



Universidade de Brasília - UnB

Instituto de Ciências Biológicas

Pós-Graduação em Ecologia

Leonardo Fernandes França

**DEMOGRAFIA E CONSERVAÇÃO DE *Suiriri islerorum*, UM
PASSERIFORME ENDÊMICO DO CERRADO**

**Brasília
2008**

Leonardo Fernandes França

**DEMOGRAFIA E CONSERVAÇÃO DE *Suiriri islerorum*, UM
PASSERIFORME ENDÊMICO DO CERRADO**

Tese de doutorado apresentada como requisito parcial
para obtenção do grau de Doutor em Ecologia pela
Universidade de Brasília.

Orientador: Miguel Ângelo Marini, Ph.D.

Instituto de Ciências Biológicas - UnB

Brasília – Distrito Federal

2008

Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Tese de Doutorado

Leonardo Fernandes França

Título

Demografia e conservação de *Suiriri islerorum*, um Passeriforme endêmico do Cerrado

Comissão Examinadora

Prof. Dr. Miguel Ângelo Marini
Presidente – UnB

Dr. Ricardo Bonfim Machado
Membro Titular – Conserv. Intern. Brasil

Prof. Dr. Guarino Rinaldi Colli
Membro Titular – UnB

Prof. Dr. Robert John Young
Membro Titular – PUC-MG

Prof. Dr. Mauro Pichorim
Membro Titular – UFRN

Prof. Dr. Jader Soares Marinho Filho
Membro Titular – UnB

AGRADECIMENTOS

Agradeço especialmente às pessoas que me apoiaram durante o primeiro ano de meu ingresso no curso de doutorado. Período este, que encontrei em Brasília as pessoas com menor pretensão e com maior senso de ajuda para comigo: Alexandre S. Avelino, Cleonice V. Machado, Cleide V. de Andrade, Erika Fernandes, Hélio Machado, Irany da Glória M. de Andrade, José Richelieu de Andrade Filho e Luiz Gustavo Andrade.

Agradeço ao meu orientador Miguel Ângelo Marini, pelo suporte técnico, sem o qual eu não teria obtido a bagagem de conhecimento que atualmente carrego. Agradeço também, pelo suporte emocional e pessoal, o qual foi decisivo nos momentos difíceis pelos quais todos passamos ao longo de nossas vidas.

Agradeço às fontes governamentais de financiamento: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelas bolsas de doutorado concedidas. Aos administradores da Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) por terem autorizado o desenvolvimento desta pesquisa na área. Ao Centro Nacional de Pesquisa para Conservação das Aves Silvestres (CEMAVE) pelas anilhas metálicas fornecidas para a marcação das aves.

Agradeço ao companheiro Charles Gladstone Duca pelos ensinamentos de campo durante o primeiro ano do doutorado e por ter tirado dúvidas importantíssimas quanto ao uso do programa Vortex. Aos amigos de república que foram importante fonte de energia humana e solidariedade: Alan Fecchio, Ana Karina M. Salcedo, Fábio Júlio A. Borges, José Francisco, Plauto S. de Carvalho e Sabrina C. de Miranda.

Agradeço especialmente à minha “quase-esposa” (falta só o papel do cartório) Luciana Vieira de Paiva que, acima de tudo, tem sido meu norte emocional durante os últimos oito anos. Além de representar na minha vida, o meu ontem e meu amanhã, o meu dia e minha noite. Aos meus pais pelo apoio incondicional nesta jornada. Por fim, agradeço ao meu sobrinho, Vitor Hugo C. Porto, que sempre foi uma semente de amor no meu coração.

Dedico este estudo e a conclusão desta etapa de minha vida, às pessoas que me apoiaram para que eu seguisse o caminho que me trouxe até aqui: meu pai (Onivan C. França), minha mãe (Sônia A. F. França) e minha amada (Luciana V. de Paiva).

SUMÁRIO

RESUMO	01
ABSTRACT	03
INTRODUÇÃO GERAL	05
ÁREA DE ESTUDO	10
CAPÍTULO 1. Extinção de territórios, sobrevivência e recrutamento de <i>Suiriri islerorum</i> , um Passeriforme neotropical	12
1. Introdução	13
2. Métodos	15
2.1. Abandono de área territorial	15
2.2. Marcação e identificação dos indivíduos	16
2.3. Análise de dados	16
3. Resultados	19
3.1. Abandono de territórios	19
3.2. Modelo de multi-estratos (indivíduos flutuantes + indivíduos com território)	20
3.3. Modelos CJS de captura-reavistamento (indivíduos reprodutivamente adultos)	22
4. Discussão	23
4.1. Evidências de redução na densidade populacional	23
4.2. Minimização de erros que afetam as estimativas de sobrevivência	24
4.3. Sobrevivência e recrutamento comparados a de outros Passeriformes	25
4.4. Efeito Allee e conclusões	28

CAPÍTULO 2. Sucesso reprodutivo baixo e variado em uma pequena população de um Passeriforme neotropical (<i>Suiriri islerorum</i>).	32
1. Introdução	33
2. Métodos	35
2.1. Procura e monitoramento de ninhos	35
2.2. Exposição logística e sucesso reprodutivo	36
2.3. Comparação do sucesso reprodutivo de <i>S. islerorum</i> com o sucesso de outros Passeriformes	38
3. Resultados	40
3.1. Variação temporal no sucesso reprodutivo	40
3.2. Estimativa de sucesso com o modelo de melhor ajuste	41
3.3. Estimativas segundo os diferentes métodos	42
4. Discussão	43
4.1. Variação anual no sucesso reprodutivo	43
4.2. Variação no sucesso reprodutivo ao longo do período do ninho	46
4.3. Baixo sucesso reprodutivo	47
4.4. Considerações sobre manejo	47
 CAPÍTULO 3. Efeitos da abundância de ninhos de <i>Elaenia chiriquensis</i> na sobrevivência diária dos ninhos de <i>Suiriri islerorum</i> : evidências de interação indireta	49
1. Introdução	50
2. Métodos	52
2.1. Métodos de campo	52
2.2. Comparação de períodos reprodutivos	53
2.3. Exposição logística e sucesso reprodutivo	54
3. Resultados	56

3.1. Período reprodutivo das duas espécies	57
3.2. Melhor modelo	57
4. Discussão	62
4.1. Fatores relacionados ao insucesso de <i>S. islerorum</i>	62
4.2. Interação indireta entre as espécies	62
4.3. Considerações sobre conservação de <i>S. islerorum</i>	66
CAPÍTULO 4. Extinção e alternativas para conservação de um passeriforme (<i>Suiriri islerorum</i>) com densidade populacional naturalmente baixa	67
1. Introdução	68
2. Métodos	71
2.1. Implementação dos modelos	71
2.2. Fonte de dados	71
2.3. Cenários alternativos para a população da ESECAE	78
2.4. Cenários de manejo de indivíduos na ESECAE.....	81
2.5. Cenários de manejo de ovos na ESECAE	81
2.6. Cenários de populações mínimas viáveis	82
2.7. Análise de sensibilidade	82
3. Resultados	83
3.1. Persistência da população da ESECAE	83
3.2. Cenário de manejo de indivíduos na ESECAE	85
3.3. Cenários de manejo de ovos na ESECAE	86
3.4. Cenários de populações mínimas viáveis	89
4. Discussão	92
4.1. Risco de extinção e parâmetros que afetam a persistência	92
4.2. Alternativas de conservação na ESECAE	95

4.3. População mínima viável de <i>S. islerorum</i>	95
CONCLUSÕES GERAIS	98
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	101

ÍNDICES DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL E ÁREA DE ESTUDO

Figura 1. Fotos de *Suiriri islerorum* retiradas na ESECAE. Acima à direita indivíduo adulto (Foto: Leonardo Esteves Lopes). As demais fotos ilustram a fase de ninhego e de ovo, bem como o ninho e seu padrão críptico. 09

Figura 2. Região do Cerrado e localização da área de estudo na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) no Distrito Federal (Fonte: IBGE). 11

CAPÍTULO 2. Sucesso reprodutivo baixo e variado em uma pequena população de um Passeriforme neotropical (*Suiriri islerorum*).

Figura 1. Probabilidade de sobrevivência diária de ninhos de *Suiriri islerorum* na ESECAE ao longo do período do ninho (34 dias). Cada linha representa a taxa de sobrevivência para um dado ano (2003 até 2006). 42

CAPÍTULO 3. Evidências de efeitos indiretos dos ninhos de *Elaenia chiriquensis* sobre os ninhos de *Suiriri islerorum*.

Figura 1. Estimativas de Sobrevivência diária dos ninhos de *S. islerorum* com base no modelo ‘timelag + timelag²’. A linha representa o efeito quadrático da abundância de ninhos de *E. chiriquensis* sobre a probabilidade de sobrevivência diária dos ninhos de *S. islerorum*. Dados baseados nas estações reprodutivas de 2003 a 2006. 59

Figura 2. Percentual de abundância diária de ninhos de *E. chiriquensis* ao longo das estações reprodutivas de 2003 a 2006 (à direita) e estimativas de sobrevivência diária dos ninhos de *S. islerorum* determinadas com base nos dados de abundância de ninhos de *E. chiriquensis* em cada ano (à esquerda). As estimativas de sobrevivência diária foram obtidas a partir da equação do melhor modelo. Consideramos os dados de abundância de ninhos corrigidos segundo a resposta funcional do predador em cada estação reprodutiva. 61

CAPÍTULO 4. Extinção e alternativas para conservação de um passeriforme (*Suiriri islerorum*) com densidade populacional naturalmente baixa.

- Figura 1. Tamanho populacional esperado para a população de *S. islerorum* da ESECAE ao longo de 100 anos, com base nos cenários alternativos. Cenários: Básico (+), Fecundidade (■), Pessimista (○) e Otimista (▲). 84
- Figura 2. Probabilidade de extinção de uma população de *S. islerorum* após 100 anos, considerando-se diferentes níveis de sensibilidade para os parâmetros: tamanho inicial da população (▲), taxa de sobrevivência de jovens (◆), taxa de sobrevivência de adultos (■) e porcentagem de fêmeas com êxito reprodutivo (●)... 85
- Figura 3. Número final de indivíduos e diversidade gênica considerando-se diferentes níveis de incerteza no parâmetros sobrevivência de jovens e adultos. Os símbolos representam a adição de 10 (▲), 15 (●), 20 (■), 25 (△), 30 (○) e 35 (□) pontos percentuais na porcentagem de fêmeas com êxito reprodutivo. Valores esperados para a população de *S. islerorum* da ESECAE após o intervalo de 100 anos. 88
- Figura 4. Tamanho populacional e diversidade gênica esperados após 10, 15 e 20 anos de manejo de ninhadas de *S. islerorum*. Os símbolos representam zero (▲), um (■) e dois (◆) níveis de incerteza nas variáveis não controladas no manejo. 89
- Figura 5. Estimativas de número de indivíduos ao longo de 100 anos para populações com tamanho inicial e capacidade suporte fixados entre 100 e 1600 indivíduos e demais parâmetros fixados segundo o modelo básico. Os símbolos representam a adição de zero (▲), 5 (●), 10 (◆), 15 (△), 20 (○), 25 (◇) e 30 (+) pontos percentuais na porcentagem de fêmeas com êxito reprodutivo. 91
- Figura 6. Estimativas de diversidade gênica ao final de 100 anos para populações com tamanho inicial e capacidade suporte fixados entre 100 e 1600 indivíduos e demais parâmetros fixados segundo o modelo básico médio. Os símbolos

representam a adição de zero (▲), 5 (●), 10 (◆), 15 (△), 20 (○) e 30 (+) pontos percentuais na porcentagem de fêmeas com êxito reprodutivo. 92

ÍNDICE DE TABELAS

CAPÍTULO 1. Extinção de territórios, sobrevivência e recrutamento de *Suiriri islerorum*, um Passeriforme neotropical.

<u>Tabela 1.</u> Seleção de modelos baseada na Quasi-verossimilhança do Critério de Informação de Akaike (QAIC), com $c\text{-hat}$ igual a 1,14. Na análise foram usados modelos de multi-estratos para avaliar o efeito do grupo (reprodutivamente ativo ou flutuante) e efeito do tempo na sobrevivência aparente (ϕ) da população de <i>S. islerorum</i> da ESECAE.	21
<u>Tabela 2.</u> Parâmetros estimados para os dois melhores modelos de sobrevivência aparente (ϕ), reavistamento (p) e transição ou recrutamento (ψ) da população de <i>S. islerorum</i> da ESECAE.	21
<u>Tabela 3.</u> Seleção de modelos baseada na Quasi-verossimilhança do Critério de Informação de Akaike, com $c\text{-hat}$ igual a 1,27. Na análise foram usados modelos que avaliaram o efeito do grupo (macho ou fêmea) e o efeito do tempo na sobrevivência aparente (ϕ) de indivíduos reprodutivamente ativos de <i>S. islerorum</i> na ESECAE.	23
<u>Tabela 4.</u> Estimativa anual de sobrevivência de Passeriformes neotropicais não migrantes.	30

CAPÍTULO 2. Sucesso reprodutivo baixo e variado em uma pequena população de um Passeriforme neotropical (*Suiriri islerorum*).

<u>Tabela 1.</u> Resultado da seleção de modelos apresentando os oito modelos candidatos utilizados para estimar a sobrevivência diária dos ninhos de <i>Suiriri islerorum</i> na ESECAE (2003 a 2006). $\text{Log}_e(L)$ é o valor máximo da função log-probabilidade, AIC_c é o Critério de Informação de Akaike, ΔAIC_c é a diferença entre o AIC_c do modelo melhor ajustado e o AIC_c do modelo em questão e $w\text{-AIC}_c$ reflete o suporte de um modelo em relação aos outros.	41
--	----

Tabela 2. Sucesso reprodutivo de *Suiriri islerorum* na ESECAE com base nos métodos de exposição logística (Shaffer 2004), exposição de Mayfield (1961, 1975) e sucesso aparente. Os valores definidos como média foram calculados com base nos valores observados para cada ano enquanto os valores definidos como total foram calculados com base na soma dos dados brutos e posterior aplicação dos métodos de cálculo do sucesso reprodutivo. 43

CAPÍTULO 3. Evidências de efeitos indiretos dos ninhos de *Elaenia chiriquensis* sobre os ninhos de *Suiriri islerorum*.

Tabela 1. Data média de início do período reprodutivo de *Suiriri islerorum* e *Elaenia chiriquensis* na ESECAE e número médio de dias em que estas espécies diferem quanto à data de início da reprodução (diferença). Consideramos a data em que foi encontrado o primeiro ninho de uma das espécies (10 de setembro) como sendo o primeiro dia da estação reprodutiva a cada ano. A significância na diferença entre as datas de início do período reprodutivo das duas espécies foi calculada com base no teste de Mann-Whitney. 57

Tabela 2. Resultado da seleção de modelos apresentando o ajustamento dos modelos de exposição logística da sobrevivência diária dos ninhos de *S. islerorum* (2003 a 2006) na ESECAE. $\text{Log}_e(L)$ é o máximo valor da função de log-probabilidade, AIC_c é o Critério de Informação de Akaike, ΔAIC_c é a diferença entre o modelo melhor ajustado e um outro de maior AIC_c e $w\text{-AIC}_c$ reflete o suporte relativo de cada modelo. 58

CAPÍTULO 4. Extinção e alternativas para conservação de um passeriforme (*Suiriri islerorum*) com densidade populacional naturalmente baixa.

Tabela 1. Valores dos parâmetros utilizados para implementar o cenário básico no programa Vortex. 80

<u>Tabela 2.</u> Resultados da análise de viabilidade da população de <i>S. islerorum</i> da ESECAE, baseada em quatro cenários alternativos. Previsão para 100 anos.	84
<u>Tabela 3.</u> Análise de viabilidade da população de <i>S. islerorum</i> da ESECAE considerando diferentes tamanhos iniciais e mesma capacidade suporte da ESECAE. Na análise foram considerados valores positivos de incerteza (unidade = pontos percentuais) nos parâmetros: porcentagem de fêmeas com êxito reprodutivo, sobrevivência de adultos e ambos os parâmetros em conjunto.	87

RESUMO

As atuais estimativas de extinção da biodiversidade terrestre são centenas de vezes maiores que as estabelecidas para qualquer outro período da existência de vida na Terra. Neste contexto de extinções antropogênicas, estudos populacionais são essenciais para a conservação da biodiversidade e são um dos enfoques atualmente adotado pela biologia da conservação. O Cerrado, considerado centro de alta biodiversidade no mundo, é um dos biomas brasileiros com maior número de espécies de aves ameaçadas. No entanto, pouco esforço é empregado para gerar informações demográficas e ecológicas que determinem a probabilidade de persistência das populações de aves da região. Neste estudo, estabelecemos padrões de variação em parâmetros demográficos vitais para uma população de *Suiriri islerorum*, passeriforme endêmico do Cerrado. Além disso, traçamos alguns mecanismos ecológicos que interferem nestes parâmetros. Com estas informações, determinamos a probabilidade de extinção da população estudada e definimos aspectos da conservação desta espécie no Cerrado. Realizamos o estudo na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) entre 2003 e 2007. Avaliamos aspectos da sobrevivência em um estudo de marcação-captura-reavistamento de indivíduos e aspectos do sucesso reprodutivo com base em ninhos vistoriados em campo. Analisamos os dados de sobrevivência (Programa MARK) e sucesso reprodutivo (Programa SAS) com base na análise de modelos lineares/não-lineares generalizados. Implementamos uma análise de viabilidade desta população (Programa Vortex) para determinar a probabilidade de extinção e estabelecer aspectos da conservação da espécie. Detectamos uma taxa média de extinção de territórios de 13% ao ano. Esta tendência caracterizou um processo de decréscimo no tamanho populacional e evidenciou a existência de problemas demográficos. Os modelos usados para avaliar a sobrevivência indicaram que este parâmetro foi diferente entre grupos sociais (flutuantes e indivíduos reprodutivamente ativos), porém não foi diferente entre sexos e entre anos. A sobrevivência dos indivíduos não esteve abaixo dos valores esperados para Passeriformes neotropicais. Portanto este parâmetro

não deve estar negativamente afetado por outros fatores antrópicos e não deve ser responsável por taxas negativas de crescimento da população. Os fatores tempo-específicos que melhor explicaram a variação no sucesso reprodutivo de *S. islerorum* na ESECAE foram o ano e o estágio de desenvolvimento do ninho. Constatamos que os valores de sucesso reprodutivo (média = 15%) foram mais baixos e anualmente mais variados do que o observado para outros Passeriformes neotropicais. A predação de ninhos foi responsável por 88% dos insucessos. O sucesso reprodutivo apresentou maior potencial de estar relacionado a problemas demográficos do que a sobrevivência de adultos. Um mecanismo ecológico que mostrou potencial para afetar a variação no sucesso reprodutivo foi a interação indireta entre *S. islerorum* e *Elaenia chiriquensis*. Interações indiretas ocorrem quando o efeito que uma espécie exerce sobre a outra é mediado por uma terceira espécie ou grupo de espécies, neste caso, os predadores de ninho. Segundo os modelos avaliados o risco de predação dos ninhos de *S. islerorum* depende da abundância de ninhos de *E. chiriquensis*. Detectamos que a população de *S. islerorum* da ESECAE apresenta alta probabilidade de extinção (entre 52 e 100%) em um curto espaço de tempo (entre 17 e 58 anos). Uma análise de sensibilidade e as demais evidências aqui levantadas revelam que fatores relacionados à reprodução estão ligados ao processo de extinção. As tendências deste processo mostraram ser irreversíveis mesmo com a implementação de estratégias de manejo. Essas avaliaram possíveis programas de manejo traçados com base nos parâmetros demográficos e condições ecológicas descritos para esta população de *S. islerorum*. As populações de *S. islerorum* com alta probabilidade de persistência foram aquelas com mais de 800 indivíduos (= 5000 ha de habitat apropriado) e com fecundidade cerca de 50% maior que a registrada na ESECAE. *S. islerorum* certamente é uma espécie de ave do Cerrado que requer maior esforço para sua conservação.

Palavras-chave: Análise de viabilidade de populações, extinção, interações indiretas, sobrevivência, sucesso reprodutivo.

ABSTRACT

The current estimates of species extinction are much higher than the ones for any other period of life on Earth. Under this scenario of anthropogenic extinctions, populational studies are essential to conserve biodiversity and are one of the themes adopted by conservation biology. The *Cerrado*, considered a biodiversity hotspot, is currently one of the Brazilian biomes with more endangered species. However, little effort has been done to study demographical and ecological characteristics that determine the probability of persistence of bird populations in the region. Here, we estimated patterns of variation of vital demographic parameters of a population of *Suiriri islerorum*, a passerine endemic to the *Cerrado*. Also, we studied some ecological mechanisms that interfere with these parameters. This information was used to estimate the extinction probability of the population and analyze some conservation aspects of this species in the *Cerrado*. The study took place at the “Estação Ecológica de Águas Emendadas” (ESECAE) from 2003 to 2007. We evaluated survival aspects in a mark-recapture-resight study of birds and reproductive success through nest monitoring. Birds survival analyses were run using Program MARK, and nest survival analyses using program SAS, considering generalized linear/non-linear models. Also, we ran a population viability analysis using the Program Vortex with the purpose to estimate the extinction probability of this population and evaluate conservation status of the species. We detected a territory extinction rate of 13% per year. This tendency showed a process of decrease in population size and the existence of demographic problems. The models used to evaluate birds survival indicate that this parameter was different between social groups (breeders vs. non-breeders), even though it did not differ between the sexes or years. Birds’ survival was not below the values reported for other Neotropical passerines. Thus, this parameter should not be a factor negatively affected by anthropogenic factors and not responsible for the negative population growth rates. The time-specific factors that best explained the variation in nest survival of *S.*

islerorum at ESECAE were the year and the nest development stage. We found that nest survival values (mean = 15%) were lower and more annual variate than the observed values of other Neotropical passerines. Nest predation was responsible for 88% of unsuccessful nests. Nest survival showed a greater chance of being related to demographic problems than to adult survival. An ecological mechanism that demonstrated a potential to affect nest survival was the indirect interaction between *S. islerorum* and *Elaenia chiriquensis*. Indirect interactions occur when the effect of one species on another is mediated by a third species/group of species, in this case, nest predators. According to the models evaluated the risk of *S. islerorum* nest predation depends on the abundance of *E. chiriquensis* nests. We detected that the *S. islerorum* population at ESECAE has a high probability of extinction (from 50 to 100%) in a short time frame (from 17 to 58 years). A sensibility analysis together with evidence raised in the previous chapters reveal that factors related to reproduction are responsible for the extinction process. The trends of this extinction process reveal to be irreversible even with the implementation of management strategies, evaluating potential management programs designed on the basis of demographic parameters and ecological conditions described for the population at ESECAE. Populations of *S. islerorum* with a higher probability of persistence are those with more than 800 birds (=5000ha of appropriate habitat) and with a fecundity around 50% higher than that observed at ESECAE. This species is certainly one of the *Cerrado* birds that require major conservation efforts.

INTRODUÇÃO GERAL

As atuais estimativas de taxa de extinção de espécies são centenas de vezes maiores que as estimativas estabelecidas para qualquer outro período da existência de vida na Terra (Pimm et al. 1995). As atividades antrópicas são os principais fatores determinantes deste processo, ocasionando mudanças nas condições naturais do ambiente e, conseqüentemente, causando a extinção de espécies (Vitousek 1994). Entre as aves, estima-se que 12,5% das espécies florestais serão extintas no século XXI e que 99% das extinções serão provocadas por atividades humanas (Birdlife International 2000).

As mudanças globais que afetam a biodiversidade do planeta (Vitousek 1994) têm potencial para alterar todos os biomas (Sala et al. 2000). No entanto, a maior parte da biodiversidade terrestre atual e dos processos evolutivos que originaram as espécies presentes concentram-se nas regiões tropicais (Myers & Knoll 2001). O Cerrado, um ambiente neotropical, é o terceiro bioma brasileiro em ocorrência de espécies de aves e o segundo em número de espécies ameaçadas (Marini & Garcia 2005). Neste bioma, os principais problemas para a conservação de espécies são a destruição de habitats (Silva et al. 2006), que acarreta a perda anual de 20.000 a 30.000 km² de áreas naturais (Machado et al. 2004), e à baixa proporção de áreas legalmente protegidas, que não ultrapassam 2,2% da área total do bioma (Klink & Machado 2005). Apesar dos eminentes problemas relacionados à conservação de espécies neste bioma e do seu reconhecido papel como centro de alta biodiversidade no mundo (Myer et al. 2000), o Cerrado ainda recebe poucos esforços de conservação quando comparado a outros biomas brasileiros (Klink & Machado 2005). Até o ano de 2005 apenas seis de 36 aves endêmicas haviam sido estudadas em campo (Marini & Garcia 2005). Além disso, a maioria das regiões deste bioma são carentes de inventários e estudos taxonômicos

(Marini & Garcia 2005). Portanto, a realização de estudos populacionais é essencial para a conservação da atual diversidade das aves do Cerrado.

Estudos populacionais com espécies ameaçadas, de fato, são um dos enfoques atualmente adotados pela biologia da conservação (Goldingay & Possingham 1995, Armstrong & Ewen 2002). Estes estudos normalmente utilizam a Análise de Viabilidade de Populações (PVA), uma ferramenta quantitativa que considera parâmetros ambientais e demográficos para avaliar aspectos da conservação de espécies (Morris & Doak 2002). Com a análise de viabilidade é possível estabelecer a probabilidade de persistência de uma população (Brook et al. 2000, Beissinger & McCullough 2002), determinar tamanhos mínimos para a ocorrência de populações viáveis (Soulé 1987, Williams et al. 2002) ou traçar estratégias de manejo de espécies ameaças (Possingham et al. 2001, Williams et al. 2002).

A implementação de uma análise de viabilidade requer pelo menos o bom conhecimento dos parâmetros populacionais vitais, sendo eles a sobrevivência e a fecundidade (Morris & Doak 2002). Normalmente, o declínio populacional está associado à redução na sobrevivência, na fecundidade ou em ambos os parâmetros (Newton 1998). Com estes parâmetros é possível estabelecer modelos de manejo de populações mesmo que não se conheça as características de história de vida de uma espécie (Heppel et al. 2000).

As análises de viabilidade normalmente não são capazes de apontar os processos que interferem negativamente no crescimento populacional (Beissinger & McCullough 2002, Reed et al. 2002), apesar de apontar a importância relativa de um parâmetro demográfico na probabilidade de extinção. Por outro lado, estudos mais detalhados dos fatores que afetam os parâmetros vitais (sobrevivência e reprodução) associados a estudos de viabilidade, além de permitirem o entendimento dos mecanismos que interferem nos parâmetros demográficos (Newton 1998), podem ser usados no estabelecimento de planos de manejo que visem evitar a extinção de espécie.

A falta de informações sobre as características demográficas e ecológicas que determinam a probabilidade de persistência das populações é um dos grandes problemas para a conservação das aves no Cerrado. *Suiriri islerorum* (Suiriri da Chapada) é uma espécie de Passeriformes que possui algumas das características normalmente associadas ao alto risco de extinção. A espécie apresenta alta especificidade de hábitat e baixa densidade populacional (baseado em Lopes & Marini 2006), fatores que tornam uma espécie mais vulnerável à fragmentação (Turner 1996). *Suiriri islerorum* é endêmico do Cerrado (Silva & Bates 2002), um dos biomas mais ameaçados do Brasil (Klink & Machado 2005). Estas características fazem desta ave um bom modelo para estudos de conservação no Cerrado.

Suiriri islerorum (Figura 1) é uma espécie recentemente descrita pela ciência (Zimmer et al. 2001), sendo até então confundida com *Suiriri affinis*. Os casais desta espécie apresentam comportamento monogâmico e não formam grupos sociais (Lopes & Marini 2005). Os indivíduos defendem territórios ao longo de todo o ano em áreas que necessariamente incluam uma part de cerrado ralo, habitat invariavelmente usado para a construção de ninhos (Lopes & Marini 2005, *observação pessoal*). Indivíduos sem territórios (flutuantes) são ocasionalmente observados vagando em territórios alheios, mas não defendem estas áreas e, normalmente, não iniciam interações agonísticas com o casal ocupante do território (*observação pessoal*). A espécie constrói ninhos abertos e em forma de taça (Lopes & Marini 2005). Os ninhos são freqüentemente construídos em arbustos desfolhados de alturas que variam entre um e dois metros e em vegetação esparsa (Figura 1), ficando diretamente exposto à insolação e à visualização por predadores aéreos (*observação pessoal*).

O objetivo geral deste estudo foi determinar a probabilidade de extinção de uma população de *S. islerorum* e alguns aspectos da conservação desta espécie no Cerrado. Com esta finalidade, definimos padrões de variação em parâmetros demográficos vitais e estudamos alguns mecanismos ecológicos que interferem nestes parâmetros. Para atingir os

objetivos gerais: determinamos as taxas de sobrevivência e comparamos estes valores às de outros Passeriformes para avaliar a possibilidade destas taxas estarem negativamente alteradas nesta população (Capítulo 1); estabelecemos os fatores responsáveis pela perda de ninhada, calculamos o sucesso reprodutivo da população e comparamos o sucesso para *S. islerorum* com o observado para outros Passeriformes (Capítulo 2); caracterizamos uma interação ecológica indireta entre *S. islerorum* e *Elaenia chiriquensis* a qual afeta o sucesso reprodutivo de *S. islerorum* (Capítulo 3); e implementamos uma análise de viabilidade de populações para determinar o risco de extinção da população estudada e para estabelecer uma perspectiva de conservação desta população e da espécie no Cerrado (Capítulo 4).



Figura 1. Fotos de *Suiriri islerorum* retiradas na ESECAE. Acima à esquerda indivíduo adulto (Foto: Leonardo Esteves Lopes). As demais fotos ilustram a fase de ninhego e de ovo, bem como, o ninho e seu padrão críptico.

ÁREA DE ESTUDO

Coletamos os dados na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), Distrito Federal, Brasil (15°29' - 15°36'S e 47°31' - 47°41'W; altitude 1040 m) (Figura 2). A ESECAE possui 10.547 ha de área protegida por lei Federal (Decreto nº 11.137) desde 1988. A maior parte da área é natural, nunca tendo sofrido desmatamento. Desde sua criação a ESECAE não sofre ação antrópica direta, exceto por queimadas esporádicas (aproximadamente a cada 10 anos). Neste mesmo intervalo de tempo, a vegetação natural do seu entorno foi consideravelmente reduzida pela expansão urbana e atividades agrícolas. Atualmente a ESECAE se encontra pelo menos 20km distante de outras áreas naturais.

A ESECAE possui fisionomias vegetais típicas do bioma Cerrado (classificação de Ribeiro & Walter 1998). A maior parte da área é ocupada pela fisionomia cerrado *sensu stricto*. Alguns trechos de cerrado ralo estão presentes em áreas de encontro entre as fisionomias campos (limpo ou sujo) e cerrado denso. Algumas manchas naturais de cerrado ralo também ocorrem desvinculadas de campos. Na ESECAE também podemos encontrar vegetação típica de áreas úmidas, tais como matas de galeria e veredas. Normalmente, os territórios de *S. islerorum* estão total ou parcialmente sobre as áreas de cerrado ralo (Lopes & Marini 2006).

O clima da região é sazonal com inverno seco (abril – agosto) e verão chuvoso (setembro – março). A precipitação anual média é de 1500-1750mm e está concentrada principalmente entre os meses de outubro e março (Nimer 1979). As temperaturas anuais médias variam de 20-22°C, e as temperaturas mínimas e máximas caem durante os meses secos (Nimer 1979).

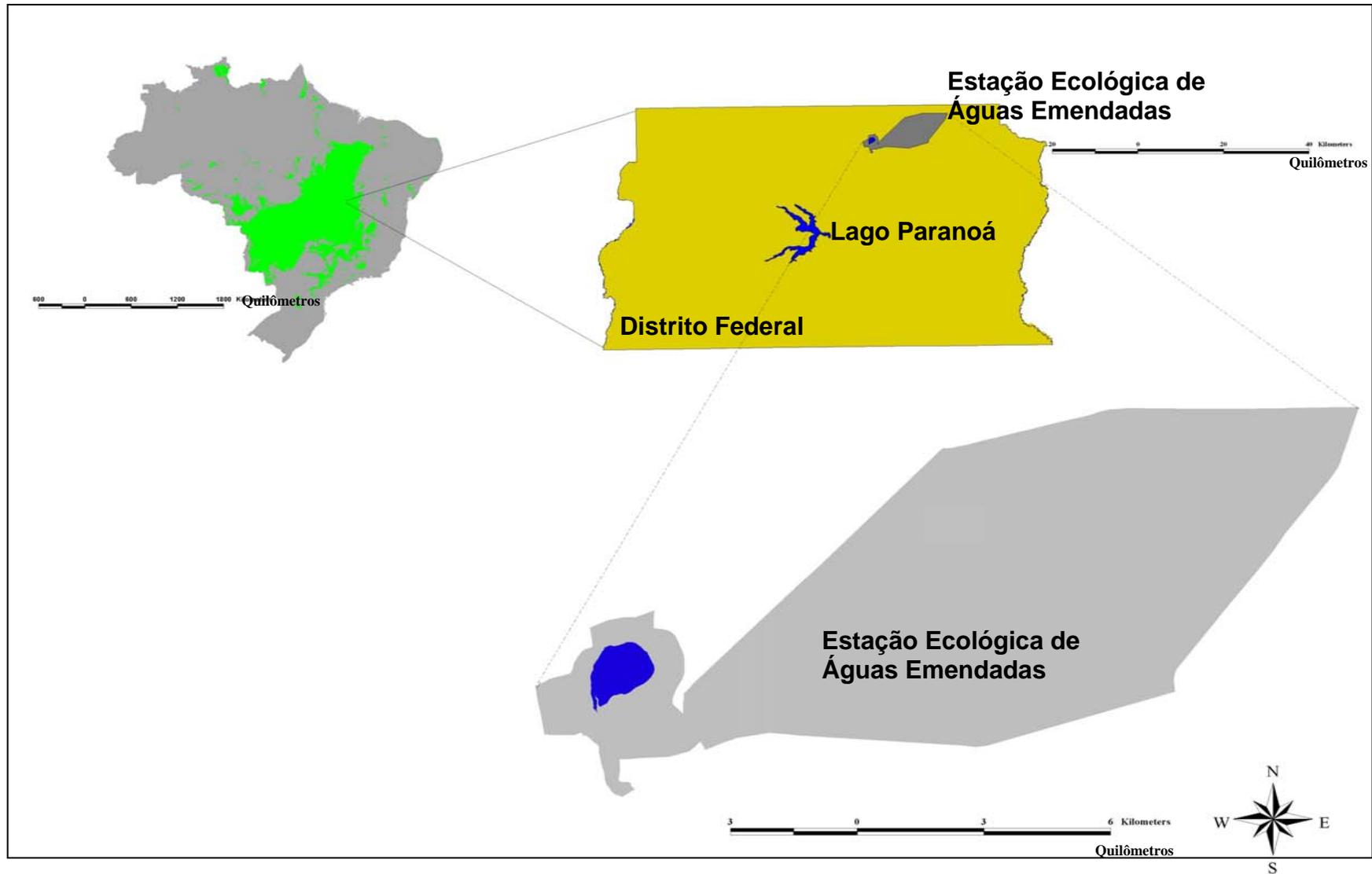


Figura 2. Ocorrência do Cerrado no Brasil e localização da área de estudo (ESECAE) no Distrito Federal. (Fonte: IBGE).

CAPÍTULO 1

**EXTINÇÃO DE TERRITÓRIOS, SOBREVIVÊNCIA E
RECRUTAMENTO DE *SUIRIRI ISLERORUM*, UM PASSERIFORME
NEOTROPICAL**

1. INTRODUÇÃO

A determinação de parâmetros demográficos é freqüentemente usada na categorização de risco de extinção (Pimm et al. 1988, Purvis et al. 2000) e na reversão de taxas de crescimento negativo de populações vulneráveis a extinção (Beissinger & Westphal 1998, Caswell 2000, Stahl & Oli 2006). A categorização do risco de extinção para espécies que se acredita haverem ameaças eminentes deve ser feita com base em parâmetros de acesso rápido (O'Grady et al. 2004) para que estas populações possam ser protegidas antes que se extingam. Neste caso, o tamanho populacional e a tendência do tamanho populacional são os parâmetros demográficos mais eficientes na categorização de risco de extinção, sendo capazes de determinar a condição de risco das populações tão eficientemente quanto estudos demográficos com modelos detalhados (O'Grady et al. 2004). Por outro lado, estratégias de manejo que visam reverter condições de baixa viabilidade das populações devem ser traçadas com base em dados demográficos mais detalhados (Reed et al. 1998, Beissinger & McCullough 2002) tais como sobrevivência e fecundidade (Heppell et al. 2000).

Para muitas espécies de aves a sobrevivência de adultos é o parâmetro demográfico com maior capacidade de provocar alterações no crescimento das populações (Saether & Bakke 2000, Stahl & Oli 2006) e, conseqüentemente, deve afetar fortemente a viabilidade das populações (*e.g.* Reed et al. 1998, Velando & Freire 2002, Fletcher et al. 2006, Katzner et al. 2006). Esta hipótese foi criada principalmente com base em dados de espécies das regiões temperadas (*e.g.* Weimerskirch et al. 1997, Fletcher et al. 2006), nas quais a predação de ninhos afeta menos o sucesso reprodutivo das espécies do que nas regiões tropicais (Martin 1996a, Stutchbury & Morton 2001). Os poucos estudos com aves neotropicais não utilizaram dados demográficos (sobrevivência e fecundidade) para determinar o risco de extinção das populações (*e.g.* Gage et al. 2004, Pereira et al. 2004, porém ver Duca 2007). Nestes locais, definir se as taxas de sobrevivência estão alteradas e associadas à condição de vulnerabilidade

da população pode ser tão importante para o manejo das espécies quanto determinar como a taxa de crescimento populacional se altera em função de mudanças nas taxas de sobrevivência.

O principal fator relacionado à extinção de espécies neotropicais é a destruição de habitats (Sodhi et al. 2004) e o mesmo é válido para a maioria dos ambientes no mundo (Sala et al. 2000). No Cerrado, cerca de 55% dos habitats naturais já foram transformados ou destruídos por atividades antrópicas (Klink & Machado 2005). Para muitas aves a destruição e isolamento dos habitats naturais ocasionam redução na densidade das populações remanescentes (Andrén 1994, Bender et al. 1998). Este processo deve se tornar cada vez mais efetivo no Cerrado, visto que apenas 2,2% de suas áreas naturais estão legalmente protegidas e a atual destruição de habitat elimina entre 20.000 e 30.000 km²/ano de áreas naturais (Klink & Machado 2005). Neste ambiente, onde ocorrem 837 espécies de aves (Silva 1997), há pouca informação sobre a biologia das espécies endêmicas e ameaçadas (Marini & Garcia 2005) e praticamente não há estudos demográficos aplicados à conservação destas espécies.

Suiriri islerorum (Suiriri da chapada) é um passeriforme do Cerrado que possui características comportamentais e de uso do habitat capazes de tornar uma espécie mais propensa à extinção, principalmente quando esta habita áreas sobre forte pressão antrópica. A espécie é endêmica do Bioma Cerrado e está restrita a poucos tipos de habitats (Silva 1997, Lopes & Marini 2006), ocorrendo em áreas onde há cerrado ralo ou esta fisionomia vegetal associada a outras formas de cerrado (Lopes & Marini 2006, *observação pessoal*). Espécies com alta restrição de habitat são mais vulneráveis a extinção do que espécies amplamente distribuídas (Gaston 1994, Freitag & Jaarsveld 1997). Além disso, os indivíduos de *S. islerorum* vivem em territórios grandes (cerca de 11 ha), os quais são ocupados por apenas um casal (Lopes & Marini 2006). Usualmente, a territorialidade é uma característica que reduz a densidade de equilíbrio das populações (Lopez-Sepulcre & Kokko 2005) e, no caso de *S.*

islerorum, este efeito é agravado pelo tamanho dos territórios. Com estas características e com indícios diretos de problemas demográficos (Lopes & Marini 2005, Capítulo 2), a população de *S. islerorum* da ESECAE pode de fato estar enfrentando processos de extinção antropogênica. Assim, o propósito deste estudo foi avaliar uma população de *S. islerorum* para (1) determinar a tendência do tamanho populacional e usá-la como indicador de vulnerabilidade, (2) estimar as taxas de sobrevivência desta população e (3) comparar as taxas de sobrevivência encontradas com as de outros Passeriformes para com isso, avaliar a possibilidade destas estarem negativamente alteradas na população estudada.

2. MÉTODOS

2.1. ABANDONO DE ÁREA TERRITORIAL

Procuramos casais de *S. islerorum* entre os anos de 2003 e 2007 na ESECAE. Para isso utilizamos *playbacks* de seu canto, o qual era repetido a cada 50m até que toda a área vistoriada fosse percorrida ou até que fosse encontrado um casal. Quando um casal era encontrado registrávamos sua presença e iniciávamos a procura de um novo casal a pelo menos 200 metros de distância do ponto de encontro do casal anterior. Com esta metodologia de varredura de área, sempre localizamos casais nos locais em que sabidamente havia um território estabelecido. Em dois anos (2004 e 2006) vistoriamos repetidamente cerca de 90% das áreas de cerrado ralo e suas adjacências dentro da ESECAE. Esta fisionomia vegetal é utilizada por *S. islerorum* para estabelecer territórios (Lopes & Marini 2006). O objetivo de realizar dois anos de vistoria nas mesmas áreas foi detectar novos territórios que ainda não haviam sido estabelecidos. As áreas em que registramos casais foram vistoriadas anualmente para a determinação da permanência ou abandono do território no local. Quando não detectávamos o casal no território aumentávamos o raio de procura para cerca de 100m além do local onde este estava estabelecido. Determinamos um território como abandonado após

três dias de vistoria sem localizá-lo. Vistoriamos as áreas com territórios abandonados todos os anos usando esta mesma metodologia de procura.

2.2. MARCAÇÃO E IDENTIFICAÇÃO DE INDIVÍDUOS

Marcamos indivíduos adultos territorialistas capturados com redes de neblina e indivíduos jovens apanhados ainda nos ninhos. Cada indivíduo capturado foi marcado com uma anilha metálica numerada (fornecida pelo CEMAVE/IBAMA) e com uma seqüência única de três anilhas plásticas com cores distintas. Utilizamos dados de captura-reavistamento para criar o histórico de encontro dos indivíduos. Este tipo de dado é vantajoso em relação a dados de captura-recaptura por permitir o exame de certos aspectos da população, tais como a presença de indivíduos reprodutivamente ativos e flutuantes, os quais podem ocasionar vieses na análise quando não são considerados (Sandercock et al. 2000). As marcações ocorreram durante o período reprodutivo entre os meses de agosto e novembro de cada ano do estudo. Durante este mesmo intervalo de tempo procuramos e registramos os indivíduos marcados. Múltiplas observações durante este intervalo foram tratadas como um único evento. Os indivíduos não foram sexados na captura porque a espécie não apresenta dimorfismo sexual. Porém, os casais com território vocalizam em dueto e cada sexo apresenta um canto distinto, o que permitiu a sexagem destes indivíduos (Lopes & Marini 2005).

2.3. ANÁLISE DE DADOS

Construímos o histórico de encontro com base no status reprodutivo dos indivíduos reavistados. Nesta análise um indivíduo foi codificado como não reavistado (0), reavistado e reprodutivamente ativo (R) ou reavistado como flutuante (F). Nós usamos este histórico de encontro como arquivo de entrada no programa MARK (White & Burnham 1999, Cooch & White 2004). Com base na estrutura do modelo de multi-estratos (Nichols et al. 1994, Pradel & Lebreton 1999) estimamos a sobrevivência aparente de indivíduos reprodutivamente ativos

e de flutuantes (ϕ), a taxa de reavistamento de flutuantes (p) e a probabilidade de transição do status flutuante para o de reprodutivamente ativo (ψ_{fr}). Esta transição corresponde ao recrutamento de indivíduos para a população reprodutiva (Pradel & Lebreton 1999). Definimos como indivíduos reprodutivamente ativos aqueles que possuíam territórios, e definimos como flutuantes aqueles que não possuíam território. Modelos de multi-estratos podem reduzir as possibilidades de estimativas enviesadas por incluírem o status reprodutivo como uma variável de estado dinâmico (Nichols et al. 1994).

Elaboramos modelos que diferiram apenas quanto ao tipo de fatores relacionados à sobrevivência. Devido à reduzida quantidade de dados, não avaliamos o efeito da variação temporal na probabilidade de reavistamento de flutuantes, na probabilidade de recrutamento (ψ_{fr}) e na probabilidade de sobrevivência de flutuantes. Criamos seis modelos com diferentes agrupamentos de dados visando testar possíveis heterogeneidades nos dados, incluindo um modelo que considera a presença de indivíduos flutuantes transitórios (*transient model of fluctuates*). Além disso, fixamos a taxa de reavistamento de indivíduos reprodutivamente ativos em um ($p = 1$), visto que todos os indivíduos com território sempre respondiam ao *playback* do canto da espécie. Da mesma forma, fixamos em zero ($\psi_{fr} = 0$) a probabilidade de transição entre o status reprodutivamente ativo e flutuante (Pradel & Lebreton 1999), uma vez que nunca detectamos esta transição.

Elaboramos outra análise de dados para avaliar a existência potencial de diferenças entre sexos na sobrevivência de indivíduos reprodutivamente ativos. Para isto, utilizamos modificações do modelo de Cormack–Jolly–Seber (CJS) (White & burnham 1999) com inclusão da variável sexo. No histórico de encontro destes modelos consideramos apenas os indivíduos marcados com território. Neste tipo de histórico as possibilidades de entradas de dados são duas: indivíduo reavistado numa dada ocasião (entrada = 1) ou indivíduo não reavistado numa dada ocasião (entrada = 0) (Cooch & White 2004). Testamos quatro

modelos, nos quais variamos apenas fatores relacionados à probabilidade de sobrevivência. Fixamos a probabilidade de reavistamento em um ($p = 1$).

Aplicamos o teste de aderência (*goodness of fit test* - GOF) “*median c-hat*” no nosso modelo global, utilizando o programa MARK (White & Burnham 1999). Consideramos como global, o modelo que considera efeito do status reprodutivo e do tempo na estimativa de sobrevivência (para os modelos de multi-estratos) e o modelo que considera efeito aditivo do sexo e tempo na estimativa de sobrevivência (para os modelos CJS). O teste “*median c-hat*” 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). Assim, selecionamos o melhor modelo com base no ajustamento de Quasi-verossimilhança do Critério de Informação de Akaike - AIC (*quasi-likelihood adusted Akaike's information criterion*; QAIC_c), o qual é adequado para amostras pequenas (Burnham & Anderson 1998). Segundo este método, o modelo melhor ajustado (*best-fitting model*) é o que apresenta o menor QAIC_c e modelos com $\Delta\text{QAIC}_c \leq 2$ também são considerados como tendo suporte substancial para explicar a variação nos dados (Burnham & Anderson 1998).

Outros componentes da seleção de modelos também podem auxiliar na seleção do melhor modelo. O w-AIC (*normalized AIC weights*) é um índice de plausibilidade relativa de cada modelo. Este índice representa o quão forte são as evidências para considerar um dado modelo superior aos outros modelos da análise (ver Cooch & White 2004). Já o tamanho do efeito (*effect size*) é uma estimativa de magnitude da diferença entre dois componentes de um mesmo parâmetro demográfico (*e.g.* sobrevivência de indivíduos reprodutivamente ativos versus sobrevivência de flutuantes). A diferença entre estes dois valores está associada a uma incerteza que pode ser especificada pelo intervalo de confiança da diferença. Quando o intervalo de confiança passa pelo zero, podemos assumir que não há diferença entre os dois

componentes do parâmetro avaliado. Assim, o melhor modelo é o que não separa os dados segundo estes componentes (ver Cooch & White 2004).

A seleção de modelos com base no AIC carrega uma incerteza de qual modelo é o mais correto para se estimar os parâmetros demográficos desejados. Por isso, para gerar as estimativas dos parâmetros de forma mais precisa é necessário acomodar esta incerteza (*accommodating this uncertainty*). O método consiste em gerar valores médios para os coeficientes gerados na análise de seleção de modelos. Os valores são obtidos considerando-se os coeficientes de todos os modelos e o peso do w-AIC (*normalized AIC weights*) nos seus cálculos. Substituindo-se os valores dos coeficientes do melhor modelo pelos valores dos coeficientes médios tem-se o modelo médio aproximado, (*model averaging approach*) o qual nós usamos para determinar os parâmetros demográficos e expressar a variação nos dados.

3. RESULTADOS

Entre 2003 e 2006 marcamos 42 indivíduos de *S. islerorum*. Destes, 25 eram adultos com territórios e 17 eram filhotes que conseguiram deixar o ninho. Entre 2004 e 2007 reavistamos, pelo menos uma vez, 30 indivíduos com territórios (25 marcados como adultos e cinco marcados como ninhego) e quatro indivíduos sem território (todos marcados como ninhegos).

3.1. ABANDONO DE TERRITÓRIOS

Acompanhamos o total de 25 casais territoriais de *S. islerorum*. Ao final da estação reprodutiva de 2007 (dezembro) restavam apenas 17 dos 25 territórios acompanhados, o que equivaleu à taxa de 32% de territórios perdidos ao longo de quatro anos de estudo. A taxa anual de abandono de territórios entre estações reprodutivas foi de 8% (2003-2004), 15% (2004-2005), 20% (2005-2006) e 11% (2006-2007), com média de 13% ($\pm 5\%$). Em nenhuma

ocasião um território vago voltou a ser ocupado por um novo casal. Porém, substituição de apenas um indivíduo do casal foi comum. Em apenas uma ocasião um indivíduo trocou de território. Não detectamos o estabelecimento de novos territórios em áreas que antes não havíamos registrado um casal.

3.2. MODELO DE MULTI-ESTRATOS (INDIVÍDUOS FLUTUANTES + INDIVÍDUOS COM TERRITÓRIO)

O teste de aderência utilizado demonstrou um bom ajuste do modelo geral (“*median c-hat*” = $1,14 \pm 0,04$), indicando um baixo grau de sobre-dispersão dos dados. Utilizamos este fator de inflação da variância para selecionar o modelo de melhor ajuste. O modelo com sobrevivência constante foi o que melhor se ajustou aos dados, seguido do modelo que considera sobrevivência diferenciada entre indivíduos flutuantes e reprodutivamente ativos (Tabela 1). Estes dois modelos diferiram pouco quanto ao ΔQAIC_c e juntos concentraram 70% do $w\text{-QAIC}_c$ da seleção de modelos.

O recrutamento estimado pelo primeiro modelo foi 27% menor que o estimado pelo segundo. Utilizando os parâmetros gerados pelo modelo médio para acomodar a incerteza nas estimativas demográficas, encontramos que a estimativa de sobrevivência de indivíduos reprodutivamente ativos foi de 0,77, o que foi semelhante aos valores encontrados com base no primeiro e segundo modelos melhores ajustados (Tabela 2). Porém, a estimativa de sobrevivência de indivíduos flutuantes gerada pelo segundo modelo (0,56) diferiu da estimativa gerada pelo modelo médio (0,67). Por sua vez, a estimativa de recrutamento gerada pelo modelo médio (0,21) foi intermediária entre o primeiro e segundo modelos (Tabela 2), como o esperado para análises de incerteza cujos dois primeiros modelos são semelhantes e acomodam grande parte da incerteza na seleção de modelos. Portanto, consideramos os resultados do modelo médio como sendo os valores mais precisos para os parâmetros estimados.

Tabela 1. Seleção de modelos baseada na Quasi-verossimilhança do Critério de Informação de Akaike (QAIC), com $c\text{-hat}$ igual a 1,14. Na análise foram usados modelos de multi-estratos para avaliar o efeito do grupo (reprodutivamente ativo ou flutuante) e efeito do tempo na sobrevivência aparente (ϕ) da população de *S. islerorum* da ESECAE.

Modelo ^a	QAICc	Δ QAICc	Nº de Parâmetros	w-QAICc
ϕ (.) p (g ./fixo) ψ (g ./fixo)	105,51	0,00	3	0,42
ϕ (g) p (g ./fixo) ψ (g ./fixo)	106,32	0,81	4	0,28
ϕ (g ^b ./.) p (g ./fixo) ψ (g ./fixo)	107,32	1,81	4	0,17
ϕ (g ^c ./.) p (g ./fixo) ψ (g ./fixo)	108,48	2,97	5	0,10
ϕ (t) p (g ./fixo) ψ (g ./fixo)	111,30	5,79	6	0,02
ϕ (g ./t) p (g ./fixo) ψ (g ./fixo)	112,80	7,29	7	0,01

^a A notação (g) significa dados agrupados em indivíduos flutuantes e indivíduos reprodutivamente ativos. A notação (t) indica ϕ agrupada por ano. A notação (./fixo) para o parâmetro “ p ” significa “ p ” constante para flutuantes e fixado em um para indivíduos reprodutivamente ativos. A notação (./fixo) para transição (ψ) significa ψ_{ft} constante e ψ_{rf} fixada em zero.

^b Modelo que separa a ϕ em duas: (1) flutuantes transitórios e (2) flutuantes não transitórios mais indivíduos reprodutivamente ativos.

^c Modelo que separa a ϕ em três: (1) flutuantes transitórios, (2) flutuantes não transitórios e (3) indivíduos reprodutivamente ativos.

Tabela 2. Parâmetros estimados para os dois melhores modelos de sobrevivência aparente (ϕ), reavistamento (p) e transição ou recrutamento (ψ) da população de *S. islerorum* da ESECAE.

Modelo	Sobrevivência aparente						Reavistamento			Recrutamento		
	Flutuantes			Reprodutivamente ativos			Flutuantes			ψ		
	ϕ	IC (95%)		ϕ	IC (95%)		p	IC (95%)		ψ_{ft}	IC (95%)	
ϕ (.)	0,77	0,63	0,86	0,77	0,63	0,86	0,19	0,06	0,49	0,19	0,06	0,49
ϕ (g)	0,56	0,26	0,82	0,78	0,65	0,87	0,35	0,07	0,79	0,26	0,07	0,62

A estimativa de tamanho do efeito determinou uma diferença de 0,23 ($\pm 0,17$; IC 95%: - 0,1137 a 0,5663) entre a sobrevivência de indivíduos reprodutivamente ativos e indivíduos flutuantes. Porém, o elevado valor do desvio padrão fez com que o intervalo de confiança do

tamanho do efeito passasse pelo zero. Esta alta amplitude do intervalo de confiança demonstra uma grande incerteza na importância do efeito do *status* reprodutivo, impedindo conclusões precisas. Por outro lado, o modelo médio indicou uma diferença média na sobrevivência de indivíduos reprodutivamente ativos e flutuantes igual a 0,10. Isto pode indicar a presença de diferença na sobrevivência entre estas duas classes de indivíduos. Portanto, consideraremos a diferença na sobrevivência entre indivíduos reprodutivamente ativos e flutuantes para efeito de comparação com outras espécies.

3.3. MODELO CJS DE CAPTURA-REAVISTAMENTO (INDIVÍDUOS REPRODUTIVAMENTE ATIVOS)

O teste de aderência utilizado demonstrou um bom ajuste do modelo geral (“*median c-hat*” = $1,27 \pm 0,10$) indicando um baixo grau de sobre-dispersão dos dados. O modelo que considera a sobrevivência constante foi o que melhor se ajustou aos dados, seguido do modelo que considera sobrevivência diferenciada entre os sexos (Tabela 3). Segundo o $w\text{-QAIC}_c$, o primeiro modelo foi 2,4 vezes melhor que o segundo, apesar de os valores de ΔQAIC_c terem demonstrado haver pouca diferença entre estes dois modelos.

Todas as análises feitas indicaram que o modelo que considera sobrevivência constante é de fato melhor ajustado que o que considera sobrevivência diferente entre os sexos. Utilizando-se o método de acomodação da incerteza na análise de seleção de modelos, encontramos que as estimativas de sobrevivência diferiram pouco entre os sexos (diferença 0,02). Segundo a análise de tamanho do efeito, a estimativa de sobrevivência de machos foi maior que a de fêmeas (diferença $0,11 \pm 0,11$). No entanto, mesmo com um baixo desvio padrão nas estimativas de ambos os sexos ($\pm 0,07$), o intervalo de confiança da diferença passa pelo zero, o que indica não haver diferença entre os sexos. A sobrevivência determinada pelo modelo constante foi de $0,78 (\pm 0,06)$.

Tabela 3. Seleção de modelos baseada na Quasi-verossimilhança do Critério de Informação de Akaike, com $c\text{-hat}$ igual a 1,27. Na análise foram usados modelos que avaliaram o efeito do grupo (macho ou fêmea) e o efeito do tempo na sobrevivência aparente (ϕ) de indivíduos reprodutivamente ativos de *S. islerorum* na ESECAE.

Modelo ^a	QAICc	Δ QAICc	Nº de Parâmetros	w-QAICc
ϕ (.) p (fixo)	51,07	0,00	1	0,65
ϕ (s) p (fixo)	52,78	1,71	2	0,28
ϕ (t) p (fixo)	56,22	5,15	4	0,05
ϕ (s+t) p (fixo)	58,07	7,01	5	0,02

^a (.) indica ϕ constante, (s) indica ϕ agrupada em macho e fêmea e (t) indica ϕ agrupada por ano. A notação (fixo) indica que o valor de “ p ” foi fixado em 1 (um).

4. DISCUSSÃO

4.1. EVIDÊNCIAS DE REDUÇÃO NA DENSIDADE POPULACIONAL

A contínua redução na proporção de áreas ocupadas por territórios desta população de *S. islerorum* indica uma tendência de redução na densidade de indivíduos reprodutivamente ativos. O cuidado tomado para não incorrer em algumas possíveis fontes de erros reforçam nossa constatação. Como foi possível detectar praticamente toda a população reprodutivamente ativa na ESECAE, possivelmente a redução de áreas ocupadas não ocorreu em função de emigrações para áreas naturais não avaliadas dentro da própria Unidade de Conservação. Também não esperamos que tenha ocorrido um processo de dispersão para fora da Unidade de Conservação, uma vez que a espécie possui comportamento “sedentário” e a ESECAE é a área mais preservada num raio de pelo menos 20 km (Imagens de satélite 2007: DigitalGlobe, Europa Technologies e TerraMetrics, *IN* Programa Google Earth). Outro fator que afeta a ocupação de territórios é a destruição do hábitat ocupado (Suorsa et al. 2005, Whitfield et al. 2007). Porém, nenhum processo antrópico direto capaz de afetar a

sobrevivência da espécie, ocorreu dentro da área de estudo desde que esta foi transformada em Unidade de Conservação (20 anos).

A não ocupação dos territórios vagos é um indício de que também existe uma baixa densidade de indivíduos flutuantes na população. Para outras espécies a não reocupação de territórios, os quais são abandonados pelos adultos ou dos quais os adultos são retirados, indica não haver uma população com grande quantidade de flutuantes no local (Zack & Stutchbury 1992, Morton et al. 2000, Morton & Stutchbury 2000). Em geral, essa reocupação é rápida não só nas regiões temperadas como também nos neotrópicos (Stutchbury & Morton 2001). Além disso, nas populações com problemas demográficos a densidade de flutuantes tende a diminuir mais rapidamente do que a de indivíduos com territórios (Kokko & Sutherland 1998). Portanto, como o número de *S. islerorum* com território demonstrou tendência à redução, possivelmente o número de flutuantes é extremamente baixo. Por fim, nessa população ocorre uma baixa fecundidade (Lopes & Marini 2005, Capítulo 1), característica que tende a ocasionar baixa densidade de flutuantes (Andrén 1994).

As evidências levantadas até o momento, apontam para uma redução na densidade dessa população de *S. islerorum*, a qual não deve estar relacionada ao deslocamento de indivíduos reprodutivamente ativos e flutuantes para áreas não avaliadas ou entre estratos não detectáveis da população. Conseqüentemente, a sugerida redução no tamanho da população, pode ser reflexo de problemas com parâmetros demográficos, tais como sobrevivência, recrutamento ou fecundidade.

4.2. MINIMIZAÇÃO DE ERROS QUE AFETAM AS ESTIMATIVAS DE SOBREVIVÊNCIA

Suiriri islerorum possui características comportamentais e populacionais que reduzem as chances de erros na determinação de algumas taxas demográficas. A espécie é sedentária e demonstrou alta fidelidade ao território, características que quando ausentes podem ocasionar

vieses na estimativa de sobrevivência (Lepson & Freed 1995, Morton et al. 2000, Paker et al. 2006) e quando presentes propiciam que as estimativas se aproximem mais da sobrevivência real do que da aparente (Sandercock et al. 2000). A perda de anilhas é outro problema amostral que afeta as estimativas de sobrevivência (revisão em Calvo & Furness 1992). *Suiriri islerorum* não retirou as anilhas metálicas ou anilhas plásticas coloridas. Imprecisões nas estimativas de recrutamento podem ocorrer em função da não detecção da emigração de flutuantes (Reed et al. 2003). No nosso estudo, este problema foi minimizado pela condição de isolamento da área natural, pela vistoria de cerca de 90% dos habitats adequados para a instalação de territórios (habitats adequados definidos por: Lopes & Marini 2006) e pela fácil detecção de casais com território (realização de *playbacks*). Erros nas estimativas de recrutamento também podem decorrer de imprecisões na definição do status reprodutivo do indivíduo (Kendall et al. 2003). Isto não foi um problema neste estudo visto que apenas os indivíduos territorialistas foram encontrados em atividade reprodutiva (Capítulo 2). Um problema comum em estudos com aves, que não pôde ser solucionado no presente estudo, é a dificuldade de detecção de indivíduos flutuantes (*e.g.* Lepson & Freed 1995, Greenberg & Gradwohl 1997).

4.3. SOBREVIVÊNCIA E RECRUTAMENTO COMPARADOS A DE OUTROS PASSERIFORMES

As duas análises de modelos testadas para *S. islerorum* apontaram que o padrão de sobrevivência de adultos foi melhor explicado pelos modelos temporalmente constantes. A ausência de variação anual pode ser efeito do baixo número de anos na amostra (Lebreton et al. 1992) e do baixo número amostral. Por outro lado, variações temporais na sobrevivência de Passeriformes são pouco comuns (Brawn et al. 1995). Realizamos uma revisão sobre sobrevivência aparente de Passeriformes neotropicais e nesta, apenas duas entre 19 espécies avaliadas apresentaram variação temporal na sobrevivência (Tabela 4). Dentre os estudos

avaliados, nenhum testou o efeito do fator sexo na sobrevivência de adultos (Tabela 4). Por isso, não pudemos avaliar se a sobrevivência constante entre sexos é comum entre Passeriformes neotropicais. Um estudo que avaliou a influência deste fator na taxa de retorno anual (técnica que não separa sobrevivência de probabilidade de recaptura) não detectou diferença entre os sexos (Morton & Stutchbury 2000). As variações anuais na sobrevivência de espécies tropicais são pouco comuns (Karr et al. 1990, Faaborg & Arendt 1995, Johnston et al. 1997) e apesar de não podermos traçar conclusões definitivas sobre variação anual na sobrevivência de *S. islerorum*, possivelmente as estimativas do nosso estudo expressam o padrão da população mesmo que tenha sido realizado num curto espaço de tempo.

A diferença entre a sobrevivência de indivíduos com território e indivíduos flutuantes, constatada para um dos modelos bem ajustados de nossa análise, é comum entre populações com estrutura social semelhante (Sandercock et al. 2000), na qual os indivíduos territorialistas tendem a viver mais que os flutuantes (Smith & Arcese 1989, Orell et al. 1994). A menor estimativa de sobrevivência de flutuantes também pode ser reflexo da baixa sobrevivência de indivíduos jovens, visto que a maioria dos flutuantes re-avistados apresentavam idade entre um e dois anos (indivíduos marcados no ninho). Em aves, a sobrevivência de jovens deve ser significativamente menor que a de adultos, principalmente no primeiro ano de vida (Ralph & Fancy 1995). Apesar de termos detectado indivíduos flutuantes na população de *S. islerorum*, os dados foram escassos e geraram uma taxa de sobrevivência aparente com alto grau de incerteza (0,56; IC 95% = 0,26 – 0,82). Por isso, as constatações feitas para esta classe devem ser consideradas preliminares.

A estimativa média de sobrevivência de adultos de *S. islerorum* reprodutivamente ativos foi maior que a sobrevivência média de outros Passeriformes neotropicais adultos em 16 de 21 estudos (14 de 19 espécies). A diferença nas probabilidades de *S. islerorum* e de outras espécies com maiores valores de sobrevivência, nunca excedeu 0,09 (Tabela 4). A

sobrevivência da espécie foi em geral maior que a de outros tiranídeos (oito de nove estudos) e não diferiu da sobrevivência detectada para um thraupidae simpátrico (Duca 2007). Como a sobrevivência de adultos de *S. islerorum* reprodutivamente ativos não esteve abaixo dos padrões normais para espécies proximamente relacionadas, provavelmente este não é um fator negativamente afetado por outros fatores antrópicos e, também, não deve ser responsável por taxas negativas de crescimento da população estudada.

A sobrevivência aparente gerada para flutuantes referiu-se principalmente a indivíduos com um ou dois anos de vida. Não encontramos informações sobre sobrevivência aparente de Passeriformes neotropicais flutuantes e os dados sobre sobrevivência aparente de jovens (primeiro ano de vida) foram escassos (Brawn et al. 1995, ver Tabela 4). Nestes estudos a sobrevivência de jovens foi menor (*Pipra mentalis* = 0,22; *Vireo latimeri* = 0,40) que a de *S. islerorum* flutuantes. A sobrevivência de *S. islerorum* flutuantes foi maior ou igual à de tiranídeos adultos em seis de nove casos avaliados (Tabela 4). A sobrevivência de flutuantes de *S. islerorum* foi maior que a taxa de retorno de jovens de dois Passeriformes neotropicais (*Gymnopithys bicolor* = 0,50; *Hylophylax naevioides* = 0,45), mas foi menor que a taxa de jovens de *Phaenostictus mcleannani* (0,60) (Willis 1974). A sobrevivência de flutuantes de *S. islerorum* foi maior que a sobrevivência de flutuantes de um psitacídeo (*Forpus passerinus*) neotropical (0,49; Sandercock et al. 2000). Portanto, a sobrevivência dessa classe de indivíduos não deve estar abaixo dos padrões esperados para Passeriformes. Dadas as comparações, não pudemos identificar um problema de baixa sobrevivência para indivíduos flutuantes da espécie avaliada. Possivelmente, este parâmetro também não está sofrendo pressão negativa capaz de afetar negativamente o tamanho da população local de *S. islerorum*.

Devido à existência de poucos estudos, não fomos capazes de comparar adequadamente o recrutamento de *S. islerorum* com o de outras aves. Os dados de recrutamento de aves são escassos na literatura (Sandercock et al. 2000), provavelmente

devido à dificuldade de detecção deste processo em campo (Smith 1978, Arcese 1987). Os poucos estudos atuais encontrados sobre o assunto geralmente utilizaram espécies de Charadriiformes como modelo (Oro & Pradel 2000, Cam et al. 2002, Lebreton et al. 2003). Encontramos apenas um estudo com passeriforme (Arcese et al. 1992), no qual a população de *Melospiza melodia*, um emberizídeo de região temperada, apresentou estimativas de sobrevivência de 0,60 a 0,80 e estimativas de recrutamento de 0,20 a 0,50. Além disso, encontramos um estudo com um psitacídeo (*Forpus passerinus*), cujo recrutamento (0,28) foi semelhante ao de *S. islerorum* (Sandercock et al. 2000). Dada a ausência de informações não tivemos base de comparação para determinar o quão comum é o valor encontrado para *S. islerorum*.

4.4. EFEITO ALLEE E CONCLUSÕES

A redução na ocupação de territórios por casais da espécie estudada pode estar sendo potencializada pela dificuldade dos indivíduos de se encontrar e formar pares reprodutivos (princípio de Allee, Allee et al. 1949). O efeito Allee ocorre sempre que a aptidão de um indivíduo é reduzida devido à redução na densidade populacional (efeito inversamente dependente da densidade) (Allee et al. 1949). A redução de aptidão pode ser ocasionada por redução na sobrevivência do indivíduo, na capacidade reprodutiva ou alterações negativas em ambos fatores demográficos (Berec et al. 2006). Vários tipos de efeitos Allee, além da dificuldade de encontrar parceiros, podem ocorrer em uma população pequena e com isso afetar a sobrevivência dos indivíduos (Berec et al. 2006). Porém, na maioria dos casos estes efeitos se estabelecem devido a problemas para formação de grupos e colônias ou problemas com aumento na predação de adultos (Berec et al. 2006), fatores que não devem afetar *S. islerorum*.

Teoricamente, a sobrevivência de adultos é o fator que mais contribui para mudanças na taxa de crescimento populacional das aves (Stahl & Oli 2006), principalmente de espécies que iniciam a reprodução precocemente e põem ninhadas pequenas (Saether & Bakke 2000), assim como ocorre com *S. islerorum*. Apesar disto, não há evidências de que este parâmetro esteja sendo negativamente afetado nesta população. Da mesma forma, não há evidências de que a sobrevivência seja afetada por um fator inversamente dependente da densidade (princípio de Allee). Portanto, adotar uma estratégia de manejo que visa aumentar a sobrevivência dos indivíduos não é o mais indicado para reverter a tendência de redução na densidade de indivíduos desta população de *S. islerorum*.

Tabela 4. Estimativa anual de sobrevivência de Passeriformes neotropicais não migrantes.

Família	Espécie	Duração (anos)	Tipo de dados	Tipo de análise ^a	Sobrevivência		Local do estudo	Autores
					Estimativa (± DP) ^b	Fatores que afetam ^c		
—	15 Passeriformes	10	recaptura	CJS	0,55 (0,02)	C	Panamá	Karr et al. 1990 ^e
—	17 Passeriformes	10	recaptura	Transitório	Entre 0,45 – 0,85	T	Trinidad	Jonhston et al. 1997
Coerebidae	<i>Coereba flaveola</i>	17	recaptura	CJS	0,51	A	Porto Rico	Faaborg & Arendt 1995
Dendrocolaptidae	<i>Glyphorhynchus spirurus</i>	04	recaptura	Transitório	0,36 (0,06)	C	Guiana Francesa	Jullien & Clober 2000 ^d
Emberizidae	<i>Loxigilla portoricensis</i>	17	recaptura	Transitório	0,64 (0,04)	C	Porto Rico	Faaborg & Arendt 1995
Sturnidae	<i>Margarops fuscatus</i>	17	recaptura	CJS	0,77 (0,10)	C	Porto Rico	Faaborg & Arendt 1995
Parulidae	<i>Dendroica adelaidea</i>	17	recaptura	CJS	0,55	A	Porto Rico	Faaborg & Arendt 1995
Tityridae	<i>Schiffornis turdinus</i>	07	recaptura	Transitório	0,56 (0,11)	C	Equador	Parker et al. 2006
Thamnophilidae	<i>Pithys albifrons</i>	04	recaptura	Transitório	0,80 (0,05)	T	Guiana Francesa	Jullien & Clober 2000 ^d
Troglodytidae	<i>Henicorhina leucophrys</i>	07	recaptura	Transitório	0,86 (0,10)	C	Equador	Parker et al. 2006
Turdidae	<i>Turdus albicollis</i>	04	recaptura	Transitório	0,34 (0,07)	C	Guiana Francesa	Jullien Clober 2000 ^d
Turdidae	<i>Turdus plumbeus</i>	17	recaptura	CJS	0,78 (0,05)	C	Porto Rico	Faaborg & Arendt 1995
Tyrannidae	<i>Elaenia martinica</i>	17	recaptura	CJS	0,72 (0,10)	C	Porto Rico	Faaborg & Arendt 1995
Tyrannidae	<i>Mionectes oleaginea</i>	10	recaptura	Transitório	0,62 (7,3)	T	Trinidad	Jonhston et al. 1997

Cont.

Cont.

Tyrannidae	<i>Mionectes oleagineus</i>	10	recaptura	CJS	0,51 (0,04)	C	Panamá	Karr et al. 1990 ^e
Tyrannidae	<i>Myiarchus antillarum</i>	17	recaptura	CJS	0,79 (0,04)	C	Porto Rico	Faaborg & Arendt 1995
Tyrannidae	<i>Myiobius barbatus</i>	04	recaptura	Transitório	0,50 (0,06)	C	Guiana Francesa	Jullien & Clober 2000 ^d
Tyrannidae	<i>Myiobius sulphureipygius</i>	10	recaptura	CJS	0,40 (0,06)	C	Panamá	Karr et al. 1990 ^e
Tyrannidae	<i>Platyrinchus coronatus</i>	10	recaptura	CJS	0,51 (0,05)	C	Panamá	Karr et al. 1990 ^e
Tyrannidae	<i>Rhynchocyclus olivaceus</i>	10	recaptura	CJS	0,57 (0,07)	C	Panamá	Karr et al. 1990 ^e
Tyrannidae	<i>Terenotriccus erythrurus</i>	10	recaptura	CJS	0,51 (0,06)	C	Panamá	Karr et al. 1990 ^e
Tyrannidae	—	04	recaptura	Transitório	Entre 0,50 – 0,72	—	Guiana Francesa	Jullien & Clober 2000 ^d
Vireonidae	<i>Vireo latimeri</i>	17	recaptura	CJS	0,68 (0,08)	C	Porto Rico	Faaborg & Arendt 1995
Vireonidae	<i>Vireo latimeri</i>	04	reavistamento	Idade e Transitório	0,40 (0,15) J 0,74 (0,05) A	I	Porto Rico	Woodworth et al. 1999

^a Tipo de análise: CJS - modelo de Cormack–Jolly–Seber que testa separadamente variação anual na sobrevivência e recaptura (ϕ_t ; p_t); Idade - modelo que separa a sobrevivência em duas classes etárias (ϕ_{2a}^* ; p_t); Transitório - modelo que controla a presença de indivíduos passageiros na população de residentes (ϕ_{tst} ; p_t).

^b Estimativas de sobrevivência: adultos (A) e jovens (J).

^c Fatores que afetaram a sobrevivência = Ano (A); Idade (I), Transitório (T) ou Constante (C).

^d Para este estudo apresentamos apenas os dados de tiranídeos ou de espécies que tiveram mais de 40 capturas.

^e Para este estudo apresentamos apenas os dados totais do Panamá e os dados de tiranídeos do Panamá.

CAPÍTULO 2

SUCESSO REPRODUTIVO BAIXO E VARIADO EM UMA PEQUENA POPULAÇÃO DE UM PASSERIFORME NEOTROPICAL (*Suiriri islerorum*)

1. INTRODUÇÃO

O declínio populacional de várias espécies de aves está relacionado à redução no sucesso reprodutivo (Evans 2004, Newton 2004, Watson et al. 2006). Portanto, é preciso que se compreenda o papel deste parâmetro reprodutivo no processo de extinção para que sejam tomadas decisões de manejo (Schmidt & Whelan 1999, Fletcher et al. 2006) em situações nas quais acredita-se haver uma tendência de crescimento populacional negativo. Vários estudos de viabilidade de populações propuseram soluções de manejo associadas à modificação em parâmetros reprodutivos (e.g. Bretagnolle et al. 2004, Katzner et al. 2006, Duca 2007). Mas para que as alternativas de manejo sejam melhor empregadas é necessário avaliar a possibilidade do sucesso estar associado às condições de declínio populacional (Fletcher et al. 2006, Adams et al. 2007), assim como, determinar que fatores estão interferindo negativamente ou causando alta oscilação neste parâmetro reprodutivo (Schmidt & Whelan 1999, Albrecht et al. 2006).

Variações no sucesso reprodutivo são determinadas por interações tais como predação, competição ou parasitismo dos ninhos (Wilcove 1985, Söderström 1999, Woodworth 1999, Fisher & Wiebe 2006). Destes fatores a predação é a causa primária de insucesso de ninhos (Ricklefs 1969), principalmente para aves neotropicais (Robinson et al. 2000, Stutchbury & Morton 2001). Normalmente, estas interações são mediadas por fatores relacionados ao espaço (Martin 1993a, Hazler et al. 2006, Mahon & Martin 2006), ao tempo (Grant et al. 2005, Wilson et al. 2007) ou a ambos (Peak et al. 2004).

Apesar de os fatores espaciais serem tratados como importante fonte de variação no sucesso reprodutivo de Aves (Martin 1993a, Stephens et al. 2005), os fatores tempo-específico também afetam fortemente o sucesso (Burhans et al. 2002, Wilson et al. 2007). O sucesso pode variar ao longo da estação reprodutiva em função da disponibilidade de alimento (Wiebe & Martin 2000) ou devido a alterações na atividade de forrageamento do predador (Nams 1997, Roos 2002). Da mesma forma, a taxa de predação pode variar ao longo do desenvolvimento do

ninho devido a alterações no comportamento do adulto (Martin et al. 2000). Certamente, a baixa frequência de estudos temporais não é efeito da falta de importância destes fatores na variação do sucesso reprodutivo de aves, mas sim, da carência de métodos adequados de análise de fatores contínuos (Grant et al. 2005). Este problema foi solucionado pelo uso de novas técnicas de análise aplicadas neste tipo de estudo (Dinsmore et al. 2002, Shaffer 2004).

Em certos casos, estudos em escala temporal podem ser mais esclarecedores do que estudos em escala espacial. Nas populações cuja taxa de predação de ninhos é alta, o sucesso reprodutivo pode depender de variações temporais no comportamento e aspectos populacionais do predador ao invés de depender de condições do hábitat reprodutivo (Burhans et al. 2002). Além disso, alguns estudos demonstram que descartar a premissa de que a sobrevivência de ninhos é temporalmente constante pode ser uma decisão biologicamente menos restritiva e mais realista ao se obter estimativas confiáveis de sucesso reprodutivo (Jehle et al. 2004, Grant et al. 2005). Da mesma forma, os estudos de viabilidade de populações com base em dados demográficos se beneficiam de avaliações temporais. Visto que estas são capazes de capturar os efeitos estocásticos do ambiente e, assim, obter grande parte da variabilidade nos dados e estimar de forma precisa o risco de extinção da população avaliada (Morris & Doak 2002).

Suiriri islerorum (Suiriri da Chapada) é um passeriforme cujas características da história de vida e atuais condições de pressão antrópica podem torná-lo susceptível a extinção. Isto porque a ave possui alto grau de restrição de hábitat, territórios grandes (cerca de 11 ha) ocupados por apenas um casal residente (Lopes & Marini 2006) e é uma espécie endêmica do Bioma Cerrado (Silva & Bates 2002, Lopes 2005). A espécie possui populações com evidências de declínio populacional (Capítulo 1) e, para a população avaliada até o momento, este declínio não está relacionado à baixa sobrevivência de adultos (Capítulo 1). Por outro lado, a pressão de predação de ninhos pode exercer forte impacto sobre o sucesso reprodutivo desta população (Lopes & Marini 2005). Desta forma, *Suiriri islerorum* necessita de esforços atuais voltados para sua conservação e um estudo de sucesso reprodutivo pode ser de grande importância neste

aspecto. Neste estudo, utilizamos variáveis tempo-específicas para determinar o sucesso reprodutivo anual de uma população de *S. islerorum*, bem como, determinar que fatores tempo-específico podem estar mais relacionados a possível condição de baixo sucesso. Além disso, comparamos as estimativas de sucesso reprodutivo observadas com as de outros Passeriformes neotropicais, visando determinar o quão diferente do esperado foram os valores observados.

2. MÉTODOS

2.1. PROCURA E MONITORAMENTO DE NINHOS

A procura de ninhos na área de estudo ocorreu do início de setembro a meados de dezembro durante as estações reprodutivas de 2003 a 2006. Localizamos os ninhos através da observação de comportamentos reprodutivos dos adultos (*e.g.* vocalizações de alarme, transporte de comida ou material de construção do ninho) e através de procura ativa em torno da área onde estes adultos se encontravam. Os ninhos encontrados foram marcados com fita plástica colorida localizada de cinco a 10 metros de distância do ninho. Monitoramos os ninhos a intervalos de três ou quatro dias até que se tornassem inativos. A cada monitoramento registrávamos a data, a quantidade e o tipo de conteúdos do ninho (ovo ou filhote). Determinamos posteriormente a idade dos ovos e filhotes com base: na data de postura, quando o ninho foi encontrado antes de ter sido posto o primeiro ovo; na data de eclosão, quando o ninho foi encontrado com ovo e este chegou a eclodir ou; na data de saída de filhote do ninho, quando o ninho foi bem sucedido. Monitoramos os ninhos em visitas curtas e, preferivelmente, à distância de dois metros, evitando manipular os mesmos.

Consideramos um ninho como bem sucedido quando pelo menos um ninhego atingiu a idade mínima necessária para a saída do ninho (17 dias). Todas as observações excedentes a esta idade mínima foram desconsideradas para o cálculo do sucesso. Este procedimento visou evitar superestimativas de sucesso (Cooch & White 2007), visto que ninhos com mais de 17 dias de

filhote e sem vestígios de predação nunca eram considerados como insucesso. Para determinar este tempo mínimo necessário para a saída de filhote de *S. islerorum* do ninho, utilizamos como evidência a presença de filhote próximo ao ninho ou a constatação de cuidado parental desempenhado pelos adultos após a saída dos filhotes do ninho.

Consideramos como predado na fase de ovo, os ninhos em que todo o conteúdo desapareceu. Determinamos como predado na fase de ninhego, os ninhos em que todos os indivíduos desapareceram antes que atingissem a idade mínima para deixar o ninho (17 dias). Outras evidências, tais como: presença de cascas ou sangue e aspecto do ninho no último monitoramento também foram levados em conta para se detectar a predação. Filhotes parasitados por larvas de Diptera e encontrados mortos sem vestígios de predação foram considerados como mortos devido ao parasitismo. Consideramos como ninho abandonado na fase de filhote os ninhos em que encontramos filhotes mortos sem vestígios de predação. A ausência de adultos por mais de sete dias em ninhos com ovos foi considerada abandono.

2.2. EXPOSIÇÃO LOGÍSTICA E SUCESSO REPRODUTIVO

Utilizamos o método de exposição logística (Shaffer 2004) para estimar a sobrevivência diária e sucesso reprodutivo dos ninhos de *S. islerorum*, bem como, para avaliar o potencial efeito de covariáveis temporais sobre a probabilidade de sobrevivência diária destes ninhos. Este tipo de método é menos restritivo que o método de exposição de Mayfield (Mayfield 1961, 1975), visto que permite avaliar o efeito que variáveis contínuas exercem sobre o sucesso reprodutivo e não restringe a análise de sobrevivência diária a apenas dois estágios de desenvolvimento do ninho (Jehle et al. 2004, Shaffer 2004). Outro método alternativo ao tempo de exposição de Mayfield é o que usa regressão logística em pacotes estatísticos como o MARK (Jehle et al. 2004). Tanto a análise de modelos de regressão logística (Dinsmore et al. 2002) quanto a análise dos modelos de exposição logística (Shaffer 2004) utilizam uma classe de modelos estatísticos conhecida como modelos lineares generalizados. Porém, a função de ligação

(*logit function*) da exposição logística, um dos componentes do modelo linear generalizado, incorpora na sua função o tamanho do intervalo entre dois monitoramentos (Shaffer 2004), enquanto o modelo de regressão logística utilizado no MARK, considera um tamanho constante entre os intervalos de monitoramento.

Consideramos como covariáveis temporais: (1) o efeito categórico do ano na probabilidade de sobrevivência diária (ano), fator que afetou o sucesso de outras aves (Greenwood et al. 1995, Mahon & Martin 2006); (2) variação linear na sobrevivência ao longo da estação reprodutiva (data), visto que algumas espécies podem sofrer redução no sucesso ao longo da estação (Grant et al. 2005) e; (3) variação linear em função da idade do conteúdo do ninho (idade), como identificado em outros estudos (Lloyd & Martin 2005). Não consideramos o efeito quadrático das covariáveis contínuas por não termos nenhuma hipótese *a priori* para testar efeitos quadráticos (Grant et al. 2005). Definimos como o primeiro dia (dia 1) do período reprodutivo de *S. islerorum* a primeira data em que registramos um ninho com ovos. Da mesma forma, definimos como última data do período reprodutivo (dia 86) o dia em que registramos o último filhote ainda no ninho. Atribuímos um único intervalo reprodutivo para todos os anos do estudo. A idade foi definida como tendo início no dia de postura do primeiro ovo (dia 1) e final após 17 dias de ninhego. A duração do estágio de ovo foi de 15 a 17 dias.

Definimos *a priori* um grupo de oito modelos candidatos (Burnham & Anderson 1998) para participar da seleção de modelos que explicam a variação no sucesso reprodutivo de *S. islerorum*. Para criar os modelos combinamos as covariáveis tempo-específicas que acreditávamos interagir e explicar as variações no sucesso reprodutivo. Além disso, incluímos na seleção um modelo que considera a sobrevivência constante (modelo nulo). Utilizamos o PROC GENMOD (SAS Institute 1997) para estimar os coeficientes beta das regressões (β_i) em nossos modelos de exposição logística (Shaffer 2004). A partir destes resultados selecionamos os melhores modelos com base no Critério de Informação de Akaike (AIC; adequado para amostras pequenas, Burnham & Anderson 1998). O modelo considerado como melhor ajustado é aquele

que apresenta o menor AIC_c e modelos com $\Delta AIC_c \leq 2$ também são considerados como tendo suporte substancial para explicar a variação nos dados (Burnham & Anderson 1998). Utilizando como base a estatística do qui-quadrado de Pearson, efetuamos o teste de aderência (*Goodness of fit*) proposto por Burnham & Anderson (1998) para avaliar o ajustamento do modelo global aos dados. No modelo global incorporamos o efeito de todas as covariáveis utilizadas no estudo. Utilizamos o w -AIC (*normalized AIC weights*) visando avaliar o quão forte foram as evidências para determinar o primeiro modelo como superior aos outros modelos na análise de dados (Burnham & Anderson 1998). Este é um índice de plausibilidade relativa de cada modelo. Calculamos as estimativas de sobrevivência diária com base na função logística do melhor modelo e, quando necessário, obtivemos o sucesso reprodutivo multiplicando os valores de sobrevivência diária ao longo do período total do ninho (Shaffer 2004). Convertimos os betas do melhor modelo em valores de porcentagem de multiplicação ($e^\beta \times 100$) para determinar claramente o quanto cada beta de cada parâmetro afeta a sobrevivência diária dos ninhos.

A seleção de modelos com base no AIC carrega uma incerteza de qual modelo é o mais correto para se estimar os parâmetros demográficos desejados. Por isso, para gerar as estimativas dos parâmetros de forma mais precisa é necessário acomodar esta incerteza. O método consiste em gerar valores médios para todos os coeficientes utilizados na análise de seleção (modelo médio), os quais são obtidos considerando-se todos os modelos e o peso do w -AIC nos seus cálculos. Substituindo-se os valores dos coeficientes do melhor modelo pelos valores dos coeficientes médios tem-se o modelo médio aproximado (*model averaging approach*). Nós usamos os coeficientes médios para expressar a variação nos dados.

2.3. COMPARAÇÃO DO SUCESSO REPRODUTIVO DE *S. ISLERORUM* COM O SUCESSO DE OUTROS PASSERIFORMES

Utilizamos dois outros métodos (método de sucesso aparente e método de Mayfield) para avaliar o sucesso reprodutivo de *S. islerorum*. O objetivo desta abordagem foi permitir

comparações entre as estimativas de sucesso de *S. islerorum* e as estimativas de outras espécies de aves para as quais foram usados estes dois outros métodos. Portanto, a cada comparação controlamos para o método de análise de sucesso reprodutivo utilizado. Um dos métodos, chamado tempo de exposição de Mayfield (1961, 1975), foi o mais utilizado nas últimas três décadas (Jehle et al. 2004). Por outro lado, nos neotrópicos a maioria dos estudos utilizaram até o presente, o método chamado sucesso aparente (*e.g.* Robinson et al. 2000).

O método de sucesso aparente (porcentagem simples) é obtido pela razão entre o número de ninhos observados e o número de ninhos que tiveram sucesso, independente da idade do ninho na data de encontro. O método de Mayfield considera o intervalo de tempo que o ninho ficou exposto após ser encontrado, para calcular o sucesso reprodutivo. Assim, um ninho exposto 10 dias ou 10 ninhos expostos por um dia equivalem à exposição de 10 dias-ninho (Mayfield 1961). Com este método é possível calcular a Taxa de Sobrevivência Diária do ninho durante o período de ovo (TSD de ovo) e o período de ninhego (TSD de ninhego). A TSD é gerada pela razão entre o número de insucessos (*e.g.* predação, parasitismo) e o somatório do total de dias que o conjunto de ninhos observados ficou em atividade (exposição total em dias).

$$TSD = 1 - (IN / \Sigma EX)$$

Onde TSD é a Taxa de Sobrevivência Diária durante o período de ovo ou de filhote, IN é o número de insucessos e EX é o tempo que cada ninho ficou exposto durante o período de ovo ou de filhote (Mayfield 1961, 1975).

Elevando-se a TSD de cada período a uma potência igual ao número de dias necessário para se completar a incubação, ou para que os ninhegos deixem o ninho, obtêm-se as taxas de sobrevivência ao longo de cada um dos períodos (TSP).

$$TSP = TSD^t$$

Onde: TSD é a Taxa de Sobrevivência diária no período de ovo ou de filhote e t é o número de dias necessários para se completar uma destas fases (Mayfield 1961, 1975).

O sucesso reprodutivo foi obtido pela multiplicação da TSP de ovo pela TSP de filhote. O resultado da multiplicação corresponde à chance do ninho sobreviver desde o início do período de ovo até o fim do período de ninhego (Mayfield 1961, 1975).

3. RESULTADOS

3.1 VARIAÇÃO TEMPORAL NO SUCESSO REPRODUTIVO

Durante os quatro anos de estudo localizamos e monitoramos 56 ninhos de *S. islerorum*, totalizando 363 vistorias e uma amostra efetiva de 961 dias-ninho. A predação foi responsável por 89% ($n = 42$) dos insucessos de ninhos. As demais perdas foram causadas por abandono ($n = 1$ ninho), parasitismos por mosca na fase de filhote ($n = 3$) e motivo desconhecido ($n = 1$).

O modelo global de sobrevivência dos ninhos mostrou ser bem ajustado aos dados ($\chi^2 = 1,36$, $gl = 4$, $P = 0,85$). Entre os modelos candidatos, dois apresentaram evidências substanciais para explicar a variação na sobrevivência diária dos ninhos (Tabela 1). O modelo de melhor ajuste foi claramente superior ao modelo nulo ($\Delta AIC_c = 14,69$), além disso, foi 2,06 vezes mais explicativo que o segundo modelo. No modelo de melhor ajuste, a idade e o ano interferiram nas estimativas de sobrevivência (Tabela 1). O próximo modelo na ordem de ajustamento incluiu o efeito da data juntamente com o efeito da idade e ano. A equação do modelo de melhor ajuste com um erro padrão (abaixo entre parênteses) foi:

$$\text{Logit}(S_i) = 4,68 - 0,08 (\text{idade-dias}) - 0,15 (\text{ano}_{2003}) + 1,72 (\text{ano}_{2004}) - 0,59 (\text{ano}_{2005})$$

(0,53) (0,02)
(0,39)
(0,77)
(0,46)

Tabela 1. Resultado da seleção de modelos apresentando os oito modelos candidatos utilizados para estimar a sobrevivência diária dos ninhos de *Suiriri islerorum* na ESECAE (2003 a 2006). $\text{Log}_e(L)$ é o valor máximo da função log-probabilidade, AIC_c é o Critério de Informação de Akaike, ΔAIC_c é a diferença entre o AIC_c do modelo melhor ajustado e o AIC_c do modelo em questão e $w\text{-AIC}_c$ reflete o suporte de um modelo em relação aos outros.

Modelo ^a	$\text{Log}_e(L)$	AIC_c	ΔAIC_c	Nº de parâmetros	$w\text{-AIC}_c$
idade + ano	-114,68	239,43	0,00	5	0,64
idade + ano + data	-114,39	240,86	1,43	6	0,31
idade	-120,83	245,67	6,24	2	0,03
idade + data	-120,69	247,40	7,97	3	0,01
data + ano	-120,77	251,60	12,17	5	0,00
data	-124,34	252,68	13,25	2	0,00
constante	-126,06	254,12	14,69	1	0,00
ano	-123,24	254,53	15,10	4	0,00

^a As covariáveis dos modelos incluem ano do estudo (ano), idade em dias do conteúdo do ninho (idade), período do ninho dentro da estação reprodutiva (data).

3.2. ESTIMATIVA DE SUCESSO COM O MODELO DE MELHOR AJUSTE

Utilizamos apenas o modelo de melhor ajuste para estimar o sucesso reprodutivo de *S. islerorum*. Apesar dos dois primeiros modelos apresentarem evidências de ajuste aos dados, o primeiro modelo foi mais parcimonioso. A probabilidade de sucesso dos ninhos foi de 16,8%, 75,4%, 6,7% e 21,4% nos anos de 2003, 2004, 2005 e 2006, respectivamente. A probabilidade de sobrevivência diária decresceu à medida que a idade do ninho avançou e, entre os anos de estudo, foi intermediária em 2003 e 2006, desproporcionalmente alta em 2004 e baixa em 2005 (Figura 1). Convertendo-se os β_i estimados em fatores de multiplicação, obtivemos a força relativa e a direção de cada efeito. A sobrevivência tendeu a decrescer 7% ao dia ao longo do período do ninho (chance = 0,93). Tomando-se o ano de 2006 como base de comparação, constatamos que a estimativa de sobrevivência diária foi 523% maior em 2004 (chance = 5,23) e 43% menor em 2005 (chance = 0,57).

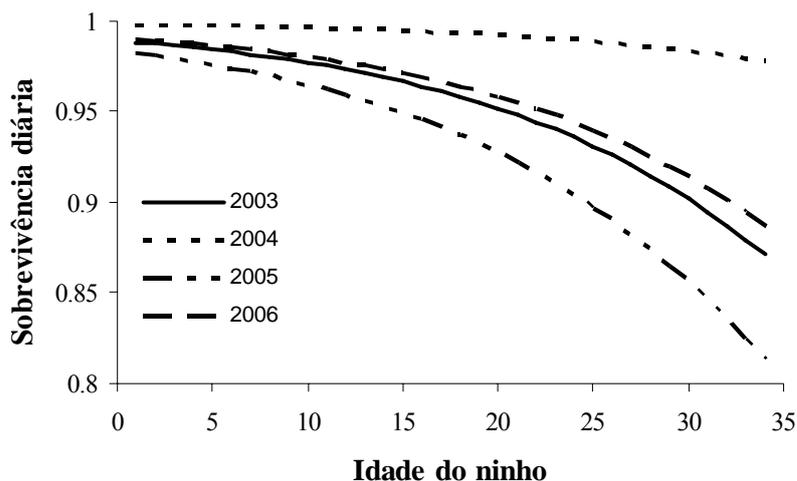


Figura 1. Probabilidade de sobrevivência diária de ninhos de *Suiriri islerorum* na ESECAE ao longo do período do ninho (34 dias). Cada linha representa a taxa de sobrevivência para um dado ano (2003 até 2006).

3.3. ESTIMATIVAS SEGUNDO OS DIFERENTES MÉTODOS

As médias anuais de sucesso reprodutivo foram iguais entre os três tipos de métodos usados para avaliar o sucesso (Tabela 2). Estes valores diferiram pouco entre si (entre 13,4 e 15,5) quando extraímos da amostra o ano de 2004, cujo sucesso foi desproporcionalmente alto. Ao desconsiderar o ano atípico da amostra, a média anual de sucesso reprodutivo passa de 30% para cerca de 15% ao ano. O padrão anual de variação no sucesso reprodutivo encontrado com o método de exposição de Mayfield foi semelhante ao encontrado com o modelo logístico (Tabela 2). Sendo que em 2004, o sucesso foi desproporcionalmente alto e em 2005, ocorreu o menor sucesso reprodutivo. Por outro lado, segundo o método de sucesso aparente 2005 não foi o ano de menor sucesso. O sucesso variou entre anos em até aproximadamente 60 pontos percentuais segundo o método de Mayfield e em até 69 pontos segundo o método de sucesso aparente.

Tabela 2. Sucesso reprodutivo de *Suiriri islerorum* na ESECAE com base nos métodos de exposição logística (Shaffer 2004), exposição de Mayfield (1961, 1975) e sucesso aparente. Os valores definidos como média foram calculados com base nos valores observados para cada ano enquanto os valores definidos como total foram calculados com base na soma dos dados brutos e posterior aplicação dos métodos de cálculo do sucesso reprodutivo.

Ano	Nº de ninhos	Exposição logística		
		Idade + ano (%)	Mayfield (%)	Sucesso aparente (%)
2003	18	16,8	16,3	11,1
2004	10	75,4	73,7	80
2005	12	6,7	13,6	16,7
2006	16	21,4	16,7	12,5
Média		30,0	30,0	30,0
Média sem 2004		15,0	15,5	13,4
Total		–	20,8	25,0
Total sem 2004		–	15,6	13,0

4. DISCUSSÃO

4.1. VARIAÇÃO ANUAL NO SUCESSO REPRODUTIVO

Para *S. islerorum* a presença de dois anos cujo sucesso foi semelhante e dois anos cujo sucesso foi bastante diferente, indicam que a ave se encaixa em um grupo de espécies com maior sensibilidade a variações anuais. O padrão anual de variação no sucesso reprodutivo não é bem definido para Passeriformes. Poucos estudos avaliaram variação temporal no sucesso destas aves (Grant et al. 2005). Na região temperada, o ano foi o fator temporal que menos afetou o sucesso reprodutivo de *Spizella pallida* e *Pooecetes gramineus*, dois emberizídeos (Grant et al. 2005) e não foi um fator importante na determinação do sucesso de *Empidonax virescens*, um tiranídeo e de *Calcarius ornatus* um terceiro emberizídeo (Fauth & Cabe 2005, Lloyd & Martin 2005). No entanto, o fator ano afetou o sucesso de alguns Passeriformes que habitam tanto áreas naturais (Dreitz et al. 2001, Heltzel & Earnst 2006) quanto áreas antropizadas (Burhans et al. 2002). Os estudos com Passeriformes tropicais e sub-tropicais da América do Sul, apesar de terem utilizado

outro método de análise (tempo de exposição de Mayfield), encontraram resultados similares aos da região temperada. Dentre as espécies estudadas, cinco Passeriformes de áreas áridas (Mezquida 2004) e *Neothraupis fasciata*, um passeriforme do Cerrado (Duca 2007), não tiveram o sucesso reprodutivo afetado pelo fator ano. Por outro lado, quatro espécies de Passeriformes analisadas em florestas chuvosas (Robinson et al. 2000) e uma comunidade de Passeriformes de áreas áridas (Mezquida & Marone 2001), sofreram variação anual no sucesso reprodutivo.

Para *S. islerorum* o sucesso reprodutivo variou muito entre os quatro anos de estudo. Diferenças anuais tão elevadas não foram comuns para outras espécies de Passeriformes neotropicais. Das quatro espécies estudadas por Robinson et al. (2000) apenas para uma a diferença no sucesso dos ninhos foi superior a 35% entre o pior e o melhor ano. Dentre os estudos avaliados, apenas um desenvolvido na região temperada, constatou variação tão alta quanto a de *S. islerorum*, chegando a uma diferença no sucesso de 600% entre o pior e o melhor ano (Mahon & Martin 2006). Tanto nos neotrópicos (Robinson et al. 2000) quanto em regiões temperadas (Burhans et al. 2002) o padrão de variação anual no sucesso reprodutivo das espécies dentro das comunidades foi dependente da espécie avaliada. Isto indica que há diferentes fatores atuando na variação do sucesso das espécies, bem como, pode explicar por que foram observadas diferenças entre anos para *S. islerorum*, mas não foram observadas diferenças para outros Passeriformes simpátricos. Apesar dos indícios de forte variação anual no sucesso reprodutivo, não foi possível adotar conclusões definitivas sobre o assunto devido ao baixo número ninhos amostrados.

A predação foi o principal fator causador de mortalidade de ninhos de *S. islerorum*, portanto, foi responsável pela oscilação inter-anual no sucesso. As evidências levantadas até o momento apontam a predação de ninhos (Ricklefs 1969, Martin 1995) e a disponibilidade de alimento (Martin 1987, Ferretti et al. 2005, Chalfoun & Martin 2007) como os fatores mais importantes na determinação do sucesso reprodutivo de aves. Estes trabalhos derivam originalmente das hipóteses de que a predação de ninhos (Skutch 1949) e a disponibilidade de

alimento (Lack 1947, 1954) são fatores determinantes na evolução da história de vida das Aves. Atualmente, se acredita que a predação seja a causa primária de mortalidade de ninhos (Martin 1993b; Ricklefs 1969), principalmente na região tropical (Stutchbury & Morton 2001). Esta constatação foi observada para a população de *S. islerorum* da ESECAE. Para esta área existem evidências preliminares de que as aves atuem como importantes predadores de ninho, sendo a gralha-do-campo (*Cyanocorax cristatellus*) uma das espécies com alto potencial de predação (França et al, *em preparação*). O efeito direto de variáveis climáticas no sucesso reprodutivo não foi avaliado no presente estudo, mas o clima não deve ser um fator direto importante para determinar as oscilações no sucesso de *S. islerorum*, visto a grande importância da predação. A relação entre clima e oscilação anual no sucesso reprodutivo de aves é mais comum em condições de temperaturas extremas (Murphy et al. 1991, Chastel et al. 1993), as quais não ocorre no Cerrado (Klink & Machado 2005).

Oscilações anuais nas taxas de predação podem sofrer interferências indiretas de diversos fatores que mediam a interação predador-presa. A seleção de hábitat é um destes fatores (Martin & Roper 1988, Filliater et al. 1994, Howlett & Stutchbury 1996). Esta seleção tem potencial de diferenciar o sucesso reprodutivo dos indivíduos de uma mesma população ao longo de uma estação reprodutiva (Li & Martin 1991). Hipótese que pode ser testada com *S. islerorum*. No entanto, para que a seleção de hábitat estivesse associada às diferenças entre anos no sucesso reprodutivo de *S. islerorum*, era esperado que houvesse perturbações nos habitats de nidificação (*e.g.* queimada e desmatamento) ou então, mudanças na localização dos territórios deste passeriforme. Nós não registramos estes eventos durante o estudo. Outro fator relevante na oscilação das taxas de predação é a resposta do predador à abundância temporal de ninhos (Nams 1997, Roos 2002). Porém, este fator também não deve ter influenciado na variação inter-anual do sucesso reprodutivo, visto que o predador não responde a variações tão baixas na densidade de ninhos quanto as observadas para *S. islerorum* (cerca de um ninho a cada 11ha). Possivelmente, o sucesso de *S. islerorum* seja afetado por alguma interação mais complexa entre predação e

clima (Morrison & Bolger 2002) ou entre predação e disponibilidade dos vários tipos de presas consumidas (Holt 1977).

4.2. VARIAÇÃO NO SUCESSO REPRODUTIVO AO LONGO DO PERÍODO DO NINHO

A técnica de análise aqui adotada para avaliar variações temporais no sucesso reprodutivo detectou redução nas estimativas diárias de sobrevivência ao longo do desenvolvimento do ninho. Raros estudos utilizaram esta escala fina para avaliar a variação ao longo do estágio de desenvolvimento do ninho (ver Grant et al. 2005) e estes foram desenvolvidos nas regiões temperadas. Nestes estudos a redução da sobrevivência diária ao longo do período do ninho foi comum (Burhans et al. 2002, Lloyd & Martin 2005). Os estudos desenvolvidos em áreas neotropicais utilizaram métodos que calculam sobrevivência constante (e.g. exposição de Mayfield) dentro dos períodos de incubação e de cuidado do ninhego. Nestes, não houve concordância quanto ao estágio mais afetado do desenvolvimento do ninho. Alguns relataram maior mortalidade durante a incubação (Winter 1999), durante o cuidado dos ninhegos (Alves & Cavalcanti 1990, Rodrigues & Crick 1997) ou não detectaram diferença entre os períodos (Roper & Goldstein 1997, Lopes & Marini 2005, Duca 2007).

Segundo uma das hipóteses de Skutch (1949) a predação aumenta conforme o aumento na taxa de visitação dos adultos para alimentar os filhotes. Isto pode explicar as menores estimativas de sobrevivência na segunda metade de desenvolvimento do ninho de *S. islerorum*. Esta hipótese já foi testada e suportada (Conway & Martin 2000, Martin et al. 2000) inclusive em um estudo que controlou o efeito do hábitat sobre o risco de predação (Martin et al. 2000). Em outros estudos que refutaram a hipótese (Roper & Goldstein 1997, Farnsworth & Simons 1999), a existência de um efeito relacionado à qualidade do hábitat pode ter mascarado o efeito que a atividade parental exerce sobre a taxa de predação (Martin et al. 2000).

4.3. BAIXO SUCESSO REPRODUTIVO

O sucesso reprodutivo de *S. islerorum* foi menor que o de outros Passeriformes neotropicais em três dos quatro anos de estudo. Considerando-se o método de tempo de exposição de Mayfield para comparações, observamos que a média anual de sucesso de *S. islerorum* (média = 15,5) foi menor que a de *Elaenia chiriquensis* (17,5 %; Paiva, em preparação), que a de *Neothraupis fasciata* (22,2%; Duca 2007) e que a de *Suiriri affinis* (19,4%; Lopes & Marini 2005), espécies estudadas na mesma área do nosso estudo. O sucesso reprodutivo de *S. islerorum* também foi menor que o de espécies Amazônicas (Robinson et al. 2000) tais como *Myrmotherula axillaris* (16,7%), *Thamnophilus atrinucha* (média = 27,6%) e *Hylophylax naevioides* (média 34,7%). Nos estudos avaliados (Robinson et al. 2000) apenas *Pipra mentalis* (13,9%) teve sucesso reprodutivo inferior ao de *S. islerorum*.

Considerando o método de sucesso aparente para comparar o sucesso de *S. islerorum* com o de outros Passeriformes neotropicais, observamos que em três dos quatro anos de estudo o sucesso de *S. islerorum* foi menor que o observado para outros Passeriformes. Tais como *Mionectes rufiventris* (média = 29,4%; Aguilar et al. 2000) e *Lathrotriccus euleri* (média = 58%; Aguilar et al. 1999) que habitam florestas úmidas (Mata Atlântica). O sucesso de *S. islerorum* também foi pelo menos duas vezes menor que o observado para oito tiranídeos neotropicais avaliados em uma revisão bibliográfica (Lopes & Marini 2005). Nos ambientes continentais o sucesso aparente é cerca de $30,8 \pm 12,7\%$ (Robinson et al. 2000), sendo pelo menos 1,8 vezes maior que o observado para *S. islerorum* durante três dos quatro anos de estudo.

4.4. CONSIDERAÇÕES SOBRE MANEJO

As evidências indicam que o sucesso reprodutivo de *S. islerorum*, além de ser menor que o de Passeriformes da região neotropical, também foi menor do que o observado para os Passeriformes simpátricos a ele na ESECAE. Quaisquer que sejam os fatores que afetam o sucesso da população, estes podem estar ocasionando uma redução na fecundidade maior que a

esperada para a manutenção do tamanho populacional. Além disso, a alta imprevisibilidade anual pode potencializar o declínio populacional. Porém, as suspeitas de declínio populacional só podem ser comprovadas com uma análise de viabilidade baseada em outros parâmetros demográficos além do sucesso reprodutivo. Caso seja comprovada a suspeita de ameaça de extinção desta população, qualquer estratégia de manejo a ser tomada deve reduzir as taxas de predação dos ninhos. Para isso, uma boa alternativa de manejo deve concentrar esforços em alterar as estimativas de sobrevivência ao longo do desenvolvimento dos ninhos. Como a fase de filhotes foi a mais afetada ao longo do desenvolvimento do ninho, concentrar esforços de manejo que reduzam a predação neste estágio deve ser ainda mais relevante do que manipular a fase de ovo.

CAPÍTULO 3

**EFEITOS DA ABUNDÂNCIA DE NINHOS DE *Elaenia chiriquensis* NA
SOBREVIVÊNCIA DIÁRIA DOS NINHOS DE *Suiriri islerorum*:
EVIDÊNCIAS DE INTERAÇÃO INDIRETA**

1. INTRODUÇÃO

Variações no sucesso reprodutivo de aves podem ser determinadas por fatores tais como predação, competição ou parasitismo dos ninhos (Wilcove 1985, Söderström 1999, Woodworth 1999, Fisher & Wiebe 2006). Destes fatores, a predação é a causa primária de mortalidade de ninhos (Ricklefs 1969) principalmente na região neotropical (Skutch 1985, Robinson et al. 2000), onde atinge até 80% do total de ninhos (Stutchbury & Morton 2001). Normalmente, o risco de predação de ninhos de aves varia em função de fatores temporais, espaciais ou de características da estrutura da comunidade (Marini 1997, Grant et al. 2005, Hazler et al. 2006, Wilson et al. 2007). Entre os fatores tempo-específicos estão os relacionados ao estágio de desenvolvimento do ninho, período de ocorrência do ninho dentro da estação reprodutiva e ano de estudo (Dinsmore et al. 2002, Grant et al. 2005, Lloyd & Martin 2005, Wilson et al. 2007). O sucesso pode decrescer ou aumentar ao longo da estação reprodutiva (Burhans et al. 2002, Grant et al. 2005) e ao longo da idade do ninho (Peak et al. 2004, Heltzel & Earst 2006) e em alguns casos pode ser amplamente variado entre anos de estudo (Mahon & Martin 2006).

De fato, o risco de predação de ninhos pode ser afetado por fatores que variam no tempo (Dinsmore et al. 2002, Grant et al. 2005). Porém, os mecanismos que governam as relações entre variação temporal e risco de predação foram pouco estudados. Variações anuais na predação de ninhos (Mahon & Martin 2006) ou dentro da estação reprodutiva (Nams 1997; Roos 2002) podem decorrer de alterações comportamentais do predador em função da disponibilidade de alimento. Em alguns casos, sistemas mais complexos envolvendo interação indireta entre presas compartilhadas por um mesmo predador são mais apropriados para explicar variações no risco de predação (Holt 1977; Abrams & Matsuda 1996; Chaneton & Bonsall 2000). No entanto, pouco se conhece sobre o efeito de interações indiretas na variação do risco de predação de ninhos.

A partilha de predadores e a conseqüente interação indireta entre presas compartilhadas (Holt & Lawton 1994) foram formalmente definidas, pela primeira vez, como competição

aparente (Holt 1977). Este tipo de interação se estabelece em comunidades cujas presas compartilham os mesmos predadores e a taxa de predação é dependente da densidade destas presas (Holt 1977, Holt & Lawton 1994). Desta forma, um aumento na abundância da presa “A” acarreta aumento na sua taxa de predação e um conseqüentemente aumento na taxa de predação da presa “B”, caracterizando assim, uma interação negativa para ambas as presas. Após a formalização da idéia de competição aparente por Holt (1977), outras interações indiretas (*e.g.* mutualismo e amensalismo aparentes) foram propostas para caracterizar efeitos indiretos mediados pelo predador. Em geral, as novas proposições diferem apenas quanto ao sinal e força da interação (Abrams & Matsuda 1996, Chaneton & Bonsall 2000). A competição aparente é bem conhecida em vários sistemas do tipo predador-presa, parasito-hospedeiro e herbívoro-planta (revisões em Holt & Lawton 1994, Chaneton & Bonsall 2000) e pode se estabelecer em sistemas que envolvem predação de ninhos de aves (Hoi & Winkler 1994, Schmidt & Whelan 1999).

Elaenia chiriquensis e *Suiriri islerorum* são dois Passeriformes neotropicais que vivem em simpatria em ambientes do Cerrado brasileiro. Durante quatro anos de estudo sobre o sucesso reprodutivo de *S. islerorum* na ESECAE (Capítulo 2), constatou-se que a espécie pode sofrer grande variação anual no sucesso. Com freqüência, o sucesso foi baixo e a predação foi o principal motivo de insucesso (Capítulos 2). Nestes mesmos anos *E. chiriquensis* variou amplamente seu período reprodutivo (Paiva, *em preparação*) e a taxa de predação de seus ninhos desta espécie demonstrou estar relacionada a uma resposta no comportamento de forrageamento do predador ao longo da estação reprodutiva (Paiva, *em preparação*). Segundo as evidências levantadas até o momento, as duas espécies compartilham predadores de ninho (França et al., *em preparação*). Estas constatações sugerem a presença de uma interação indireta de *S. islerorum* e *E. chiriquensis* a qual é mediada por seus predadores de ninho. Normalmente, a competição aparente ocorre quando os diferentes tipos de ninhos ocorrem em habitats semelhantes ou habitats compartilhados pelos predadores (Martin 1993b). *Suiriri islerorum* e *Elaenia*

chiriquensis constroem ninhos abertos em forma de taça normalmente em arbustos e em alturas semelhantes (Lopes & Marini 2005, Medeiros & Marini 2007) o que deve facilitar a ocorrência de uma interação indireta entre as duas espécies.

O fato de que em uma comunidade de aves a abundância de um tipo de ninho afeta a predação de outros tipos de ninhos pode ter forte influência sobre a diversidade local de espécies (Martin 1996b, Schmidt & Whelan 1998), reduzindo ou extinguindo certas populações. Caso esta interação entre *S. islerorum* e *E. chiriquensis* seja confirmada, pode ser uma importante fonte para o baixo sucesso reprodutivo de *S. islerorum* (Capítulo 2) e conseqüentemente deve estar ligada a atual ameaça de extinção enfrentada pela população da ESECAE (Capítulo 4). Portanto, o objetivo deste estudo foi testar a hipótese de que o risco de predação dos ninhos de *S. islerorum* na ESECAE é determinado por uma interação indireta com a abundância de ninhos de *E. chiriquensis*.

2. MÉTODOS

2.1. MÉTODOS DE CAMPO

A procura de ninhos na área de estudo ocorreu do início de setembro a meados de dezembro, durante as estações reprodutivas de 2003 a 2006. Iniciávamos a procura nos primeiros dias de setembro quando ainda não havia evidências de comportamentos reprodutivos e ainda não havia registros de indivíduos com placa de incubação ou protuberância cloacal. A constatação destas características fisiológicas foi feita com base em anilhamentos realizados durante todo o ano. Com o auxílio de um grupo de pesquisadores localizamos ninhos de Passeriformes através da observação de comportamentos relacionados à reprodução e através de procura ativa. Dentro de cada estação reprodutiva, o mesmo número de pesquisadores coletou informações durante um intervalo de tempo aproximadamente constante ao longo da estação. Os ninhos encontrados foram marcados com fita colorida localizada de cinco a dez metros de

distância do ninho. Monitoramos os ninhos a intervalos de três ou quatro dias até que se tornassem inativos. A cada monitoramento registrávamos a data e a quantidade e tipo de conteúdo do ninho (ovo ou filhote). Monitoramos os ninhos em visitas curtas e, preferivelmente, à distância de dois metros, evitando perturbar os mesmos.

Definimos o *status* final dos ninhos de *S. islerorum* como sucesso quando pelo menos um ninhego atingiu o tempo mínimo necessário para a saída do ninho (17 dias), e assim, desconsideramos intervalos de observações que excediam esta idade. A abordagem adotada visou evitar superestimativas de sucesso (Cooch & White 2007), visto que ninhos com mais de 17 dias de filhote nunca eram considerados como insucesso. Utilizamos como evidências para determinar o tempo mínimo necessário para a saída de um ninhego, a presença de filhote próximo ao ninho ou a observação de comportamentos de cuidado parental dos adultos após a saída dos filhotes do ninho. Consideramos como predado na fase de ovo, os ninhos em que todo o conteúdo desapareceu. Determinamos como predado na fase de ninhego, os ninhos em que todos os indivíduos desapareceram antes que atingissem a data mínima para deixar o ninho (17 dias). Outras evidências tais como presença de cascas ou sangue e aspecto do ninho no último monitoramento também foram levados em conta para detectar a predação. Filhotes parasitados por larvas de Diptera e encontrados mortos e sem vestígios de predação foram considerados como mortos devido ao parasitismo. A ausência de adultos por mais de sete dias em ninhos com ovos foi considerada como abandono. Apenas os insucessos definidos como predação foram contabilizados para este estudo.

2.2. COMPARAÇÃO DE PERÍODOS REPRODUTIVOS

Determinamos a data média de início da reprodução a cada ano, com base na data de postura dos sete primeiros ninhos de *S. islerorum* e dos 15 primeiros ninhos de *E. chiriquensis*. Estes números foram assumidos como sendo representativos dos primeiros ninhos da estação. O número de ninhos por estação reprodutiva de *S. islerorum* foi definido com base no maior número

de ninhos em que pudemos determinar a data de seu início, assim como, baseado na constatação de que o ninho representava a primeira tentativa reprodutiva do casal comportamentalmente responsável pelo ninho. Para *E. chiriquensis* não pudemos fazer este tipo de controle devido à alta abundância de indivíduos e ninhos da espécie na área de estudo. Por isto, consideramos o referido número de ninhos para esta espécie objetivando evitar a inclusão de segundas tentativas de nidificação, as quais ocorrem após um evento de insucesso. Também desconsideramos o primeiro e/ou segundo ninhos encontrados em uma estação reprodutiva, quando estes estiveram isolados por mais de uma semana dos demais ninhos iniciais da estação. Utilizamos o teste de Mann-Whitney para verificar possíveis diferenças entre as duas espécies na data de início de cada período reprodutivo. Consideramos o intervalo de confiança de 95%.

Determinamos a abundância temporal dos ninhos de *E. chiriquensis* para avaliar seus efeitos sobre a sobrevivência diária dos ninhos de *S. islerorum*. Definimos a abundância diária de ninhos de *E. chiriquensis* com base no número de ninhos expostos a cada dia da estação reprodutiva (exposição diária). O total de ninhos dentro da estação, foi representado pela soma do número de ninhos expostos a cada dia (exposição total). Uniformizamos a abundância de ninhos entre as quatro estações reprodutivas a partir da transformação destes valores em porcentagem (Abundância diária (%) = exposição diária no dia *i* da estação *j* / exposição total da estação *j*). Com isso, evitamos possíveis vieses na determinação de abundância de ninhos, os quais poderiam ser causados pela diferença no esforço de procura entre estações reprodutivas. Neste estudo, a porcentagem de ninhos de *E. chiriquensis* representa a distribuição temporal dos ninhos dentro de cada estação reprodutiva.

2.3. EXPOSIÇÃO LOGÍSTICA E SUCESSO REPRODUTIVO

Utilizamos o método de exposição logística (Shaffer 2004) para avaliar o efeito das covariáveis predefinidas sobre o risco de predação dos ninhos de *S. islerorum*. Consideramos quatro covariáveis para determinar como o risco de predação dos ninhos de *S. islerorum* varia ao

longo da estação reprodutiva. A única covariável utilizada que não sofre alterações dentro da estação reprodutiva foi o efeito do ano (ano) sobre a probabilidade de sobrevivência diária dos ninhos de *S. islerorum*. O efeito do ano foi considerado para avaliar a possibilidade de haver variação no risco de predação entre estações reprodutivas, mas não haver variação dentro da estação. Uma das covariáveis contínuas utilizada foi o efeito da data de início do ninho (data). Esta covariável foi utilizada com o objetivo de avaliar se outros fatores tempo-específicos foram melhor explicativos ao longo da estação reprodutiva que o fator abundância de ninhos de *E. chiriquensis*. Utilizamos duas disposições de dados para avaliar os efeitos exercidos pela abundância de ninhos de *E. chiriquensis* sobre o risco de predação de ninhos de *S. islerorum*. No primeiro caso, consideramos que o risco de predação dos ninhos de *S. islerorum* no dia x é afetado pela abundância de ninhos de *E. chiriquensis* no dia x ($\text{ninho}_{s/\text{timelag}}$). No segundo caso, consideramos a existência de atraso na resposta do predador à abundância de ninhos de *E. chiriquensis* ($\text{ninho}_{c/\text{timelag}}$). Este processo ecológico conhecido como *time lag*, foi descrito para a população de *E. chiriquensis* da ESECAE (Paiva, *em preparação*) durante o mesmo período do estudo de sucesso reprodutivo com *S. islerorum*. Desta forma, consideramos que o risco de predação dos ninhos de *S. islerorum* no dia x depende do tempo de atraso na resposta do predador à abundância de ninhos de *E. chiriquensis*. Construímos modelos que avaliaram tanto o efeito linear quanto o efeito quadrático das covariáveis contínuas. Com isso, consideramos o proposto por Grant et al. (2005) quanto ao estudo de covariáveis tempo-específicas. Usamos o termo efeito quadrático quando nos referimos a modelos que incluíram tanto o termo linear (x) quanto o termo quadrático (x^2) na sua equação (Grant et al. 2005).

As estimativas de predação dos ninhos de *E. chiriquensis* durante os quatro anos do estudo mostraram ser dependentes da resposta funcional dos predadores à abundância destes ninhos (Paiva, *em preparação*). Além disso, o tempo de resposta do predador variou entre estações reprodutivas em função da variação no período reprodutivo de *E. chiriquensis* (Paiva, *em preparação*). A correlação que melhor representou a resposta funcional do predador à

abundância de ninhos de *E. chiriquensis* foi a que considerou o atraso de 14, zero, 14 e zero dias nos anos de 2003, 2004, 2005 e 2006 respectivamente (Paiva, *em preparação*). Em 2006, a resposta funcional do predador foi menos significativa que nos outros anos. Porém, o modelo que melhor representou este processo ecológico foi o que considerou não haver atraso na resposta do predador.

Definimos *a priori* um grupo de nove modelos candidatos (Burnham & Anderson 1998) para participar da seleção de modelos que explicaram a variação na sobrevivência diária dos ninhos de *S. islerorum*. Dentre os modelos, incluímos um modelo que considera a sobrevivência constante (modelo nulo) e um modelo com as covariáveis efeito quadrático da data, efeito quadrático da abundância de ninhos de *E. chiriquensis* e efeito categórico do ano. Utilizamos o PROC GENMOD (SAS Institute 1997) para estimar os coeficientes das regressões em nossos modelos de exposição logística (Shaffer 2004). A partir destes resultados, selecionamos os melhores modelos com base no Critério de Informação de Akaike (Akaike's Criterion Information – AIC) o qual é adequado para amostras pequenas (Burnham & Anderson 1998). O modelo melhor ajustado é o que apresenta o menor AIC_c e modelos com $\Delta AIC_c \leq 2$ também são considerados como tendo suporte substancial para explicar a variação nos dados (Burnham & Anderson 1998). Posteriormente, testamos a significância do modelo com menor ΔAIC_c utilizando o teste de qui-quadrado normalmente aplicado em modelos logísticos múltiplos.

3. RESULTADOS

Durante os quatro anos de estudo localizamos e monitoramos 56 ninhos de *S. islerorum*. Destes ninhos, 42 não tiveram sucesso e a predação foi responsável por 88% dos insucessos. Cinco ninhos não tiveram sucesso e não foram predados, sendo por isso desconsiderados nas análises. Ao todo monitoramos 652 ninhos de *E. chiriquensis*, o equivalente 62% do total de ninhos de Passeriformes encontrados durante o estudo.

3.1. PERÍODO REPRODUTIVO DAS DUAS ESPÉCIES

Suiriri islerorum apresentou pouca variação na data de início da reprodução entre os quatro anos de estudo. A maior diferença entre anos nas datas médias ocorreu em 2003 e 2004, cuja diferença foi de 10 dias (Tabela 1). Por outro lado, a maior diferença entre anos nas datas médias de início do período reprodutivo de *E. chiriquensis* foi cerca de 28 dias (Tabela 1). A data média de início do período reprodutivo foi diferente entre as duas espécies em 2003 e 2004 (Tabela 1). Nestas estações reprodutivas, *S. islerorum* iniciou a reprodução em média oito dias (2003) e 24 dias (2004) antes de *E. chiriquensis*. Não encontramos diferença entre as espécies quanto à data média de início do período reprodutivo nos anos de 2005 e 2006. Nestas estações reprodutivas, *S. islerorum* iniciou a reprodução em média dois dias depois (2005) e dois dias antes (2006) de *E. chiriquensis*.

Tabela 1. Data média de início do período reprodutivo de *Suiriri islerorum* e *Elaenia chiriquensis* na ESECAE e número médio de dias em que estas espécies diferem quanto à data de início da reprodução (diferença). Consideramos a data em que foi encontrado o primeiro ninho de uma das espécies (10 de setembro) como sendo o primeiro dia da estação reprodutiva a cada ano. A significância na diferença entre as datas de início do período reprodutivo das duas espécies foi calculada com base no teste de Mann-Whitney.

Ano	Dia médio de início		Diferença (dias)	Comparação entre espécies	
	<i>Suiriri islerorum</i>	<i>Elaenia chiriquensis</i>		Z (U)	p
2003	7.71	15.53	7.82	2.96	0.003
2004	17.83	41.6	23.77	3.50	0.001
2005	15.8	13.67	-2.13	1.05	0.29
2006	16.17	18.33	2.17	1.25	0.21

3.2. MELHOR MODELO

Entre os modelos candidatos, quatro apresentaram evidências substanciais para explicar a variação na sobrevivência diária (Tabela 2). A semelhança de ajustamento nestes modelos não permitiu a escolha do melhor modelo. Entretanto, os efeitos temporais delimitados pela abundância de ninhos de *E. chiriquensis* demonstraram ser importantes na definição da

sobrevivência diária dos ninhos de *S. islerorum*. Os dois modelos com maior ajuste foram os que relacionaram a sobrevivência diária com o efeito quadrático da abundância de ninhos de *E. chiriquensis* (Tabela 2). Para explicar a importância da abundância de ninhos de *E. chiriquensis* no sucesso reprodutivo de *S. islerorum*, escolhemos o modelo com menor AIC_c. Este modelo considera que a abundância de ninhos de *E. chiriquensis*, corrigida segundo o atraso na resposta funcional do predador, determina a sobrevivência diária dos ninhos de *S. islerorum*. Este modelo mostrou indícios de significância ($\chi^2 = 5,83$; gl = 2; $p = 0.054$). A equação da regressão logística (com um erro padrão abaixo e entre parênteses) para o melhor modelo foi:

$$\text{Logit}(S_i) = 4.1721 - 1.5776 (\text{timelag}) + 0.5073 (\text{timelag}^2)$$

$$(0,527) \quad (0,757) \quad (0,259)$$

Tabela 2. Resultado da seleção de modelos apresentando o ajustamento dos modelos de exposição logística da sobrevivência diária dos ninhos de *S. islerorum* (2003 a 2006) na ESECAE. Log_e (L) é o máximo valor da função de log-probabilidade, AIC_c é o Critério de Informação de Akaike, ΔAIC_c é a diferença entre o modelo melhor ajustado e um outro de maior AIC_c e w-AIC_c reflete o suporte relativo de cada modelo.

Modelo ^a	Log _e (L)	AIC _c	ΔAIC _c	Nº de parâmetros	w-AIC _c
ninho _{c/timelag} + ninho ² _{c/timelag}	-120.9	247.9	0.00	3	0.23
ninho _{s/timelag} + ninho ² _{s/timelag}	-121.2	248.4	0.54	3	0.17
data	-122.3	248.6	0.70	2	0.16
nulo	-123.5	249.0	1.16	1	0.13
data + data ²	-121.9	249.9	2.04	3	0.08
ano	-120.9	249.9	2.05	4	0.08
ninho _{c/timelag}	-123.2	250.4	2.50	2	0.07
ninho _{s/timelag}	-123.4	250.9	3.01	2	0.05
global	-118.8	251.7	3.81	7	0.03

^a As covariáveis dos modelos incluíram: efeito linear ao longo da estação reprodutiva (data), efeito polinomial quadrático ao longo da estação reprodutiva (data²), efeito linear da abundância de ninhos de *E. chiriquensis* (ninho_{s/timelag}); efeito quadrático da abundância de ninhos de *E. chiriquensis* (ninho²_{s/timelag}), efeito linear da abundância de ninhos de *E. chiriquensis* considerando o atraso na resposta funcional do predador à abundância destes ninhos (ninho_{c/timelag}), efeito polinomial quadrático da abundância de ninhos de *E. chiriquensis* considerando o atraso na resposta funcional do predador à abundância destes ninhos (ninho²_{c/timelag}), efeito categórico do ano (ano) e sobrevivência constante (constante).

As estimativas de sobrevivência diária dos ninhos de *S. islerorum* estiveram negativamente correlacionadas à abundâncias de ninhos de *E. chiriquensis* quando a abundância destes ninhos esteve entre 0,1% e 1,6% de ninhos/dia (Figura 1). As estimativas de sobrevivência diária dos ninhos de *S. islerorum* foram diretamente relacionadas à abundância de ninhos de *E. chiriquensis* quando a abundância destes ninhos foi maior que 1,7% de ninhos/dia (Figura 1).

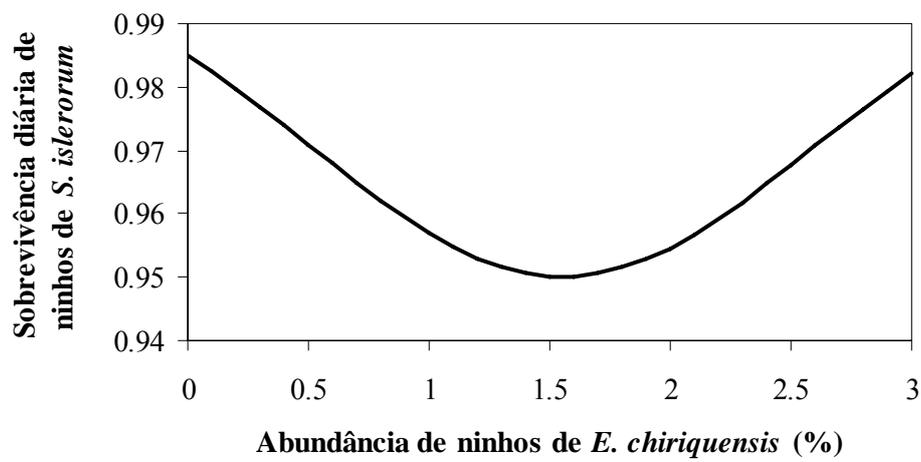


Figura 1. Estimativas de sobrevivência diária dos ninhos de *Suiriri islerorum* com base no modelo ‘timelag + timelag²’. A linha representa o efeito quadrático da abundância de ninhos de *Elaenia chiriquensis* sobre a probabilidade de sobrevivência diária dos ninhos de *S. islerorum*. Dados baseados nas estações reprodutivas de 2003 a 2006.

Avaliamos a sobrevivência diária dos ninhos de *S. islerorum* ao longo de cada estação reprodutiva. Para isso, substituímos na equação do melhor modelo os valores de abundância de ninhos de *E. chiriquensis* ($\text{ninho}_c/\text{timelag}$) referentes ao período de sobreposição com ninhos de *S. islerorum*. Consideramos o atraso da resposta do predador à abundância de ninhos de *E. chiriquensis* (Figura 2). Constatamos que as estimativas de sobrevivência diária dos ninhos de *S. islerorum* (2003, 2005 e 2006) tenderam a ser maiores no início do período reprodutivo, decresceram ao longo da estação e sofreram uma oscilação em forma de sino do meio para o fim da estação (Figura 2). Os período de altas estimativas de sobrevivência diária dos ninhos de *S.*

islerorum no meio da estação reprodutiva estiveram relacionados a uma redução (2005) ou a um aumento excessivo (2003 e 2006) na abundância de ninhos de *E. chiriquensis*. Em 2004, quando a estimativa de sucesso reprodutivo foi maior que a dos outros anos (Capítulo 2), a sobrevivência diária sofreu maior número de picos de oscilação (Figura 2). Estes picos resultaram em períodos mais longos de altas estimativas de sobrevivência diária. Os maiores valores de sobrevivência estiveram associados a um longo período de ausência de ninhos de *E. chiriquensis* no início da estação reprodutiva (Figura 2).

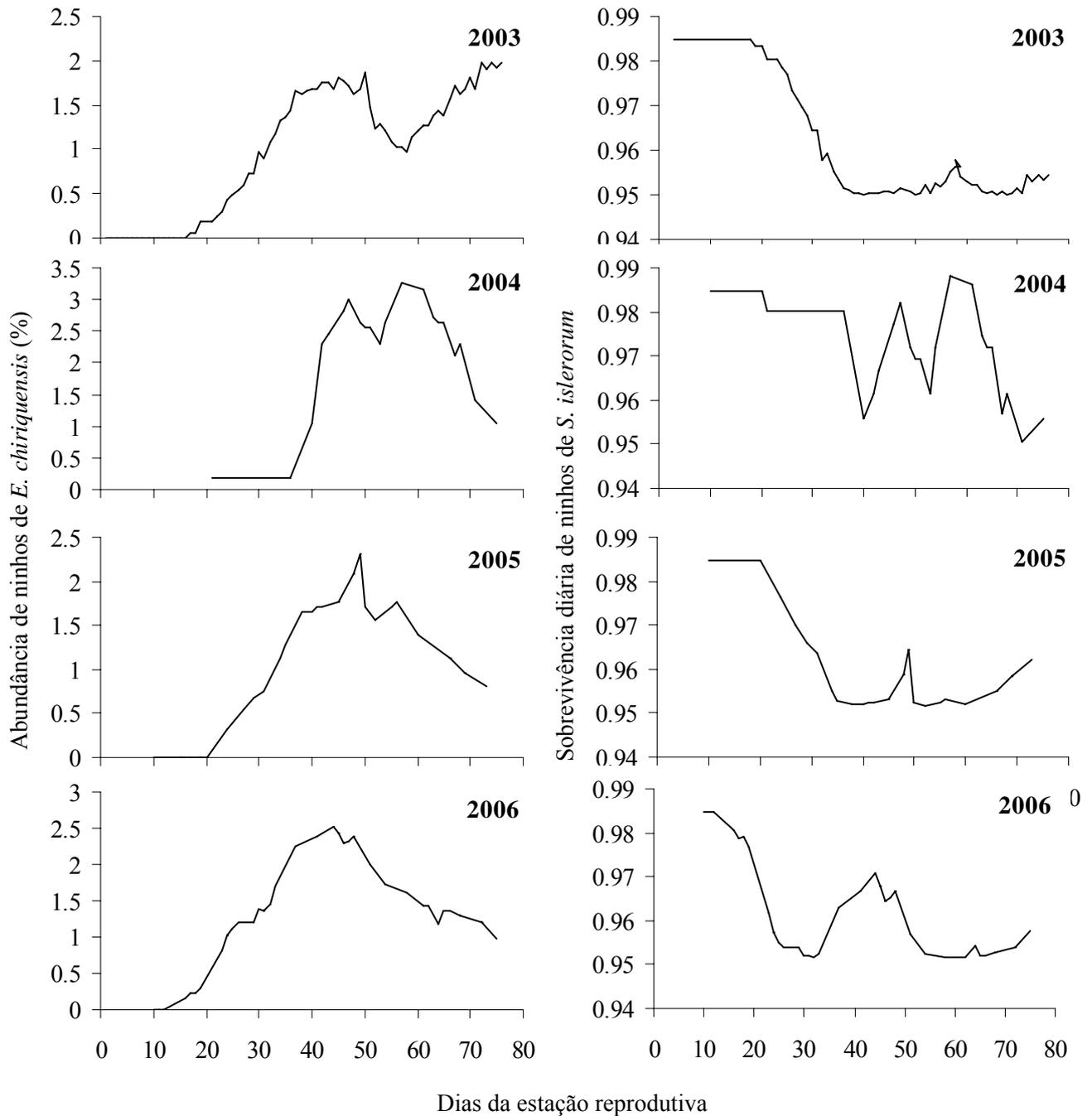


Figura 2. Percentual de abundância diária de ninhos de *Elaenia chiriquensis* ao longo das estações reprodutivas de 2003 a 2006 (à esquerda) e estimativas de sobrevivência diária dos ninhos de *Suiriri islerorum* determinadas com base nos dados de abundância de ninhos de *E. chiriquensis* em cada ano (à direita). As estimativas de sobrevivência diária foram obtidas a partir da equação do melhor modelo. Consideramos os dados de abundância de ninhos corrigidos segundo a resposta funcional do predador em cada estação reprodutiva.

4. DISCUSSÃO

4.1. FATORES RELACIONADOS AO INSUCESSO DE *S. ISLERORUM*

A predação foi o principal motivo de insucesso dos ninhos de *S. islerorum*, assim como o esperado para Passeriformes tropicais (Stutchbury & Morton 2001). A predação de ninhos normalmente é responsável por variações temporais no sucesso reprodutivo de aves (Winter 1999, Burhans et al. 2002, Duca & Marini 2005, Grant et al. 2005). No entanto, poucos estudos determinaram quais covariáveis são capazes de produzir mudanças temporais na taxa de predação de ninhos (Roos 2002, Mahon & Martin 2006). *Suiriri islerorum* é uma ave cuja sobrevivência diária dos ninhos pode variar tanto dentro quanto entre estações reprodutivas (Capítulo 2) e a abundância de ninhos de *E. chiriquensis* foi um fator que explicou esta variação no risco de predação. As diferenças entre as datas de início do período reprodutivo de *E. chiriquensis* e *S. islerorum* e a variação na abundância de ninhos de *E. chiriquensis* ao longo da estação, devem determinar pelo menos parte das variações intra e inter anuais no risco de predação dos ninhos de *S. islerorum*. Os efeitos da abundância de ninhos de *E. chiriquensis* foram maiores principalmente quando considerado o atraso na resposta funcional do predador à abundância destes ninhos.

4.2. INTERAÇÃO INDIRETA ENTRE AS ESPÉCIES

A variação no risco de predação de ninhos de *S. islerorum* em função da abundância de ninhos de *E. chiriquensis* evidência uma interação indireta destas espécies. Interações indiretas ocorrem quando o efeito que uma espécie exerce sobre a outra é mediado por uma terceira espécie ou grupo de espécies (Holt & Lawton 1994, Wootton 1994), neste caso, os predadores de ninho. Este tipo de interação foi definido pela primeira vez como competição aparente (Holt 1977).

O mecanismo que estabelece um sistema de interação indireta pode ser do tipo longa-duração (*long-term*), quando envolve respostas numéricas (trans-geracional) no tamanho populacional dos predadores, ou curta-duração (*short-term*), quando envolve respostas comportamentais do predador (agregação espacial, ou resposta funcional) (Holt 1977, Holt & Kotler 1987, Schmitt 1987, Holt & Lawton 1994). Quando ambos os efeitos se sobrepõem, os efeitos numéricos se sobressaem aos comportamentais (Abrams & Matsuda 1996). Na interação indireta observada entre *S. islerorum* e *E. chiriquensis*, o recurso para os predadores (conteúdo dos ninhos) está concentrado temporalmente entre os meses de setembro e dezembro, passando a fazer parte da dieta dos predadores durante este período. Portanto, certamente ocorre uma mudança funcional no comportamento do predador, o qual passa a incluir na sua dieta, ovos e filhotes encontrados nos ninhos destas aves. Esta evidência aponta para a existência de um mecanismo de curta-duração, o qual determina a interação indireta ao longo de cada estação reprodutiva. A redução na predação de ninhos de *S. islerorum* a partir de uma dada abundância de ninhos de *E. chiriquensis* é outra evidência que aponta para a existência de efeitos comportamentais mais acentuados que o efeito numérico. Normalmente a taxa de predação tende a diminuir a partir do ponto em que a disponibilidade de alimento é maior que a capacidade de consumo dos indivíduos. Este efeito é conhecido como saceamento do predador e só ocorre quando o mecanismo que determina a interação é de curta-duração (Holt & Kotler 1987).

Possivelmente, não ha um efeito numérico dentro de uma mesma estação reprodutiva. Isto porque os potenciais predadores de ninhos de aves (Robinson & Robinson 2001, Thompson & Burhans 2003, Stake et al. 2004, Robinson et al. 2005) possuem ciclo de vida maior que o período reprodutivo. A gralha-do-campo (*Cyanocorax cristatellus*), espécie predadora de ninhos de Passeriformes na ESECAE (França et al., *em preparação*) é um exemplo de predador local que não pode responder numericamente à abundância da presa dentro de uma estação reprodutiva.

A existência de mecanismos de curta-duração determinando interações indiretas foi proposta inicialmente para cenários em escala espacial (Holt & Kotler 1987). Estudos posteriores com diferentes táxons e teias alimentares também detectaram esta interação em escala espacial (Schmitt 1987, Hoi & Winkler 1994, Muller & Godfray 1997). No entanto, o mecanismo de curta-duração também pode ocorrer em cenários definidos por escala temporal (Drost & McCluskey 1992). Nosso estudo é uma das poucas evidências a respeito desta perspectiva de uma interação indireta. Não encontramos estudos que determinaram esta interação indireta temporal utilizando ninhos naturais de aves.

A interação indireta se caracterizou como uma interação negativa para *S. islerorum* e possivelmente neutra para *E. chiriquensis*, sendo assim definida como ‘amensalismo indireto’ ($- ; 0$) (Chaneton & Bonsall 2000). Porém apesar dos efeitos da abundância de ninhos de *E. chiriquensis* sobre o risco de predação de ninhos de *S. islerorum* terem sido negativos, a regressão que definiu a interação foi inversamente correlacionada apenas até uma dada abundância de ninhos de *E. chiriquensis*. Apartir desta abundância de ninhos de *E. chiriquensis* os efeitos sobre o risco de predação dos ninhos de *S. islerorum* permaneceram negativos porém a regressão passa a ser definida por uma correlação direta.

Estudos teóricos (Abrams 1987, Abrams & Matsuda 1996) e experimentais em laboratório (Murdoch 1969) demonstraram que o aumento na abundância de uma presa pode acarretar redução no consumo da outra presa. Este efeito foi observado em campo para *S. islerorum* em escala temporal, visto que dentro de cada estação reprodutiva a interação negativa oscilou entre efeitos direta e inversamente correlacionados. Cabe ainda ressaltar que este efeito indireto dos ninhos de *E. chiriquensis* sobre os ninhos de *S. islerorum*, parece ter sido mais preciso quando considerado o atraso na resposta funcional do predador à abundância de ninhos de *E. chiriquensis*. Esta oscilação temporal entre efeitos direta e inversamente relacionados para uma interação indireta via mecanismo de curta duração, possivelmente, ainda não foi abordada em outros estudos.

A força das interações indiretas define a simetria da interação (Chaneton & Bonsall 2000). No nosso estudo não definimos a reciprocidade do efeito para *E. chiriquensis*, porém, as evidências indicam que se há efeito sobre *E. chiriquensis* este não deve ter a mesma magnitude dos efeitos causados em *S. islerorum*. A densidade de ninhos de *E. chiriquensis* foi cerca de 84 ninhos/ha ao longo da estação reprodutiva (Paiva, *em preparação*). Por outro lado, a de *S. islerorum* não ultrapassou 0,3 ninhos/ha ao longo da estação. Isto deve caracterizar *S. islerorum* como uma presa rara. Nos sistemas em que uma presa é invasora ou rara, normalmente o predador responde à abundância da presa comum enquanto a presa rara é consumida apenas de forma oportuna (Holt & Kotler 1987, Yanes & Suárez 1996, Marini & Weale 1997).

Segundo uma revisão sobre competição aparente (Chaneton & Bonsall 2000) apenas três estudos haviam provado a existência dessa interação indireta envolvendo ninhos de aves (Savidge 1987, Hoi & Winkler 1994, Schmidt & Whelan 1998), sendo dois destes estudos baseados apenas em experimentos artificiais. Outros estudos também demonstraram a existência de interação indireta envolvendo predação de ninhos (Vickery 1992, Underhill et al. 1993). Nosso estudo, entretanto, aponta evidências da existência de interações indiretas entre duas aves com base em observações de ninhos naturais. Como não houve manipulações experimentais e a comunidade de presas (ninhos) e predadores da área de estudo deve envolver mais que três espécies (duas presas e um predador), a teia alimentar aqui apresentada certamente não é completa. Provavelmente, a interação é mais complexa e difusa (Holt & Lawton 1994). Porém, nossa análise indicou uma interação indireta de *E. chiriquensis*, cuja abundância de ninhos foi extremamente alta, com *S. islerorum*, cuja abundância de ninhos foi extremamente baixa. Esta interação foi mais importante que outros fatores tempo-específico relacionados ao período reprodutivo (data ou data²). Portanto, pelo menos na perspectiva dos efeitos observados de *E. chiriquensis* em *S. islerorum*, as interações indiretas apontadas podem ser efetivas.

4.3. CONSIDERAÇÕES SOBRE CONSERVAÇÃO DE *S. ISLERORUM*

A atual taxa de predação de *S. islerorum* possivelmente não é uma condição normal desta população, visto que leva a processos de extinção (Capítulo 4). Outros Passeriformes que constroem ninhos abertos tais como *Neothraupis fasciata* (Duca 2007) e *Cypsnagra hirundinacea* (Santos, *em preparação*) também apresentaram taxas de predação elevadas na ESECAE. Portanto, sugerimos que seja investigada a hipótese de que a população de *E. chiriquensis* desta área esteja acima da densidade comumente observada para esta espécie e, com isto, esteja interferindo negativamente no sucesso reprodutivo de outros Passeriformes, via compartilhamento de predadores. Esta condição pode levar à extinção espécies com populações que ocorrem em baixa densidade (Gibson 2006), assim como as populações de *S. islerorum* (Lopes & Marini 2006) e *Cypsnagra hirundinacea* (Santos, *em preparação*) na ESECAE.

Considerando que a abundância de ninhos de *E. chiriquensis* é um fator fortemente ligado à condição de baixo sucesso da população de *S. islerorum* na ESECAE, sugerimos que caso uma alternativa de manejo seja implementada nesta população, esta deva reduzir a ação desta interação indireta entre *S. islerorum* e *E. chiriquensis*. Isto pode ser feito impedindo-se a predação dos ninhos ou interferindo na abundância de *E. chiriquensis*.

CAPÍTULO 4

EXTINÇÃO LOCAL E ALTERNATIVAS PARA CONSERVAÇÃO DE UM PASSERIFORME (*Suiriri islerorum*) COM DENSIDADE POPULACIONAL NATURALMENTE BAIXA

1. INTRODUÇÃO

Estudar espécies ameaçadas objetivando minimizar a ação antrópica sobre suas populações tem sido um dos enfoques atuais da biologia da conservação (Goldingay & Possingham 1995, Armstrong & Ewen 2002). Para isto, é preciso identificar as espécies em risco de extinção e proteger áreas ocupadas por espécies em ameaça eminente ou desenvolver planos de manejo para espécies cuja intervenção imediata é necessária para sua persistência no ambiente (Carroll et al. 1996). A Análise de Viabilidade de Populações (*Population Viability Analysis - PVA*) é uma ferramenta quantitativa que pode ser usada para auxiliar na resolução destes problemas (Possingham et al. 1993, Beissinger & McCullough 2002). A PVA utiliza parâmetros ambientais e demográficos para estabelecer a probabilidade de persistência de uma população sob diferentes condições ambientais e para determinar como reduzir o risco de extinção de espécies ameaçadas (Possingham et al. 2001).

As constantes críticas ao uso da PVA (Coulson et al. 2001, Ellner et al. 2002) têm transformado o modo como esta é usada na conservação de espécies. Uma das principais críticas refere-se à baixa precisão das estimativas de persistência, quando os dados são obtidos com base em séries temporais curtas (Hamilton & Møller 1995, Ludwig 1999). Porém, a maioria das espécies em risco não possui dados temporalmente longos e não podem esperar que estes sejam obtidos antes que se implemente um plano de manejo de suas populações. O problema de imprecisão pode ser minimizado quando são considerados níveis de incerteza nos valores dos parâmetros médios e de seus respectivos desvios padrões (Ellner et al. 2002, Parysow & Tazik 2002). Além disso, a consideração de riscos de extinção relativos e não absolutos, também podem minimizar os erros associados às PVAs (Beissinger & Westphal 1998). Apesar das recentes críticas, a PVA já mostrou ser uma ferramenta eficiente na seleção de planos de manejo de espécies ameaçadas (Lindenmayer et al. 1993, Possingham et al. 1993, 2001) e na determinação dos valores mínimos de parâmetros de forte impacto no risco de extinção (Parysow

& Tazik 2002). Além disso, a precisão de uma análise de viabilidade pode ser menos questionável quando os riscos de extinção estabelecidos são iguais a zero ou um (Armstrong & Ewen 2002). Portanto, a PVA ainda é um método eficiente para o estudo de espécies ameaçadas, desde que sejam consideradas suas restrições e recomendações para minimizar os erros.

No Cerrado, uma savana neotropical, quase não existem informações quantitativas sobre o estado de conservação das espécies de aves (porém ver Tubelis & Cavalcanti 2000, Duca 2007). Este bioma é atualmente afetado por altas taxas anuais de conversão de áreas naturais em áreas antrópicas (20.000 e 30.000 km²/ano) e cerca de 55% dos habitats naturais já foram transformados ou destruídos por atividades humanas (Klink & Machado 2005). Esta destruição de habitats é o principal problema relacionado à conservação da biodiversidade local (Silva et al. 2006). Para muitas aves, a destruição e isolamento dos habitats naturais ocasionam redução na densidade das populações remanescentes (Andrén 1994, Bender et al. 1998). No Cerrado, este pode ser um problema que, associado a outros fatores em cadeia, está afetando a probabilidade de persistência das espécies.

Suiriri islerorum (Suiriri da Chapada), uma ave considerada endêmica do Cerrado (Silva & Bates 2002, Lopes 2005), possui características intrínsecas que aumentam a propensão à extinção de espécies que ocorrem em áreas fragmentadas (Gaston 1994, Freitag & Jaarsveld 1997). Entre estas características estão a alta restrição de habitat (Lopes & Marini 2006) e a baixa densidade populacional, a qual é cerca de 0,09 indivíduos reprodutivamente ativos por hectare (Lopes & Marini 2006). Sabe-se que certas populações de *S. islerorum* devem estar enfrentando algum risco de extinção (França & Marini, *dados não publicados*). Duas populações dessa ave estabelecidas em áreas legalmente protegidas de Cerrado do Brasil central, apresentam densidade populacional pelo menos duas vezes menor que a capacidade suporte da área (Estação Ecológicas de Águas Emendadas - ESECAE e Parque Nacional de Brasília - PNB; França & Marini, *dados não publicados*). A densidade de indivíduos é um parâmetro demográfico usado como indicador de risco de extinção de populações (O'Grady et al. 2004) e para estas populações

de *S. islerorum* pode estar indicando a ocorrência de problemas demográficos. Em outra área, não foram encontrados indivíduos, mesmo havendo habitats com potencial para abrigar uma população da espécie (Complexo FAL-IBGE-Jardim Botânico; França & Marini, *dados não publicados*). Para a população localizada na ESECAE foi observado um processo de redução anual na abundância de indivíduos reprodutivamente ativos (Capítulo 1) e, isto, deve acarretar a atual condição de baixa densidade populacional.

As atuais evidências de risco de extinção caracterizam *S. islerorum* como uma espécie que necessita de estudos de viabilidade de populações e de estratégias de conservação. Porém, é preciso que se conheça a cadeia de interações ecológicas que levam ao estabelecimento do risco de extinção, para que as alternativas de conservação reflitam em estratégias reais de proteção da espécie. As análises de viabilidade não são capazes de apontar os processos ecológicos que estão associados ao declínio populacional e, apesar de determinar a importância relativa que diferentes parâmetros demográficos exercem nesse processo, não podem determinar quais parâmetros estão negativamente alterados na população (Beissinger & McCullough 2002, Reed et al. 2002). Para contornar estes problemas no estudo aqui apresentado, (1) determinamos o risco de extinção da população de *S. islerorum* da ESECAE utilizando dados demográficos desta mesma população (Capítulos 1, Capítulo 2, Lopes & Marini 2006); (2) avaliamos uma perspectiva de conservação desta população com base em interações ecológicas que mostraram afetar negativamente alguns de seus parâmetros demográficos (Capítulos 2 e 3) e; (3) estabelecemos os valores mínimos dos parâmetros e as condições ecológicas que possibilitam a ocorrência de populações viáveis, considerando para isto, os fatores relacionados à condição de risco da população estudada (Capítulos 1, 2 e 3).

2. MÉTODOS

2.1. IMPLEMENTAÇÃO DOS MODELOS

Todos os cenários criados para *S. islerorum* foram implementados no programa Vortex versão 9.6 (Lacy et al. 2005) para uma população isolada. O Vortex é capaz de modelar efeitos determinísticos e estocásticos na dinâmica de uma população (Miller & Lacy 2005). Utilizamos 500 replicações para cada combinação de valores dos parâmetros (Cenário) com um horizonte de tempo igual a 100 anos. Definimos uma população como extinta quando todos os indivíduos de um dado sexo deixaram de existir na população, o que consideramos como extinção completa da população. Os resultados foram sumarizados em termos de número final médio de indivíduos, diversidade gênica (representa heterozigozidade) e, em alguns casos, probabilidade de extinção.

2.2. FONTE DE DADOS

2.2.1. Estrutura social: As populações dessa ave são compostas por indivíduos territorialistas e indivíduos flutuantes (Capítulo 1) e os territórios são ocupados por apenas um casal comportamentalmente monogâmico (Lopes & Marini 2006, *observação pessoal*) que defende a área ao longo de vários anos (*observação pessoal*). Consideramos a razão sexual de 1:1.

2.2.2. Tamanho inicial da população: Obtivemos o tamanho da população com base no número de casais territorialistas encontrados na ESECAE (França & Marini, *dados não publicados*) e com base na proporção de flutuantes esperada para uma população com o número de indivíduos territorialistas observado nesta área. Calculamos a proporção esperada de flutuantes na população com base nas fórmulas:

$$(1) NFE = NFA \times C$$

Sendo que: “NFE” é o número de flutuantes esperado na porção de área da ESECAE em que ocorreu o estudo sobre sobrevivência e recrutamento de *S. islerorum* (Capítulo 1); “NFA” é o número de flutuantes avistados na área deste estudo e “C” a constante de reavistamento. A constante (valor = 2,86) foi obtida com base na chance de reavistamento calculada pelo programa MARK (0,35 Capítulo 1).

$$(2) \text{ PEF} = \text{NFE} / \text{NTI}$$

Sendo que: “PEF” é a proporção esperada de flutuantes e “NTI” é o número total de indivíduos na área em que ocorreu o estudo sobre sobrevivência e recrutamento de *S. islerorum* (Capítulo 1). O “NTI” foi calculado como sendo a soma do NFE e do número de indivíduos com territórios no local onde foram realizadas as buscas de indivíduos marcados (Capítulo 1).

2.2.3. Sobrevivência: Seguindo as recomendações para esta população, dividimos a sobrevivência em duas classes (indivíduos flutuantes e territorialistas) sem diferenciar valores entre machos e fêmeas (Capítulo 1). Consideramos os valores de desvio padrão da sobrevivência desta população para representar os efeitos da variação ambiental na sobrevivência de territorialistas (Capítulo 1). Devido ao baixo número amostral de flutuantes, não consideramos o desvio padrão da sobrevivência desta categoria ao avaliar os efeitos da variação ambiental (Capítulo 1). Atribuímos o mesmo efeito da variação ambiental observada na sobrevivência de territorialistas para os flutuantes. Os mesmos valores para o efeito da variação ambiental na sobrevivência de indivíduos flutuantes e territorialistas já foram observados para outro passeriforme (*Lichenostomus melanops*) com estrutura social semelhante (McCarthy 1996).

2.2.4. Reprodução: Para o cálculo de porcentagem de fêmeas com êxito reprodutivo por ano, consideramos: sucesso reprodutivo (1), número médio de tentativas por estação reprodutiva (2) e proporção de fêmeas reprodutivamente ativas (3). A porcentagem de fêmeas com êxito

reprodutivo juntamente com o tamanho das ninhadas (ver abaixo: proporção esperada de ninhadas com um e dois ovos) determinam a fecundidade média da população. O uso de todos estes parâmetros reduz o problema de se estimar fecundidade com base apenas em sucesso reprodutivo e tamanho da ninhada (Jones et al. 2005).

O sucesso reprodutivo (1) foi obtido com base na análise de modelos lineares generalizados (Capítulo 2). O número médio de tentativas (2) foi obtido com base no acompanhamento de cerca de 10 casais/ano de *S. islerorum* na ESECAE, durante quatro anos de estudo (Lopes & Marini 2005, França & Marini, *dados não publicados*). Estes indivíduos possuíam marcações individuais que permitiram determinar a fêmea e o macho que cuidavam dos ninhos. A proporção de fêmeas reprodutivamente ativas (3) foi obtida com base na proporção de fêmeas territorialistas (indivíduos reprodutivamente ativos) e na proporção de fêmeas flutuantes (indivíduos não ativos). A proporção de fêmeas flutuantes usada para o cálculo de fecundidade foi a mesma considerada para o cálculo de tamanho inicial da população.

O efeito da variação ambiental na reprodução dessa população de *S. islerorum* foi obtido com base no desvio padrão do sucesso reprodutivo (4,0). Consideramos a literatura recomendada por Miller & Lacy (2005) para estimativas de desvio padrão com pequeno tamanho amostral. Segundo esta, a variação observada deve ser dividida pela variação esperada para uma distribuição normal (ver Rohlf & Sokal 1981). Para obter um valor mais preciso, visto o baixo número de anos deste estudo, comparamos o valor observado com os valores de outros Passeriformes estudados na ESECAE, durante o mesmo período. Os valores observados para *Elaenia chiriquensis* e *Neothraupis fasciata* foram de 5,8 (Paiva, *em preparação*) e de 5,6 pontos percentuais (Duca 2007), respectivamente. Por isso, assumimos o valor de 5,0 pontos.

Calculamos a proporção esperada de ninhadas com um e com dois ovos e consideramos estes valores para o cálculo de distribuição do número de filhotes por fêmea com êxito reprodutivo por ano (N = 51 ninhos). Obtivemos o número máximo de proles com base no número máximo de ovos que uma fêmea põe por ninho (N = 56 ninhos). Não consideramos

múltiplas tentativas reprodutivas bem sucedidas, pois apesar de múltiplas tentativas serem comuns não foram constatados dois eventos reprodutivos bem sucedidos numa mesma estação (Lopes & Marini 2005; França & Marini, *dados não publicados*). Além disso, múltiplas tentativas bem sucedidas não devem ocorrer devido ao longo tempo que cada tentativa reprodutiva exige para se completar um ciclo com sucesso (incubação e cuidado dos ninhegos igual a 34 dias; alimentação do filhote, maior tempo observado igual a 15 dias; filhote chamando pelos adultos, maior tempo observado 90 dias), bem como, devido a curta duração do período reprodutivo (máximo de 86 dias entre o registro da postura do primeiro ovo e da saída do último filhote dos ninhos em uma estação reprodutiva) (Lopes & Marini 2005; Capítulo 2; França & Marini, *dados não publicados*).

Consideramos a idade reprodutiva mínima igual a um ano, pois observamos indivíduos com essa idade pareados e com ninhos que apresentaram a fase de ovo. Consideramos a idade reprodutiva máxima como sendo igual a 10 anos. Baseamos esta idade em dados de outros Passeriformes (Snow & Lill 1974, Stutchbury & Morton 2001). Estes estudos registraram indivíduos vivos de diferentes espécies com idade máxima variando entre 6 e 16 anos. Os tiranídeos registrados vivos apresentaram idade variando entre 8 e 10 anos.

2.2.5. Porcentagem de machos adultos reprodutivos: Este parâmetro refere-se ao número de machos que estão potencialmente em atividade reprodutiva ao longo de uma estação. Para *S. islerorum* consideramos este valor igual a 100%. Algumas características da espécie foram consideradas para determinar este valor: (1) como a espécie é comportalmente monogâmica e ambos os sexos podem se reproduzir a partir de um ano de vida, espera-se que o mesmo número de machos e fêmeas esteja potencialmente pronto para se reproduzir numa dada estação reprodutiva; (2) os machos que estão pareados podem se reproduzir com suas fêmeas em anos consecutivos. Esta última característica não é observada em alguns mamíferos os quais

apresentam cuidado parental mais longo que um ciclo reprodutivo e que não voltam a se reproduzir enquanto cuidam da prole (Miller & Lacy 2005).

2.2.6. Concordância na variação ambiental: A diferença observada entre os padrões anuais de variação na sobrevivência e no sucesso reprodutivo de *S. islerorum* indicou não haver concordância entre estes parâmetros quanto ao efeito da variação ambiental (Capítulos 1 e 2).

2.2.7. Obtenção dos valores de sobrevivência e de sucesso reprodutivo: Os dados de sobrevivência foram obtidos em campo durante cinco anos de captura-marcação-reavistamento de indivíduos territorialistas e flutuantes ($n = 42$ indivíduos; Capítulo 1). Enquanto os dados de sucesso reprodutivo foram obtidos durante quatro anos de monitoramento de ninhos ($N = 56$; Capítulo 2). Os valores destes parâmetros usados na análise de viabilidade foram obtidos a partir de modelos lineares generalizados, selecionados com base no Critério de Informação de Akaike (AIC). O uso dessa técnica envolve a construção de vários modelos que consideram diferentes combinações dos fatores com potencial de afetar o parâmetro testado, bem como, a posterior seleção do modelo mais simples e que melhor se ajusta aos dados (Burnham & Anderson 1998). Esta técnica de análise foi utilizada de forma eficiente em estudos de viabilidade de populações (Armstrong & Ewen 2002). O cálculo de sobrevivência foi obtido com base na estrutura de modelos de multi-estratos, calculados no programa MARK (Cooch & White 2004). O sucesso reprodutivo foi calculado no programa SAS com base em modelos logísticos que consideram a correção de Shaffer (2004). Esta correção permite que cada ninho seja vistoriado em intervalos de tempo diferentes sem que haja prejuízo nos resultados das análises. Os valores dos parâmetros utilizados na análise de viabilidade foram aqueles que consideram a acomodação de incerteza no melhor modelo estipulado pelo AIC (Cooch & White 2004).

2.2.8. Densidade-dependência: Utilizamos a fórmula padrão do programa Vortex para considerar a ocorrência de efeito dependente da densidade na reprodução. A porcentagem de fêmeas com êxito reprodutivo na capacidade suporte [chamada $P(K)$], foi calculada como sendo a multiplicação da porcentagem de fêmeas com sucesso reprodutivo e a proporção de flutuantes assumida. Para o cálculo da porcentagem de fêmeas com êxito reprodutivo em baixa densidade [chamada $P(0)$], consideramos a proporção de flutuantes como 0,01 e multiplicamos este valor pela porcentagem de fêmeas com sucesso reprodutivo.

Algumas evidências apontam para a ocorrência do efeito Allee nesta população (Capítulo 1). O efeito Allee é um efeito densidade-dependente inverso, que pode afetar a reprodução quando, por exemplo, as baixas densidades populacionais resultam em dificuldade de se encontrar parceiros para reproduzir (Berec et al. 2006). Na população estudada, foi observada a ocorrência de flutuantes mesmo havendo hábitat vago adequado para a ocupação de territórios (Capítulo 1). Além disso, os territórios abandonados não foram reocupados por novos casais, mesmo havendo indivíduos flutuantes com potencial de ocupá-los (Capítulo 1). Utilizamos o valor dois da constante Allee na função densidade-dependente para representar uma parte do efeito total de redução no $P(0)$, o qual ocorre devido à constatada presença de flutuantes nesta população. Determinamos o valor da constante “B”, que representa o efeito densidade-dependente negativo na reprodução, com base em dados da literatura (Fowler 1981) e nas recomendações do programa Vortex (Miller & Lacy 2005).

2.2.9. Endogamia: A população da ESECAE apresentou evidências de depressão endogâmica, tais como: ocorrência de fêmea infértil ($N = 1$), 25% de ninhos com pelo menos um ovo inviável ($N = 32$ ninhos avaliados) e pareamento entre irmãos ($N = 1$). Além disso, a população é composta por um número pequeno de indivíduos, o que facilita a ocorrência de processos endogâmicos. Estes fatores tornam prudente considerar a presença de efeitos deletérios

da endogamia. Como não possuíamos valores quantitativos para este parâmetro consideramos o valor padrão estipulado pelo programa Vortex.

2.2.10. Capacidade suporte: Calculamos a capacidade suporte de indivíduos territorialistas com a fórmula:

$$\text{Territorialistas} = (\text{TAV} \times \text{NIT}) / \text{TMT}$$

Sendo: TAV igual ao tamanho de área viável para o estabelecimento de territórios na ESECAE, NIT igual ao número de indivíduos por território e TMT igual ao tamanho médio dos territórios.

Calculamos a capacidade suporte de flutuantes com base na proporção de flutuantes usada no cálculo de tamanho inicial da população e com base na capacidade suporte de territorialistas. Somando a capacidade suporte de territorialistas e de flutuantes obtivemos a capacidade suporte da ESECAE. O efeito da variação ambiental na capacidade suporte foi obtido com base em dados da literatura (Parysow & Tazik 2002).

Consideramos o sugerido por Lopes & Marini (2006) para definir os tamanhos dos territórios e para determinar os tipos e proporções de habitats potencialmente utilizáveis pelos indivíduos territorialistas. Calculamos a área viável para o estabelecimento de territórios na ESECAE comparando imagens de satélites da região (Imagens de satélite 2007: DigitalGlobe, Europa Technologies e TerraMetrics, *IN* Programa Google Earth) com características da vegetação obtidas visualmente na própria área.

2.2.11. Catástrofe: A ocorrência de queimadas é um fator antrópico comum em áreas de conservação do Cerrado, assim como a ESECAE. Estas queimadas ocorrem principalmente no período de seca (SEMARH 2006), o qual coincide com o início do período reprodutivo de *S.*

islerorum. Como estes eventos são capazes de destruir os ninhos de *S. islerorum* e alterar a vegetação durante a reprodução, assumimos que são catástrofes capazes de afetar a reprodução das populações afetadas.

2.3. CENÁRIOS ALTERNATIVOS PARA A POPULAÇÃO DA ESECAE

Criamos um cenário básico e mais três cenários alternativos. Os cenários alternativos representam variações de valores dos parâmetros do cenário básico, as quais têm a possibilidade de ocorrer. A função destes cenários é avaliar o quão diferente seria o cenário básico caso estas alternativas ocorressem.

2.3.1. *Cenário básico:* Os dados deste cenário foram obtidos com base na fonte de dados descrita acima e os valores dos parâmetros estão sumarizados na Tabela 1. Utilizamos o cenário básico como base na construção de todos os demais cenários.

2.3.2. *Cenário fecundidade:* Neste cenário incluímos mais dois tipos de catástrofes, ambas com frequência de ocorrência igual a 25% e capazes de afetar apenas a reprodução. A primeira catástrofe considera que a reprodução é afetada negativamente e, com isso, é reduzida para 53% dos valores originais. A segunda catástrofe considera a ocorrência de um aumento na fecundidade de 254%. O programa é capaz de considerar que Catástrofes ambientais podem afetar positivamente alguns parâmetros de uma população (Miller & Lacy 2005). A frequência de ocorrência destas catástrofes e os valores de fecundidade resultantes foram obtidos com base em dados de sucesso reprodutivo de outro estudo com esta população (Capítulo 2). Os valores extremos de fecundidade ocasionados pelas catástrofes representam os valores de sucesso reprodutivo desproporcionalmente alto ou baixo durante o período do estudo (Capítulo 2).

2.3.3. Cenário otimista: Neste cenário assumimos a inexistência de efeito Allee, atribuindo valor zero ao parâmetro. Consideramos a proporção esperada de ninhadas com um ovo igual a 5% e com dois ovos igual a 95% e, por fim, desconsideramos a existência de depressão endogâmica.

2.3.4. Cenário pessimista: Para este cenário assumimos um forte efeito Allee, atribuindo valor oito a este parâmetro. Este valor foi o que representou o mesmo efeito de redução no $P(0)$ que o efeito constatado pela presença de 19% de flutuantes em uma população com o tamanho atualmente observado na ESECAE. Consideramos a proporção esperada de ninhadas com um ovo igual a 37% e com dois ovos igual a 63%. Isto foi feito para representar a proporção observada de ovos inviáveis nessa população ($N = 51$ ninhos amostrados).

Tabela 1. Valores dos parâmetros utilizados para implementar o cenário básico no programa Vortex.

Parâmetros	Valor	Fonte*
Sistema reprodutivo	monogâmico	Capítulo 1; a
Razão sexual no nascimento	1:1	
Tamanho inicial da população	59 indivíduos	Capítulo 1; b
Sobrevivência (%)		
Adultos (indivíduos territorialistas)	78,3	Capítulo 1
Efeitos da variação ambiental para adultos	5,0	Capítulo 1; c
Jovens (indivíduos flutuantes)	67,3	Capítulo 1
Efeitos da variação ambiental para jovens	5,0	Capítulo 1; d
Reprodução		
Número máximo de filhotes por ano	02	a; c
% de fêmeas com um ou dois filhotes		Capítulo 2; c
1 filhote	13,7	
2 filhotes	86,3	
Idade da primeira reprodução	01 ano	c
Idade máxima de reprodução	10 anos	e; f
% de machos adultos reprodutivos	100	
Variação ambiental na reprodução e sobrevivência	discordante	Capítulo 1 e 2
Reprodução dependente da densidade		
% de fêmeas com êxito reprodutivo P(0)	37,3	Capítulos 1 e 2; a; b; c
% de fêmeas com êxito reprodutivo P(K)	30,6	Capítulos 1 e 2; a; b; c
Efeito Allee, A	02	Capítulos 1; c
Parâmetro densidade dependente, B	02	h
Variação ambiental na reprodução	5,0	Capítulo 2; i; j
Endogamia	padrão Vortex	c
Capacidade suporte		
Número de indivíduos	348	b; c
Efeitos da variação ambiental em K	07	k
Catástrofes (Número e tipos)	01 - fogo	
Frequência de ocorrência	01 a cada 10 anos	l
Severidade na reprodução	25%	
Severidade na sobrevivência	0,0%	

* Fonte: a) Lopes & Marini 2005; b) baseado em Lopes & Marini 2006; c) dados coletados para a população de *S. isleorum* da ESECAE; d) McCarthy 1996; e) Snow & Lill 1974; f) Stutchbury & Morton 2001; h) Fowler 1981; i) Paiva, *em preparação*; j) Duca 2007; k) Parysow & Tazik 2002; l) SEMARH 2006.

2.4. CENÁRIOS DE MANEJO DE INDIVÍDUOS NA ESECAE

Avaliamos a viabilidade de populações com 100, 200, 300 e 400 indivíduos na ESECAE. Estes tamanhos equivalem a 29%, 57%, 86% e 115%, respectivamente, da capacidade suporte determinada para a área. O objetivo desta análise foi prever a possibilidade de persistência de populações com diferentes números iniciais de indivíduos na ESECAE, caso um programa de reintrodução de indivíduos fosse realizado na reserva.

2.5. CENÁRIOS DE MANEJO DE OVOS NA ESECAE

O sucesso reprodutivo foi o parâmetro com maior potencial de estar negativamente alterado nesta população de *S. islerorum* (Capítulo 1 e 2) e a predação foi responsável por 88% dos insucessos dos ninhos. Portanto, o sucesso reprodutivo foi escolhido para ser o parâmetro controlado nas alternativas de manejo implementadas no Vortex.

No cenário de manejo de ovos consideramos a alternativa de substituir os ovos dos ninhos por réplicas de gesso, incubar os ovos em laboratório e devolver os filhotes recém nascidos para seu desenvolvimento no ninho dos pais. Este processo foi realizado para obter material genético de Passeriformes (Pipridae) tropicais e mostrou eficiência sem ocasionar depredação dos ninhos (Tori et al. 2006). Portanto, também pode ser testado com o objetivo de reduzir a taxa de predação de ovos. Para esta alternativa de manejo consideramos que 50% dos ninhos fossem manipulados entre os dias 03 e 19 de um período total de 34 dias de desenvolvimento do ninho (Capítulo 2).

Obtivemos o efeito deste manejo no sucesso reprodutivo considerando as estimativas diárias de sobrevivências já calculadas para a população de *S. islerorum* da ESECAE (Capítulo 2). Multiplicamos as estimativas diárias de sobrevivência ao longo dos 34 dias de ninho, excluindo os valores que se encontravam entre os dias 03 e 19. Este período excluído representou a expectativa de 100% de sobrevivência do conteúdo incubado em laboratório. Utilizando estes novos valores de sucesso reprodutivo, calculamos novas porcentagens de

fêmeas com êxito reprodutivo. Aplicamos este cenário de manejo no Vortex considerando escalas temporais menores (10, 15 e 20 anos de manejo) que o cenário básico. Com esta escala temporal pudemos avaliar estratégias de conservação com implementação mais realista.

2.6. CENÁRIOS DE POPULAÇÕES MÍNIMAS VIÁVEIS

Estimamos a fecundidade esperada e o tamanho mínimo esperado para uma população qualquer persistir com número aproximadamente constante de indivíduos ao longo de 100 anos. Para isso, simulamos populações com capacidade suporte e número inicial de indivíduos iguais a 100, 200, 400, 800, 1200 e 1600 indivíduos. Em cada um destes cenários, variamos positivamente a fecundidade entre zero e 30 pontos percentuais em intervalos de cinco pontos percentuais. Estes cenários foram utilizados para determinar o menor tamanho populacional e o melhor valor de fecundidade que são necessários para a manutenção de populações viáveis.

2.7. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

Testamos a sensibilidade do modelo básico a variações positivas de 10, 20 e 30% em alguns parâmetros, para determinar quais destes parâmetros têm maior potencial de alterar a probabilidade de extinção da população. Estando cientes da possibilidade de incerteza nos parâmetros usados para gerar os cenários, implementamos a análise de sensibilidade objetivando acessar a extensão com que os valores de incerteza podem afetar os resultados. Para avaliar a robustez dos cenários indivíduos adultos na ESECAE, projetamos o efeito da incerteza nos parâmetros “sobrevivência de adultos” e “porcentagem de fêmeas com êxito reprodutivo”. Consideramos alterações de até um desvio padrão para mais, nos valores médios destes parâmetros. Para testar a eficiência dos cenários de manejo de ovos na ESECAE, reduzimos a sobrevivência de adultos e jovens em um (nível 1) e dois (nível 2) pontos percentuais, a idade reprodutiva máxima em um e dois anos e a capacidade suporte em três e cinco indivíduos. Não estendemos os níveis de incerteza até o valor de um desvio padrão porque as estratégias de

manejo se mostraram ineficientes antes disso. Esta forma de avaliar a robustez dos resultados leva em consideração algumas das recomendações de Parysow & Tazik (2002). Segundo estes autores, para se estabelecer uma estratégia de manejo eficiente é preciso considerar a incerteza nos valores médios dos parâmetros não controlados nas alternativas de manejo.

3. RESULTADOS

3.1. PERSISTÊNCIA DA POPULAÇÃO DA ESECAE

Os cenários alternativos criados para esta população de *S. islerorum* indicam alta probabilidade de extinção completa da população (pelo menos 52% de chance) em um curto espaço de tempo (entre 17 e 58 anos) (Tabela 2). Para estes cenários a taxa de crescimento estocástico foi sempre negativa. O número final de indivíduos ficou próximo de zero em dois cenários e tendeu a decrescer em três cenários. Apenas no cenário fecundidade, o número de indivíduos permaneceu constante ao longo do tempo (Figura 1), não apresentando potencial para crescer até a capacidade suporte.

Dentre os parâmetros avaliados na análise de sensibilidade, a porcentagem de fêmeas com êxito reprodutivo e a sobrevivência de adultos foram os fatores com maior capacidade de alterar a probabilidade de extinção da população da ESECAE (Figura 2). Porém, estes parâmetros não mostraram potencial para gerar populações com chances de extinção menores que 10%, mesmo quando foram alterados positivamente em 30%.

Tabela 2. Resultados da análise de viabilidade da população de *S. islerorum* da ESECAE, baseada em quatro cenários alternativos. Previsão para 100 anos.

Cenário	Crescimento determinístico	Crescimento estocástico (DP)	Prop. de extinção	Nº final de indivíduos (DP)	Diversidade gênica (DP)	Nº de anos até a extinção
Básico	-0,250	-0,092 (0,185)	1	0,02 (0,32)	0,682 (0,037)	31,4
Fecundidade	-0,224	-0,018 (0,175)	0,57	58,01 (90,46)	0,735 (0,138)	47,8
Pessimista	-0,444	-0,180 (0,198)	1	0 (0)	0 (0)	16,9
Otimista	0,002	-0,019 (0,152)	0,52	36,16 (56,61)	0,630 (0,202)	58,5

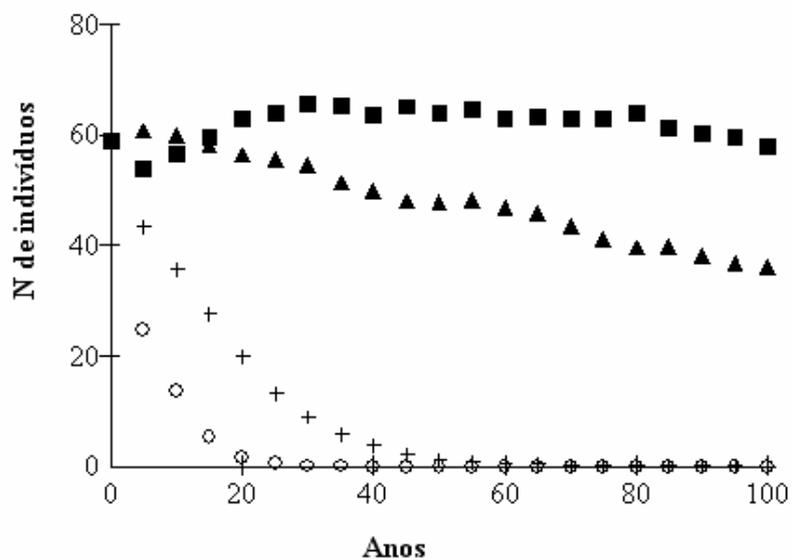


Figura 1. Tamanho populacional esperado para a população de *S. islerorum* da ESECAE ao longo de 100 anos, com base nos cenários alternativos. Cenários: Básico (+), Fecundidade (■), Pessimista (○) e Otimista (▲).

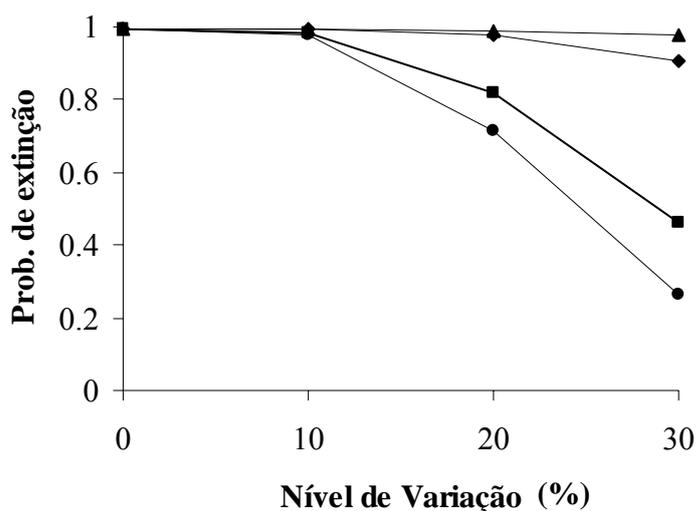


Figura 2. Probabilidade de extinção de uma população de *S. islerorum* após 100 anos, considerando-se diferentes níveis de sensibilidade para os parâmetros: tamanho inicial da população (▲), taxa de sobrevivência de jovens (◆), taxa de sobrevivência de adultos (■) e porcentagem de fêmeas com êxito reprodutivo (●).

3.2. CENÁRIO DE MANEJO DE INDIVÍDUOS NA ESECAE

O teste de sensibilidade à incerteza nos parâmetros porcentagem de fêmeas com êxito reprodutivo e sobrevivência de jovens e adultos, mostrou ser improvável que alterações no tamanho populacional reflitam em reversão na condição de extinção da população da ESECAE, independente do tamanho inicial desta população. Alterando-se positivamente os parâmetros não controlados no manejo, encontramos que a porcentagem média de fêmeas bem sucedidas pode ser cinco pontos percentuais maior (1 DP) sem que a probabilidade de extinção seja menor que 20% em populações com tamanho inicial entre 100 e 400 indivíduos (Tabela 3). Nessas populações o número final de indivíduos foi pelo menos 75% menor que o número inicial e a diversidade gênica final foi sempre menor que 90%. A sobrevivência média de adultos só reflete em populações com chance de extinção menor que 90% quando é pelo menos quatro pontos percentuais maior (1 DP = 5 pontos percentuais) independente do tamanho inicial adotado no cenário (Tabela 3). Porém, apesar destas populações não se extinguir por completo em 100 anos, o número final de indivíduos é pelo menos 40% menor que o número inicial, e a diversidade

gênica é sempre menor que 90%. Os cenários avaliados só refletem em populações viáveis quando as médias dos dois parâmetros de incerteza avaliados são alteradas simultaneamente pelo menos quatro pontos percentuais para mais (Tabela 3). Nesta condição, os cenários inicialmente com no mínimo 200 indivíduos, resultam em populações com probabilidade de extinção menor que 5%, com número final de indivíduos próximo à capacidade suporte e com diversidade gênica maior que 90%.

3.3. CENÁRIOS DE MANEJO DE OVOS NA ESECAE

Desconsiderando a incerteza nos valores dos parâmetros não controlados, a porcentagem de fêmeas de *S. islerorum* com êxito reprodutivo na ESECAE deve ser pelo menos 50% maior (15 pontos percentuais maior) que a naturalmente observada para que a população cresça até 300 indivíduos (Figura 3) e mantenha-se estável entorno deste valor. Com o nível de incerteza de cinco pontos percentuais (1 DP) nos parâmetros não controlados, a porcentagem de fêmeas com êxito reprodutivo deve ser duas vezes maior que a naturalmente observada (30 pontos percentuais maior) para que a população aumente até próximo à capacidade suporte e mantenha-se com número de indivíduos estável. Porém, o aumento de 25 pontos percentuais já é suficiente para o estabelecimento de uma população estável entorno de 200 indivíduos. Considerando-se um nível de incerteza de apenas três pontos percentuais, o aumento de 20 pontos percentuais na porcentagem de fêmeas com êxito já é suficiente para que a população cresça entorno de até 230 indivíduos e se mantenha estável com este valor. A diversidade gênica só se mantém acima de 90%, em todos os níveis de incerteza, quando a porcentagem de fêmeas com êxito reprodutivo é pelo menos 30 pontos percentuais maior (Figura 3).

Tabela 3. Análise de viabilidade da população de *S. islerorum* da ESECAE considerando diferentes tamanhos iniciais e mesma capacidade suporte da ESECAE. Na análise foram considerados valores positivos de incerteza (unidade = pontos percentuais) nos parâmetros: porcentagem de fêmeas com êxito reprodutivo, sobrevivência de adultos e ambos os parâmetros em conjunto.

Níveis de variação	Probabilidade de extinção				Número final de indivíduos				Diversidade gênica			
	100	200	300	400	100	200	300	400	100	200	300	400
<u>% de fêmeas com êxito reprodutivo</u>												
zero	1.00	0.98	0.97	0.96	0.14	0.23	0.77	0.56	0.68	0.62	0.71	0.63
2	0.97	0.89	0.78	0.73	0.59	2.63	6.12	7.47	0.64	0.71	0.69	0.72
3	0.91	0.73	0.62	0.55	2.22	9.62	16.01	19.12	0.68	0.72	0.74	0.75
4	0.82	0.54	0.46	0.34	7.21	24.24	31.49	37.13	0.71	0.75	0.79	0.79
5	0.68	0.32	0.26	0.20	16.70	46.66	60.48	63.36	0.74	0.80	0.82	0.82
<u>Sobrevivência de adultos</u>												
zero	1.00	0.98	0.97	0.96	0.14	0.23	0.77	0.56	0.68	0.62	0.71	0.63
2	0.94	0.77	0.64	0.59	1.95	6.78	13.71	15.25	0.68	0.73	0.75	0.73
3	0.81	0.52	0.37	0.35	7.79	25.94	34.31	36.85	0.73	0.77	0.78	0.78
4	0.63	0.27	0.18	0.12	22.27	60.20	77.63	89.52	0.76	0.81	0.83	0.84
5	0.39	0.09	0.06	0.02	57.97	110.82	133.14	147.14	0.79	0.84	0.87	0.88
<u>Ambos parâmetros</u>												
zero	1.00	0.98	0.97	0.96	0.14	0.23	0.77	0.56	0.68	0.62	0.71	0.63
2	0.76	0.37	0.27	0.22	13.04	40.32	57.38	62.24	0.73	0.78	0.81	0.82
3	0.33	0.06	0.04	0.02	68.97	135.12	144.35	159.93	0.79	0.85	0.88	0.88
4	0.08	0.01	0.00	0.00	190.39	239.75	244.92	245.56	0.86	0.90	0.91	0.91
5	0.01	0.00	0.00	0.00	279.53	294.05	288.59	292.95	0.90	0.92	0.92	0.92

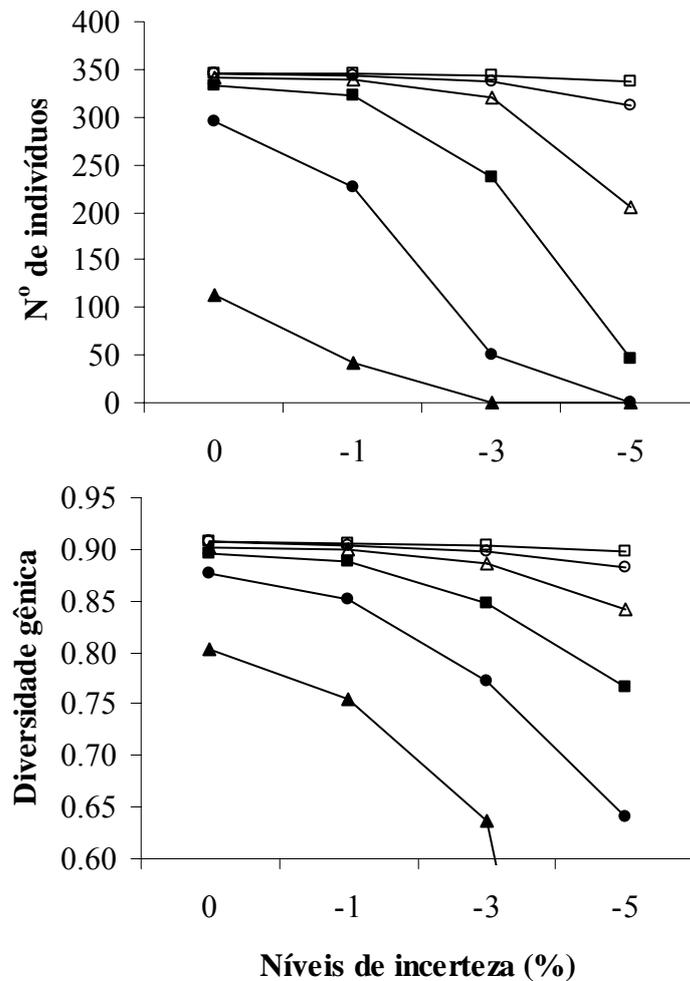


Figura 3. Número final de indivíduos e diversidade gênica considerando-se diferentes níveis de incerteza no parâmetros sobrevivência de jovens e adultos. Os símbolos representam a adição de 10 (▲), 15 (●), 20 (■), 25 (△), 30 (○) e 35 (□) pontos percentuais na porcentagem de fêmeas com êxito reprodutivo. Valores esperados para a população de *S. islerorum* da ESECAE após o intervalo de 100 anos.

A alternativa de manejo de ovos de *S. islerorum* mostrou potencial para aumentar a porcentagem de fêmeas com êxito reprodutivo em 4,5 pontos percentuais. Este aumento resulta numa mudança no tamanho da população de 59 indivíduos para 52, 50 e 46 indivíduos ao final de 10, 15 e 20 anos de manejo, respectivamente (Figura 4). Estes resultados tornam este manejo inviável mesmo sem considerar os níveis de incerteza nos fatores não manipulados (sobrevivência de jovens e adultos, idade reprodutiva máxima e capacidade suporte). Além disso, a diversidade gênica decresce ao longo do período de manejo e deve ser menor que 90% ao final de 20 anos (Figura 4).

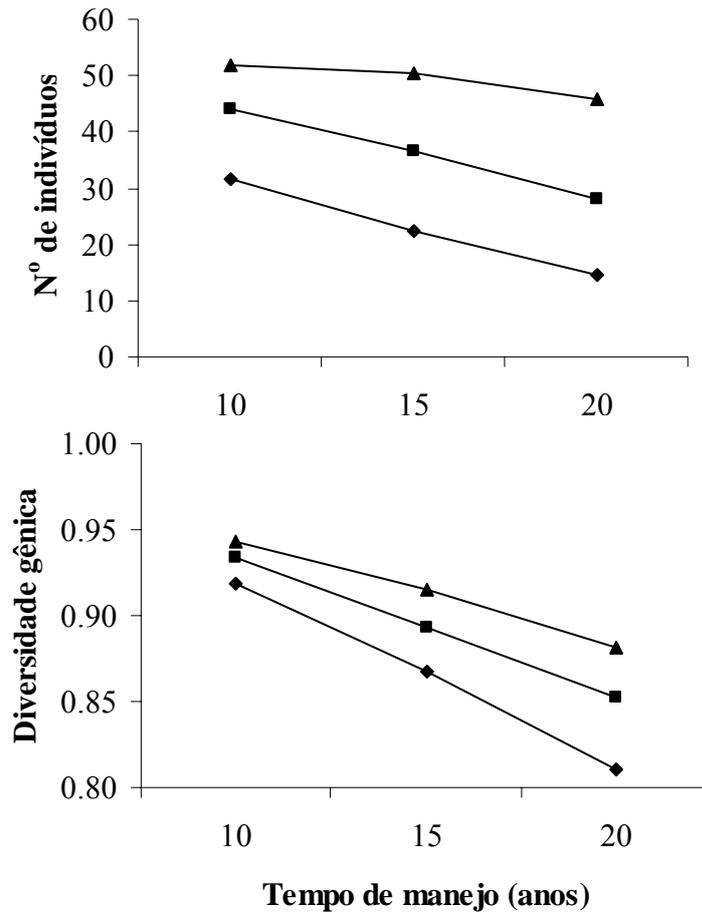


Figura 4. Tamanho populacional e diversidade gênica esperados após 10, 15 e 20 anos de manejo de ninhadas de *S. islerorum*. Os símbolos representam zero (▲), um (■) e dois (◆) níveis de incerteza nas variáveis não controladas no manejo.

3.4. CENÁRIOS DE POPULAÇÕES MÍNIMAS VIÁVEIS

Uma população com capacidade suporte e número inicial de indivíduos igual a 100, só mantém o tamanho populacional próximo à capacidade suporte e constante ao longo do tempo (Figura 5), quando a porcentagem de fêmeas com êxito reprodutivo é pelo menos duas vezes maior (30 pontos percentuais maior) que os valores médios estabelecidos para a população da ESECAE. Porém, mesmo nesta condição de maior fecundidade, a diversidade gênica média ao final de 100 anos é de apenas 75% (Figura 6). Populações com capacidade suporte e número de indivíduos igual a 200, mantém o tamanho populacional a partir de um aumento de 20 pontos

percentuais na porcentagem de fêmeas com êxito (Figura 5). A diversidade gênica média dessas populações se mantém abaixo de 90% (entorno de 87%) mesmo quando a porcentagem de fêmeas bem sucedidas é aumentada entre 20 e 30 pontos percentuais (Figura 6). Para populações com capacidade suporte e número de indivíduos entre 400 e 1600, qualquer aumento entre 15 e 30 pontos percentuais na porcentagem de fêmeas com sucesso reprodutivo acarreta populações com número de indivíduos próximo à capacidade suporte e, aproximadamente, constante ao longo do tempo. Este mesmo aumento na porcentagem de fêmeas bem sucedidas propicia uma diversidade gênica entorno de 90 e 95% para populações com 400 indivíduos, e em torno de 95 e 100% para populações superiores a 800 indivíduos (Figura 6). Áreas com habitats adequados para sobrevivência e reprodução de *S. islerorum*, quando menores que 570 ha ($K < 100$ indivíduos) provavelmente não são capazes de sustentar populações viáveis deste passeriforme. Por outro lado, áreas com habitat adequado maiores que 4600 ha ($K > 800$ indivíduos) são mais propensas à ocorrência de populações viáveis.

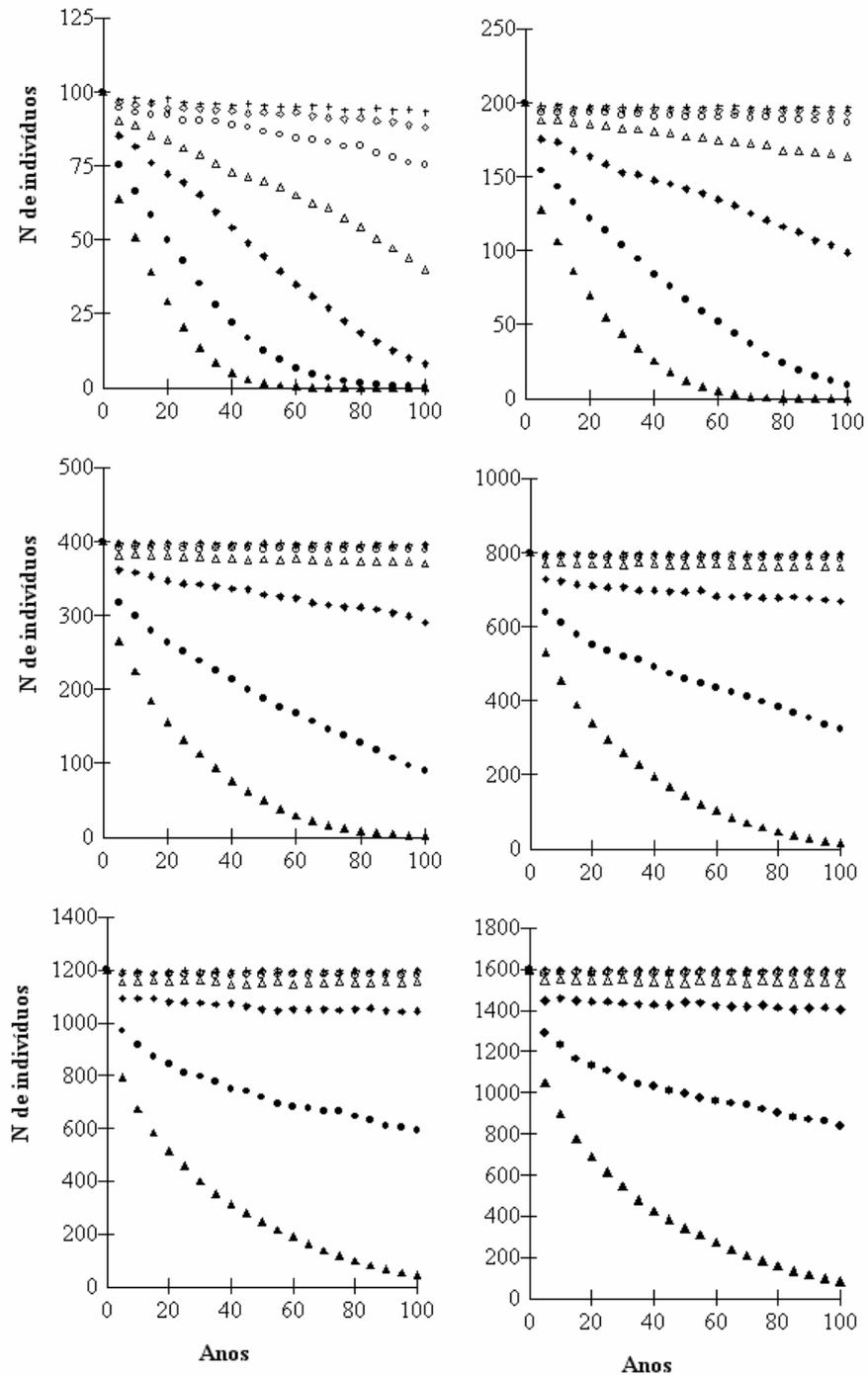


Figura 5. Estimativas de número de indivíduos ao longo de 100 anos para populações com tamanho inicial e capacidade suporte fixados entre 100 e 1600 indivíduos e demais parâmetros fixados segundo o modelo básico. Os símbolos representam a adição de zero (▲), 5 (●), 10 (◆), 15 (△), 20 (○), 25 (◇) e 30 (+) pontos percentuais na porcentagem de fêmeas com êxito reprodutivo.

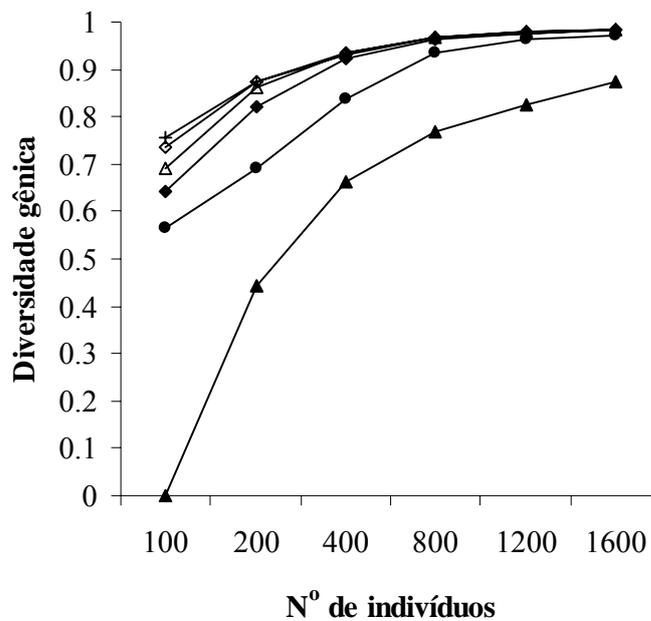


Figura 6. Estimativas de diversidade gênica ao final de 100 anos para populações com tamanho inicial e capacidade suporte fixados entre 100 e 1600 indivíduos e demais parâmetros fixados segundo o modelo básico médio. Os símbolos representam a adição de zero (▲), 5 (●), 10 (◆), 15 (△), 20 (○) e 30 (+) pontos percentuais na porcentagem de fêmeas com êxito reprodutivo.

4. DISCUSSÃO

4.1. RISCO DE EXTINÇÃO E PARÂMETROS QUE AFETAM A PERSISTÊNCIA

Segundo a análise de viabilidade, esta população de *S. islerorum* se extinguirá completamente em um curto espaço de tempo. Alterações na condição de extinção e na manutenção da diversidade gênica mínima recomendável (90% segundo Soulé et al. 1986) não devem ocorrer ao longo de 100 anos mesmo que o tamanho populacional seja imediatamente elevado até a capacidade suporte da área. Esta alta probabilidade de extinção demonstrou ser robusta mesmo quando consideramos níveis otimistas de incerteza nos parâmetros que, segundo a análise de sensibilidade (fecundidade, sobrevivência de adultos e sobrevivência de jovens), são os de maior potencial para alterar o risco de extinção de *S. islerorum* na ESECAE (Tabela 2). Alguns indícios já apontavam para a existência de risco de extinção nessa população, tais como contínua extinção anual de territórios (Capítulo 1) e provável ocorrência de processos

endogâmicos. Portanto, para que esta população não se extinga completamente alguma alternativa de manejo precisa ser implementada imediatamente.

Este estudo foi planejado de forma a minimizar algumas das possíveis críticas que pesam sobre o poder de previsão de extinção das análises de viabilidade. Um dos grandes problemas destas análises é a elaboração de modelos baseados em dados insuficientes ou fracos (Ruggiero et al. 1994, Beissinger & Westphal 1998, Brook & Kikkawa 1998). No estudo aqui apresentado, a maioria dos parâmetros foi obtida a partir da própria população de *S. islerorum*, o que deve aumentar o poder de predição da análise. Os parâmetros com alto potencial de afetar a probabilidade de persistência (sobrevivência e fecundidade) foram calculados com base nas mais recentes recomendações de análises de parâmetros demográficos (Dinsmore et al. 2002, Shaffer 2004) e foram obtidos em campo a partir das técnicas mais indicadas para coleta de dados demográficos de estudos que se restringem a uma espécie.

Para esta população de *S. islerorum*, foi possível demonstrar que o sucesso reprodutivo é um parâmetro com maior potencial de estar negativamente alterado do que a sobrevivência de adultos (Capítulos 1 e 2). Portanto, apesar da análise de sensibilidade ter caracterizado a porcentagem de fêmeas com êxito reprodutivo e a sobrevivência de adultos como os parâmetros mais relevantes no processo de extinção, a opção de traçar uma estratégia de manejo baseada em fatores ligados à reprodução deve ser mais adequada do que estratégias baseadas na sobrevivência de adultos. Nesta população, as altas taxas de predação foram responsáveis pela baixa fecundidade (Capítulo 2). Portanto, qualquer alternativa de manejo para a conservação *in situ* desta população de *S. islerorum*, deveria envolver prioritariamente alterações na taxa de predação de seus ninhos.

Um manejo que visa controlar exclusivamente fatores ligados à reprodução contraria o processo intuitivo natural normalmente adotado em estratégias de manejo. Como a sobrevivência de adultos e a fecundidade demonstraram exercer forte impacto sobre o risco de extinção, então ambos fatores deveriam ser controlados. Além disso, considerando que a sobrevivência de

adultos normalmente é o fator de maior impacto sobre a probabilidade de persistência de vertebrados de vida longa (Goldingay & Possingham 1995, Larson et al. 2002, Lunney et al. 2002), deveria necessariamente ser controlado em um processo de manejo da população de *S. islerorum* estudada. No entanto, o controle da sobrevivência de adultos não demonstrou ser uma alternativa recomendável para *S. islerorum*, visto que este parâmetro não deve estar sofrendo impacto negativo de ações antrópicas (Capítulo 1) e que não é o fator de maior impacto na probabilidade de persistência dessa população. Para outro passeriforme (*Neothraupis fasciata*) que ocorre na ESECAE, a porcentagem de fêmeas com êxito reprodutivo também foi considerada o fator de maior impacto na probabilidade de persistência da população (Duca 2007).

4.2. ALTERNATIVAS DE CONSERVAÇÃO NA ESECAE

Nenhuma alternativa de manejo avaliada para esta população de *S. islerorum* demonstrou potencial de causar reversão no seu quadro de extinção. Apenas alternativas capazes de dobrar permanentemente a atual porcentagem de fêmeas com êxito reprodutivo devem ser eficazes. Por melhor que seja a alternativa de manejo traçada para esta população, foi esperada uma perda de pelo menos 10% na diversidade gênica atual. Sendo assim, os resultados obtidos até o momento indicam que esta população está irreversivelmente próxima de se extinguir.

O controle de abundância de predadores de ninhos é uma alternativa de manejo que pode alterar o processo de extinção eminente dessa população de *S. islerorum*. Isto porque a predação é o principal fator relacionado ao baixo sucesso reprodutivo dessa espécie na ESECAE (Capítulo 2) e esta alternativa de manejo já mostrou ser capaz de aumentar o sucesso reprodutivo de várias espécies de aves (Larson et al. 2002, Murphy et al. 2003, Neuman et al. 2004). Porém, as evidências levantadas até o momento, apontam a gralha-do-campo (*Cyanocorax cristatellus*) e outros Passeriformes como importantes predadores de ninhos (França et al., *em preparação*). A exclusão destes predadores significa a extinção local de aves naturais da área. Estas observações

inviabilizam esta estratégia de conservação visto que pode colocar populações de outras espécies naturais da área em risco de extinção (Carroll et al. 1996). Um manejo voltado para a redução na abundância de ninhos de *E. chiriquensis* também pode reduzir as taxas de predação. Isto porque o risco de predação de *S. islerorum* na ESECAE é pelo menos em parte determinado por uma interação indireta com a abundância de ninhos de *E. chiriquensis*. No entanto, este manejo também colocaria em risco de extinção a população de *E. chiriquensis* a qual ocorre naturalmente na área. Desta forma não deve ser considerado como uma alternativa de manejo adequada. Outra estratégia eficiente é o envolvimento de ninhos por protetores que excluem os predadores (Melvin et al. 1992), porém estas armadilhas são eficientes apenas contra predadores terrestres.

4.3. POPULAÇÃO MÍNIMA VIÁVEL DE *S. ISLERORUM*

Algumas características populacionais devem ser usadas na tentativa de conservar populações de *S. islerorum* fora da ESECAE. Provavelmente, populações com capacidade suporte e tamanho populacional inferiores a 400 indivíduos não devem ser viáveis (cerca de 2300 ha de hábitat apropriado para o estabelecimento de territórios). Isto porque necessitam de valores de fecundidade cerca de 75% maiores que os atualmente observados na ESECAE. Estes valores só seriam atingidos caso o sucesso reprodutivo de *S. islerorum* fosse desproporcionalmente alto (cerca de 53%) comparado ao de Passeriformes neotropicais (Robinson et al. 2000, Stutchbury & Morton 2001). As populações de *S. islerorum* no Cerrado, que devem estar livres de ameaça de extinção, provavelmente são aquelas maiores que 800 indivíduos (5.000 ha de hábitat apropriado) e cuja fecundidade é pelo menos 15 pontos percentuais maior (cerca de 35%) que a observada na ESECAE. Populações que possuem sucesso reprodutivo em torno de 30%, assim como, o valor médio determinado para algumas espécies neotropicais (Robinson et al. 2000) atingem valores de fecundidade entorno de 10 a 15 pontos percentuais maiores que os observados na ESECAE. Portanto, tendem a ser populações viáveis quando maiores que 800

indivíduos e, certamente, são viáveis quando maiores que 1600 indivíduos (10.000 ha de hábitat apropriado). Para que esta fecundidade mínima seja atingida é preciso que a predação de ninhos seja menos comum do que a observada na ESECAE.

Algumas características da comunidade em que ocorre *S. islerorum* podem ser usadas para se encontrar populações com alta fecundidade. A taxa de predação pode ser menor em populações localizadas em áreas nas quais os principais predadores não são aves. Isto porque as características do local de construção dos ninhos de *S. islerorum* (Lopes & Marini 2005) facilitam a visualização de predadores que forrageiam voando. Portanto, a predação por aves tende a ser alta para esta espécie. Populações que ocorrem em áreas onde os ninhos mais abundantes são diferentes dos ninhos de *S. islerorum* também devem apresentar maior fecundidade. Normalmente, os predadores generalistas, assim como são os predadores de ninhos, tendem a consumir o alimento que é mais abundante (Solomon 1949, Murdoch 1969, Martin 1988a, Hanski et al. 1991, Roos 2002, Schaubert et al. 2004). Desta forma, as populações de *S. islerorum* com propensão a sofrer altas taxas de predação de ninhos são aquelas que ocorrem em comunidades dominadas por ninhos, cujos padrões crípticos para o predador, são semelhantes aos dos ninhos de *S. islerorum*. Assim sendo, populações viáveis de *S. islerorum* podem estar localizadas em áreas onde não há predominância de ninhos de *E. chiriquensis* ou onde a densidade destes ninhos não estimule altas taxas de predação. Também é importante que não haja outras espécies na área capazes de fazer o papel ecológico de *E. chiriquensis* na interação predador-presa. Por fim, populações viáveis também devem ocorrer em áreas com alta diversidade de ninhos. Os níveis de predação de ninhos abertos tendem a ser menores em comunidades cujos padrões crípticos dos ninhos são mais diversificados (Martin 1988b, Marini 1997). Portanto, o próximo passo para a conservação de *S. islerorum* deve ser a localização e proteção de populações grandes (exemplos potenciais: Parque Nacional Grande Sertão Veredas ou Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros; França & Marini, *dados não publicados*). Posteriormente é importante que sejam desenvolvidos estudos que avaliem características

demografias (principalmente fecundidade) e características da comunidade (principalmente predação), para que se estabeleça se estas populações têm potencial de se manterem viáveis sem a adoção de planos de estratégias de manejo populacional.

CONCLUSÕES GERAIS

Ecologia e conservação da população de *S. islerorum* na ESECAE

Neste estudo detectamos que a população de *S. islerorum* da ESECAE apresenta alta probabilidade de extinção (entre 52 e 100% de chance) em um curto espaço de tempo (entre 17 e 58 anos) (Capítulo 4). Os parâmetros demográficos normalmente associados à processos de extinção de aves, são aqueles ligados à sobrevivência de indivíduos e à reprodução (Heppell et al. 2000; Saether & Bakke 2000, Evans 2004, Watson et al. 2006).

As duas análises de modelos testadas para avaliar o padrão de variação na sobrevivência de *S. islerorum*, apontaram os modelos temporalmente constantes como melhores que os temporalmente variados. Variações temporais na sobrevivência de Passeriformes neotropicais são pouco comuns (Karr et al. 1990, Brawn et al. 1995, Faaborg & Arendt 1995, Johnston et al. 1997). A variação na sobrevivência de *S. islerorum* foi determinada principalmente pelo fator estrutura social. Diferenças na sobrevivência de indivíduos com território e indivíduos flutuantes são comuns entre populações com esta estrutura social (Sandercock et al. 2000), na qual os indivíduos territorialistas tendem a viver mais que os flutuantes (Smith & Arcese 1989, Orell et al. 1994). Portanto, os padrões de variação na sobrevivência desta população de *S. islerorum* não diferiram do observado para outras populações de Passeriformes.

A sobrevivência de indivíduos jovens (indivíduos flutuantes) e adultos (indivíduos territorialistas) de *S. islerorum* foi semelhante à de outros Passeriformes neotropicais e, portanto, não deve ser um fator afetado negativamente por processos antrópicos (Capítulo 1). As evidências indicaram que este parâmetro demográfico também não foi afetado por fatores inversamente dependentes da densidade (efeito Allee; Allee et al. 1949), os quais poderiam reduzir as estimativas de sobrevivência em populações pequenas (Capítulo 1). Desta forma, a sobrevivência de indivíduos não deve estar associada ao processo de extinção enfrentado pela população de *S. islerorum* da ESECAE (Capítulo 4).

As variações no sucesso reprodutivo de *S. islerorum* foram melhores explicadas pelos fatores ano de estudo e estágio de desenvolvimento do ninho. O sucesso reprodutivo variou muito entre os quatro anos de estudo. Diferenças anuais tão elevadas não foram comuns para outras espécies de Passeriformes neotropicais (Capítulo 2). A redução nas estimativas diárias de sobrevivência ao longo do desenvolvimento do ninho de *S. islerorum* foram comuns em estudos que utilizaram a mesma técnica de análise aqui adotada (Burhans et al. 2002, Lloyd & Martin 2005). Segundo uma das hipóteses de Skutch (1949), a predação aumenta conforme o aumento na taxa de visitação dos adultos para alimentar os filhotes. Isto pode explicar as menores estimativas de sobrevivência na segunda metade do desenvolvimento do ninho de *S. islerorum*.

Alguns fatores ligados à reprodução da população de *S. islerorum* apresentaram características que tendem ocasionar processos de extinção. O sucesso reprodutivo foi menor que o esperado para Passeriformes neotropicais, para outros Passeriformes mais proximamente relacionados (tiranídeos neotropicais) e, ainda, para outros Passeriformes simpátricos na ESECAE (Capítulo 2). A endogamia pode ser responsável pela constatação de fêmeas inférteis e de altas taxas de ovos inviáveis (capítulo 4). Além disso, a redução na formação de casais reprodutivamente ativos, derivada da redução na ocupação de territórios, deve ser decorrente da dificuldade dos indivíduos de se encontrarem e formar pares reprodutivos (efeito inversamente dependente da densidade) (Capítulo 1). Todos estes problemas associados resultam na baixa porcentagem de fêmeas com êxito reprodutivo e, conseqüentemente, na alta probabilidade de extinção da população estudada (Capítulo 4).

A predação foi o principal fator causador de insucesso dos ninhos de *S. islerorum*. Portanto, foi responsável pelas variações tempo-específicas neste parâmetro demográfico (Capítulo 2). Uma interação indireta entre *S. islerorum* e *E. chiriquensis* mostrou potencial de interferir nas estimativas de predação dos ninhos de *S. islerorum* (Capítulo 3). Esta interação indicou que a variação nas estimativas diárias de sobrevivência dos ninhos de *S. islerorum* pode depender da abundância de ninhos de *E. chiriquensis*, uma interação mediada pelo

comportamento de forrageamento do predador (Capítulo 3). A equação que melhor explicou esta interação indireta foi uma função quadrática entre a estimativa de predação de ninhos de *S. islerorum* e a abundância de ninhos de *E. chiriquensis* (Capítulo 3). Portanto, em última instância, as variações temporais no sucesso reprodutivo e o risco de extinção desta população de *S. islerorum* estão diretamente relacionados à predação de ninhos de *S. islerorum* e indiretamente relacionados à abundância de ninhos de *E. chiriquensis*.

Considerações sobre a conservação de *S. islerorum*

Suiriri islerorum certamente é uma das espécies de aves do Cerrado que necessita de esforços voltados para a sua conservação. A espécie ocorre em populações pouco densas (Lopes & Marini 2006), restritas a poucos habitats no Cerrado (Lopes & Marini 2006; França & Marini, *dados não publicados*) e necessita de grandes extensões de áreas com habitats específicos para manter populações viáveis (Capítulo 4). Além disso, possui populações próximas à extinção (Capítulo 4) ou, provavelmente com algum risco de extinção no Cerrado do Brasil central (França & Marini, *dados não publicados*).

As populações que tenderam a ser viáveis foram aquelas maiores que 800 indivíduos e com fecundidade cerca de 15% maior que a da ESECAE ou aquelas maiores que 1600 indivíduos (10.000 ha de habitat adequado) e com fecundidade cerca de 10% maior que a da ESECAE. Estas condições devem ocorrer em outras áreas que não apresentam os mesmos padrões de interações ecológicas determinados para a ESECAE. As probabilidades de encontrar populações viáveis devem ser maiores: (1) em locais cujos principais predadores não são aves; (2) em comunidades, nas quais o tipo de ninho mais abundante é diferente dos ninhos de *S. islerorum* e, com isso, interações indiretas envolvendo os ninhos de *S. islerorum* não devem ocorrer; ou (3) em comunidades em que os ninhos de aves apresentem maior diversidade de padrões crípticos, visto que os níveis de predação tendem a ser menores em comunidades cujos ninhos são mais diversificados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abrams, P. 1987. The functional responses of adaptive consumers of two resources. *Theoretical Population Biology* 32: 262-288.
- Abrams, P. A. & H. Matsuda. 1996. Positive indirect effects between prey species that share predators. *Ecology* 77: 610-616.
- Adams, A. A. Y., S. K. Skagen & J. A. Savidge. 2007. Population-specific demographic estimates provide insights into declines of lark buntings (*Calamospiza melanocorys*). *Auk* 124: 578-593.
- Aguilar, T. M., L. O. Leite & M. Â. Marini. 1999. Biologia de nidificação de *Lathrotricus euleri* (Cabanis 1968) (Tyrannidae) em fragmento de mata em Minas Gerais. Ararajuba, *Revista Brasileira de Ornitologia* 7: 125-133.
- Aguilar, T. M., M. Maldonado-Coelho & M. Â. Marini. 2000. Nesting biology of the gray-hooded flycatcher (*Mionectes rufiventris*). *Ornitologia Neotropical* 11: 223-230.
- Albrecht, T., D. Horák, J. Kreisinger, K. Weidinger, P. Klvaňa & T. C. Michot. 2006. Factors determining pochard nest predation along a wetland gradient. *Journal of Wildlife Management* 70: 784-791.
- Allee, W. C., A. Emerson, T. Park & K. Schmidt. 1949. PRINCIPLES OF ANIMAL ECOLOGY. Saunders, Philadelphia.
- Alves, M. A. S. & R. B. Cavalcanti. 1990. Ninhos, ovos e crescimento de filhotes de *Neothraupis fasciata*. Ararajuba, *Revista Brasileira de Ornitologia* 1: 91-94.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat - a review. *Oikos* 71: 355-366.
- Arcese, P. 1987. Age intrusion pressure and territory defense against floaters by male song sparrows. *Animal Behavior* 35: 773-784.

- Arcese, P., J. N. M. Smith, W. M. Hochachka, C. M. Rogers & D. Ludwig. 1992. Stability, regulation, and the determination of abundance in an insular Song Sparrow population. *Ecology* 73: 805-822.
- Armstrong, D. P. & J. G. Ewen. 2002. Dynamics and viability of a New Zealand robin population reintroduced to regenerating fragmented habitat. *Conservation Biology* 16: 1074-1085.
- Beissinger, S. R. & D. R. McCullough (eds). 2002. *POPULATION VIABILITY ANALYSIS*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Beissinger, S. R. & M. I. Westphal. 1998. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *Journal of Wildlife Management* 62: 821-841.
- Bender, D. J., T. A. Contreras & L. Fahrig. 1998. Habitat loss and population decline: A meta-analysis of the patch size effect. *Ecology* 79: 517-533.
- Berec, L. K., E. Angulo & F. Courchamp. 2006. Multiple Allee effects and population management. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 185-191.
- BirdLife International. 2000. *THREATENED BIRDS OF THE WORLD*. Barcelona, Spain/Cambridge, UK: Lynx Edicions/BirdLife International.
- Brawn, J. D., J. R. Karr & J. D. Nichols. 1995. Demography of birds in a Neotropical forest: effects of allometry, taxonomy, and ecology. *Ecology* 76: 41-51.
- Bretagnolle, V., P. Inchausti, J. F. Seguin & J. C. Thibault. 2004. Evaluation of the extinction risk and of conservation alternatives for a very small insular population: the bearded vulture *Gypaetus barbatus* in Corsica. *Biological Conservation* 120: 19-30.
- Brook, B. W. & J. Kikkawa. 1998. Examining threats faced by island birds: a population viability analysis on the Capricorn silvereye using long-term data. *Journal of Applied Ecology* 35: 491-503.

- Brook, B. W., J. J. O'Grady, A. P. Chapman, M. A. Burgman, H. R. Akçakaya & R. Frankham. 2000. Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature* 404: 385–387.
- Burhans, D. E., D. Dearborn, F. R. Thompson III. & J. Faaborg. 2002. Factors affecting predation at songbird nests in old fields. *Journal of Wildlife Management* 66: 240-249.
- Burnham, K. P. & D. R. Anderson. 1998. MODEL SELECTION AND INFERENCE: A PRACTICAL INFORMATION–THEORETIC APPROACH. Springer-Verlag, New York.
- Calvo, B. & R. W. Furness. 1992. A review of the use and the effects of marks and devices on birds. *Ring and Migration* 13: 129-151.
- Cam, E., B. Cadiou, J. E. Hines & J. Y. Monnat. 2002. Influence of behavioural tactics on recruitment and reproductive trajectory in the kittiwake. *Journal of Applied Statistics* 29: 163-185.
- Carroll, R., C. Augspurger, J. Franklin, G. Orians, W. Reid, R. Tracy, D. Wilcove & J. Wilson. 1996. Strengthening the use of science in achieving the goals of the endangered species act: an assessment by the ecological society of America. *Ecological Applications* 6: 1-11.
- Caswell, H. 2000. Prospective and retrospective perturbation analyses: their roles in conservation biology. *Ecology* 81: 619-627.
- Chalfoun, A. D. & T. E. Martin. 2007. Latitudinal variation in avian incubation attentiveness and a test of the food limitation hypothesis. *Animal Behaviour* 73: 579-585.
- Chaneton, E. J. & M. B. Bonsall. 2000. Enemy-mediated apparent competition: empirical patterns and the evidence. *Oikos* 88: 380-394.
- Chastel, O., H. Weimerskirch & P. Jouventin. 1993. High annual variability in reproductive success and survival of an Antarctic seabird, the snow petrel *Pagodroma-nevea*-A 27-year study. *Oecologia* 94: 278-285.
- Conway, C. J. & T. E. Martin. 2000. Evolution of passerine incubation behavior: Influence of food, temperature, and nest predation. *Evolution* 54: 670-685.

- Cooch, E. & G. White. 2004. Using MARK – A Gentle Introduction. [Online.] Available at <http://www.phidot.org/software/mark/docs/book/markbook.exe> (acessado em julho de 2007).
- Coulson, T., G. M. Mace, E. Hudson & H. Possingham. 2001. The use and abuse of population viability analysis. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 219-221.
- Dinsmore, S. J., G. C. White & F. L. Knopf. 2002. Advanced techniques for modeling avian nest survival. *Ecology* 83: 3476-3488.
- Dreitz, V. J., R. E. Bennetts, B. Toland, W. M. Kitchens & M. W. Collopy. 2001. Spatial and temporal variability in nest success of snail kites in Florida: a meta-analysis. *Condor* 103: 502-509.
- Drost, C. A. & R. C. McCluskey. 1992. Extirpation of alternative prey during a small rodent crash. *Oecologia* 92: 301-304.
- Duca, C. G. 2007. Biologia e conservação de *Neothraupis fasciata* (Aves: Thraupidae) no Cerrado do Brasil central. Tese de doutorado, Universidade de Brasília, Brasília.
- Duca, C. G. & M. Â. Marini. 2005. Temporal variation in the reproductive success of *Cacicus haemorrhous* (Linnaeus) (Aves, Icterinae) in an Atlantic Forest reserve in Southeast Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22: 484-489.
- Ellner, S. P., J. Fieberg, D. Ludwig & C. Wilcox. 2002. Precision of population viability analysis. *Conservation Biology* 16: 258-261.
- Evans, K. L. 2004. The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. *Ibis* 146: 1-13.
- Faaborg, J. & W. J. Arendt. 1995. Survival rates of Puerto Rican birds: Are islands really that different? *Auk* 112: 503-507.
- Farnsworth, G. L. & T. R. Simons. 1999. Factors affecting nesting success of wood thrushes in Great Smoky Mountains National Park. *Auk* 116: 1075-1082.
- Fauth, P. T. & P. R. Cabe. 2005. Reproductive success of Acadian flycatchers in the blue ridge mountains of Virginia. *Journal of Field Ornithology* 76: 150-157.

- Ferretti, V., P. E. Llambias & T. E. Martin. 2005. Life-history variation of a neotropical thrush challenges food limitation theory. *Proceedings of the Royal Society B - Biological Sciences* 272: 769-773.
- Filliater, T. S., R. Breitwisch & P. M. Nealen. 1994. Predation on northern-cardinal nests – does choice of nest-site matter? *Condor* 96: 761-768.
- Fisher, R. J. & K. L. Wiebe. 2006. Effects of sex and age on survival of northern flickers: a six-year field study. *Condor* 108: 193-200.
- Fletcher, R. J., R. R. Koford & D. A. Seaman. 2006. Critical demographic parameters for declining songbirds breeding in restored grasslands. *Journal of Wildlife Management* 70: 145-157.
- Fowler, C. W. 1981. Density dependence as related to life history strategy. *Ecology* 62: 602-610.
- França, L. F., C. G. Duca, D. T. Gressler, F. J. A. Borges, L. E. Lopes, L. T. Manica, L. R. Santos, N. O. M. Sousa, R. C. S. de Medeiros & M. Â. Marini. Passeriformes: nest predators and prey in a Neotropical savana. *Em preparação*
- Freitag, S. & A. S. Van Jaarsveld. 1997. Relative occupancy, endemism, taxonomic distinctiveness and vulnerability: prioritizing regional conservation actions. *Biodiversity and Conservation* 6: 211-232.
- Gage, G. S., M. L. Brooke, M. R. E. Symonds & D. Wege. 2004. Ecological correlates of the threat of extinction in Neotropical bird species. *Animal Conservation* 7: 161-168.
- Gaston, K. J. 1994. RARITY. Chapman & Hall, London.
- Gibson, L. 2006. The role of lethal control in managing the effects of apparent competition on endangered prey species. *Wildlife Society Bulletin* 34: 1220-1224.
- Goldingay, R. & H. Possingham. 1995. Area requirements for viable populations of the Australian gliding marsupial (*Petaurus australis*). *Biological Conservation* 73: 161-197.
- Grant, T. A., T. L. Shaffer, E. M. Madden & P. J. Pietz. 2005. Time-specific variation in passerine nest survival: new insights into old questions. *Auk* 122: 661-672.

- Greenberg, R. & J. Gradwohl. 1997. Territoriality, adult survival, and dispersal in the checker-throated Antwren in Panama. *Journal of Avian Biology* 28: 103-110.
- Greenwood, R. J., A. B. Sargeant, D. H. Johnson, L. M. Cowardin & T. L. Shaffer. 1995. Factors associated with duck nest success in the prairie pothole region of Canada. *Wildlife Monographs* 128: 1-57.
- Hamilton, S. & H. Møller. 1995. Can PVA models using computer packages offer useful conservation advice? Sooty shearwaters *Puffinus griseus* in New Zealand as a case study. *Biological Conservation* 73: 107-117.
- Hanski, I., L. Hansson & H. Henttonen. 1991. Specialist predators, generalist predators, and the microtine rodent cycle. *Journal of Animal Ecology* 60: 353-367.
- Hazler, K. R., A. J. Amacher, R. A. Lancia & J. A. Gerwin. 2006. Factors influencing Acadian flycatcher nesting success in an intensively managed forest landscape. *Journal of Wildlife Management* 70: 532-538.
- Heltzel, J. M. & S. L. Earnst. 2006. Factors influencing nest success of songbirds in aspen and willow riparian areas in the great basin. *Condor* 108: 842-855.
- Heppell, S. S., H. Caswell & L. B. Crowder. 2000. Life histories and elasticity patterns: perturbation analysis for species with minimal demographic data. *Ecology* 81: 654-665.
- Hoi, H. & H. Winkler. 1994. Predation on nests: a case of apparent competition. *Oecologia* 98: 436-440.
- Holt, R. D. 1977. Predation, apparent competition, and structure of prey communities. *Theoretical Population Biology* 12: 197-229.
- Holt, R. D. & B. P. Kotler. 1987. Short-term apparent competition. *American Naturalist* 130: 412-430.
- Holt, R. D. & J. H. Lawton. 1994. The ecological consequences of shared natural enemies. *Annual Review of Ecology and Systematics* 25: 495-520.

- Howlett, J. S. & B. J. Stutchbury. 1996. Nest concealment and predation in hooded warblers: Experimental removal of nest cover. *Auk* 113: 1-9.
- Jehle, G., A. A. Y. Adams, J. A. Savidge & S. K. Skagen. 2004. Nest survival estimation: a review of alternatives to the Mayfield estimator. *Condor* 106: 472-484.
- Johnston, J. P., W. J. Peach, R. D. Gregory & S. A. White. 1997. Survival rates of tropical and temperate passerines: A Trinidadian perspective. *American Naturalist* 150: 771-789.
- Jones, J., P. J. Doran, L. R. Nagy & R. T. Holmes. 2005. Relationship between Mayfield nest survival estimates and seasonal fecundity: A cautionary note. *Auk* 122:306–312.
- Jullien, M. & J. Clobert. 2000. The survival value of flocking in neotropical birds: reality or fiction? *Ecology* 81: 3416-3430.
- Karr, J. R., J. D. Nichols, M. K. Klimkiewicz & J. D. Brawn. 1990. Survival rates of birds of tropical and temperate forests - will the dogma survive. *American Naturalist* 136: 277-291.
- Katzner, T. E., E. A. Braginb & E. J. Milner-Gullanda. 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.
- Kendall, W. L., J. E. Hines & J. D. Nichols. 2003 Adjusting multi-state capture-recapture models for misclassification bias: manatee breeding proportions. *Ecology* 84: 1058-1066.
- Klink, C. A. & R. B. Machado. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* 19: 707-713.
- Kokko, H. & W. J. Sutherland. 1998. Optimal floating and queuing strategies: consequences for density dependence and habitat loss. *American Naturalist* 152: 354-366.
- Lack, D. 1947. The significance of clutch-size. *Ibis* 89: 302-352.
- Lack, D. 1954. THE NATURAL REGULATION OF ANIMAL NUMBERS. Clarendon Press. Oxford.
- Lacy, R.C., M. Borbat & J.P. Pollak. 2005. VORTEX: A Stochastic Simulation of Extinction Process. Version 9.60. Chicago Zoological Society, Brookfield.

- Larson, M. A., M. R. Ryan & R. K. Murphy. 2002. Population viability of Piping plovers: effects of predator exclusion. *Journal of Wildlife Management* 66: 361-371.
- Lebreton, J. D., J. E. Hines, R. Pradel, J. D. Nichols & J. A. Spendelov. 2003. Estimation by capture-recapture of recruitment and dispersal over several sites. *Oikos* 101: 253-264.
- Lebreton, J. D., K. P. Burnham, J. Clobert & D. R. Anderson. 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecological Monographs* 62: 67-118.
- Lepson, J. K. & L. A. Freed. 1995. Variation in male plumage and behavior of the Hawaii Akepa. *Auk* 112: 402-414.
- Li, P. & T. E. Martin. 1991. Nest-site selection and nesting success of cavity-nesting birds in high elevation forest drainages. *Auk* 108: 405-418.
- Lindenmayer, D. B., T. W. Clark, R. C. Lacy & V. C. Thomas. 1993. Population viability analysis as a tool in wildlife conservation policy: with reference to Australia. *Environmental Management* 17: 745-758.
- Lloyd, J. D. & T. E. Martin. 2005. Reproductive success of chestnut-collared longspurs in native and exotic grassland. *Condor* 107: 363-374.
- Lopes, L. E. 2005. Field identification and new site records of Chapada Flycatcher *Suiriri islerorum*. *Cotinga* 24: 38-41
- Lopes, L. E. & M. Â. Marini. 2005. Biologia reprodutiva de *Suiriri affinis* e *S. islerorum* (Aves: Tyrannidae) no Cerrado do Brasil central. *Papéis Avulsos de Zoologia* 45: 127-141.
- Lopes, L. E. & M. Â. Marini. 2006. Home range and habitat use by *Suiriri affinis* and *Suiriri islerorum* (Aves: Tyrannidae) in the Central Brazilian Cerrado. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 41: 87-92.
- Lopez-Sepulcre, A. & H. Kokko. 2005. Territorial defense, territory size, and population regulation. *American Naturalist* 166: 317-329.
- Ludwig, D. 1999. Is it meaningful to estimate a probability of extinction? *Ecology* 80: 298-310.

- Lunney, D., L. O'Neill, A. Matthews & W. B. Sherwin. 2002. Modelling mammalian extinction and forecasting recovery: koalas at Iluka (NSW, Australia). *Biological Conservation* 106: 101-113.
- Machado, R. B., M. B. Ramos Neto, P. G. P. Pereira, E. F. Caldas, D. Gonçalves, N. Santos, K. Tabor & M. Steininger. 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. *Conservação Internacional do Brasil*, Brasília.
- Mahon, C. L. & K. Martin. 2006. Nest survival of chickadees in managed forests: habitat, predator, and year effects. *Journal of Wildlife Management* 70: 1257-1265.
- Marini, M. Â. 1997. Predation-mediated bird nest diversity: An experimental test. *Canadian Journal of Zoology* 75: 317-323.
- Marini, M. Â. & R. B. Cavalcanti. 1990. Migrações de *Elaenia albiceps chilensis* e *Elaenia chiriquensis albivertex* (Aves: Tyrannidae). *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Série Zoologia* 6: 59-67.
- Marini, M. Â. & M. Weale. 1997. Density- and frequency- dependent predation of artificial bird nests. *Biological Journal of the Linnean Society* 62: 195-208.
- Marini, M. Â. & F. I. Garcia. 2005. Bird conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19: 665-671.
- Martin, T. E. 1987. Food as a limit on breeding birds: A life-history perspective. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18: 453-487.
- Martin T. E. 1988a. Processes organizing open-nesting bird assemblages: competition or nest predation? *Evolutionary Ecology* 2: 37-50.
- Martin, T. E. 1988b. On the advantage of being different: nest predation and the coexistence of bird species. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 85: 2196-2199.
- Martin, T. E. 1993a. Nest predation among vegetation layers and habitat types: revising the dogmas. *American Naturalist* 141: 897-913.

- Martin, T. E. 1993b. Nest predation and nest sites: new perspectives on old patterns. *BioScience* 43: 523-532.
- Martin, T. E. 1995. Avian life history evolution in relation to nest sites, nest predation, and food. *Ecological Monographs* 65: 101-127.
- Martin, T. E. 1996a. Life history evolution in tropical and temperate birds: What do we really know? *Journal of Avian Biology* 27: 263-272.
- Martin, T. E. 1996b. Fitness costs of resource overlap among coexisting bird species. *Nature (London)* 380: 338-340.
- Martin, T. E. & J. J. Roper. 1988. Nest predation and nest-site selection of a western population of the hermit thrush. *Condor* 90: 51-57.
- Martin, T. E., J. Scott & C. Menge. 2000. Nest predation increases with parental activity: separating nest site and parental activity effects. *Proceedings of The Royal Society B – Biological Sciences* 267: 2287-2293.
- Mayfield, H. F. 1961. Nesting success calculated from exposure. *Wilson Bulletin* 73: 255-261.
- Mayfield, H. F. 1975. Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bulletin* 87: 456-466.
- McCarthy, M. A. 1996. Extinction dynamics of the helmeted honeyeater: effects of demography, stochasticity, inbreeding and spatial structure. *Ecological Modelling* 85: 151-163
- Medeiros, R. C. S. & M. Â. Marini. 2007. Biologia reprodutiva de *Elaenia chiriquensis* (Lawrence) (Aves, Tyrannidae) em Cerrado do Brasil central. *Revista Brasileira de Zoologia* 24: 12-20.
- Melvin, S. M., L. H. MacIvor & C. R. Griffin. 1992. Predator exclosures: a technique to reduce predation at Piping Plover nests. *Wildlife Society Bulletin* 20: 143-148.
- Mezquida, E. T. 2004. Nest site selection and nesting success of five species of passerines in a South American open *Prosopis* woodland. *Journal of Ornithology* 145: 16-22.
- Mezquida, E. T. & L. Marone. 2002. Microhabitat structure and avian nest predation risk in an open Argentinean woodland: an experimental study. *Acta Oecologica* 23: 313-320.

- Miller, P. S. & R. C. Lacy. 2005. Vortex: a stochastic simulation of the extinction process. Version 9.50 user's manual. Conservation breeding specialist group (SSC/IUCN). Apple Valley, Minnesota, USA.
- Morris, W. F. & D. F. Doak. 2002. QUANTITATIVE CONSERVATION BIOLOGY: THEORY AND PRACTICE OF POPULATION VIABILITY ANALYSIS. Sinauer Associates Inc. Sunderland.
- Morrison, S. A. & D. T. Bolger. 2002. Variation in a sparrow's reproductive success with rainfall: food and predator-mediated processes. *Oecologia* 133: 315-324.
- Morton, E. S., K. C. Derrickson & B. J. M. Stutchbury. 2000. Territory switching behavior in a sedentary tropical passerine, the Dusky Antbird (*Cercomacra tyrannina*). *Behavioral Ecology* 11: 648-653.
- Morton, E. S. & B. J. M. Stutchbury. 2000. Demography and reproductive success in the Dusky Antbird, a sedentary tropical passerine. *Journal of Field Ornithology* 71: 493-500.
- Muller, C. B. & H. C. J. Godfray. 1997. Apparent competition between two aphid species. *Journal of Animal Ecology* 66: 57-64.
- Murdoch, W. W. 1969. Switching in general predators: experiments on predator specificity and stability of prey populations. *Ecological Monographs* 39: 335-354.
- Murphy, E. C., A. M. Springer & D. G. Roseneau. 1991. High annual variability in reproductive success of kittiwakes (*Rissa tridactyla*) at a colony in western Alaska. *Journal of Animal Ecology* 60: 515-534.
- Murphy, R. K., R. J. Greenwood, J. S. Ivan & K. A. Smith. 2003. Predator exclusion methods for managing endangered shorebirds: Are two barriers better than one? *Waterbirds* 26: 156-159.
- Myers, N. & A. H. Knoll. 2001. The biotic crisis and the future of evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 98: 5389-5392.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. Fonseca & J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.

- Nams, V. O. 1997. Density-dependent predation by skunks using olfactory search images. *Oecologia* 110: 440-448.
- Neuman, K. K., G. W. Page, L. E. Stenzel, J. C. Warriner & J. S. Warriner. 2004. Effect of mammalian predator management on Snowy Plover breeding success. *Waterbirds* 27: 257-263.
- Newton, I. 1998. *Population Limitation in Birds*. Academic Press, San Diego.
- Newton, I. 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis* 146: 579-600.
- Nichols, J. D., J. E. Hines, K. H. Pollock, R. L. Hinz & W. A. Link. 1994. Estimating breeding proportions and testing hypotheses about costs of reproduction with capture–recapture data. *Ecology* 75: 2052-2065.
- Nimer, E. 1979. CLIMATOLOGIA NO BRASIL. Série recursos naturais e meio ambiente, No. 4. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), SUPREN, Rio de Janeiro.
- O’Grady, J. J., D. H. Reed, B. W. Brook & R. Frankham. 2004. What are the best correlates of predicted extinction risk? *Biological Conservation* 118: 513-520.
- Orell, M., K. Koivula, S. Rytönen & K. Lahti. 1994. To breed or not to breed: causes and implications of non-breeding habit in the Willow Tit *Parus montanus*. *Oecologia* 100:339-346.
- Oro, O. D. & R. Pradel. 2000. Determinants of local recruitment in a growing colony of Audouin's gull. *Journal of Animal Ecology* 69: 119-132.
- Parker, T. H., C. D. Becker, B. K. Sandercock & A. E. Agreda 2006. Apparent survival estimates for five species of tropical birds in an endangered forest habitat in western Ecuador. *Biotropica* 38: 764-769.
- Parysow, P. & D. J. Tazik. 2002. Assessing the effect of estimation error on population viability analysis: an example using the black-capped vireo. *Ecological Modelling* 155: 217-229.

- Peak, R. G., F. R. Thompson III & T. L. Shaffer. 2004. Factors affecting songbird nest survival in riparian forests in a Midwestern agricultural landscape. *Auk* 121: 726-737.
- Pereira, H. M., G. C. Daily & J. Roughgarden. 2004. A framework for assessing the relative vulnerability of species to land-use change. *Ecological Applications* 14: 730-742.
- Peter, C. & A. R. Derek. 1999. Inbreeding depression in the wild. *Heredity* 83: 260-270.
- Pimm, S. L., G. J. Russell, J. L. Gittleman & T. M. Brooks. 1995. The future of biodiversity. *Science* 269: 347-350.
- Pimm, S. L., H. L. Jones & J. Diamond. 1988. On the risk of extinction. *American Naturalist* 132: 757-785.
- Possingham, H. P., D. B. Lindenmayer & M. A. McCarthy. 2001. Population viability analysis. In *Encyclopedia of biodiversity*, vol. 4 (Levin, S. A. Editor). Ed. Academic Press. London.
- Possingham, H. P., D. B. Lindenmayer & T. W. Norton. 1993. A framework for the improved management of threatened species based on population viability analysis (PVA). *Pacific Conservation Biology* 1: 39-45.
- Pradel, R. & J. D. Lebreton. 1999. Comparison of different approaches to the study of local recruitment of breeders. *Bird Study* 46: 74-81.
- Programa Google Earth. (Online). Versão 4.1 beta. Imagens: DigitalGlobe, Europa Technologies e TerraMetrics. Atualizado em 2007. Disponível em <http://earth.google.com/intl/pt/download-earth.html>
- Purvis, A., J. L. Gittleman, G. Cowlishaw & G. M. Mace. 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society of London* 267: 1947-1952.
- Ralph, C. J. & S. G. Fancy. 1995. Demography and movements of Apapane and Iiwi in Hawaii. *Condor* 97: 729-742.
- Reed, E. T., G. Gauthier, R. Pradel & J. D. Lebreton. 2003. Age and environmental conditions affect recruitment in greater snow geese. *Ecology* 84: 219-230.

- Reed, J. M., C. S. Elphick & L. W. Oring. 1998. Life-history and viability analysis of the endangered Hawaiian Stilt. *Biological Conservation* 84: 35-45.
- Reed, J. M., L. S. Mills, J. B. Dunning Jr., E. S. Menges, K. S. McKelvey, R. Frye, S. R. Beissinger, M. C. Anstett & P. Miller. 2002. Emerging issues in population viability analysis. *Conservation Biology* 16: 7-19.
- Ribeiro, J. F. & B. M. T. Walter. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. Pages 89-166. *in* CERRADO: AMBIENTE E FLORA (S. M. Sano and S. P. Almeida, Ed.). EMBRAPA, Planaltina.
- Ricklefs, R. E. 1969. Preliminary models for growth rates in altricial birds. *Ecology* 50: 1031-1039.
- Robinson, W. D. & T. R. Robinson. 2001. Observations of predation events at bird nests in central Panama. *Journal of Field Ornithology* 72: 43-48.
- Robinson, W. D., G. Rompre & T. R. Robinson. 2005. Videography of Panama bird nests shows snakes are principal predators. *Ornitologia Neotropical* 16: 187-195.
- Robinson, W. D., T. R. Robinson, S. K. Robinson & J. D. Brawn. 2000. Nesting success of understory forest birds in central Panama. *Journal of Avian Biology* 31: 151-164.
- Rodrigues, M. & H. Q. P. Crick. 1997. The breeding biology of the Chiffchaff *Phylloscopus collybita* in Britain: a comparison of an intensive study with records of the BTO nest Record Scheme. *Bird Study* 44: 374-383.
- Rohlf, F. J. & R. R. Sokal. 1981. STATISTICAL TABLES. 2nd ed. W.H. Freeman, New York, USA.
- Roos, S. 2002. Functional response, seasonal decline and landscape differences in nest predation risk. *Oecologia* 133: 608-615.
- Roper, J. J. & R. R. Goldstein. 1997. A test of the Skutch hypothesis: does activity at nests increase nest predation risk? *Journal of Avian Biology* 28: 111-116.
- Ruggiero, L. F., G. D. Hayward & J. R. Squires. 1994. Viability analysis in biological evaluations: concepts of population viability analysis, biological population, and ecological scale. *Conservation Biology* 8: 364-372.

- Saether, B. E. & O. Bakke. 2000. Avian life history variation and contribution of demographic traits to the population growth rate. *Ecology* 81: 642-653.
- Sala, O. E., F. S. Chapin III, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. M. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, N. L. Poff, M. T. Sykes, B. H. Walker, M. Walker & D. H. Wall. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287: 1770-1774.
- Sandercock, B. K., S. R. Beissinger, S. H. Stoleson, R. R. Melland & C. R. Hughes. 2000. Survival rates of a Neotropical parrot: Implications for latitudinal comparisons of avian demography. *Ecology* 81: 1351-1370.
- SAS Institute. 1997. SAS/STAT software: Changes and enhancements through release 6.12. SAS Institute. USA.
- Savidge, J. A. 1987. Extinction of an island forest avifauna by an introduced snake. *Ecology* 68: 660-668.
- Schauber, E. M., R. S. Ostfeld & C. G. Jones. 2004. Type 3 functional response of mice to gypsy moth pupae: is it stabilizing? *Oikos* 107: 592-602.
- Schmidt, K. A. & C. J. Whelan. 1998. Predator-mediated interactions between and within guilds of nesting songbirds: experimental and observational evidence. *American Naturalist* 152: 393-402.
- Schmidt, K. A. & C. J. Whelan. 1999. The relative impacts of nest predation and brood parasitism on seasonal fecundity in songbirds. *Conservation Biology* 13: 46-57.
- Schmitt, R. J. 1987. Indirect interactions between prey: apparent competition, predator aggregation and habitat segregation. *Ecology* 68: 1887-1897.
- SEMARH. 2006. Registro de incêndios em Unidades de Conservação do Distrito Federal: Arquivo Interno. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídrico. Governo do Distrito Federal, Brasília.
- Shaffer, T. L. 2004. A unified approach to analyzing nest success. *Auk* 121: 526-540.

- Silva, J. F., M. R. Fariñas, J. M. Felfili & C. A. Klink. 2006. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. *Journal of Biogeography* 33: 536-548.
- Silva, J. M. C. 1997. Endemic bird species and conservation in the Cerrado Region, South America. *Biodiversity and Conservation* 6:435-450.
- Silva, J. M. C. & J. M. Bates. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. *BioScience* 52: 225-234.
- Skutch, A. F. 1949. Do tropical birds rear as many young as they can nourish? *Ibis* 91: 430-455.
- Skutch, A. F. 1985. Clutch size, nesting success, and predation on nests of Neotropical birds, reviewed. *Ornithological Monographs* 36:575-594.
- Smith, J. N. M. & P. Arcese. 1989. How fit are floaters? Consequences of alternative territorial behaviors in a nonmigratory sparrow. *American Naturalist* 133: 830-845.
- Smith, S. M. 1978. The “underworld” in a territorial sparrow: adaptive strategy for floaters. *American Naturalist* 112:571-582.
- Snow, D. W. & A. Lill. 1974. Longevity records for some Neotropical land birds. *Condor* 76: 262-267.
- Söderström, B. 1999. Artificial nest predation rates in tropical and temperate forests: a review of the effects of edge and nest site. *Ecography* 22: 455-463.
- Sodhi, N. S., L. H. Liow & F.A. Bazzaz. 2004. Avian extinctions from tropical and subtropical forests. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 35: 323-345.
- Solomon, M. E. 1949. The natural control of animal populations. *Journal of Animal Ecology* 18: 1-35.
- Soulé, M. E. 1987. *VIABLE POPULATIONS FOR CONSERVATION*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Soulé, M. E., M. Gilpin, W. Conway & T. Foose. 1986. The millennium ark: how long a voyage, how many staterooms, how many passengers? *Zoo Biology* 5: 101-113.

- Stahl, J. T. & M. K. Oli. 2006. Relative importance of avian life-history variables to population growth rate. *Ecological Modeling* 198: 23-39.
- Stake, M. M., J. Faaborg & F. R. Thompson III. 2004. Video identification of predators at golden-cheeked warbler nests. *Journal of Field Ornithology* 75: 337-344.
- Stephens, S. E., J. J. Rotella, M. S. Lindberg, M. L. Taper & J. K. Ringelman. 2005. Duck nest survival in the Missouri chateau of North Dakota: landscape effects at multiple spatial scales. *Ecological Applications* 15: 2137–2149.
- Stutchbury, B. J. M. & E. S. Morton. 2001. BEHAVIORAL ECOLOGY OF TROPICAL BIRDS. Academic Press, California.
- Suorsa, P., E. Huhta, A. Jäntti, A. Nikula, H. Helle, M. Kuitunen, V. Koivunen & H. Hakkarainen. 2005. Thresholds in selection of breeding habitat by the Eurasian treecreeper (*Certhia familiaris*). *Biological Conservation* 121: 443-452.
- Thompson III, F. R. & D. E. Burhans. 2003. Predation of songbird nests differs by predator and between field and forest habitats. *Journal of Wildlife Management* 67: 408-416.
- Tori, W. P., T. B. Ryder, R. Durães, J. R. Hidalgo, B. A. Loiselle & J. G. Blake. 2006. Obtaining offspring genetic material: A new method for species with high nest predation rates. *Condor* 108: 948-952.
- Tubelis, D. P. & R. B. Cavalcanti. 2000. A comparison of bird communities in natural and disturbed non-wetland open habitats in the cerrado's central region, Brazil. *Bird Conservation International* 10: 331-350.
- Turner, I. M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33: 200-209.
- Underhill, L. G., R. P. Prys-Jones, E. E. Syroechkovski Jr, N. M. Groen, V. Karpov, H. G. Lappo, M. W. J. Van Roomen, A. Rybkin, H. Schekkerman, H. Spiekman & R. W. Summers. 1993. Breeding of waders (Charadrii) and brent geese *Branta bernicla bernicla* at

- Pronchishcheva Lake, northeastern Taimyr, Russia, in a peak and a decreasing lemming year. *Ibis* 135: 277-292.
- Velando, A. & J. Freire. 2002. Population modelling of European shags (*Phalacrocorax aristotelis*) at their southern limit: conservation implications. *Biological Conservation* 107: 59-69.
- Vickery P. D., M. L. Hunter Jr. & J. V. Wells. 1992. Evidence of incidental nest predation and its effects on nests of threatened grassland birds. *Oikos* 63: 281-88
- Vitousek, P. M. 1994. Beyond global warming: ecology and global change. *Ecology* 75: 1861-1876.
- Watson, M., J. M. Wilson, M. Koshkin, B. Sherbakov, F. Karpov, A. Gavrilov, H. Schielzeth, M. Brombacher, N. J. Collar & W. Cresswell. 2006. Nest survival and productivity of the critically endangered Sociable Lapwing *Vanellus gregarius*. *Ibis* 148: 489-502.
- Weimerskirch, H., N. Brothers & P. Jouventin. 1997. Population dynamics of wandering albatross *Diomedea exulans* and Amsterdam albatross *D. amsterdamensis* in the Indian Ocean and their relationships with long-line fisheries: conservation implications. *Biological Conservation* 79: 257-270.
- White, G. C. & K. P. Burnham. 1999. Program MARK – survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46: 120-139.
- Whitfield, D. P., A. H. Fielding, M. J. P. Gregory, A. G. Gordon, D. R. A. M. Leod & P. F. Haworth. 2007. Complex effects of habitat loss on Golden Eagles *Aquila chrysaetos*. *Ibis* 149: 26-36.
- Wiebe, K. L. & K. Martin. 2000. The use of incubation behavior to adjust avian reproductive costs after egg laying. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 48: 463-470.
- Wilcove, D. S. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66: 1211-1214.

- Williams, B. K., J. D. Nichols & M. J. Conroy. 2002. ANALYSIS AND MANAGEMENT OF ANIMAL POPULATIONS. Academic Press. London, UK.
- Willis, E. O. 1974. Populations and local extinctions of birds on Barro Colorado Island, Panama. *Ecological Monographs* 44: 153-169.
- Wilson, S., K. Martin & S. J. Hannon. 2007. Nest survival patterns in willow ptarmigan: influence of time, nesting stage, and female characteristics. *Condor* 109: 377-388.
- Winter, M. 1999. Nesting biology of Dickcissels and Henslow's Sparrows in southwestern Missouri prairie fragments. *Wilson Bulletin* 111: 515-527.
- Woodworth, B. L. 1999. Modeling population dynamics of a songbird exposed to parasitism and predation and evaluating management options. *Conservation Biology* 13: 67-76.
- Woodworth, B. L., J. Faaborg & W. J. Arendt. 1999. Survival and longevity of the Puerto Rican Vireo. *Wilson Bulletin* 111: 376-380.
- Wootton, J. T. 1994. The nature and consequences of indirect effects in ecological communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 25: 443-466.
- Yanes, M. & F. Suárez. 1996. Incidental nest predation and lark conservation in an Iberian semiarid shrubsteppe. *Conservation Biology* 10: 881-887.
- Zack, S. & B. J. M. Stutchbury. 1992. Delayed breeding in avian social systems: the role of territory quality and "floater" tactics. *Behaviour* 123: 275-280.
- Zimmer, K. J., A. Whittaker & D. C. Oren. 2001. A cryptic new species of Flycatcher (Tyrannidae: *Suiriri*) from the Cerrado region of central South America. *Auk* 118: 56-78.