Setembro de 2001 e Janeiro de 2011, realizamos 29 coletas em cada ambiente estudado (mata e cerrado), capturando 235 indivíduos de *B. flaveolus* 388 vezes.

Sobrevivência anual aparente e probabilidade de recaptura (Modelos CJS)

O modelo global (Tabela 1, modelo 4) usado para estimar a variação espacial na sobrevivência anual aparente (ϕ) e na probabilidade de recaptura (p), indicou sobredispersão dos dados (c -hat de $1,36 \pm SE 0,01$). A hipótese que melhor explicou a variação na probabilidade de recaptura foi a que considerou todas as covariáveis de habitats (cerrado, mata ciliar e matas semidecíduas), não sendo observados efeitos regionais (Tabela 1, modelo 1). Consideramos somente este modelo de recaptura para avaliar o efeito das covariáveis espaciais na sobrevivência anual aparente (ϕ), mesmo ele tendo sido semelhante ao próximo modelo na ordem de ajustamento ($\Delta QAICc = 0,36$; *evidence ratio* =1,3) (Tabela 1, modelos 1 e 2). Decidimos usar apenas o modelo mais parcimonioso quanto ao parâmetro (p), pois nosso foco principal estava na modelagem da sobrevivência anual aparente. Dois modelos mostraram ser capazes de explicar a variação na sobrevivência anual aparente e juntos responderam por 73% da variação explicada pelo conjunto de modelos candidatos. O melhor modelo considerou apenas o efeito de transitórios, não sendo destacada a importância de variáveis espaciais (Tabela 1, modelo 5). O segundo modelo indicou que a covariável dois-habitats foi capaz de explicar parte da variação espacial na sobrevivência anual aparente de *B. flaveolus* (Tabela 1, modelo 6). A análise de tamanho do efeito, aplicada ao segundo modelo, mostrou uma diferença de 0.10 (± 0.11 , IC -0.12 a 0.31) entre as estimativas de sobrevivência anual aparente nas matas e nos cerrados. Desconsideramos este modelo para as discussões, dado que o IC do tamanho do efeito cruzou o zero, com valores de incerteza podendo atingir uma diferença contrária à observada de até 0.12.

Tabela 1. Modelos CJS (Comarck-Jolly-Seber) usados para avaliar a variação espacial na sobrevivência aparente (ϕ) e na probabilidade de recaptura (p) de *Basileuterus flaveolus*. Seleção baseada na Quasi-verossimilhança do Critério de Informação Akaike's (AIC) com $c\text{-hat}$ de 1,36.

Modelos ^a	AICc	Δ QAICc	$w\text{-AICc}$	k	QDeviance
Modelando a probabilidade de recaptura (p)					
1 $\phi_{(\text{trans}+\text{tr\`e}s\text{-habitats}+\text{faz})}P_{(\text{tr\`e}s\text{-habitats})}$	687,50	5,19	0,04	9	559,31
2 $\phi_{(\text{trans}+\text{tr\`e}s\text{-habitats}+\text{faz})}P_{(\text{faz})}$	687,86	5,55	0,03	9	559,67
3 $\phi_{(\text{trans}+\text{tr\`e}s\text{-habitats}+\text{faz})}P_{(.)}$	688,72	6,41	0,02	7	564,74
4 $\phi_{(\text{trans}+\text{tr\`e}s\text{-habitats}+\text{faz})}P_{(\text{tr\`e}s\text{-habitats}+\text{faz})}$	691,65	9,34	0,00	11	559,22
Modelando a sobrevivência anual aparente (ϕ)					
5 $\phi_{(\text{trans.})}P_{(\text{tr\`e}s\text{-habitats})}$	682,31	0,00	0,48	5	562,47
6 $\phi_{(\text{trans}+\text{dois-habitats})}P_{(\text{tr\`e}s\text{-habitats})}$	683,64	1,33	0,25	6	561,74
7 $\phi_{(\text{trans}+\text{tr\`e}s\text{-habitats})}P_{(\text{tr\`e}s\text{-habitats})}$	685,70	3,39	0,09	7	561,71
8 $\phi_{(\text{trans}+\text{fazenda})}P_{(\text{tr\`e}s\text{-habitats})}$	686,45	4,15	0,06	7	562,47
9 $\phi_{(\text{tr\`e}s\text{-habitats}+\text{fazenda})}P_{(\text{tr\`e}s\text{-habitats})}$	687,50	5,19	0,04	9	559,31
10 $\phi_{(.)}P_{(\text{tr\`e}s\text{-habitats})}$	700,35	18,04	0,00	4	582,58
11 $\phi_{(\text{dois-habitats})}P_{(\text{tr\`e}s\text{-habitats})}$	702,39	20,08	0,00	5	582,55
12 $\phi_{(\text{tr\`e}s\text{-habitats})}P_{(\text{tr\`e}s\text{-habitats})}$	704,22	21,91	0,00	6	582,31
13 $\phi_{(\text{fazenda})}P_{(\text{tr\`e}s\text{-habitats})}$	704,25	21,95	0,00	6	582,35

^a A notação (.) indica parâmetro constante entre ambientes; (fazenda) efeito da área de coleta, ou seja, as fazendas Corredor, Santa Cruz e Brejão; (três-habitats) efeito da formação vegetal, sendo estas cerrados *sensu stricto*, mata ciliar e matas semi-decíduas; (dois-habitats) efeito da formação vegetal porém diferenciando estas apenas em cerrados e matas; (trans) efeito de indivíduos transitórios na estimativa de sobrevivência anual aparente.

A probabilidade de recaptura (p) aumentou nos ambientes amostrados, seguindo a ordem: cerrados; matas semi-decíduas e mata ciliar (Tabela 2). De acordo com o melhor

modelo, a sobrevivência anual aparente se manteve constante entorno de 64% (Tabela 2).

Tabela 2. Sobrevivência anual aparente e probabilidade de recaptura estimada pelo modelo mais parcimonioso, de acordo com as covariáveis espaciais.

Parâmetros	Estimativa	Erro	IC	
		Padrão	Mínimo	Máximo
Modelo $\phi_{(trans.)}p_{(três-habitas)}$				
Sobrevivência de transitórios (ϕ_{trans})	0.06	0.04	0.02	0.18
Sobrevivência constante (ϕ)	0.64	0.05	0.53	0.73
Recaptura no cerrado (p)	0.18	0.05	0.11	0.29
Recaptura na mata semi-decídua (p)	0.23	0.03	0.17	0.31
Recaptura na mata ciliar (p)	0.39	0.08	0.25	0.55

O termo (IC) se refere ao intervalo de confiança; (três-habitats) se refere aos ambientes de cerrados, mata ciliar e matas semi-decíduas; (ϕ) se refere à sobrevivência anual aparente; (p) se refere à probabilidade de recaptura; (.) se refere a constante espacialmente e (Trans) indica a presença de indivíduos transitórios.

Estimativa de crescimento populacional (Modelos Pradel)

Dois modelos mostraram ser capazes de explicar a variação na estimativa de crescimento populacional de *B. flaveolus*, apresentando valores de AICc semelhantes e $\Delta AICc \leq 2$ (Tabela 3, modelos 10 e 11). Tais modelos juntos responderam por 78% da variação explicada pelo conjunto de modelos candidatos. O primeiro modelo na ordem de ajustamento considerou o efeito da covariável dois-habitats (matas e cerrados) para explicar a variação na estimativa de crescimento populacional. O segundo modelo na ordem de ajustamento indicou crescimento populacional constante. O teste de tamanho do efeito, no primeiro modelo, sugeriu que a diferença entre matas e cerrados foi

marginalmente importante, apresentando uma diferença de 0,10 (EP $\pm 0,07$ e IC de - 0.04a 0.24). Apesar da diferença média de 0,10 entre as taxas de crescimento, o IC da diferença cruzou o zero. Por outro lado, a maior parte do IC indicou taxas de crescimento maiores nas áreas de cerrado. Consideramos os dois modelos para as discussões, dadas às implicações das estimativas de crescimento populacional para aspectos de conservação da espécie.

Tabela 3. Seleção de modelos Pradel, usados para avaliar a variação espacial na sobrevivência aparente (Φ), na probabilidade de recaptura (p) e na estimativa de crescimento populacional (λ) de *Basileuterus flaveolus*.

#	Modelo ^a	AICc	Δ AICc	w - AICc	K	Deviance
Modelando probabilidade de recaptura (p)						
1.	$\Phi_{(tr\acute{e}s-habitas+faz)} p_{(.)} \lambda_{(tr\acute{e}s-habitas+faz)}$	1044.10	13.02	0.00	11	766.05
2.	$\Phi_{(tr\acute{e}s-habitas+faz)} p_{(faz)} \lambda_{(tr\acute{e}s-habitas+faz)}$	1044.76	13.68	0.00	13	762.14
3.	$\Phi_{(tr\acute{e}s-habitas+faz)} p_{(tr\acute{e}s-habitas)} \lambda_{(tr\acute{e}s-habitas+faz)}$	1044.76	13.68	0.00	13	762.14
4.	$\Phi_{(tr\acute{e}s-habitas+faz)} p_{(dois-habitas)} \lambda_{(tr\acute{e}s-habitas+faz)}$	1046.16	15.07	0.00	12	765.84
5.	$\Phi_{(tr\acute{e}s-habitas+faz)} p_{(tr\acute{e}s-habitas+faz)} \lambda_{(tr\acute{e}s-habitas+faz)}$	1048.97	17.89	0.00	15	761.68
Modelando Sobrevivência anual aparente (Φ)						
6.	$\Phi_{(.)} p_{(.)} \lambda_{(tr\acute{e}s-habitas+faz)}$	1037.24	6.15	0.02	7	768.04
7.	$\Phi_{(dois-habitats)} p_{(.)} \lambda_{(tr\acute{e}s-habitas+faz)}$	1039.17	8.09	0.01	8	767.80
8.	$\Phi_{(tr\acute{e}s-habitas)} p_{(.)} \lambda_{(tr\acute{e}s-habitas+faz)}$	1041.16	10.07	0.00	9	767.58
9.	$\Phi_{(faz)} p_{(.)} \lambda_{(tr\acute{e}s-habitas+faz)}$	1041.19	10.11	0.00	9	767.61
Modelando taxa de crescimento populacional estimado (λ)						
10.	$\Phi_{(.)} p_{(.)} \lambda_{(dois-habitats)}$	1031.08	0.00	0.39	4	768.27
11.	$\Phi_{(.)} p_{(.)} \lambda_{(.)}$	1031.09	0.01	0.39	3	770.37
12.	$\Phi_{(.)} p_{(.)} \lambda_{(tr\acute{e}s-habitas)}$	1033.06	1.97	0.14	5	768.14
13.	$\Phi_{(.)} p_{(.)} \lambda_{(faz)}$	1035.18	4.10	0.05	5	770.27

^a A notação (.) indica parâmetro constante entre ambientes; (faz) efeito da região de coleta, sendo estas as fazendas Corredor, Santa Cruz ou Brejão e; (três-habitas) efeito da formação vegetal, sendo estas cerrados, mata ciliar ou matas semi-decíduas; (dois-habitats) efeito da formação vegetal porém diferenciando estas apenas em cerrados e matas; (trans) efeito de indivíduos transitórios; (Φ) indica estimativa de sobrevivência anual aparente (p) indica probabilidade de recaptura e (λ) indica a taxa de crescimento populacional.

O modelo mais parcimonioso, representado na análise pelo segundo modelo na ordem de ajustamento, indicou que o crescimento populacional de *Basileuterus flaveolus* foi negativo mantendo-se espacialmente constante em torno de 0,99 (Tabela 4). Porém, dada a incerteza gerada pelo IC entorno do crescimento nulo, este valor pode não ter representado declínio das populações em escala regional. O primeiro modelo na ordem de ajustamento indicou crescimento populacional negativo para as áreas de mata, sendo estes valores mais prováveis que os positivos (ver IC), e crescimento positivo nas áreas de cerrado, sendo estes valores mais prováveis que os negativos (IC) (Tabela 4).

Tabela 4. Estimativas do crescimento populacional de *Basileuterus flaveolus*.

Parâmetro	Estimativa	Erro Padrão	IC negativo	IC positivo
Modelo λ (constante)				
$\lambda_{(.)}$	0,99	0,03	0,92	1,06
Modelo λ (dois-habitats)				
λ no cerrado	1,05	0,06	0,94	1,17
λ nas matas	0,95	0,04	0,87	1,03

A notação (.) indica parâmetro constante entre ambientes; (dois-habitats) indica o efeito da formação vegetal: conjunto de cerrados e conjunto de matas; (λ) indica o crescimento populacional e (IC) indica Intervalo de Confiança.

Estimativa do parâmetro *Seniority* (Modelos Pradel)

Dois modelos foram capazes de explicar a variação espacial no parâmetro *Seniority*, apresentando os menores valores de AICc e $\Delta AICc \leq 2$. Tais modelos responderam juntos por 77% da variação explicada pelo conjunto de modelos candidatos (Tabela 5). O melhor modelo indicou que o parâmetro *Seniority* não variou

espacialmente em função das escalas espaciais. O segundo modelo considerou que o parâmetro *Seniority* variou de acordo com a covariável dois-habitats (cerrado e mata), mas não variou regionalmente. O teste de tamanho do efeito indicou que a covariável dois-habitats utilizada no segundo modelo foi marginalmente importante (Tamanho do Efeito = $-0,10 \pm 0,08$ e IC de 95% de $-0,26$ a $0,05$). Porém, a maior parte do IC resultou em probabilidade de *Seniority* mais elevada para as matas. Consideramos ambos os modelos para as discussões deste parâmetro.

Tabela 5. Modelos Pradel usados para avaliar a variação espacial na estimativa do parâmetro *Seniority* de *Basileuterus flaveolus*.

# Modelo ^a	AICc	Δ AICc	$w -$ AICc	K	Deviance
Modelando <i>Seniority</i> (γ)					
1. $p_{(.)}\gamma_{(.)}$	691.34	0.00	0.39	2	432.68
2. $p_{(.)}\gamma_{(\text{dois-habitats})}$	691.35	0.02	0.38	3	430.63
3. $p_{(.)}\gamma_{(\text{três-habitats})}$	693.20	1.87	0.15	4	430.39
4. $p_{(.)}\gamma_{(\text{faz})}$	695.46	4.12	0.05	4	432.65

^a A notação (.) indica parâmetro constante entre ambientes; (faz) efeito da região de coleta, sendo estas as fazendas Corredor, Santa Cruz ou Brejão e; (três-habitats) efeito da formação vegetal, sendo estas cerrados, mata ciliar ou matas semi-decíduas; (dois-habitats) efeito da formação vegetal porém diferenciando estas apenas em cerrados e matas; (p) indica probabilidade de recaptura, (γ) se refere ao parâmetro *Seniority*.

O melhor modelo resultou em uma estimativa de *Seniority* constante em torno de 0,79, enquanto o segundo modelo resultou em maior valor deste parâmetro para as áreas de mata (Tabela 6). Estes resultados indicaram que a sobrevivência teve maior responsabilidade nas oscilações de tamanho populacional, entre ocasiões de captura, do

que o recrutamento. Sendo que nas matas a importância relativa da sobrevivência pode ter sido maior do que nos cerrados.

Tabela 6. Estimativas do parâmetro demográfico *Seniority* de *Basileuterus flaveolus*.

Parâmetro ^a	Estimativa	Erro	IC	IC
		Padrão	negativo	positivo
Modelo γ (constante)				
γ (.)	0,79	0,03	0,72	0,85
Modelo γ (dois-habitats)				
γ no cerrado	0,72	0,06	0,58	0,83
γ nas matas	0,83	0,04	0,73	0,90

^a A notação (.) indica parâmetro constante entre ambientes; (dois-habitats) efeito da formação vegetal diferenciando o parâmetro *Seniority* nos cerrado e matas e (γ) indica a estimativa do parâmetro *Seniority*. O termo (IC) se refere ao Intervalo de Confiança.

Discussão

Sobrevivência anual aparente (ϕ) de *Basileuterus flaveolus*: comparações e variação espacial

Basileuterus flaveolus apresentou sobrevivência constante entre as fitofisionomias e entre as fazendas amostradas ($\phi = 0,64 \pm 0,05$), corroborando nossa hipótese nula. Não foi possível comparar se o padrão espacial observado para *B. flaveolus* ocorreu entre outros passeriformes tropicais, pois aparentemente não há na literatura estudos similares que investiguem a variação da taxa de sobrevivência de uma dada espécie em diferentes escalas espaciais. Uma revisão sobre sobrevivência de

passeriformes nos trópicos nos mostrou não serem comuns estudos visando à comparação de habitats (Pearce-Higgins *et al.* 2007; Ruiz-Gutierrez *et al.* 2008; Rangel-Salazar *et al.* 2008; Githiru & Lens 2006; Korfanta *et al.* 2012). Parte dos estudos com este foco verificou o efeito da fragmentação sobre a sobrevivência, tendo em alguns casos, as áreas fragmentadas afetado negativamente a sobrevivência de jovens ou adultos (*Pipra fasciicauda*: áreas contínuas $\phi = 10\%$ e áreas fragmentadas $\phi = 53\%$; Pearce-Higgins *et al.* 2007; *Corapipo altera*: áreas contínuas $\phi = 91-97\%$ e áreas fragmentadas $\phi = 64-75\%$; Ruiz-Gutierrez *et al.* 2008; 16 de 22 espécies de aves apresentaram menores taxas de sobrevivência em fragmentos florestais pequenos do que em áreas de florestas contínuas Korfanta *et al.* 2012). Em contra posição, dois estudos registraram que a sobrevivência de passeriformes não variou entre habitats, sendo espacialmente constante, padrão similar ao observado para *B. flaveolus* (*Pogonocichla stellata*: $\phi_{\text{macho}} = 83\%$ e $\phi_{\text{fêmea}} = 43\%$ Githiru & Lens 2006; *Catharus frantzii* $\phi_{\text{adulto}} = 79\%$ constante entre habitats Rangel-Salazar *et al.* 2008b). Portanto, os estudos sobre dinâmica espacial das populações de passeriformes indicam que as taxas de sobrevivência não seguem um padrão geral pré-determinado.

Apesar de não haverem estudos para comparação, esperávamos que a sobrevivência de *B. flaveolus* variasse entre os ambientes fisionômicos e entre as localidades amostradas, em função de sua ecologia e comportamento e devido as diferentes condições ambientais experimentadas pela espécie nesses ambientes. Insetívoro de sub-bosque (Piratelli *et al.* 2000), *B. flaveolus* forrageia no solo e nos níveis mais baixos da vegetação (abaixo de três metros) (Marini & Cavalcanti 1993; Durães & Marini 2004; Perillo *et al.* 2010), nidificando diretamente no solo, entre folhas secas e arbustos (Sick 1997; Marini *et al.* 2006; Del Hoyo *et al.* 2010). A probabilidade de ocupação de uma determinada área por *B. flaveolus* pode variar

sazonalmente, sendo influenciada pelas flutuações na densidade de biomassa de liteira. O período reprodutivo da espécie ocorre durante a estação chuvosa, na qual o sub-bosque e vegetação em geral encontram-se mais densos (Nunes 2009). O sub-bosque nas áreas de cerrado é composto predominantemente por gramíneas, sendo menos denso e estruturalmente menos complexo que o sub-bosque das matas (Ribeiro & Walter 1998). Desse modo, supomos que *B. flaveolus* teria maiores expectativas de sobreviveria nas matas do que nos cerrados, uma vez que nos cerrados provavelmente há menor disponibilidade de áreas de forrageio e de nidificação para a espécie. Entretanto, os resultados corroboraram nossa hipótese nula, indicando que apesar das diferenças estruturais entre os ambientes, a sobrevivência anual aparente de *B. flaveolus* não variou, mantendo-se espacialmente constante.

Em comparação com outros passeriformes da família Parulidae na região neotropical, a estimativa de sobrevivência anual aparente de *B. Flaveolus* ($\phi = 0,64 \pm 0,05$) se assemelhou a estimada para machos de *Dendroica petechia bryanti* ($\phi = 0,65 \pm 0,03$) e foi superior a registrada para as fêmeas dessa mesma espécie ($\phi = 0,52 \pm 0,04$) (Salgado-Ortiz *et al.* 2008). Como não analisamos a influência da covariável sexo na estimativa de sobrevivência de *B. flaveolus*, não foi possível inferir se o padrão registrado para *Dendroica petechia bryanti* é comum entre parulídeos. *Basileuterus flaveolus* também apresentou sobrevivência superior à estimada para *Dendroica adelaidae* ($\phi = 0,55$), (Faaborg & Arendt 1995). Porém este valor de sobrevivência pode ter sido subestimado, dado que o estudo não levou em consideração a possibilidade de efeitos relacionados à presença de indivíduos transitórios. A taxa de sobrevivência de *B. flaveolus* no atual estudo foi inferior à estimativa média registrada para passeriformes endêmicos do Cerrado brasileiro (*Neothraupis fasciata* $\phi = 0,77 \pm 0,03$ Duca 2007; *Suiriri isolerum* $\phi = 0,78 \pm 0,06$ França & Marini 2010) e superior a de um passeriforme

em uma área de Mata Atlântica no Sudeste do Brasil (*Conopophaga melanops*: $\phi = 0.44$, Lima & Roper 2009). Porém, esta última estimativa parece ter sido subestimada devido ao curto período de amostragem (1 ano) e ao baixo número de capturas. Em relação a outros passeriformes de outras partes da região tropical (neotropical e afro-tropical), a estimativa de sobrevivência de *B. flaveolus* foi similar à estimativa média de sobrevivência de passeriformes na Guiana Francesa (N = 17, $\phi = 0,63 \pm 0,16$, Jullien & Clobert 2000) e Malawi (N = 28, $\phi = 0,64 \pm 0,02$, Peach *et al.* 2001), maior que a de passeriformes na Nigéria (N = 21 $\phi = 0,60 \pm 0,04$, McGregor *et al.* 2007) e na América Central (Costa Rica, N = 11, $\phi = 0,56 \pm 0,10$ Blake & Loiselle 2002; Panamá, N = 11, $\phi = 0,58 \pm 0,09$ Brawn *et al.* 1999; Equador N = 30, $\phi = 0,59 \pm 0,09$ Blake & Loiselle 2008) e inferior à estimativa média de sobrevivência de passeriformes no Peru (N=14, $\phi = 0,68 \pm 0,09$ Francis *et al.* 1999) e em ilhas (Porto Rico, N = 8, $\phi = 0,68 \pm 0,11$ Faaborg & Arendt 1995; Trinidad, N= 17, $\phi = 0,65 \pm 0,10$ Johnston *et al.* 1997). Tais variações podem estar associadas: aos diferentes métodos utilizados nas amostragens (Sandercock 2000), a diferença entre o período de estudo e número de espécies estudadas e a fatores comportamentais e biológicos próprios das espécies e grupos amostrados (Blake & Loiselle 2008). Porém, mesmo considerando tais variações, a estimativa de sobrevivência de *B. flaveolus* parece estar dentro da faixa esperada para passeriformes tropicais, apresentando uma diferença máxima de 0,14 da maior estimativa média dentre as sobrevivências revisadas.

Varição da Estimativa de Crescimento Populacional (λ)

Basileuterus flaveolus apresentou um crescimento populacional potencialmente negativo ($\lambda = 0,99 \pm 0,03$; IC 95% de 0,92 a 1,06) independente da escala espacial considerada. Porém há uma incerteza em torno do status da população, dado que λ esteve próxima de 1 e, devido ao amplo Intervalo de Confiança gerado pela análise, que

variou entre valores positivos e negativos, podendo indicar que a população estava em equilíbrio e não gradualmente declinando, assim como ocorreu com o não passeriforme *Brachyramphus marmoratus* em uma área de clima temperado (Cam *et al.* 2003).

Os poucos estudos comparando o crescimento populacional (λ) de passeriformes entre habitats, têm observado variação espacial neste parâmetro (Perlut *et al.* 2008; Rangel-Salazar *et al.* 2008; Korfanta *et al.* 2012). Tais estudos descrevem o efeito negativo da intensificação agrícola (Rangel-Salazar *et al.* 2008b) e da fragmentação florestal na dinâmica de Aves, que em alguns casos culmina no declínio populacional em pequenos fragmentos (Korfanta *et al.* 2012) e no decréscimo de λ em áreas florestais degradadas (*Catharus frantzii*: $\lambda_{\text{Mata primária}} = 0,83-1,20$; $\lambda_{\text{Mata secundária}} = 0,72-1,06$ Rangel-Salazar *et al.* 2008b). O declínio populacional em fragmentos pequenos e em matas degradadas pode estar associado ao empobrecimento do habitat, que resulta na diminuição das condições de reprodução e de sobrevivência (Sutherland 1998; Newton 1998; Lens *et al.* 2002; Parker *et al.* 2006; Rangel-Salazar *et al.* 2008). A heterogeneidade espacial em paisagens transformadas, muitas vezes resulta em diferença na qualidade dos habitats, o que pode interferir na dinâmica populacional, através da variação espacial dos parâmetros vitais (Kristan 2007). Porém, contrariamente aos estudos levantados, nosso melhor modelo indicou que a estimativa de crescimento populacional de *B. flaveolus* foi constante entre fitofisionomias e localidades amostradas, padrão similar ao estimado para a sua sobrevivência ($\phi_{\text{constante}} = 0,64 \pm 0,05$) no atual estudo. As estimativas constantes para ambos os parâmetros demográficos, sugerem que os ambientes amostrados, possivelmente constituíram habitats de qualidade equivalente para *B. flaveolus*, refutando nossas hipóteses iniciais.

Entretanto, mesmo o modelo constante tendo sido o mais parcimonioso, nossa análise ainda indicou uma possibilidade de variação no crescimento populacional de *B.*

flaveolus entre matas e cerrados ($\lambda_{\text{Matas}} = 0,95 \pm 0,06$, IC 95% de 0,94 a 1,17; $\lambda_{\text{Cerrados}} = 1,05 \pm 0,04$; IC 95% de 0,87 a 1,03). Esta variação exerce uma influência marginalmente importante nos dados, porém devido às implicações para a conservação da espécie, merecem ser consideradas em nossa discussão.

A diferença observada no λ de *B. flaveolus* entre matas e cerrados, não foi decorrente de variações espaciais na sobrevivência da espécie, pois este parâmetro não diferiu entre os ambientes amostrados no presente estudo. Porém outros fatores podem influenciar flutuações populacionais, como por exemplo, a variação na taxa de fecundidade entre ambientes (Nichols *et al.* 2000).

Uma hipótese para a possível variação espacial de λ , relaciona diferenças espaciais no recrutamento, causadas pela predação de ninhos de *B. flaveolus*. A predação é uma das principais causas de perda de ninhos na região tropical (Stutchbury & Morton 2001) e um levantamento realizado nas mesmas áreas que captura *B. flaveolus* (FBJ, FCO, FSC) registrou maior riqueza de pequenos mamíferos nas matas do que nos cerrados (em prelo Cury 2013). A diferença na composição de pequenos mamíferos entre localidades pode estar associada com as baixas taxas de crescimento de *B. flaveolus* nas matas. Diversos estudos apontam pequenos mamíferos, tais como gambás, coatis e roedores, como predadores em potencial de ninhos de aves (Roper 1992; Haskell 1995a; Marini & Melo 1998; Alvarez & Galetti 2007). Quando tais espécies de predadores ocorrem em abundância em um ambiente, podem desestabilizar as populações de suas presas, levando-as ao declínio ou até mesmo a extinção local (Galetti *et al.* 2009). É possível que o declínio populacional de *B. flaveolus* nas matas, esteja associado à elevada taxa de predação de ninhos neste ambiente, resultando na diminuição do recrutamento. Portanto, os indícios de variação espacial nas taxas de

crescimento e de sua relação com a predação de ninhos merecem atenção e devem ser avaliados em estudos posteriores. .

Variação da Estimativa do Parâmetro *Seniority*

A análise de variação do parâmetro *Seniority* é pouco difundida, mesmo apresentando similaridade com análises de elasticidade/sensibilidade, que são comumente utilizadas em estudos ecológicos (Saether & Bakke 2000; Caswell 2001; Oli & Dobson 2003; Stahl & Oli 2006). Nichols e colaboradores (2000) mostraram que o parâmetro *Seniority* (γ) (Nichols et al. 2000; Nichols and Hines 2002) pode quantificar a proporcional sensibilidade ou elasticidade (para Kroon *et al.* 2000; Caswell 2001) da sobrevivência anual aparente para λ , enquanto $(1 - \gamma)$ mede a sensibilidade da taxa de recrutamento (fecundidade e imigração) para λ . Quando $\gamma > 0,5$ considera-se que a estimativa de crescimento populacional é mais sensível a alterações na taxa de sobrevivência anual aparente do que na taxa de recrutamento (Nichols *et al.* 2000). Seguindo essa abordagem e, de acordo com nosso modelo mais parcimonioso, a estimativa de *Seniority probability* ($\gamma_{\text{constante}} = 0,79 \pm 0,03$) indica que a sobrevivência de adultos foi responsável pela maior parte das variações no tamanho populacional entre os anos. Nosso segundo melhor modelo reforçou este resultado, porém ressaltando que a sobrevivência de adultos teve maior influencia nas mudanças populacionais nas matas do que nos cerrados ($\gamma_{\text{matas}} = 0,83 \pm 0,04$; $\gamma_{\text{cerrados}} = 0,72 \pm 0,06$).

Este padrão é similar ao registrado na maioria dos estudos com aves (Saether & Baker 2000; Stahl & Oli 2006; Rangel-Salazar 2008; Lloyd et al. 2009; Korfanta et al. 2012). Tais pesquisas têm indicado a sobrevivência como o parametro demográfico de maior contribuição nas variações populacionais tanto na região tropical (Rangel-Salazar 2008; Korfanta *et al.* 2012), quanto em regiões temperadas (Saether & Baker 2000;

Stahl & Oli 2006; Lloyd *et al.* 2009). Entretanto, de forma contrária e em menor número, há estudos que indiquem a importância do recrutamento (fecundidade e/ou imigração) como parâmetro de maior sensibilidade as alterações populacionais de aves (Duca 2007; França 2008).

Basileuterus flaveolus apresentou uma estimativa de sobrevivência anual aparente constante espacialmente ($\phi = 0,64 \pm 0,05$), enquanto o crescimento populacional ($\lambda_{\text{Matas}} = 0,95 \pm 0,06$, IC 95% de 0,94 a 1,17; $\lambda_{\text{Cerrados}} = 1,05 \pm 0,04$; IC 95% de 0,87 a 1,03) e o parâmetro *Seniority* ($\gamma_{\text{matas}} = 0,83 \pm 0,04$; $\gamma_{\text{cerrados}} = 0,72 \pm 0,06$) podem ter variado entre matas e cerrados. Este resultado parece coerente com o de outros estudos realizados com mamíferos, que indicam que os parâmetros demográficos que exercem maior influência nas variações de λ , como a sobrevivência no presente estudo, geralmente apresentam menor variabilidade (Cairns 1992; Gaillard *et al.* 1998,

2000; Ozgul *et al.* 2006, 2007). Alguns parâmetros de recrutamento (sobrevivência juvenil, algumas medidas de fecundidade) combinam baixa sensibilidade às alterações de λ com alta variabilidade temporal (Pfister 1998; Gaillard *et al.* 2000) podendo com isto, resultar em variações de pequeno porte nas taxas de crescimento populacional. Dessa maneira, as possíveis variações observadas no crescimento populacional e no *Seniority* de *B. flaveolus* entre ambientes, provavelmente estão relacionadas às variações temporais dos parâmetros de recrutamento, que são mais susceptíveis a fatores extrínsecos do que a sobrevivência de adultos (Ozgul *et al.* 2007).

Conclusão

Os parâmetros demográficos de *Basileuterus flaveolus* indicaram que sua população encontra-se em equilíbrio nas diferentes localidades amostradas. É possível que as taxas de crescimento negativo nas matas sejam contrabalanceadas pelo crescimento positivo nas áreas de cerrado, gerando assim um crescimento populacional localmente nulo. Mesmo a sobrevivência anual aparente sendo o parâmetro de maior contribuição nas mudanças populacionais, as variações temporais dos parâmetros de recrutamento, podem ter determinado as diferenças no tamanho populacional de *B. Flaveolus* entre ambientes.

Referências Bibliográficas

- Alisauskas RT, Traylor JJ, Swoboda CJ and Kehoe FP. (2004). Components of population growth rate for White-winged Scoters in Saskatchewan, Canada. *Animal Biodiversity and Conservation* 27.1:451-460.
- Alvarez AD, Galetti M. (2007). Predação de ninhos artificiais em uma ilha na Mata Atlântica: testando o local e o tipo de ovo. *Revista Brasileira de Zoologia* 24 (4): 1011–1016
- Beissinger SR and Westphal MI. (1998). On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *Journal of Wildlife Management* 62:821–841.
- Blake JG and Loiselle BA. (2008). Estimates of apparent survival rates for forest birds in eastern Ecuador. *Biotropica* 40: 485 – 493

- Blake JG. and. Loiselle BA. (2002). Manakins (Pipridae) in second-growth and old-growth forests: Patterns of habitat use, movement, and survival. *Auk* 119: 132 – 148
- Brawn JD, Karr JR, Nichols JD and. Robinson WD. (1999). Demography of forest birds in Panama: How do transients affect estimates of survival? *Proceedings of the International Ornithological Conference* 22:297-305.
- Cairns DK. (1992). Population regulation of seabird colonies. In: Nolan VJ, Ketterson ED, Thompson CF (eds) *Current Ornithology*. Kluwer, Dordrecht, pp 37–61
- Cam E, Loughheed L, Bradley R, Cooke FC. (2003). Demographic Assessment of a Marbled Murrelet Population from Capture-Recapture Data. *Conservation Biology*, 17:1118–1126
- Caswell H. (2001). *Matrix population models: construction, analysis, and interpretation*. Sinauer, Sunderland, MA
- Cooch E & White G (2004). *Using MARK – A Gentle Introduction*. [Online.]
- Coulson T, Albon S, Pilkington J, Clutton-Brock T (1999) Small scale spatial dynamics in a fluctuating ungulate population. *J Anim Ecol* 68:658–671
- Coulson T, Milner-Gulland EJ, Clutton-Brock T (2000) The relative roles of density and climatic variation on population dynamics and fecundity rates in three contrasting ungulate species. *Proc R Soc Lon Ser B* 267:1771–1779
- Del Hoyo J, Elliott a and Christie DA. (2010) *Handbook of the Birds of the World*. Vol. 15. Weavers to New World Warbles. Lynx Edicions, Barcelona.

- Duca C & Marini MA. (2005) Territory size of the flavescent warbler, *Basileuterus flaveolus* (Passeriformes, Emberizidae), in a forest fragment in Southeastern Brazil. *Lundiana* 6(1): 29-33.
- Duca CG. (2007). *Biologia e conservação de Neothraupis fasciata* (Aves: Thraupidae) no Cerrado do Brasil central. Tese de doutorado, Universidade Federal de Brasília.
- Durães R. & Marini MA. (2004). A quantitative assessment of birds diets in the Brazilian Atlantic Forest, effects of sex, age, year, and climatic factors. *Canadian Journal of Zoology* 80:342–349.
- Faaborg J, Arendt WJ. (1995). Survival rates of Puerto Rican birds: Are islands really that different? *Auk* 112: 503–507.
- Farand E, Allaine D, and Coulon J. (2002). Variation in survival rates for the alpine marmot (*Marmota marmota*): effects of sex, age, year, and climatic factors. *Canadian Journal of Zoology* 80:342–349.
- Faria LCP, Carrara LA, Amaral FQ, Vasconcelos MF, Diniz MG, Encarnação CD, Hoffmann D, Gomes HB, Lopes LE & Rodrigues M. (2009) The birds of Fazenda Brejão: a conservation priority area of Cerrado in northwestern Minas Gerais, Brazil. *Biota Neotrop.* 9(3)
- Fletcher RJ, Koford RR and Seaman DA. (2006). Critical demographic parameters for declining songbirds breeding in restored grasslands. *Journal of Wildlife Management* 70: 145-157.
- França LF, Marini MA. (2010). Negative population trend for Chapada Flycatchers (*Suiriri islerorum*) despite high apparent annual survival. *J. Field Ornithol.* 81(3):227–236

- França LF. (2008). Demografia e conservação de Suiriri islerorum, um passeriforme endêmico do Cerrado. Tese de doutorado. Universidade de Brasília, Brasília.
- Francis CM, Terborgh JS, and Fitzpatrick JW. (1999). Survival rates of understory forest birds in Peru In: Adams, N.J. & Slotow, R.H. (eds) Proc. 22 Int. Ornithol. Congr., Durban: 326-335. Johannesburg: BirdLife South Africa.
- Gaillard JM, Festa-Bianchet M, Yoccoz NG (1998) Population dynamics of large herbivores: variable recruitment with constant adult survival. Trends Ecol Evol 13:58–63
- Gaillard JM, Festa-Bianchet M, Yoccoz NG, Loison A, Toigo C (2000) Temporal variation in fitness components and population dynamics of large herbivores. Annu Rev Ecol Syst 31:367–393
- Galetti M, Bovendorp RS, Fadini RF, Gussoni COA, Rodrigues M, Alvarez AD, Guimarães Jr PR, Alves K. (2009). Hyper abundant mesopredator e birds extincutors in an Atlantic Forest Island. Zoologia 26 (2) 288-298
- Githiru M and Lens L. (2006). Annual survival and turnover rates of an Afrotropical robin a fragmented forest. Biodiversity and Conservation 15:3315–3327.
- Gwynne JA, Ridgely RS, Tudor G and Argel M. (2010). Aves do Brasil. Vol. 1. Pantanal & Cerrado. Editora Horizonte.
- Hanski K, Gaggiotti OE (2004). Metapopulation biology: past, present, and future. In: Hansson L, Gaggiotti OE (eds) Ecology, genetics, and evolution of metapopulations. Elsevier, London, pp3–22

- Hanski K, Ovaskainen O (2003).Metapopulation theory for fragmented landscapes. *Theor Popul Biol* 64:119–127
- Haskell DG. (1995b). A reevaluation of the effects of forest fragmentation on rates of Bird- nest predation. *Conservation Biology* 9 (5): 1316-1318.
- Hilty SL & Brown WL. (1986). A guide to the birds of Colombia. Princeton University Press, New Jersey.
- Hoffmann A. W, Moreira, A. G. 2002.The Role of Fire in Population Dynamics of Woody Plants. In *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna* / Paulo S. Oliveira and Robert J. Marquis. Pg 159.
- Hoffmann, W.A. & Moreira, A.G. 2002. The role of fire in populations dynamics of woods plants. In: *The Cerrados of Brazil* (P.S. Oliveira & R.J. Marquis). Columbia University Press, New York. p.159-177
- Johnston JP, Peach WJ, Gregory RD,White SA. (1997). Survival rates of tropical and temperate passerines: A Trinidadian perspective. *Am.Nat.* 150: 771–789.
- Jorgenson JT, Festa-Bianchet M, Gaillard JM and Wishart WD. (1997). Effects of age, sex, disease, and density on survival of bighorn sheep. *Ecology* 78:1019–1032.
- Jullien M, Clobert J. (2000). The survival value of flocking in Neotropical birds: Reality or fiction? *Ecology* 81: 3416–3430.
- Kareiva P. (1990). Population-dynamics in spatially complex environments theory and data. *Philos Trans R Soc Lon Ser B* 330:175–190

- Karr JR, Nichols JD, Klimkiewicz MK and Brawn JD. (1990). Survival rates of birds of tropical and temperate forests - will the dogma survive. *American Naturalist* 136: 277-291.
- Karr JR. (1981). Surveying birds with mist nets. *Studies in Avian Biology* 6: 73-79.
- Katzner TE, Braginb EA and Milner-Gullanda EJ. (2006). Modelling populations of long-lived birds of prey for conservation: A study of Imperial Eagles (*Aquila heliaca*) in Kazakhstan. *Biological Conservation* 132: 322-335.
- Klink, C.A. & A.G. Moreira. 2002. Past and current human occupation and land-use. In: P.S. Oliveira & R.J. Marquis (eds.). *The Cerrado of Brazil. Ecology and natural history of a neotropical savanna*. pp. 69-88. Columbia University Press, New York
- Korfanta NM, Newmark WD, Kauffman M. (2012). Long-term demographic consequences of habitat fragmentation to a tropical understory bird community. *Ecology*, 93: 2548–2559
- Kristan WB. (2007). Expected effects of correlated habitat variables on habitat quality and bird distribution. *Condor* 109:505–515
- Kroon H, Plaisier A, Vangroenendael J, Caswell H. (1986) Elasticity the relative contribution of demographic parameters to population-growth rate. *Ecology* 67:1427–1431
- Lens L, Van Dongen S, Norris k., Githiru M and Matthysen E. (2002). Avian persistence in fragmented rainforest. *Science*

- Lima AMX, Roper JJ. (2009). Population dynamics of the blackcheeked gnateater (*Conopophaga melanops*, Conopophagidae) in southern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 25: 605-613
- Lloyd JD, Slater GL, Snow S. (2009). Demography of Reintroduced Eastern Bluebirds and Brown-Headed Nuthatches. *Journal of Wildlife Management*, 73(6):955-964.
- Macedo, R. H. F. 2002. The Avifauna: Ecology, Biogeography, and Behavior. In *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna* / Paulo S. Oliveira and Robert J. Marquis. Pg -242.
- Macedo, RH. (2002). The avifauna: ecology, biogeography, and behavior. In OLIVEIRA, PS. and MARQUIS, RJ. (Eds.). *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical Savanna*. New York: Columbia University Press. p. 242-263
- Marini MA and Melo C. (1998). Predators of quail eggs, and the evidence of the remains: implications for nest predation studies. *The Condor* 100: 395-399.
- Marini MA, Aguilar TM, Andrade RD, Leite LO, Anciães M, Carvalho CEA, Duca C, Maldonado-Coelho M, Sebaio F. & Gonçalves J. (2007). Biologia da nidificação de aves do sudeste de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Ornitologia* 15(3): 367-376.
- Marini MÂ. & Cavalcanti RB. (1993). Habitat and foraging substrate use of three *Basileuterus* Warblers from Central Brazil. *Ornitologia Neotropical*, 4: 69-76.
- Mecgregor R, Whittingham MJ, Cresswell W. (2007). Survival rates of tropical birds in Nigeria, West Africa. *Ibis* 149:615-618
- Mees GF. and Mees-Balchin VJ. (1990). *Basileuterus flaveolus* (Baird) in Guyana. *Bulletin of the British Ornithologist's Club*, 110: 179-181.

- Newton I. (1998). Population limitation in birds. Academic Press, London.
- Nichols JD, Hines JE, Lebreton JD and Pradel R. (2000b). The relative contributions of demographic components to population growth: a direct estimation approach based on reverse-time capture- recapture. *Ecology*, 81, in press.
- Nichols JD, Hines JE. (2002). Approaches for the direct estimation of k , and demographic contributions to k , using capture–recapture data. *J Appl Stat* 29:539–568
- Nunes AP. (2009). Ocupação de manchas florestais por três espécies de aves insetívoras do sub-bosque no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul.
- Oli MK, Dobson FS, 2003. The relative importance of life-history variables to population growth rate in mammals: Cole’s prediction revisited. *Am Nat* 161:422–440
- Oliveira Filho, A.T. & Ratter, J.A. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the cerrado biome. *In* The cerrados of Brazil (P.S. Oliveira & R.J. Marquis, eds.). Columbia University Press, New York, p.91-120.
- Oliveira, P. S., Marquis, R. J. 2002, The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna. Columbia University Press Publishers Since 1893
- Oliveira, P.S. & R.J. Marquis (eds.). 2002. The Cerrados of Brazil. Ecology and natural history of a neotropical savanna. Columbia University Press, New York

- Oliveira-Filho A. T, Ratter J. A. 2002. Vegetation Physiognomies and Woody Flora of the Cerrado Biome. In *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna* / Paulo S. Oliveira and Robert J. Marquis. Pg -91.59
- Orzack SH and Tuljapurkar S. (1989). Population dynamics in variable environments: The demography and evolution of iteroparity. *American Naturalist* 133:901–923.
- Ozgul A, Armitage KB, Blumstein DT, Oli MK, (2006). Spatiotemporal variation in age-specific survival rates: implications for population dynamics of yellow-bellied marmots. *Ecology* 87:1027–1037
- Ozgul A, Oli MK, Olson LE. (2007). Spatiotemporal variation in reproductive parameters of yellow-bellied marmots, *OECOLOGIA*, 2007, Vol:15495-106
- Parker TH, Becker CD, Sandercock BK. and Agreda AE. (2006). Apparent survival estimates for five species of tropical birds in an endangered forest habitat in western Ecuador. *Biotropica* 38:764– 769.
- Peach WJ, Hanmer DB and Oatley TB. (2001). Do southern African songbirds live longer than their European counterparts? *Oikos* 93: 235–249.
- Pearce-Higgins JW, Brace RC and Hornbuckle J. (2007). Survival of Band-tailed Manakins. *Condor* 109: 167-172
- Pfister CA. (1998). Patterns of variance in stage-structured populations: evolutionary predictions and ecological implications. *Proc Nat Acad Sci USA* 95:213–218
- Piratelli AMC, Almeida MAC, Siqueira and Pereira MR. (2000). Morphological data of *Basileuterus flaveolus* in populations of São Paulo and Mato Grosso do Sul states, Brazil. *Melopsittacus*.3:167-170.

- Piratelli, A., Sousa, SD, Corrêa, JS., Andrade, VA., Ribeiro, RY., Avelar, LH. AND Oliveira, EF., 2008. Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Biologia = Brazilian Journal of Biology*, vol. 68, no. 2, p. 259-268
- Pledger S, Pollock KH and Norris JL. (2003). Open capture–recapture models with heterogeneity. I. Cormack–Jolly–Seber model. *Biometrics*, 59: 786–794.
- Pradel R, Hines JE, Lebreton JD and Nichols JD. (1997). Capture-recapture survival models taking account of “transients.” *Biometrics* 53:60-72.
- Pradel R. (1996). Utilization of capture- mark-recapture for the study of recruitment and population growth rate. *Biometrics*, 52:703- 709.
- Pulliam HR, Danielson BJ (1991). Sources, sinks, and habitat selection a landscape perspective on population dynamics. *Am Nat* 137:50–66
- Rangel-Salazar JL, Martin K, Marshall P and Elnor R.(2008a). Habitat variation, nest-site selection and parental behavior influences on breeding success of the Ruddy-capped Nightingale Thrush (*Catharus frantzii*) in Chiapas, Mexico. *Auk* 125:358–367.
- Rangel-Salazar JL., Martin K., Marshal P, Elnor RW. (2008b). Population dynamics of the ruddy-capped nightingale thrush (*Catharus frantzii*) in Chiapas, Mexico: influences of density, productivity and survival. *Journal of Tropical Ecology* 24:583–593.
- Reed ET, Gauthier G, Pradel R. and Lebreton JD. (2003). Age and environmental conditions affect recruitment in greater snow geese. *Ecology* 84: 219-230.

- Ribeiro JF, Walter BMT.(1998) Fitofisionomias do bioma cerrado ampliado. In Sano S. M, Almeida S. P. (Ed) Cerrado ambiente e flora.Planaltina. EMBRAPA Cerrados.
- Ribon R, Estevão GRM, Simon JE, Silva NF, Pacheco S e Pinheiro RT. (1995). Aves do cerrado de Três Marias, estado de Minas gerais. Revista Ceres 42: 344-352.
- Roper JJ. (1992). Nest Predation experiments with quail eggs: too much to swallow? Oikos 65: 528-530.
- Ruiz-Gutierrez V, Gavin TA and Dhondt AA. (2008). Habitat fragmentation lowers survival of a tropical forest bird. Ecological Applications 18: 838-846
- Sæther BE, Bakke O. (2000) Avian life history variation and contribution of demographic traits to the population growth rate. Ecology 81:642–653
- Salgado-Ortiz J, Marra PP, Sillett TS, Robertson TRJ. (2008) Breeding Ecology of the Mangrove Warbler (*Dendroica Petechia Bryanti*) and Comparative Life History of the Yellow Warbler Subspecies Complex. The Auk, 125(2):402-410.
- Sandercock BK,. Beissinger SR, Stoleson SH,. Melland RR, R.hughes C. (2000). Survival rates of a Neotropical parrot: Implications for latitudinal comparisons of avian demography. Ecology 81: 1351– 1370.
- Schaefer HC, Eshiamwata G, Munyekenye W, Griebeler FB, Böhning-gaese EMK. (2006). Monthly survival of African *Sylvia* warblers in a seasonally arid tropical environment. Ibis 148, 411–424
- Schaub M, Ullrich B, Kno'tzsch G, Albrecht P, Meisser C (2006)Local population dynamics and the impact of scale and isolation: a study on different little owl populations. Oikos 115:389–400

- Sick, H. (1997). *Ornitologia Brasileira: uma introdução*. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Stahl JT, Oli MK (2006) Relative importance of avian life-history variables to population growth rate. *Ecol Modell* 198:23–39
- Stutchbury BJM. and Morton ES. (2001). *Behavioral ecology of tropical birds*. Academic Press, London. 165 pp.
- Sutherland WJ. (1998). The effect of local change in habitat quality on populations of migratory species. *Journal of Applied Ecology* 35:418–421.
- Tilman D, Kareiva P (1997). *Spatial ecology*. Princeton University Press, Princeton, NJ
- Tuljapurkar SD. (1990). *Population dynamics in variable environments*. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Vasconcelos, M. F. & D'angelo Neto, S. 2007. Padrões de distribuição e conservação da avifauna na região central da cadeia do Espinhaço e áreas adjacentes, Minas Gerais, Brasil. *Cotinga* 28: 27-44.
- Velando A. and Freire J. (2002). Population modelling of European shags (*Phalacrocorax aristotelis*) at their southern limit: conservation implications. *Biological Conservation* 107: 59-69.
- White GC. and Burnham KP. (1999). Program MARK – survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46: 120-139.