

UNIVERSIDADE VILA VELHA - ES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE ECOSISTEMAS

**CONSERVAÇÃO DO SABIÁ-DA-PRAIA *Mimus gilvus* (Aves:
Mimidae) EM UMA RESERVA DE RESTINGA NA REGIÃO
SUDESTE DO BRASIL**

LUIZ CARLOS DE ARAUJO

**VILA VELHA
MAIO/2016**

UNIVERSIDADE VILA VELHA - ES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE ECOSISTEMAS

**CONSERVAÇÃO DO SABIÁ-DA-PRAIA *Mimus gilvus* (Aves:
Mimidae) EM UMA RESERVA DE RESTINGA NA REGIÃO
SUDESTE DO BRASIL**

Tese apresentada à Universidade Vila Velha, como pré-requisito do Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ecossistemas, para a obtenção do grau de Doutor em Ecologia de Ecossistemas.

LUIZ CARLOS DE ARAUJO

VILA VELHA
MAIO/2016

Catálogo na publicação elaborada pela Biblioteca Central / UVV-ES

A658c Araújo, Luiz Carlos de.
 Conservação do Sabiá-da-Praia *Minus gilvus* (aves:mimidae)
 em uma reserva de restinga na região Sudeste do Brasil /
 Luiz Carlos de Araújo – 2016.
 464 f.: il.

 Orientador: Charles Gladstone Duca Soares.
 Tese (Doutorado em Ecologia de Ecossistemas) -
 Universidade Vila Velha, 2016.
 Inclui bibliografias.

 1. Ecologia. 2. Sabiá (ave). 3. Restingas. 4. Conservação.
 I. Soares, Charles Gladstone Duca.I. Universidade Vila Velha.
 III. Título.

CDD 577

LUIZ CARLOS DE ARAUJO

CONSERVAÇÃO DO SABIÁ-DA-PRAIA *Mimus gilvus* (Aves:
Mimidae) EM UMA RESERVA DE RESTINGA NA REGIÃO
SUDESTE DO BRASIL

Tese apresentada à Universidade Vila
Velha, como pré-requisito do Programa
de Pós-graduação em Ecologia de
Ecossistemas, para a obtenção do grau
de Doutor em Ecologia de
Ecossistemas.

Aprovada em 31 de Maio de 2016

Banca Examinadora:



Prof. Dr. João Batista de Pinho (UFMT)



Proa. Dra. Ana Carolina Srbek Araujo (UVV)



Prof. Dr. Werther Krehling (UVV)



Prof. Dr. Charles Gladstone Duca Soares (UVV)
(orientador)

Dedico essa conquista a eles: Minha
esposa Rosangela, meu filho Diego e
minha filha Daieny.

AGRADECIMENTOS

Provavelmente, essa deve ser a parte mais lida em uma tese. Muitos querem ver se o seu nome está escrito aqui. Um trabalho, mesmo quando creditado a um só autor, não é realização de uma única pessoa, entretanto, as imperfeições deste trabalho são de minha total responsabilidade.

Começarei agradecendo à Rosângela minha esposa, pois no início de tudo foram a sua força e dedicação que me deram motivação para cumprir mais essa etapa de minha vida. Seria necessário reservar várias páginas para demonstrar meu amor por você, mas farei isso pessoalmente. Se não fosse você, essa página não existiria. Obrigado Rosângela.

Agradeço ao meu orientador Prof. Dr. Charles Gladstone Duca Soares pelos ensinamentos. Nosso primeiro contato foi em 31/07/2011, quando lhe enviei um email e começamos assim a construir este trabalho. Sempre disposto a ajudar, ensinar e orientar. Obrigado por tudo.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia de Populações e Conservação (LEPC), onde aprendi muito com eles, sempre dispostos a me ajudar com muitos debates e descobertas nas nossas idas a campo. Um agradecimento especial aos inseparáveis companheiros de campo Willian Dutra e Hermes Daros que me ajudaram muito na procura de ninhos e na busca do conhecimento proporcionados pelos debates motivadores. Ao Rodrigo Pessoa que me passou dicas importantíssimas no início da pesquisa e mesmo depois sempre pronto a me atender para tirar dúvidas. Ao Fabrício Eller que foi o primeiro companheiro de campo a me passar informações sobre o comportamento do *Mimus gilvus*. Quero agradecer também aos companheiros de laboratório: Thatiane Corona, Raiza Salvador, Ursola Sabino, Mateus Moyses, Amanda Duarte, Daniella Cabral, Bárbara Hemerly e Ravel Zorzal.

À Universidade Vila Velha, por permitir que meu objetivo fosse alcançado. Aos professores que conheci durante o curso pela convivência e pelos conhecimentos transmitidos. É sempre difícil saber em quanto eles mais contribuíram e só o tempo poderá dizer quanto subestimamos isso. Em especial ao Prof. Dr. Alessandro Coutinho Ramos que me ajudou bastante no início do curso e pela confiança depositada em mim. A todos os funcionários da Universidade Vila Velha, em particular ao Edson Rodrigues Pereira Filho, que sempre me ajudou nos momentos de dúvidas nos processos.

Ao CEMAVE/IBAMA, pela licença de anilhamento e pelo fornecimento das anilhas metálicas. À gestão do Parque Estadual Paulo César Vinha (PEPCV), por permitir a realização de estudos científicos dentro da reserva.

Aos professores membros da banca examinadora, Prof. Dr. João Batista de Pinho (UFMT), Profa. Dr. Ana Carolina Srbek de Araujo (UVV) e Prof. Dr. Werther Krohling (UVV) pelas contribuições e sugestões que melhoraram em muito meu trabalho.

Aos meus alunos que me deram força para que eu conseguisse realizar essa conquista e torceram por mim. A todas as pessoas que direta ou indiretamente contribuíram para a realização desse trabalho.

Comecei meus agradecimentos com ela, minha esposa Rosângela, e termino com ela. Obrigado Rosangela, pelo amor e pela sua enorme paciência. A você atribuo a maior contradição deste trabalho: o melhor motivo para que às vezes a pesquisa fosse interrompida e o melhor motivo para que fosse logo terminada.

Canção do Exílio

Gonçalves Dias

“Minha terra tem palmeiras,
Onde canta o Sabiá;
As aves, que aqui gorjeiam,
Não gorjeiam como lá.”

O sabiá mencionado nessa linda canção
composta por um dos maiores
representante do romantismo brasileiro é o
sabiá-da-praia, objeto deste estudo.

SUMÁRIO

RESUMO.....	1
ABSTRACT.....	3
INTRODUÇÃO GERAL.....	5
ESPÉCIE PESQUISADA.....	9
ÁREA DE ESTUDO.....	14
OBJETIVOS.....	17
CAPÍTULO I – Biologia e sucesso reprodutivo do sabiá-da-praia <i>Mimus gilvus</i> (Aves: Mimidae) em uma reserva de restinga no sudeste do Brasil.	18
Introdução.....	19
Métodos.....	21
Resultados	29
Discussão.....	52
Conclusão.....	60
Apêndice.....	62
CAPÍTULO II – Demografia do sabiá-da-praia <i>Mimus gilvus</i> (Aves: Mimidae) em uma área de proteção ambiental de restinga na região sudeste do Brasil.....	68
Introdução.....	69
Métodos.....	71
Resultados.....	82
Discussão.....	96
Conclusão.....	101
Apêndice.....	103

CAPÍTULO III – Análise de Viabilidade Populacional do sabiá-da-praia

<i>Mimus gilvus</i> (Aves: Mimidae) em uma área de proteção ambiental de restinga na região sudeste do Brasil.....	105
Introdução.....	106
Métodos.....	110
Resultados	121
Discussão.....	126
Conclusão.....	128
SÍNTESE.....	129
REFERÊNCIAS.....	133

LISTA DE FIGURAS

ESPÉCIE PESQUISADA

FIG. 1. Fotos de <i>Mimus gilvus</i> registrados na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil. (a) Adulto; (b) Adulto; (c) Casal; (d) Jovem; (e) Ninho vazio; (f) Ninhos com ovos.....	12
FIG. 2. Distribuição geográfica global de <i>Mimus gilvus</i> . Fonte: NatureServe 2007.....	13

ÁREA DE ESTUDO

FIG. 3. Parque Estadual Paulo César Vinha (PEPCV) e Área de Proteção Ambiental de Setiba (APA Setiba), Guarapari/ES - Brasil. Fonte: Adaptado do Plano de Manejo do Parque Estadual Paulo César Vinha (CEPEMAR, 2007b).....	16
---	----

CAPÍTULO I – Biologia e sucesso reprodutivo de sabiá-da-praia *Mimus gilvus* (Aves: Mimidae) em uma área de restinga no sudeste do Brasil

FIG. 1. Precipitação acumulada mensal e normal climatológica (média de 30 anos) da estação meteorológica de Vitória – ES (número 83648), para os anos de 2012 a 2015 extraídos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET 2016).....	31
FIG. 2. Relação entre diferentes precipitações (mm) e frequência de ninhos ativos de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015. O aumento da precipitação diminui a quantidade de ninhos ativos.....	32
FIG. 3. Precipitação acumulada mensal medida na estação meteorológica de Vitória – ES (número 83648) extraídos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET 2016) e comparados com quantidade de ninhos ativos de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.....	33

FIG. 4. Frequência de ninhos ativos de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015 acima e abaixo da precipitação média de 46,5 mm. A precipitação de corte corresponde à média de 46,5 mm de precipitação de chuva durante o período estudado.....	34
FIG. 5. Número de ninhos ativos com ovos e filhotes de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015. Os algarismos romanos representam dezenas de dias dentro do mês: I = do dia 01 ao dia 10; II = do dia 11 ao dia 20; III = do dia 21 ao dia 30 ou 31.....	35
FIG. 6. Número total de ninhos ativos com ovos e filhotes de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015. Os algarismos romanos representam dezenas de dias dentro do mês: I = do dia 01 ao dia 10; II = do dia 11 ao dia 20; III = do dia 21 ao dia 30 ou 31.....	36
FIG. 7. Ninhos de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil.....	37
FIG. 8. Tempo de construção de ninhos de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.....	37
FIG. 9. Frequência de ninhos com diferentes tamanhos de ninhadas de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.....	39

FIG. 10. Comportamento de nidificação de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015. (a) Único ninho com 04 ovos; (b) Filhote com dois dias de nascido; (c) Ninho onde um ovo eclodiu e outro gorou; (d) Filhotes com 4 dias de vida; (e) Ninho com três filhotes com 10 dias de vida; (f) Indivíduo jovem já voando.....	40
FIG. 11. Tempo de incubação dos ovos de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.....	42
FIG. 12. Tempo de alimentação dos filhotes no ninho de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.....	42
FIG. 13. Frequência de filhotes monitorados de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.....	43
FIG. 14. Nidificação de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015. (a) Ninho com ovos; (b) Ninho com filhotes (c) Indivíduo no ninho chocando os ovos; (d) Indivíduo no poleiro vigiando as redondezas do ninho; (e) Indivíduo levando comida para os filhotes; (f) Filhote escondido dentro do arbusto.....	44
FIG. 15. Resultado do status do ninho de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.....	47
FIG. 16. Frequência de ovos abandonados e predados e filhotes predados e que saíram do ninho de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.....	47

FIG. 17. Caracterizações de nidificação de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015. (a) e (b) Ninho abandonado com ovo; (c) Ovo sem eclodir dentro do ninho junto com ninhego; (d) Ninho predado com dano à estrutura; (e) Ovos quebrados dentro do ninho; (f) Partes do corpo do filhote encontrado predado dentro do ninho.....	48
---	----

CAPÍTULO II – Demografia e uso do *habitat* de sabiá-da-praia *Mimus gilvus* (Aves: Mimidae) em uma área de proteção ambiental de restinga na região sudeste do Brasil

FIG. 1. Transectos para a realização dos censos de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas e não reprodutiva de 2012 a 2015.....	74
FIG. 2. Fotos ilustrando as classes etárias de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil. (a) Casal de adultos com um jovem; (b) Jovem; (c) Adulto; (d) Juvenil.....	78
FIG. 3. Localização dos 43 territórios de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil.....	83
FIG. 4. Territórios de <i>Mimus gilvus</i> encontrados na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante a estação reprodutiva de 2012/2013. Territórios com indivíduos adultos não marcados não necessariamente indicam os mesmos indivíduos em diferentes estações reprodutivas.....	88
FIG. 5. Territórios de <i>Mimus gilvus</i> encontrados na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante a estação reprodutiva de 2013/2014. Territórios com indivíduos adultos não marcados não necessariamente indicam os mesmos indivíduos em diferentes estações reprodutivas.....	89

FIG. 6. Territórios de <i>Mimus gilvus</i> encontrados na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante a estação reprodutiva de 2014/2015. Territórios com indivíduos adultos não marcados não necessariamente indicam os mesmos indivíduos em diferentes estações reprodutivas.....	90
FIG. 7. Curvas de estabilização das áreas dos territórios de <i>Mimus gilvus</i> em uma Área de Proteção Ambiental de restinga na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.....	91
FIG. 8. Área demarcada de habitat favorável para <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil.....	94
CAPÍTULO III – Análise de Viabilidade Populacional (AVP) de sabiá-da-praia <i>Mimus gilvus</i> (Aves: Mimidae) em uma área de proteção ambiental de restinga na região sudeste do Brasil	
FIG. 1. Áreas degradadas potenciais para recuperação na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil.....	120
FIG. 2. Probabilidades de persistência de uma população de <i>Mimus gilvus</i> em uma Área de Proteção Ambiental de restinga na região sudeste do Brasil para diferentes cenários em um intervalo de 100 anos.....	122
FIG. 3. Projeção do tamanho populacional médio de <i>Mimus gilvus</i> em uma Área de Proteção Ambiental de restinga na região sudeste do Brasil para diferentes cenários em um intervalo de 100 anos.....	123
FIG. 4. Probabilidade de extinção com variações de adição de 5% e 10% nas taxas de mortalidade de jovens e adultos e redução de 5% e 10% na porcentagem de machos e fêmeas de <i>Mimus gilvus</i> reproduzindo. Os outros parâmetros são os mesmos do cenário básico.....	124

FIG. 5. Relação entre a probabilidade de extinção de <i>Mimus gilvus</i> em uma Área de Proteção Ambiental de restinga na região sudeste do Brasil e as estratégias de manejo aplicadas no cenário sucesso reprodutivo (SR) com catástrofe.....	125
FIG. 6. Projeção do tamanho populacional médio de <i>Mimus gilvus</i> em uma Área de Proteção Ambiental de restinga na região sudeste do Brasil para o cenário sucesso reprodutivo (SR) com catástrofe e as estratégias de manejo em um intervalo de 100 anos.....	125

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I – Biologia e sucesso reprodutivo de sabiá-da-praia *Mimus gilvus* (Aves: Mimidae) em uma área de restinga no sudeste do Brasil

TABELA 1. Data de início e término das estações reprodutivas de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.....	30
TABELA 2. Quantidade de ovos abandonados, inviáveis e predados e filhotes predados e que saíram do ninho de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.....	46
TABELA 3. Destino dos ninhos de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.....	46
TABELA 4. Parâmetros de sobrevivência de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015. O tempo médio de incubação e de permanência dos ninhegos para calcular as taxas de sobrevivência e o sucesso reprodutivo foi de 14,4 e 12,9 dias respectivamente.....	50
TABELA 5. Estimativas utilizadas nos cálculos dos parâmetros de sobrevivência de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015. O tempo médio de incubação e de permanência dos ninhegos no ninho para calcular as taxas de sobrevivência e o sucesso reprodutivo foi de 14,4 e 12,9 dias respectivamente.....	51
TABELA 6. Resultados dos modelos considerados para análise de sobrevivência diária dos ninhos de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil entre as estações reprodutivas de 2012 a 2015.....	51

TABELA 7. Teste para comparação das diferenças nos parâmetros de sobrevivência de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil entre as estações reprodutivas de 2012 a 2015, em cada período do ninho (ovo e ninhego) de acordo com a fórmula apresentada por Hensler & Nichols (1981).....	52
TABELA 8. Resultados dos testes estatísticos de normalidade Shapiro-Wilk (teste W) dos dados coletados de ovos e filhotes de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.....	64
TABELA 9. Resultados dos testes estatísticos de Transformação Box-Cox para verificar novamente a normalidade dos dados coletados de ovos e filhotes de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.....	64
TABELA 10. Estatística descritiva das estimativas dos dados coletados de ovos e filhotes por ninho de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.....	65
TABELA 11. Estatística descritiva dos dados coletados de tamanho de ninhada, eclosão dos ovos, construção de ninho, tempo de incubação e permanência de filhotes no ninho de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.....	66
TABELA 12. Estatística descritiva das variáveis reprodutivas de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.....	67

CAPÍTULO II – Demografia e uso do *habitat* de sabiá-da-praia *Mimus gilvus* (Aves: Mimidae) em uma área de proteção ambiental de restinga na região sudeste do Brasil

TABELA 1. Número de indivíduos encontrados por território durante os censos de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil realizado na estação reprodutiva e não reprodutivo entre os anos de 2012 a 2015.....	84
TABELA 2. Tamanho de todos os territórios (ha) de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil.....	86
TABELA 3. Distribuição do número de indivíduos por classe etária (absoluto e relativo) da população de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil entre as estações reprodutivas e não reprodutivas de 2012 a 2015.....	92
TABELA 4. Resultado dos modelos com base em critérios de informação de Akaike para análise da taxa de sobrevivência de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil entre as estações reprodutivas e não reprodutiva de 2012 a 2015. (.) Indica parâmetro constante; (t) é um efeito do tempo; Φ é a sobrevivência semestral aparente; p é probabilidade de detecção; total de AICc; diferença de AICc de cada modelo em relação ao modelo de topo ($\Delta AICc$); peso do modelo Akaike (w_i); probabilidade do modelo; número de parâmetros (K) e respectivos desvios para cada modelo.....	95
TABELA 5. Taxas de eclosão e fecundidade das fêmeas de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil entre as estações reprodutivas de 2012 a 2015.	96

TABELA 6. Resultados dos testes estatísticos de normalidade Shapiro-Wilk (teste W) dos dados coletados de tamanhos de territórios de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.....	104
TABELA 7. Resultados dos testes estatísticos de normalidade Shapiro-Wilk (teste W) dos dados transformados de tamanhos de territórios de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.....	104
CAPÍTULO III – Análise de Viabilidade Populacional (AVP) de sabiá-da-praia <i>Mimus gilvus</i> (Aves: Mimidae) em uma área de proteção ambiental de restinga na região sudeste do Brasil	
TABELA 1. Valores dos parâmetros utilizados na composição do cenário básico para simulação populacional de <i>Mimus gilvus</i> na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil.....	117
TABELA 2. Resultado da análise de viabilidade populacional de <i>Mimus gilvus</i> em uma Área de Proteção Ambiental de restinga na região sudeste do Brasil usando o programa VORTEX.....	122

RESUMO

ARAUJO, Luiz Carlos de, Universidade Vila Velha – ES, Maio de 2016. **Conservação do Sabiá-da-praia *Mimus gilvus* (Aves: Mimidae) em uma reserva de restinga na região sudeste do Brasil.** Orientador: Charles Gladstone Duca Soares.

O sabiá-da-praia (*Mimus gilvus*) é uma espécie de ave pertencente à Ordem Passeriformes e à Família Mimidae, com ocorrência no Brasil apenas em restinga de formação arbustiva aberta de *Clusia hilariana*. Informações a respeito de sua biologia são escassas, assim como sobre suas respostas a alterações ambientais e sobre a viabilidade das populações desta espécie. O objetivo geral deste trabalho foi estudar a história de vida e os atributos demográficos de *M. gilvus* em uma Área de Proteção Ambiental (APA) de Restinga na região sudeste do Brasil, gerando dados necessários para realizar uma Análise de Viabilidade Populacional (AVP) local. A partir do monitoramento de ninhos em três estações reprodutivas consecutivas foram definidas estimativas de diversos parâmetros da nidificação de *M. gilvus*. Seu período reprodutivo coincide com o aumento dos índices pluviométricos na região, como vem sendo demonstrado em diversos estudos de aves tropicais. Seu ninho tem formato de cesto ou tigela, com o casal participando de sua construção e nunca o reutilizando. O tamanho médio da ninhada foi de $2,4 \pm 0,5$ ovos e semelhante com outros estudos com a espécie. O tempo médio de incubação foi de $14,4 \pm 0,6$ dias, sendo um pouco maior do que o encontrado em outros estudos da mesma espécie e idênticos a outras espécies da Família Mimidae. O tempo médio de permanência dos filhotes sendo alimentados no ninho foi de $12,9 \pm 0,9$ dias, superior ao encontrado para a mesma espécie nas restingas do nordeste brasileiro. A predação de ninho foi de $62,2 \pm 4,1\%$, sendo essa a principal causa de perda de ninhada, com resultado parecido ao encontrado para a espécie nas restingas dos nordeste brasileiro. A probabilidade de sobrevivência estimada através do Método de Mayfield e do programa MARK 8.0 ficou idêntica com média de $31,3 \pm 4,3\%$, podendo se considerada baixa quando comparada a outros estudos realizados no Brasil em ambientes abertos e com ninhos em forma de cesto. A distribuição espacial e os aspectos demográficos da população foram definidos por meio de marcação, recaptura e observação dos indivíduos. Foi detectado dentro da área de estudo o total de 43 territórios de *M. gilvus* e cada território variando entre 2 a 6 indivíduos. O território possui área média de 3,2 ha, podendo ser considerado relativamente

pequeno para uma espécie do seu porte (61 gramas). O território é do Tipo A, onde a espécie realiza durante o ano todas as suas atividades como forrageamento e nidificação, confirmando um dos sistemas territoriais predominantes nos Passeriformes tropicais. O número médio de indivíduos por território foi de $2,2 \pm 0,2$, onde os indivíduos anilhados permaneceram sempre fiéis ao território. O número médio de indivíduos na população foi de 93 ± 7 , com demonstração de uma tendência de declínio populacional e não está relacionada ao efeito densidade. A maioria dos territórios monitorados foi composta somente pelo casal adulto ou o casal adulto e o jovem nascido na própria estação ou na estação anterior. A razão sexual da população não diferiu do esperado 1:1 (macho x fêmea), onde 75,9% dos territórios são compostos somente pelo casal e 24,1% são compostos pelo casal e mais outros membros de sexo indeterminado. O tamanho populacional efetivo (número de indivíduos reproduzindo) foi de 86 indivíduos. A densidade populacional foi de $0,6 \text{ indivíduos.ha}^{-1}$, sendo maior que as densidades encontradas em outras restingas da região sudeste do Brasil para a espécie. A taxa de sobrevivência anual para adultos foi de 0,77 e está dentro do intervalo das taxas de sobrevivência das espécies de aves tropicais. A taxa de eclosão média dos ovos foi de $0,89 \pm 0,05$ e semelhante a outras espécies de aves. A taxa média de fecundidade foi de $0,64 \pm 0,14$, sendo menor que as encontradas para outras espécies de aves. Foi realizada uma Análise de Viabilidade Populacional (AVP) e determinada a opção de manejo mais adequada. Foi utilizado o programa VORTEX *version* 10 para simular diferentes cenários para diversas análises de condições em que a população de *M. gilvus* pode existir na área de estudo. Os resultados encontrados sugerem que o *status* de conservação da população de *M. gilvus* na APA-Setiba requer cuidados imediatos, dado que todos os cenários encontrados apresentaram riscos de extinção. É importante a implantação imediata de estratégias de manejo voltadas para aumento da fecundidade e sobrevivência de adultos. E duas melhores opções de estratégia de manejo foram a proteção de ninhos e o controle de queimadas.

Palavra-chave: AVP, extinção, manejo, VORTEX, conservação.

ABSTRACT

ARAUJO, Luiz Carlos de, Vila Velha University – ES, May 2016. **Conservation of the Thrush Bird from the beach *Mimus gilvus* (Bird: Mimidae) in a sandbank area in southwestern Brazil.** Advisor: Charles Gladstone Duca Soares.

The Thrush Bird from the beach (*Mimus gilvus*) it is a specie of bird belonging to the Order Passerine and the Family Mimidae, with you existence in Brazil occurring only in a sandbank open scrubland formation of *Clusia hilariana*. Information about its biology is scarce, as well as on their responses to environmental change and the viability of populations of this species. The aim of this work was to study the life history and demographic attributes of *M. gilvus* in an Environmental Protection Area (APA) of a sandbank area in southeastern Brazil, generating data necessary to conduct a Feasibility Analysis local Population (PVA). By monitoring nests in three consecutive breeding seasons, estimates were set various parameters of nesting *M. gilvus*. Their reproductive period coincides with the increase in rainfall in the region, as has been shown in numerous studies of tropical birds. Its nest has a shape of a basket or bowl with the couple participating in its construction and never reused. The average litter size was of $2,4 \pm 0,5$ eggs and similar to other studies of the species. The average time of incubation was of $14,4 \pm 0,6$ days, being slightly higher than that found in other studies of the same species and similar to other species of the family Mimidae. The average length of stay of the puppies being fed in the nest was of $12,9 \pm 0,9$ days, being slightly higher than that of the same species in sandbank in northeastern Brazil. The nest predation ($62,2\% \pm 4,1\%$) being the principal cause of the loss of the litter, with a similar result to that found for the species in the sandbank of northeastern Brazil. The estimated probability of survival through Method of Mayfield and the program MARK 8.0 and stay identical with the average of $31,3\% \pm 4,3\%$, and It may be considered low when compared to other studies conducted in Brazil in open areas and nests shaped basket. The spatial distribution and demographic characteristics of the population were defined by appointment, recaptures and observation of individuals. Was detected within the study area a total of 43 territories of *M. gilvus* and each territory ranging from 2 to 6 individuals. The territory has an average area of 3,2 ha, It may be considered relatively small for a species of its size (61 grams). The territory is the type A, where the species performs during all activities as foraging and nesting, confirming one of the territorial systems prevalent in Tropical passerines. The average number of individual per territory was

of $2,2 \pm 0,2$, where the marked individuals have always remained faithful to the same territory. The average number of individuals of the population was of 93 ± 7 , with demonstration of a declining population trend and it is not related to the density effect. Most monitored territories were composed only of adult couple or adult couple and the young born in season or the previous season. The sex ratio of the population does not differ from expected 1:1 (male: female), where 75,9% of the territories are compose only by couples and 24,1% are compose by couples and other members of undetermined sex. The effective population size (number of reproducing individuals) was 86 individuals. The population density was $0.6 \text{ individuals.ha}^{-1}$, it is greater than the densities found in other sandbanks of southeastern Brazil for the species. The annual survival rate for adults was 0.77 and is within the range of survival rates of species of tropical birds. The average hatching rate of the eggs was 0.89 ± 0.05 and similar to other species of birds. The average fertility rate was 0.64 ± 0.14 , being smaller than those found for other species of birds. Was performed a Feasibility Analysis Population (PVA) and determinate the most appropriate management option. Was used the program VORTEX version 10 to simulate different scenarios for various analyzes of conditions in which the population of *M. gilvus* can exist in the study area. The found results suggest that the conservation status of the population of *M. gilvus* in APA-Setiba require immediate care, since all found scenarios pose risks of extinction. It is important to the immediate implementation of management strategies for increased fecundity and adult survival. And the two best options for management strategies were the nest protection and control of fires.

Keywords: PVA, extinction, management, VORTEX, conservation.

INTRODUÇÃO GERAL

INTRODUÇÃO GERAL

A biologia reprodutiva é um dos principais componentes para compreender os padrões de história de vida das aves. Na região Neotropical, incluindo o Brasil, a maioria desses padrões permanece pouco estudada (Marini *et al.* 2012) quando comparada com estudos na América do Norte e na Europa, apesar do aumento considerável de publicações nos últimos anos (e.g. Rubio & Pinho 2008, Nóbrega & Pinho 2010, Rodrigues & Rodrigues 2011, Johnson *et al.* 2012, Toledo-Lima *et al.* 2013, Pinho & Marini 2014), mas com pouca tentativa de um melhor entendimento teórico dos parâmetros de reprodução (Roper *et al.* 2010). Apenas recentemente algumas espécies tiveram sua biologia reprodutiva descrita (Medeiros & Marini 2007, Duca *et al.* 2009, Duca & Marini 2011, Gressler *et al.* 2014).

A história de vida das aves é estabelecida por um ciclo de vida básico compondo o tamanho de ninhada, o tipo de ninho, o período de incubação, o tempo e modo de desenvolvimento do ninhego, as taxas de sobrevivência, fecundidade e tempo de vida (Marini *et al.* 2010). As informações que mais se diferem na história de vida das aves tropicais em relação às espécies da região temperada estão relacionadas às características de tamanho de ninhada e à taxa de predação de ovos e/ou filhotes (Stutchbury & Morton 2001, Freitas & Francisco 2012). O entendimento de aspectos relacionados à predação é relevante por se tratar de um fator ecológico importante para planos de manejo e conservação (Remeš *et al.* 2012), pois é o principal fator de perda de ninhos de aves tropicais (Brawn *et al.* 2011, Reidy & Thompson 2012, Ocampo & Londoño 2015).

Foi na década de 40 que as questões básicas da teoria de história de vida das aves foram estabelecidas (Ricklefs 2000), os tamanhos de ninhadas são maiores nas zonas temperadas do que nos trópicos (Moreau 1944); ocorrem maiores tamanhos de ninhadas em latitude maiores em relação às latitudes menores devido ao fato de ter maior número de horas disponíveis para os pais alimentarem seus filhotes (Lack 1947); e o tamanho de ninhada das aves tropicais é

limitado pela alta taxa de predação de ninhos (Skutch 1949). Essas publicações contribuíram para o estudo da biologia reprodutiva das aves, tendo um papel fundamental no desenvolvimento da teoria, tornando a questão do tamanho ótimo de ninhada um teste clássico no contexto teórico. Com o passar do tempo, surgiram diversos trabalhos formulando, descrevendo e refinando as hipóteses que explicam os padrões observados de biologia reprodutiva das aves (Olguín *et al.* 2015, Dzielski 2016, Leal *et al.* 2016, Viana & Zocche 2016).

O aumento de conhecimento sobre a biologia reprodutiva de aves é de grande importância para entender os padrões, testar hipóteses e determinar as melhores práticas de manejo de conservação (Norment *et al.* 2010). A questão fundamental para conservação de uma espécie é conhecer o mecanismo de regulação da população, identificando os fatores que controlam seu tamanho para melhor entendimento de sua dinâmica populacional (Sutherland *et al.* 2013). A maioria das pesquisas publicadas sobre dinâmica populacional de aves em ecossistemas tropicais tem sido conduzida na região Neotropical, onde geralmente o foco é estimar as taxas de sobrevivência (Ruiz-Gutiérrez *et al.* 2012).

Também é importante conhecer as taxas demográficas para o entendimento da dinâmica populacional (Ruiz-Gutiérrez *et al.* 2012), das estratégias de história de vida (Sandercock *et al.* 2005, Le Bohec *et al.* 2007) e da conservação ecológica (Kesler & Haig 2007). O conhecimento dos parâmetros demográficos é importante, pois trata-se de componentes relevantes para uma análise de viabilidade populacional e para definição eficaz no planejamento de gestão da conservação (Morris & Doak 2002), principalmente em populações pequenas e espacialmente isoladas (Van Houtan *et al.* 2010). Os métodos para estimar parâmetros demográficos têm aumentado em termos de sofisticação nos últimos anos. Os métodos modernos comumente empregados envolvem modelagem de histórias de captura e recaptura de animais marcados individualmente usando métodos de máxima

verossimilhança (Anderson *et al.* 2012). Para uma boa gestão na conservação de aves, são necessárias informações de base sobre a relação entre as taxas demográficas e os fatores ambientais. É de grande importância a compreensão das mudanças das condições ambientais e sua possível influência nas taxas vitais da população (Ruiz-Gutiérrez *et al.* 2012).

Uma das maneiras de modelar as flutuações e estimar a probabilidade de persistência ou extinção de da população de uma espécie ao longo do tempo é a utilização de Análises de Viabilidade Populacional (AVP), incorporando dados demográficos, genéticos e ecológicos de populações reais em simulações computacionais de modelos estocásticos e determinísticos (Paula *et al.* 2007). A AVP é um grupo de ferramenta matemática que permite a predição da probabilidade de extinção para uma determinada população, levando em consideração os possíveis fatores que afetam os processos de extinção de espécies (Rivera-Ingraham 2011). A AVP permite a comparação de como diferentes cenários afetam a persistência da população (Beissinger & McCullough 2002, Brito 2009), ajudando na orientação e nas estratégias de gestão de uma população e identificando populações mais propensas a diminuir, permitindo uma abordagem preventiva para evitar declínios e extinções (Reed *et al.* 2002).

As AVPs tem demonstrado proporcionar predições razoáveis de risco de extinção de espécies bem estudadas (Brook *et al.* 2000). Estas analisam modelos que simulam o futuro de uma determinada espécie com base em parâmetros sobre ecologia, demografia da população e ameaças. Nesses modelos demograficamente estruturados, os indivíduos de determinada população são agrupados em classes distintas, levando em consideração suas características demográficas e *status* social na população (Akçakay & Sjogren-Gulve 2000). A AVP é amplamente aplicada em biologia da conservação para prever os riscos de extinção de espécies ameaçadas e comparar opções alternativas para a sua conservação, identificando as ações com custos mais baixos, eficazes e necessárias para a conservação da população (Duca *et al.* 2009).

ESPÉCIE PESQUISADA

O sabiá-da-praia, *Mimus gilvus* (Vieillot 1807) é uma espécie de ave pertencente à Ordem Passeriformes e à Família Mimidae (Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos 2009). Foi descrito pela primeira vez por Vieillot em 1807 na sua famosa obra *Histoire naturelle des oiseaux de l'Amérique Septentrionale*. Possui em torno de 26 cm, com a íris do adulto de cor vermelha e do jovem castanha ou acinzentada. Tem uma fina faixa transocular negra e o bico negro, com as partes superiores de coloração cinza a cinza-azulada. As retrizes são de cor castanho-escuras a negras e com pontas brancas na face inferior. Possui rêmiges também de coloração predominante castanho-escura a negra, com a fronte, sobrecilhos e partes inferiores brancas e com flancos rajados de negro e pernas negras (Fig. 1a, Fig. 1b) (Meyer de Schauensee 1970, Ridgely & Tudor 1989, Sick 2001). Tem o corpo delgado e semelhante ao dos sabiás verdadeiros da Família Turdidae (Meyer de Schauensee 1970, Cody 2005, Restall *et al.* 2007). Não há dimorfismo sexual entre a fêmea e o macho adultos (Fig. 1c), com os jovens se diferenciando dos adultos pelo flanco rajado e coloração da íris mais escura (Fig. 1d) (Meyer de Schauensee 1970, Ridgely & Tudor 1989, Restall *et al.* 2007).

Seu ninho é construído em forma de cesto (taça) com gravetos forrados com material vegetal fino e delicado (Fig. 1e) (Sick 2001). Seu período reprodutivo coincide com a estação da chuva, fazendo mais de uma postura por estação reprodutiva e em locais diferentes (Paredes *et al.* 2001). Sua ninhada pode variar de 3 a 4 ovos de cor esverdeados ou azulados (Fig. 1f) (Argel-De-Oliveira 1994).

Possui distribuição geográfica ampla e difusa com relação à variação latitudinal. Sua ocorrência tem como limite norte o México e como limite sul o estado do Rio de Janeiro na região sudeste do Brasil (Fig. 2) (Sick 1997, NatureServe 2007, Restall *et al.* 2007). A espécie

ocorre em regiões costeiras no México, Honduras, El Salvador, Guatemala, Belize, Nicarágua, ilhas das Antilhas, Colômbia, Equador, Venezuela, Guiana, Suriname, Guiana Francesa e acompanhando a vegetação esparsa de restinga no litoral brasileiro até a costa leste do estado do Rio de Janeiro, precisamente na Restinga de Marambaia (Meyer de Schauensee 1970, Ridgely & Tudor 1989, Sibley & Monroe 1990, Sick 1997, Cisneros-Heredia & Henry 2004).

Nas savanas de Bogotá na Colômbia, a espécie vive em altitudes que podem chegar a 2.600 m e existe registro de ocorrência também a 3.100 m de altitude, próximo ao Lago Cuicocha nos Andes Equatoriano (Cisneros-Heredia & Henry 2004). No Brasil houve dois registros pontuais no litoral do estado do Paraná nas décadas de 70 e 80, sendo considerados indivíduos provavelmente errantes, pois não foram mais vistos (Bornschein *et al.* 1997). Com uma distribuição tão ampla, a espécie possui diferenças fenotípicas e também comportamentais, onde alguns pesquisadores discutem a hipótese de existir até 10 subespécies. A subespécie *Mimus gilvus antelius* possui características para ser elevada à categoria de espécie (Cody 2005, Restall *et al.* 2007).

A maioria das aves da família Mimidae é associada a áreas secas, com vegetação esparsa, formação arbustiva e cactos, mas podem também habitar variados ambientes como desertos, matas alagadas, jardins e área urbanizada (Argel-De-Oliveira 1989). É característico também da Família Mimidae a colonização de áreas distantes, pela capacidade de fazerem voos distantes (Sick 2001).

A origem da palavra *Mimus* é do latim e significa imitar, devido à facilidade de imitação de cantos de outras espécies de aves (Gwyne *et al.* 2010). Assim, possui habilidade canora para produzir seus próprios sons e ainda de serem mímicos de outras espécies (Ridgely & Tudor 1989). Possui canto bem desenvolvido, com centenas de sílabas vocais (Botero & Vehrencamp 2007), conseguindo combinações de sílabas aprendidas, aumentando seu repertório vocal (Botero *et al.* 2009). É de fácil identificação em área de restinga, devido ao

seu canto próprio inconfundível, vocalizando bastante durante o dia, do amanhecer ao entardecer, sobre os topos das maiores moitas (Tomaz 2009) e com natureza bastante territorialista (Botero & Vehrencamp 2007).

No Brasil, vivem em casais, em bandos numerosos e às vezes solitários (Argel-De-Oliveira 1994, Tomaz 2009). É considerada uma espécie onívora, se alimentando de artrópodes e frutos (Sick 2001) em plantas de restinga e de ambientes costeiros (Maciel & Costa 1997). É um eficiente dispersor de sementes (Gomes *et al.* 2007), sendo considerado espécie-chave para conservação e recuperação de áreas degradadas nos ambientes costeiros (Gomes *et al.* 2008). É considerada uma espécie característica de restingas brasileira (Novaes 1950, Sick 2001). Sua existência só acontece em restinga de formação arbustiva aberta de *Clusia hilariana* (Araujo *et al.* 1998), sendo nessas áreas a espécie com maior frequência em amostragem por transecções (Alves *et al.* 2004).

Com a expansão imobiliária no ambiente costeiro brasileiro, a vegetação natural está sendo substituída por áreas urbanizadas, causando a antropização dos ambientes e consequentemente um declínio na sua população (Argel-De-Oliveira 1994, Argel-De-Oliveira & Pacheco 1998). Além disso, a espécie é muito visada por caçadores em função do seu belo canto, sendo alvo de tráfico ilegal de animais para ser criado em gaiolas (CEPEMAR 2007a, Restall *et al.* 2007). Os estados do Espírito Santo (Espírito Santo 2005) e Rio de Janeiro (Alves *et al.* 2000) já incluíram na categoria “Em Perigo” nas respectivas listas estaduais de espécie ameaçada de extinção, onde o *status* da conservação da espécie já é preocupante. O *M. gilvus* foi acompanhado na área de estudo de Janeiro/2011 a Julho/2015 e constitui a espécie de interesse neste trabalho.

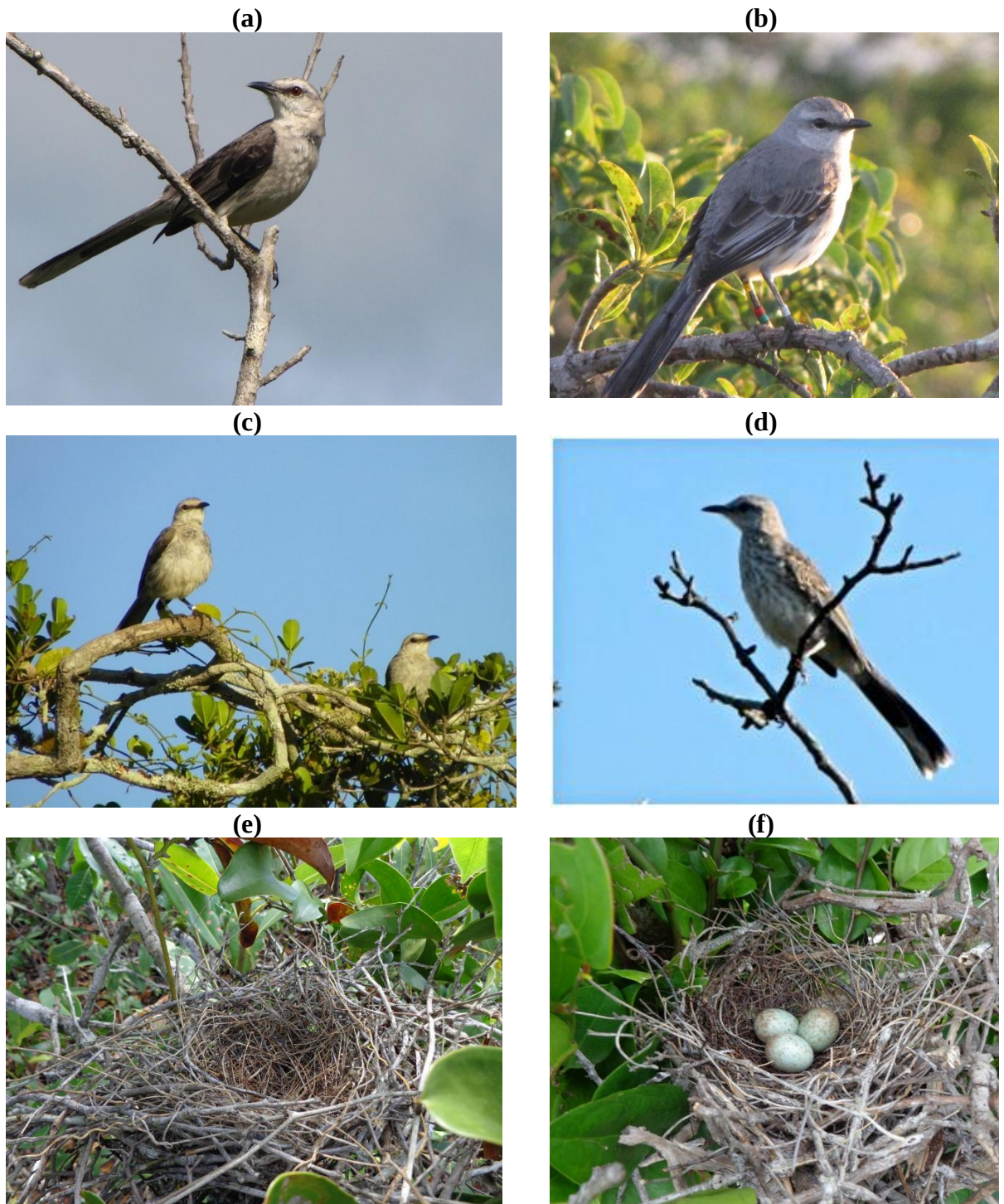


FIG. 1. Fotos de *Mimus gilvus* registrados na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil. (a) Adulto; (b) Adulto; (c) Casal; (d) Jovem; (e) Ninho vazio; (f) Ninhos com ovos.

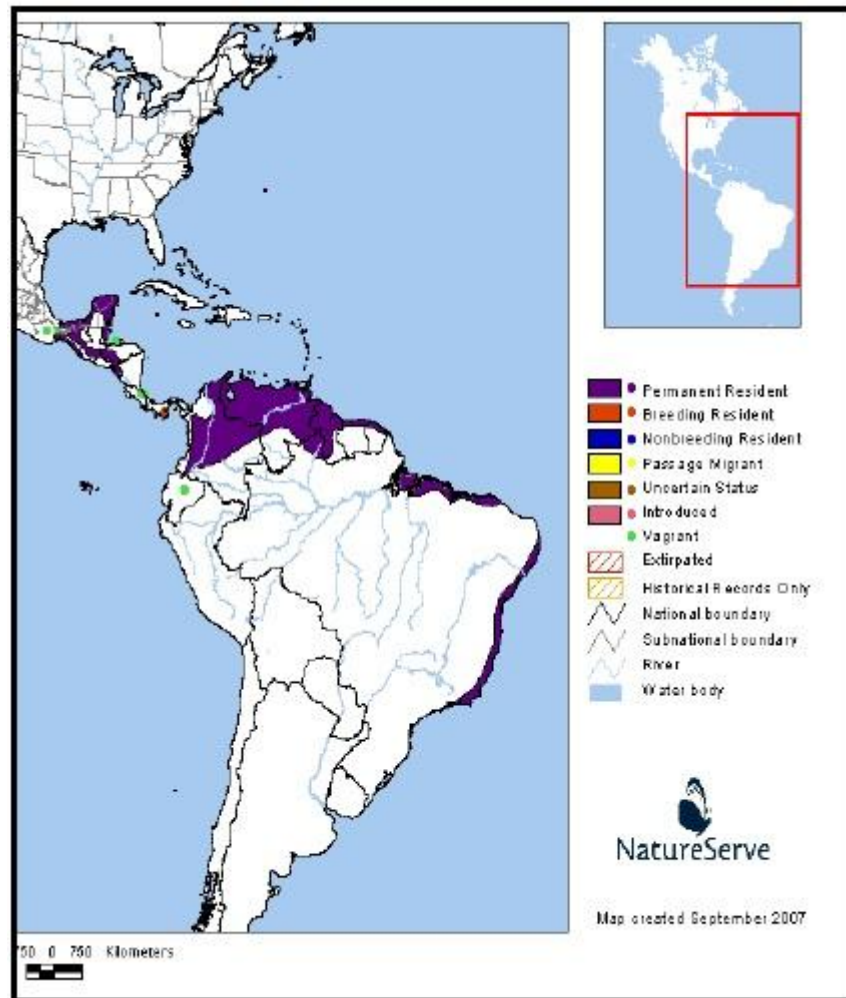


FIG. 2. Distribuição geográfica global de *Mimus gilvus*. Fonte: NatureServe 2007.

ÁREA DE ESTUDO

A coleta de dados em campo foi realizada na Área de Proteção Ambiental de Setiba (APA Setiba), no município de Guarapari, Espírito Santo, no sudeste do Brasil, com área total de 12.960 ha. Dentro da APA Setiba, parte dos dados foi coletada no Parque Estadual Paulo César Vinha (PEPCV), localizado entre as coordenadas 20°33'' e 20°38'' S e 40°23'' e 40°26'' W. A APA é cortada pela Rodovia ES-60, a qual margeia todo o PEPCV no sentido norte sul (Fig. 3).

O PEPCV possui área de aproximadamente 1.500 ha, com comprimento de aproximadamente 12 km e largura média de 2 km (Martins *et al.* 1999). A área de estudo está inserida no bioma da Mata Atlântica, onde a cobertura vegetal é composta pelas fitofisionomias de restinga (Pereira 2003). A restinga de Setiba é considerada área prioritária para conservação da biodiversidade, contemplada na categoria de Alta Importância Biológica (MMA 2000). O clima na área de estudo é do tipo Aw, segundo a classificação de Koeppen, apresentando temperatura média anual de 23,3°C, com precipitação média anual de 1.307 mm (CEPEMAR 2007a). O sedimento do trecho estudado, bem como de outras formações dessa Unidade de Conservação, é predominantemente arenoso (Pereira 2003).

O PEPCV possui registro de 225 espécies de aves (Venturini *et al.* 1996) representando 22% do total de espécies de aves descritas para a Mata Atlântica (MMA 2000). O PEPCV é uma das poucas Unidades de Conservação localizadas na Zona Costeira do estado do Espírito Santo e representa umas das últimas e mais extensas áreas de restinga do litoral capixaba (Venturini *et al.* 1996).

As principais fitofissionomias de restinga presentes na área da APA-Setiba são: as regiões impactadas como pastos (872 ha), as Florestas de Tabuleiros em fase inicial de regeneração (347,5 ha), a vegetação Aberta de *Clusia* degradada (331,4 ha), o Brejo Herbáceo (628,2 ha),

a vegetação Aberta de *Clusia* preservada (25,55 ha) e a vegetação Aberta de Ericaceae (191,3 ha) (CEPEMAR 2007a).

No PEPCV as fitofissionomias de maior destaque são o Brejo Herbáceo (468,3 ha), as formações Florestais de Mata Seca (253,6 ha), de Floresta Permanentemente Inundada (171,47 ha), de Floresta Periodicamente Inundada (65 ha) e as formações Arbustivas Aberta de *Clusia* (208,1 ha), Aberta de Ericaceae (165,9 ha), Vegetação Halófila-Psamófila (25,1 ha), Palmae (26 ha), entre outras formações, como vegetação de costões rochosos e brejo arbustivo (CEPEMAR 2007b).

A maior parte dos dados coletados na área de estudo ocorreu na fitofissionomia originalmente chamada de Aberta de *Clusia* e agora denominada como Vegetação Aberta Arbustiva Não Inundável (Pereira 2007). Tal vegetação é estabelecida sobre solo arenoso em locais onde o lençol freático não aflora. É constituída por arbustos principalmente de *Clusia hilariana* e *Protium icicariba*, organizada em moitas e entre-moitas com seu entorno quase sempre encontrando espécies da Família Bromeliaceae. Algumas dessas moitas têm formação arbórea e outras são formadas por arbustos de ampla ramificação com um emaranhado vegetal de difícil acesso (CEPEMAR 2007a).

Outro tipo de vegetação no qual ocorreu coleta de dados foi a Halófila-Psamófila. Essa vegetação aparece na crista da praia, justaposta à arrebentação das ondas, sendo composta principalmente por plantas estoloníferas, reptante e pequenos arbustos, atingindo altura menor que um metro. Esta vegetação está condicionada à dinâmica das marés e sua forma biológica está associada a um crescimento rápido e com grande poder de regeneração, tornando-se importante para a fixação de dunas (CEPEMAR 2007a).

Foram coletados também alguns dados na Vegetação Arbustiva Fechada Pós-praia, que ocorre em toda a extensão da praia no cordão arenoso com largura variável, sendo bastante densa e espinhosa. Sua altura vai gradativamente aumentando conforme se afasta da praia,

formando uma barreira de difícil acesso com aparência que foi modelada pelo vento (CEPEMAR 2007a).

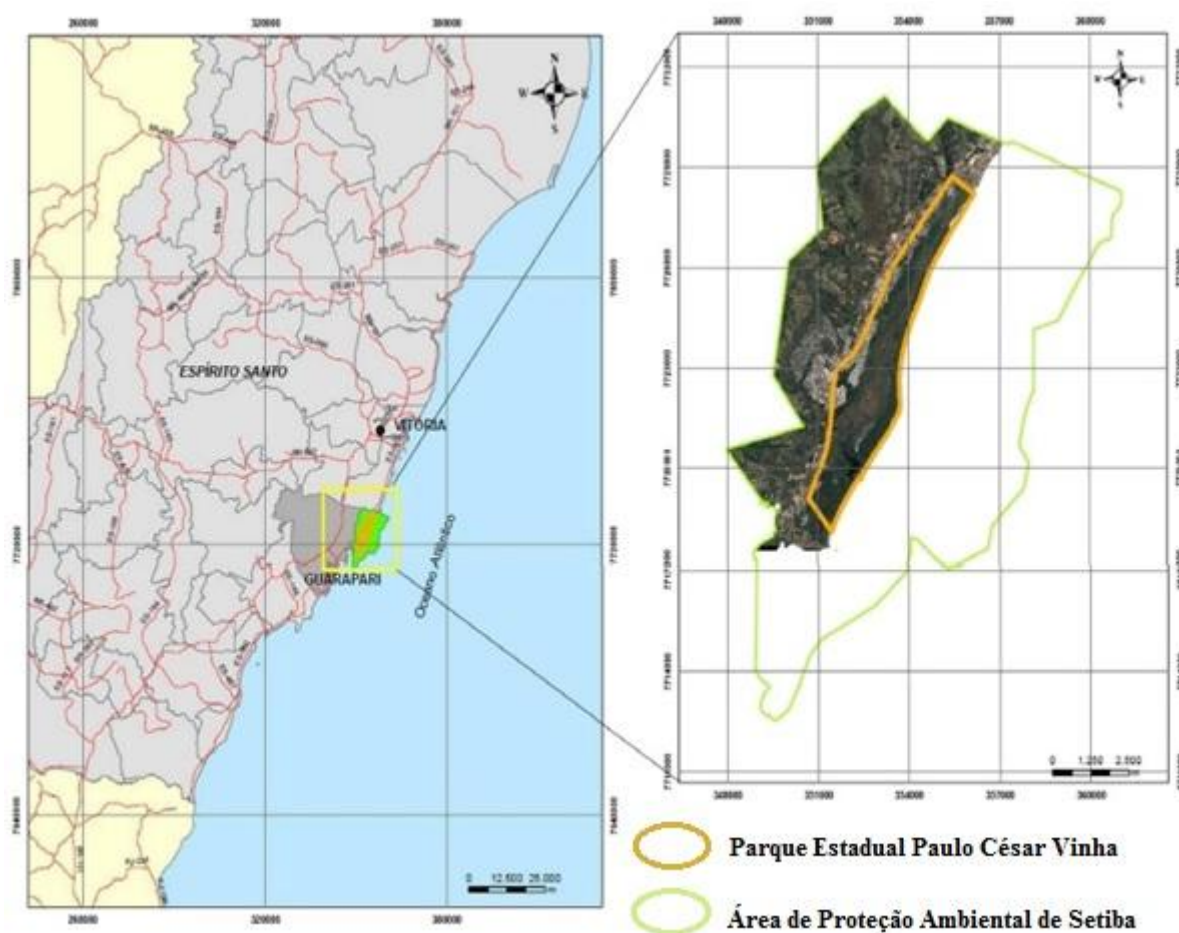


FIG. 3. Parque Estadual Paulo César Vinha (PEPCV) e Área de Proteção Ambiental de Setiba (APA Setiba), Guarapari/ES - Brasil. Fonte: Adaptado do Plano de Manejo do Parque Estadual Paulo César Vinha (CEPEMAR, 2007b).

OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho foi estudar a história de vida e os atributos demográficos de *M. gilvus* em uma Área de Proteção Ambiental de Restinga na região sudeste do Brasil, gerando dados necessários para avaliar a viabilidade da população local. Para alcançar o objetivo geral, este trabalho foi dividido em três capítulos que compõem os objetivos específicos:

Capítulo 1: Biologia e sucesso reprodutivo – descrever alguns atributos da biologia reprodutiva: período de nidificação, comportamento de confecção dos ninhos, tempo de incubação e alimentação dos filhotes no ninho, tamanho da ninhada, causas de perda de ninhadas e análise de sobrevivência de ninhos.

Capítulo 2: Demografia – descrever alguns atributos demográficos da população: tamanho de território, estrutura etária e razão sexual, tamanho da população, densidade populacional e capacidade de suporte, taxa de sobrevivência, taxa de eclosão e fecundidade.

Capítulo 3: Análise de Viabilidade Populacional (AVP) – Avaliar a probabilidade de sobrevivência da população e a eficiência de diferentes estratégias de manejo para sua conservação.

CAPÍTULO I

BIOLOGIA E SUCESSO REPRODUTIVO DO SABIÁ-DA-PRAIA *Mimus gilvus* (AVES: MIMIDAE) EM UMA ÁREA DE RESTINGA NO SUDESTE DO BRASIL

INTRODUÇÃO

A reprodução é um processo importante na história de vida das aves, demandando um suprimento de energia adicional limitado à disponibilidade de tempo e recursos. Reproduzir envolve riscos, representando um investimento que pode afetar a vida do reprodutor (Ricklefs 2010).

Estudo de história de vida de aves foi historicamente baseada em tamanho de ninhada de espécie das zonas temperadas (Martin 2004). Com o passar do tempo, outros parâmetros reprodutivos foram sendo conhecidos nas aves tropicais (Roper *et al.* 2010). Como exemplo, para espécies com períodos reprodutivos longos e altas taxas de predação de ninhos, a estratégia de realizar mais tentativas reprodutivas ao longo de uma mesma estação seria mais adaptativo do que desenvolver características antipredatórias (Griebeler *et al.* 2010). Isso realça a importância de conhecer os variados aspectos da biologia reprodutiva de aves tropicais, como duração do período reprodutivo e outros parâmetros da história de vida, pois são fundamentais para respondermos diversas perguntas a respeito da evolução destas características e também para o desenvolvimento de estratégias de manejo para espécies ameaçadas.

A biologia reprodutiva de espécies neotropicais permanece pouco conhecida. Os dados não existem para muitas espécies e, quando existem são comunicadas através de relatórios de projetos internos e não na literatura científica (Ruiz-Gutiérrez *et al.* 2012). Algumas espécies nem sequer possuem descrição dos seus ovos ou ninhos (Marini *et al.* 2010). A maior parte dos estudos está direcionada às regiões temperadas da América do Norte e Europa, onde a diversidade é menor em relação à região Neotropical, sendo difícil fazer generalizações entre espécies dos dois hemisférios, pois existem diferenças nas condições ecológicas (Stutchbury & Morton 2008, Heming *et al.* 2013).

As aves possuem uma grande variedade de estratégias reprodutivas, traduzidas em variados parâmetros, como período reprodutivo, tempo de construção dos ninhos, tamanho de ninhada, desenvolvimento dos ninhegos, cuidado parental, sucesso reprodutivo e outros (Marini *et al.* 2010). Espécies cujos filhotes saem do ninho logo após a eclosão dos ovos, põem seus ovos em depressões do chão para facilitar a sua saída. Outras espécies constroem sofisticadas estruturas do ninho para a proteção de filhotes frágeis. O tipo de material para construção de ninho e a escolha do local ideal podem ajudar a aumentar o sucesso reprodutivo (Auer *et al.*, 2007). A escolha da estratégia reprodutiva tem efeito na dinâmica populacional, sendo necessário o seu conhecimento para implantação de estratégias de conservação (Granzinolli *et al.* 2002).

O sucesso reprodutivo é um componente importante nos estudos demográficos de aves, pois está diretamente relacionado com a introdução de novos indivíduos na população (Lima & Roper 2009) e a maioria das aves apresenta baixo sucesso reprodutivo (Green 2004). O sucesso dos ninhos influencia a dinâmica das populações e a evolução da história de vida do grupo, determinando suas taxas de crescimento (Kolada 2009, Podulka *et al.* 2004) e podendo variar entre espécies, dependendo das variáveis espaciais e temporais (Dinsmore & Dinsmore 2007).

O sucesso reprodutivo em aves pode ser influenciado pelo efeito da seleção sobre ninhos, onde os indivíduos escolhem locais mais seguros para nidificar, tentando evitar a predação (Goodnow & Reitsma 2011). A predação de ninho é uma das principais causas do insucesso de ninhada em aves (Benson *et al.* 2010, Biancucci & Martin 2010, Roper *et al.* 2010) e tem grande importância na evolução do tamanho da ninhadas e no período do desenvolvimento dos filhotes (Prokop & Trnka 2010). Conhecer os fatores de risco de predação é de grande importância para uma gestão eficaz de conservação (Remes *et al.* 2012) e uma das maneiras

mais utilizadas para obtenção de informações sobre a biologia e o sucesso reprodutivo das aves é o monitoramento de ninhos (Marini *et al.* 2010).

O objetivo desse trabalho foi descrever alguns atributos da biologia reprodutiva do *Mimus gilvus* em uma área de restinga no sudeste do Brasil. E para alcançar o objetivo geral, buscou-se conhecer os seguintes objetivos específicos: período de nidificação, comportamento de confecção dos ninhos, tempo de incubação e alimentação dos filhotes no ninho, tamanho da ninhada, causas de perda de ninhadas, desenvolvimento dos ninhegos e análise de sobrevivência de ninhos.

MÉTODOS

Coleta dos dados --- Foram coletados dados na área de estudo em três estações reprodutivas subsequentes (2012-2013, 2013-2014 e 2014-2015), iniciando-se a procura por ninho no mês de agosto e estendendo-se até o mês de março de cada ano. A população de *M. gilvus* na área estudada também foi monitorada fora desse período, mas não foi encontrada nenhuma evidência de reprodução. A evidências do início da estação reprodutiva foi a visualização de casais carregando material vegetal para compor seus ninhos. Foi definido como período de nidificação o intervalo (em dias) entre a data do primeiro dia em que um ninho ativo (com ovo) foi encontrado e a data do último dia de ninho ativo monitorado.

Durante as três estações reprodutivas, estima-se que foi despendido em torno de 1.140 h na procura de ninhos, perfazendo uma média de aproximadamente 10 h/ninho encontrado. As procuras de ninhos sempre foram feitas no período matutino, iniciando ao amanhecer e terminando por volta das 10:00 h, onde a temperatura já começa a aumentar, diminuindo assim a manifestação das aves.

Cada ninho ativo encontrado foi identificado com um código alfanumérico contendo duas letras maiúsculas (LZ) e dois números (01,02,03,...n) e marcado suas coordenadas geográficas com o uso de um GPS (*Global Positioning System*). Os ninhos foram monitorados periodicamente em intervalos de 2-3 dias durante a estação reprodutiva, sendo avaliado seu conteúdo e anotando os dados nas respectivas fichas de ninhos. Para cada ninho eram coletado as seguintes informações: data da postura, data da eclosão dos ovos, data da saída dos filhotes do ninho, presença de parasitismo de filhotes por larvas (bernes) ou presença de parasitismo do ninho, e o destino do ninho (sucesso ou fracasso).

Com esses dados levantados, foi possível estimar o tamanho da ninhada, o número de ovos eclodidos, o tempo de incubação e alimentação dos filhotes e o período inicial e final da estação reprodutiva. Para estimar o tempo de incubação, foram considerados apenas os ninhos encontrados antes da postura dos ovos e os que sobreviveram até a eclosão de pelo menos um ovo. Para estimar o tempo de alimentação dos filhotes no ninho, foram considerados apenas os ninhos com a data de eclosão de pelo menos um ovo, até a saída do primeiro filhote do ninho, o que caracteriza o seu sucesso. Foram anotados também o desenvolvimento e comportamento dos filhotes, como a ordem de aparecimento das penugens e penas, crescimento, coloração, olhos abertos ou fechados e rigidez do corpo.

Ninhos considerados com sucesso foram aqueles em que pelo menos um filhote deixou o ninho. Os ninhos, quando eram encontrados vazios e sem vestígio de predação, que continham filhotes com mais de 13 dias de idade, foram considerados com sucesso, sendo o(s) filhote(s) posteriormente avistado(s) no interior de arbustos fechados recebendo os cuidados dos pais. Ninhos predados foram aqueles encontrados vazios antes dos filhotes completarem 13 dias de idade. Ninhos abandonados eram aqueles em que os ovos permaneciam intactos no ninho por mais de 16 dias, nesses casos era colocada uma pequena folha dentro do ninho para

verificar se o casal ainda fazia sua manutenção e caso a folha permanecesse no ninho por mais de 5 dias, era considerado abandonado.

Para a leitura dos dados de campo, foram utilizados cinco parâmetros para a criação dos modelos e cálculos das taxas de sobrevivência diária. Os parâmetros em dias referem-se aos dias padronizados dentro da época de nidificação em cada estação reprodutiva: (1) o dia da época de nidificação em que foi encontrado o ninho; (2) último dia em que o ninho foi encontrado ativo; (3) último dia em que o ninho foi verificado; (4) o destino do ninho (1 = predado, 0 = sucesso); e (5) a data de início e fim da estação reprodutiva.

O primeiro dia do primeiro ninho ativo encontrado na estação reprodutiva foi a data de início da estação reprodutiva e o último dia do último ninho monitorado foi a data de fim da estação reprodutiva. Assim, o parâmetro (5) ajudou a compreender o tempo total de nidificação dentro da estação reprodutiva. Os ninhos foram encontrados com diferentes idades (dias decorridos desde a postura do primeiro ovo até a saída dos ninhegos do ninho) e os dados foram coletados apenas nos dias em que o ninho estava sendo monitorado. O parâmetro (1) ajudou a distribuir de maneira coerente a probabilidade de um ninho sobreviver do início da estação reprodutiva até o seu término. Os ninhos podem obter sucesso ou serem predados entre um dia de monitoramento e outro, não sendo possível saber com precisão sua data correta. Os parâmetros (2) e (3) resolveram esse problema distribuindo a probabilidade nos dias não monitorados. O parâmetro (4) determina o resultado final de cada ninho, definindo se ele teve sucesso ou foi predado.

Para que a modelagem pudesse ter sido realizada com sucesso no Programa MARK 8.0 (Cooch & White 2016), foram atendidas as seguintes premissas (Dinsmore & Dinsmore 2007):

a) **A idade dos ninhos:** Quando encontrados durante a fase de incubação, foram feitos contagens retroativas a partir da data de eclosão para definir a idade do ninho. Quando

encontrados já com filhotes, foram utilizados dados do desenvolvimento dos filhotes como parâmetro para o cálculo da idade de eclosão e consequentemente a idade do ninho foi obtida;

b) **O destino dos ninhos:** foi determinado como sucesso, predado ou abandonado, onde foi monitorado mais de uma vez para assegurar o destino do ninho ao final da amostragem;

c) **O Monitoramento dos ninhos:** foi feito de maneira breve e silenciosa, permanecendo junto aos ninhos pelo menor tempo possível para não afetar sua sobrevivência; e

d) **Homogeneidade das taxas de sobrevivência diária:** foi considerado que todos os ninhos estão sujeitos às mesmas condições ecológicas, pois foram encontrados em uma mesma área de estudo, coberta pela mesma fitofisionomia.

Foram obtidos junto ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) dados referentes à precipitação mensal da estação meteorológica mais próxima da área de estudo (Vitória – ES) para estabelecer a relação entre a pluviosidade e quantidade de ninhos ativos. Foi calculada a precipitação média ocorrida no período e feito um corte na média para distinguir períodos de maior e menor precipitação de chuva. Assim, foi verificado se ocorreu diferenças significativas de ninhos ativos com maior e menor precipitação de chuva. Para melhor compreensão da análise, foram divididos os dias do mês em três dezenas de dias, onde a primeira dezena compreende do dia 01 ao dia 10, a segunda dezena de dias compreende do dia 11 ao dia 20 e a terceira dezena de dias compreende do dia 21 ao dia 30 ou 31.

Análise dos dados --- Os dados coletados forneceram condições de estimar a Taxa de Sobrevivência Diária (TSDs), que é a probabilidade de um ninho sobreviver um dia na estação reprodutiva. Foram calculadas de duas maneiras para comparações: Protocolo de Mayfield com as modificações sugeridas por Hensler & Nichols (1981) e no Programa MARK 8.0 (Cooch & White 2016). Foi calculada também a percentagem simples de ninhos

com sucesso que consiste na razão percentual do número de ninhos que obtiveram sucesso no período e o número de ninhos monitorados (Jehle *et al.* 2004).

O Protocolo de Mayfield (Mayfield 1961, 1975) consiste no cálculo de sobrevivência do ninho ativo a partir do número de dias observados com ovos e filhotes. Foi calculada separadamente a probabilidade de sobrevivência durante a fase de incubação e fase de ninhego. O sucesso reprodutivo total é o resultado da multiplicação da taxa de sobrevivência diária no período de incubação pela taxa de sobrevivência diária no período do ninhego. Quando os filhotes saem do ninho é considerado “Sucesso de Mayfield”, que consiste na probabilidade de um casal gerar um ou mais filhotes após o ciclo completo, iniciando na postura do ovo, seguindo na incubação e no desenvolvimento dos filhotes e concluindo com a sua saída do ninho. O Protocolo de Mayfield é calculado pelas fórmulas a seguir:

$$\text{Taxa de Sobrevivência Diária (TSD)} = (1 - \text{Taxa de Mortalidade Diária})$$

$$\text{Taxa de Sobrevivência no Período (TSDP)} = (1 - \text{Taxa de Mortalidade Diária})^{\text{Tempo}}$$

O tempo é calculado a partir da média dos períodos em dias de atividade de cada ninho durante sua fase de incubação e desenvolvimento dos filhotes. Um ninho ativo com ovos ou filhotes significa “um dia-ninho”. A Taxa de Mortalidade Diária (TMD) foi calculada através de fórmula a seguir:

Taxa de Mortalidade Diária (TMD) =	Número de ninhos perdidos
	Número de dias-ninho (com ovos ou filhotes)

Assim, o Protocolo de Mayfield calcula todas as probabilidades de perdas ao longo de cada estação reprodutiva e gera a probabilidade de um determinado ninho dar origem a um filhote bem sucedido ao final de todo um ciclo de sobrevivência de ninho. Foram realizados testes para comparações das diferenças nos parâmetros a seguir, usando o método proposto por Hensler & Nichols (1981).

Foi estimada também a taxa de sobrevivência diária (TSD) dos ninhos utilizando o programa MARK 8.0 (White & Burnham 1999). O programa MARK permite a modelagem da taxa de sobrevivência diária em função de covariáveis individuais e temporais (Dinsmore *et al.* 2002). No programa MARK, utilizou-se a função “*nest survival*”, que permite elaborar modelos detalhados sobre sobrevivência diária. Foram utilizados na análise de sobrevivência 111 ninhos.

Foram testadas no programa MARK as variáveis temporais, onde o sucesso reprodutivo das aves pode variar ao longo da estação reprodutiva (Hochachka 1990, Verhulst *et al.* 1995). Para testar essa hipótese, foram usados modelos que permitem que as taxas de sobrevivência diária variem ao longo da estação reprodutiva. Primeiramente foi testado o modelo que considera a TSDs constante $\{S(.)\}$ e que corresponde ao método de Mayfield. Depois foi testado o modelo para verificar a diferença existente dentro da cada estação reprodutiva $\{S(t)\}$. Depois foi testado o modelo para verificar a diferença existente entre as estações reprodutivas $\{S(g)\}$. Por último foi testado o modelo para verificar a diferença entre as estações reprodutivas e dentro de cada estação reprodutiva $\{S(g+t)\}$.

A seleção dos modelos foi realizado por meio do Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc) (Burnham & Anderson 2002) e o melhor modelo foi o que obteve menor valor de AICc. Quando a TSD foi considerada constante, utilizou-se a função de ligação *seno*. Quando a TSD variava durante a estação reprodutiva, utilizou-se a função *logit*, que converte a TSD em intervalos variando de 0 a 1. No cálculo da

probabilidade de sobrevivência de um ninho no período reprodutivo, foi multiplicada a média das TSDs de todos os modelos ao longo de 27,3 dias para o período total de exposição (14,4 dias de incubação e 12,9 dias de filhotes no ninho).

Análises estatísticas --- Iniciaram-se com a estatística descritiva das estimativas, tendo sido realizada uma análise exploratória com relação à média e desvio padrão e depois verificado, através do Teste de Shapiro-Wilk (Teste W), se a distribuição dos dados coletados apresenta uma distribuição normal. A maioria das estimativas foi consideravelmente diferente de uma distribuição normal. Então, foram utilizadas transformações Box-cox e verificando novamente sua normalidade. Todas as transformações não atenderam a normalidade dos dados, assim tomou-se a decisão da utilização de testes de hipóteses não paramétricos.

Nas estimativas relacionadas a seguir foi utilizado o Teste Kruskal-Wallis (Teste H) para verificar a existência de diferenças significativas entre as três estações reprodutivas. No caso de demonstrar diferenças significativas nas estimativas, foi realizado teste de Wilcoxon-Mann-Whitney com amostras independentes (Teste U) em pares para verificar quais pares de estimativas ocorrem a menor diferença:

- a) Tamanho da ninhada;
- b) Número de ovos eclodidos;
- c) Número de filhotes que saíram dos ninhos;
- d) Tempo de incubação; e
- e) Tempo de alimentação dos filhotes no ninho.

Foi utilizado o Teste de Wilcoxon-Mann-Whitney com amostras independentes (Teste U) para verificar também a existência de diferenças significativas:

- a) Nas taxas de predação de ninhos nas fases de ovos e filhotes;

b) Número de ninhos ativos com precipitações de chuva abaixo da média e acima da média;

Foram realizadas análises de correlação para verificar:

a) A magnitude de associação entre precipitação de chuva e ninhos ativos (Coeficiente de Contingência C); e

b) O grau de associação entre precipitação de chuva e ninhos ativos (Coeficiente de Spearman Rho).

Foi utilizado o Teste Qui-quadrado para verificar a existência de diferenças significativas nas taxas de predação de ninhos entre as estações reprodutivas.

Foi calculada a taxa média para cada estação reprodutiva e o compilado das estimativas abaixo:

- a) Predação de ninho = número de ninhos predados / número total de ninhos encontrados;
- b) Predação de ovos = número de ovos predados / número de ovos postos;
- c) Filhotes predados = número de filhotes predados / número de filhotes que nasceram;
- d) Filhotes de saíram do ninho = número de filhotes que saíram dos ninhos / número de filhotes que nasceram;
- e) Abandono de ovos = número de ovos abandonados / número de ovos postos; e
- f) Ovos inviáveis = número de ovos inviáveis / número de ovos postos.

Foram considerados ovos inviáveis aqueles que, por algum motivo, não eclodiram (“gorado”).

Todos os dados com médias aritmética na estatística descritiva estão acompanhados de seu respectivo $\pm$ desvio padrão e, entre parêntese, o número da estimativa coletada. Os cálculos estatísticos foram realizados no software RStudio (R Development Core Team 2014) e no BioEstat 5.3 (Ayres *et al.* 2007). Todas as análises estatísticas foram feitas de acordo com Zar

(2010), levando em consideração um nível de significância de 5 %. Os resultados detalhados encontram-se no Apêndice deste capítulo.

RESULTADOS

Período de Nidificação --- Foi verificado que a espécie *M. gilvus* reproduz na área de estudo entre os meses de agosto e março, com algumas estações reprodutivas iniciando em agosto e terminando em fevereiro e outras estações iniciando em setembro e terminando em março (Tabela 1). A estação reprodutiva inicia-se com o início do aumento da precipitação média mensal acumulada de chuva e termina com a sua redução na região estudada (Fig. 1). A precipitação de chuva média no período reprodutivo estudado foi de $46,5 \pm 78,6$ mm ($n = 72$). Existe uma moderada associação entre precipitação de chuva e ninhos ativos ($C = 0,4$; $\chi^2 = 74,3$; $gl = 18$; $p < 0,001$) com a quantidade de ninho ativo diminuindo com o aumento da precipitação (Fig. 02), demonstrando uma correlação negativa moderada ($Rho = -0,6$; $t = -3,3$; $p = 0,003$), mostrando que dentro da estação reprodutiva a espécie escolhe os períodos de menor precipitação para iniciar a confecção do ninho (Fig. 03). Houve diferenças significativas na quantidade de ninhos ativos com precipitação de chuva abaixo da média e acima da média ($U = 4$; $p < 0,001$) com maior variação na quantidade de ninhos ativos no período de precipitação de chuva abaixo da média (Fig. 04).

Os picos de registro do número de ninhos ativos ocorreram no mês de dezembro nas estações reprodutivas de 2012/2013 e 2014/2015, e no mês de janeiro, na estação reprodutiva 2013/2014 (Fig. 5). Juntando as três estações reprodutivas, o pico de registro do número de ninhos ativos ocorreu no mês de dezembro (Fig. 6), correspondendo à metade do período de duração da estação reprodutiva.

TABELA 1. Data de início e término das estações reprodutivas de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.

Estação	2012/2013	2013/2014	2014/2015
Início	16/09/2012	22/08/2013	10/08/2014
Término	21/03/2013	24/02/2014	08/02/2015
Dias de reprodução	187	187	184

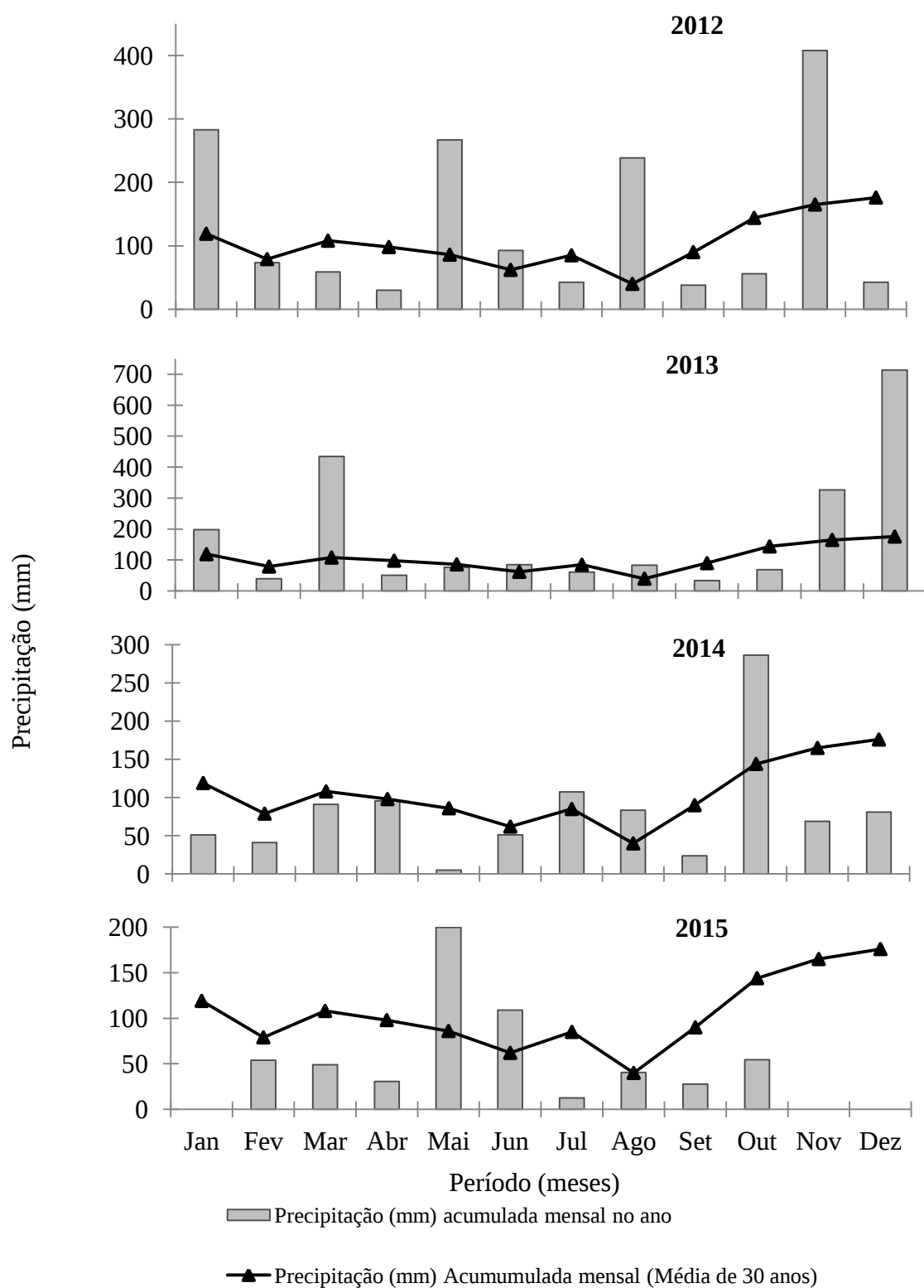


FIG. 1. Precipitação acumulada mensal e normal climatológica (média de 30 anos) da estação meteorológica de Vitória – ES (número 83648), para os anos de 2012 a 2015 extraídos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET 2016).

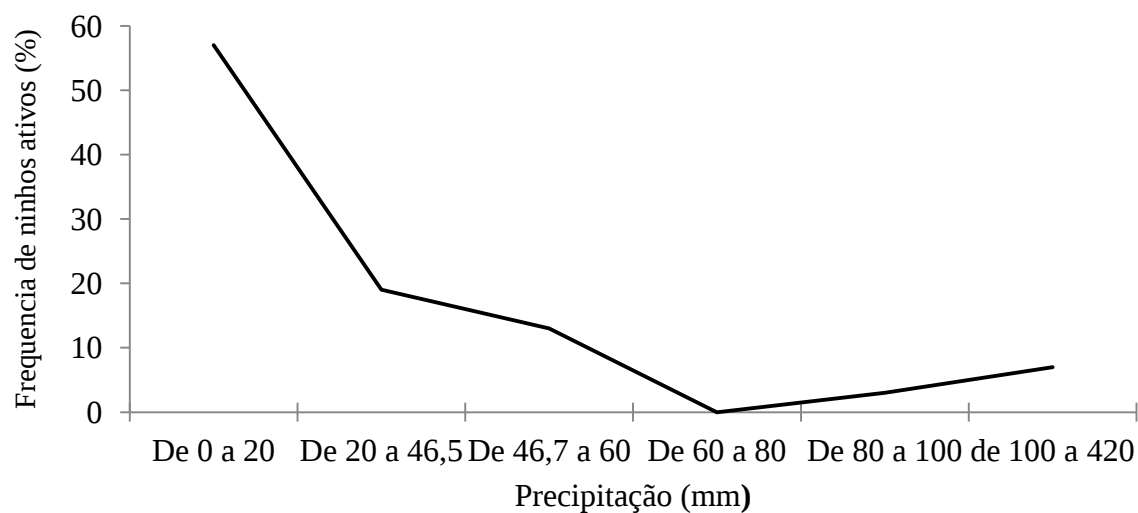


FIG. 2. Relação entre diferentes precipitações (mm) e frequência de ninhos ativos de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015. O aumento da precipitação diminui a quantidade de ninhos ativos.

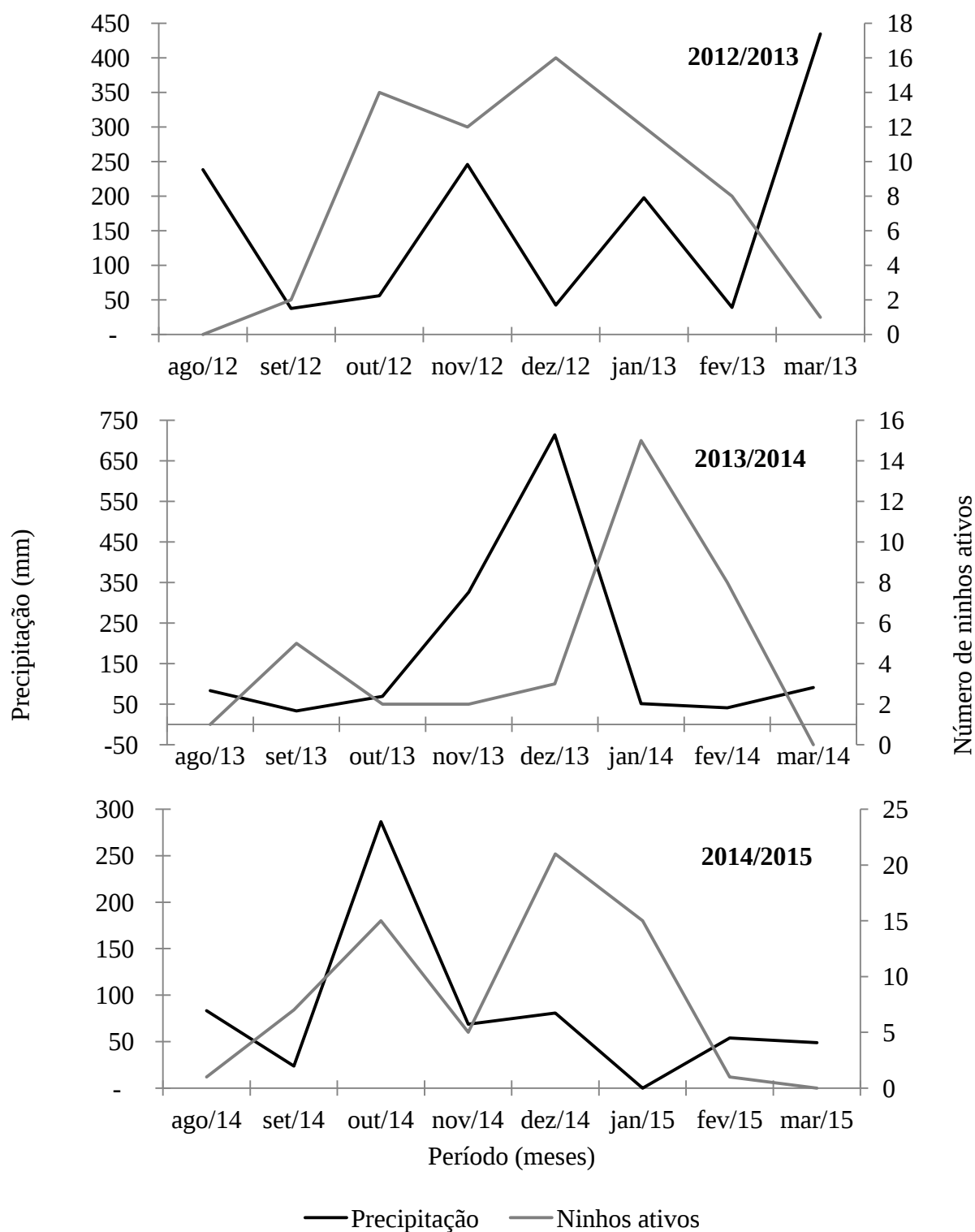


FIG. 3. Precipitação acumulada mensal medida na estação meteorológica de Vitória – ES (número 83648) extraídos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET 2016) e comparados com quantidade de ninhos ativos de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.

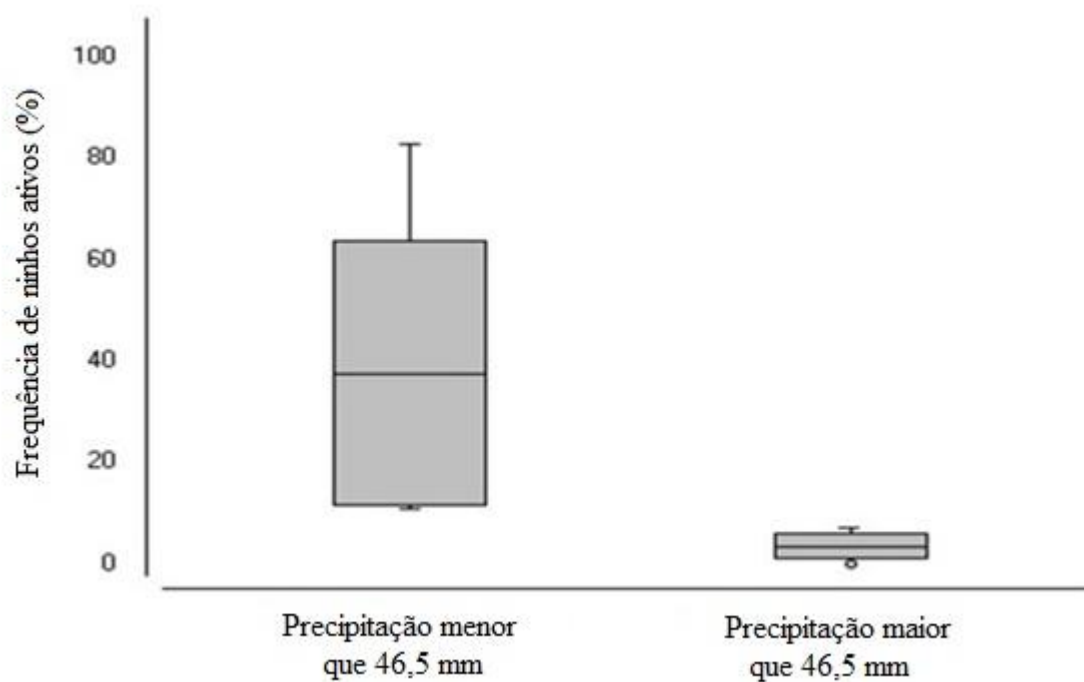


FIG. 4. Frequência de ninhos ativos de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015 acima e abaixo da precipitação média de 46,5 mm. A precipitação de corte corresponde à média de 46,5 mm de precipitação de chuva durante o período estudado.

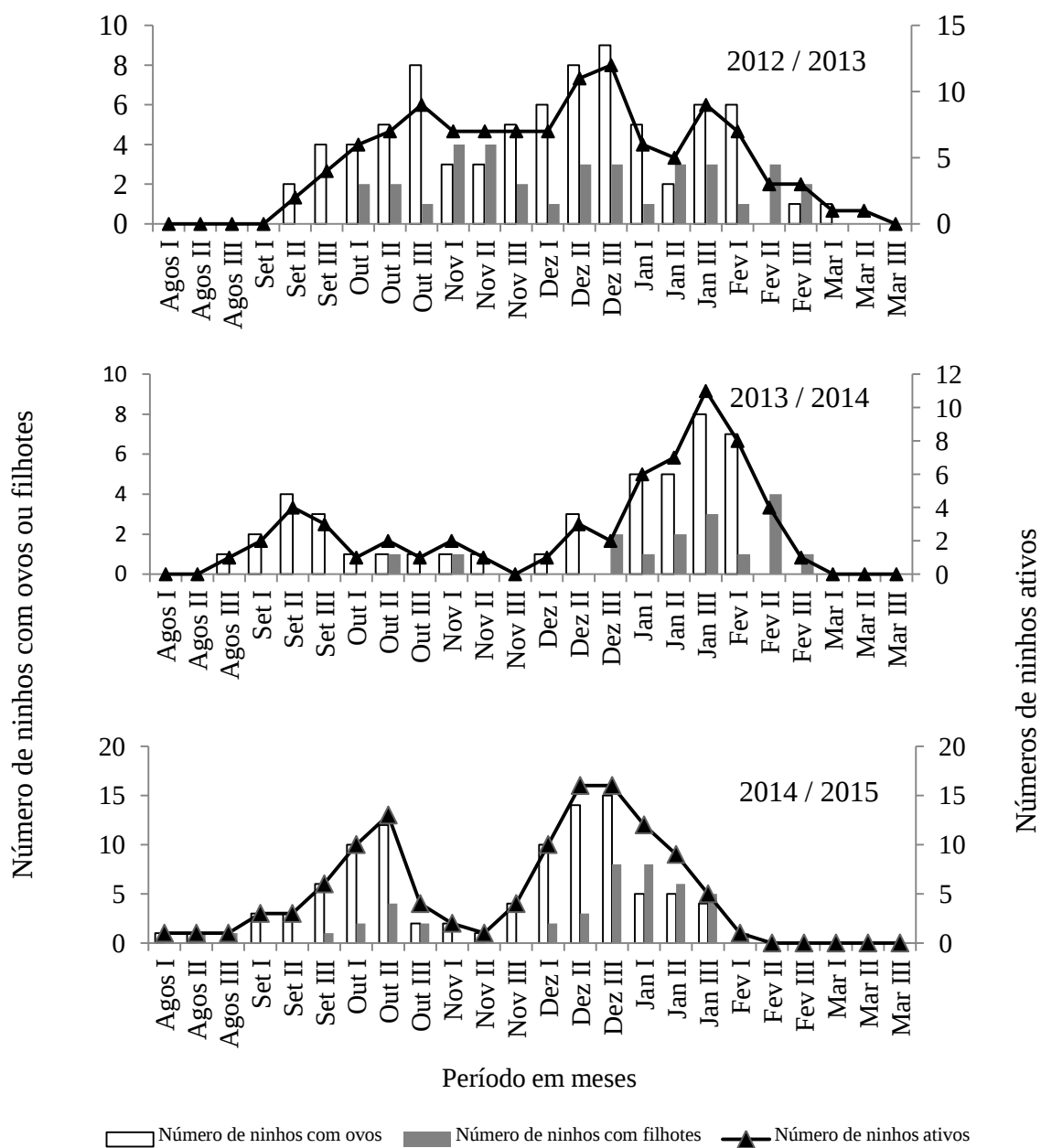


FIG. 5. Número de ninhos ativos com ovos e filhotes de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015. Os algarismos romanos representam dezenas de dias dentro do mês: I = do dia 01 ao dia 10; II = do dia 11 ao dia 20; III = do dia 21 ao dia 30 ou 31.

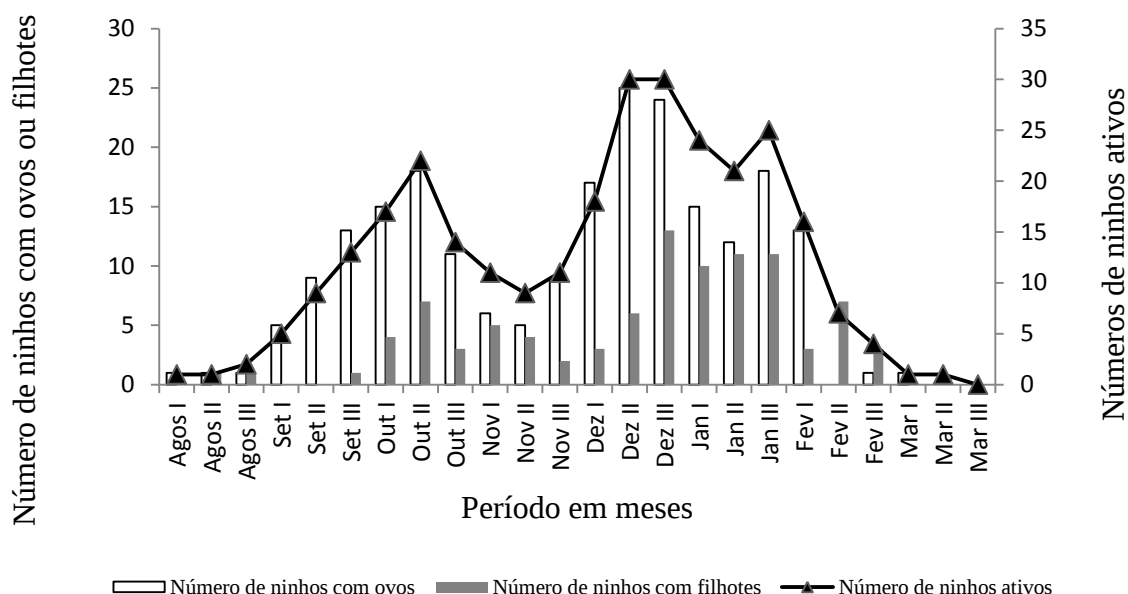


FIG. 6. Número total de ninhos ativos com ovos e filhotes de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015. Os algarismos romanos representam dezenas de dias dentro do mês: I = do dia 01 ao dia 10; II = do dia 11 ao dia 20; III = do dia 21 ao dia 30 ou 31.

Comportamento de confecção dos ninhos --- O ninho do *M. gilvus* tem formato de cesto ou tigela e fica apoiado na base, protegido em meio à vegetação. A sua parte externa é constituída de gravetos de maior espessura, como da *Eugenia cyclophylla* (Myrtaceae) e a da *Guapira sp.* (Nyctaginaceae). O ninho é forrado por dentro com material vegetal com menor espessura do tipo gramíneas e/ou raízes, como *Cassytha filiformis* (Lauraceae), conhecido vulgarmente como cipó-chumbo (Fig. 7).

A construção dos ninhos é realizada pelo casal, levando em média $7,1 \pm 1,4$ dias ($n = 13$), sendo 46,2% dos ninhos construídos em oito dias (Fig. 8). Nenhum ninho antigo foi reutilizado e novos ninhos eram confeccionados a cada tentativa reprodutiva. Não foram observados reparos feitos na estrutura do ninho após a postura dos ovos. Cada casal fazia de três a quatro tentativas de reprodução a cada estação reprodutiva ($n = 12$ casais) e se em uma

tentativa ocorresse sucesso, o casal não tentava se reproduzir novamente na mesma estação, se dedicando apenas a cuidar dos filhotes ($n = 18$ casais).



FIG. 7. Ninhos de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil.

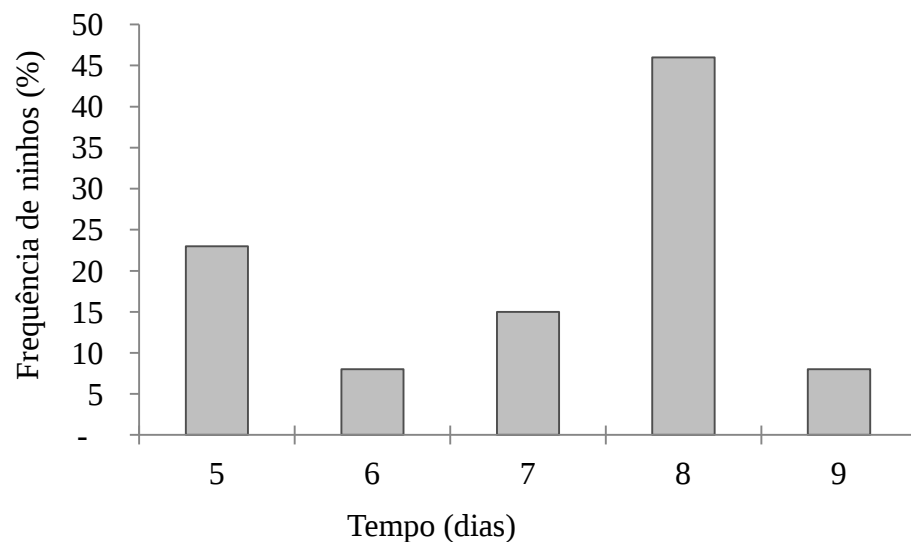


FIG. 8. Tempo de construção de ninhos de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.

Tamanho da ninhada e eclosão dos ovos --- Nas três estações reprodutivas, o tamanho médio da ninhada foi $2,4 \pm 0,5$ ovos ($n = 111$ ninhos), em 62,2% dos ninhos ocorreram dois ovos (Fig. 9). Somente um ninho foi encontrado com quatro ovos (Fig.10a) na última tentativa de um casal, durante a estação reprodutiva 2012/2013. Houve diferença significativa no tamanho da ninhada entre as estações reprodutivas ($H = 7,3$; $gl = 2$; $p = 0,025$), mas esta só ocorreu entre as estações reprodutivas de 2012/2013 e 2014/2015 ($U = 663$; $p = 0,026$) e nas demais não ocorreram diferenças ($U = 452,4$; $p = 0,522$) ($U = 462,5$; $p = 0,176$). A postura dos ovos ocorreu em dias consecutivos, com a incubação iniciada após a postura do primeiro ovo e os filhotes nasceram de forma assincrônica (Fig. 10b).

Nem todo ovo posto se transformava em filhote ($n = 16$ ninhos). Após alguns ovos terem eclodido e iniciado o desenvolvimento do ninhego, outros ainda permaneceram intactos dentro do ninho ($n = 6$) (Fig. 10c) ou sumiram, às vezes encontrados fora do ninho, na sua borda ou no chão ($n = 10$).

Eclodiram em média $2,1 \pm 0,6$ ovos ($n = 67$ ninhos) e não houve diferença significativa entre as três estações reprodutivas estudadas ($H = 2,8$; $gl = 2$; $p = 0,250$). Em alguns casos, os filhotes mais fracos sumiram do ninho e o casal cuidou apenas dos filhotes mais fortes ($n = 8$ ninhos).

O filhote nasce com uma penugem acinzentada na região da cabeça e do dorso, com pele em tom rosado e bico destacando a cor amarela (Fig. 10d). Nascem com os olhos fechados, os quais se abrem com uma semana de vida. Após quatro dias, aparece canhões de penas nas asas e penugem no corpo, se tornando totalmente encoberto por penas após 10 dias de vida (Fig. 10e). O tarso é a primeira parte do corpo do filhote que alcança as dimensões de um indivíduo adulto. Quando sai do ninho e fica voando entre arbustos, sua plumagem é parecida com a do adulto, exceto no peito onde aparecem algumas penas de cor preta entre as predominantes de cor branca (Fig. 10f).

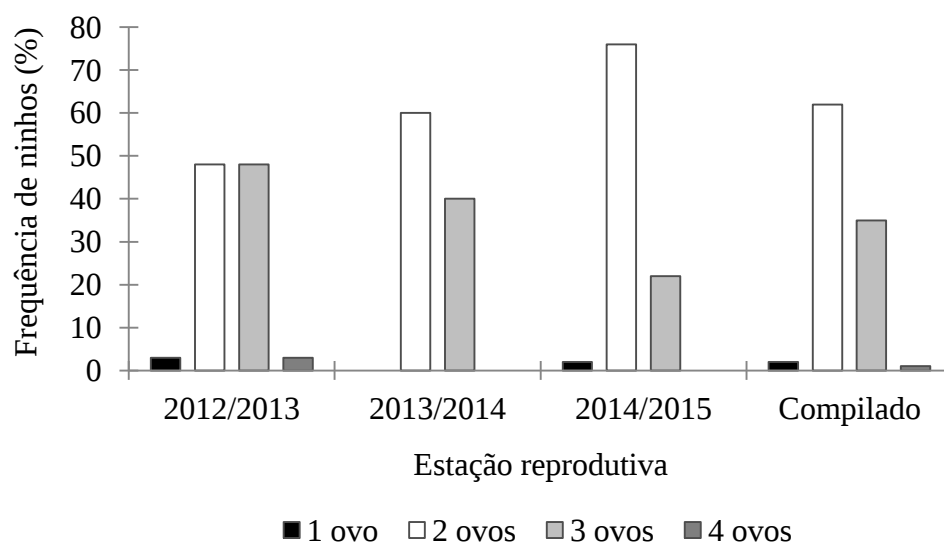


FIG. 9. Frequência de ninhos com diferentes tamanhos de ninhadas de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.

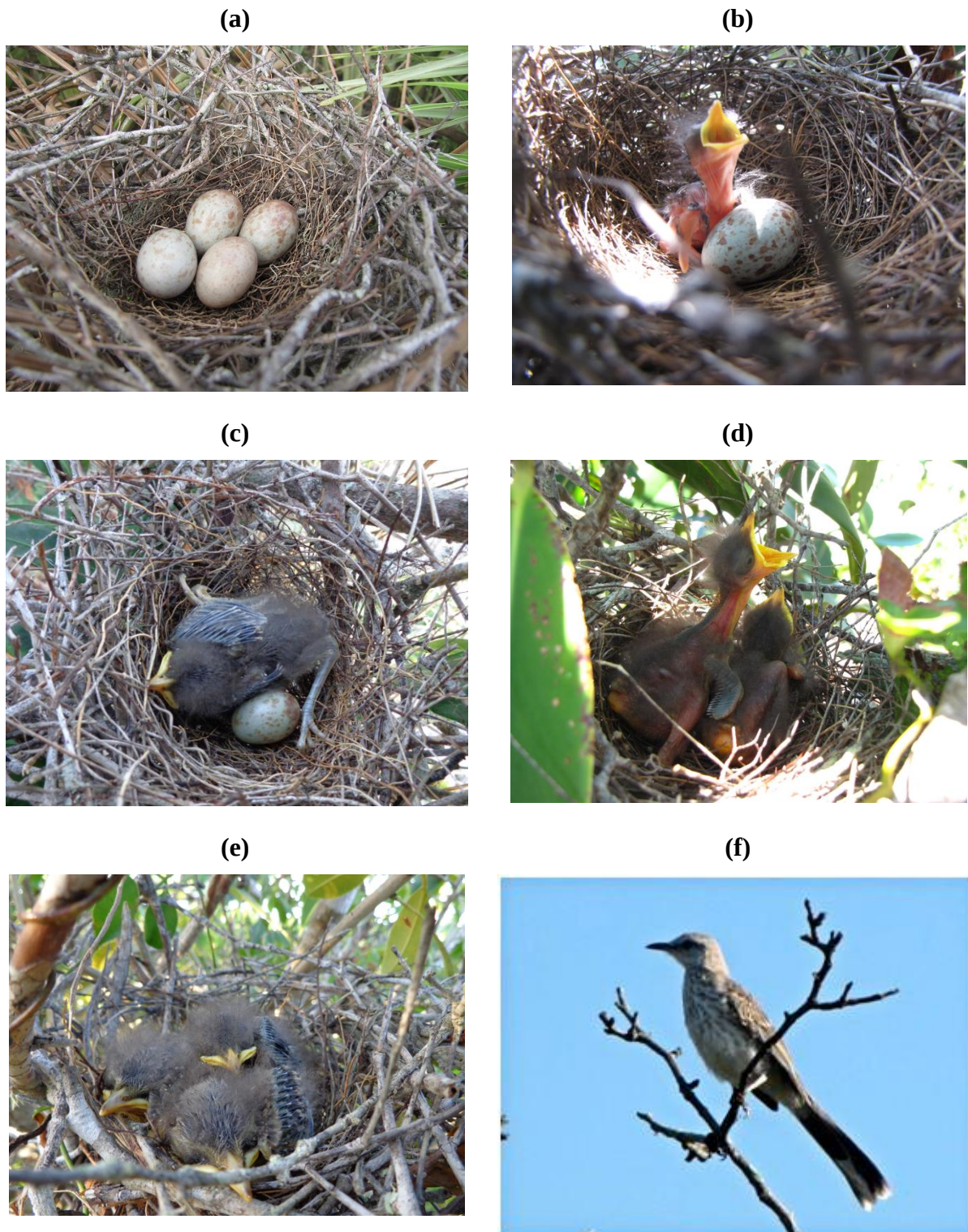


FIG. 10. Comportamento de nidificação de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015. **(a)** Único ninho com quatro ovos; **(b)** Filhote com dois dias de nascido; **(c)** Ninho onde um ovo eclodiu e outro gorou; **(d)** Filhotes com quatro dias de vida; **(e)** Ninho com três filhotes com dez dias de vida; **(f)** Indivíduo jovem já voando.

Tempo de incubação e alimentação dos filhotes no ninho --- Nas três estações reprodutivas estudadas, o tempo de incubação dos ovos foi em média $14,4 \pm 0,6$ dias ($n = 14$ ninhos) (Fig. 11) e não houve diferença significativa entre as três estações reprodutivas ($H = 2,2$; $gl = 2$; $p = 0,3$). Foram monitorados nas três estações reprodutivas 111 ninhos com 139 filhotes, e a maior parte dos ninhos (68,7%) possuíam dois filhotes (Fig. 13, Fig. 14a e Fig. 14b).

O tempo médio de permanência dos filhotes sendo alimentados no ninho foi de $12,9 \pm 0,9$ dias ($n = 7$) (Fig. 12) e não houve diferença significativa entre as três estações reprodutivas ($H = 4,6$; $p = 0,10$).

Enquanto um indivíduo encubava os ovos (Fig. 14c), ao outro cabia à função de vigilância do ninho (Fig. 14d), ficando no poleiro mais alto nas redondezas para avisar quando da presença de um possível perigo para o ninho. Foi observado que tanto o macho quanto a fêmea levam alimentos aos filhotes no ninho (Fig. 14e). Não ocorreu nenhum registro de outros indivíduos do bando (ajudantes de ninhos) alimentando filhotes. Após os filhotes saírem do ninho, ficam escondidos dentro de arbustos bem fechados (Fig. 14f) com os pais ainda levando alimento durante aproximadamente quatro semanas ($n = 16$ ninhos) até terem condições de realizar voos mais longos.

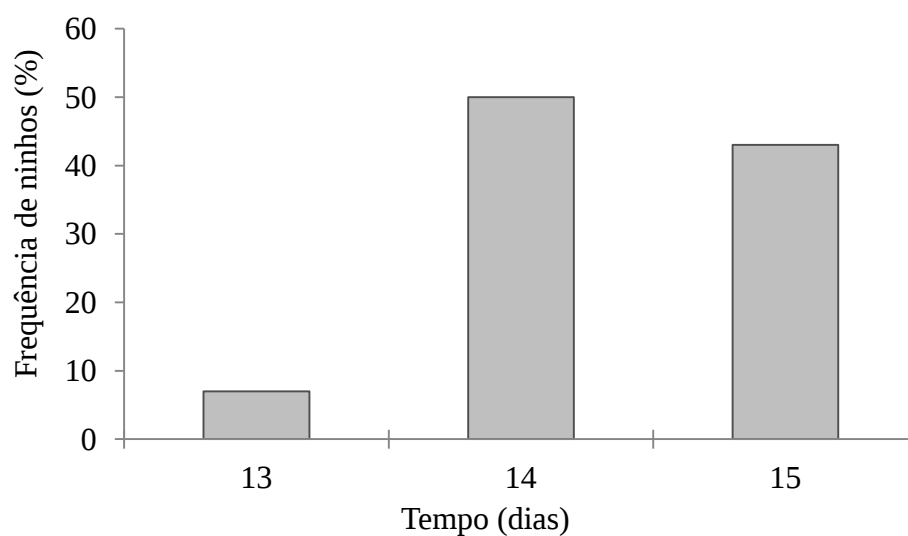


FIG. 11. Tempo de incubação dos ovos de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.

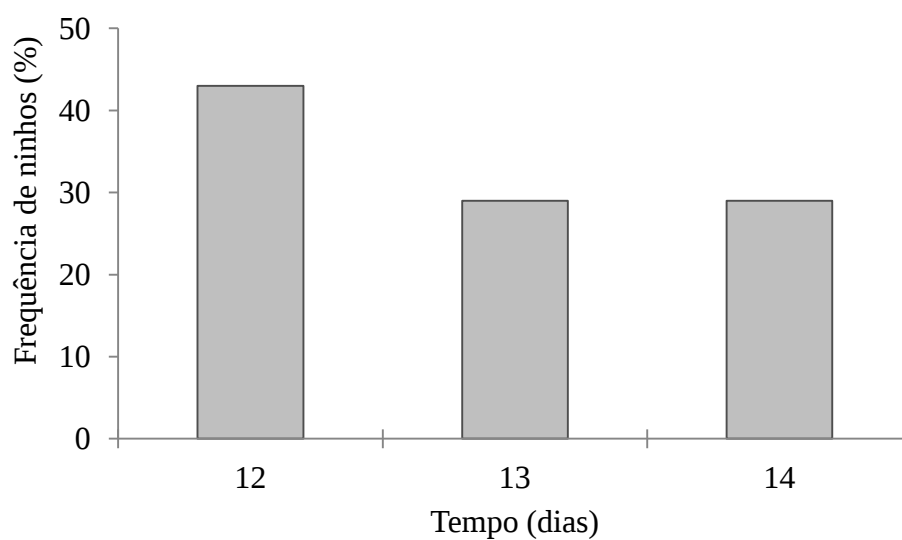


FIG. 12. Tempo de alimentação dos filhotes no ninho de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.

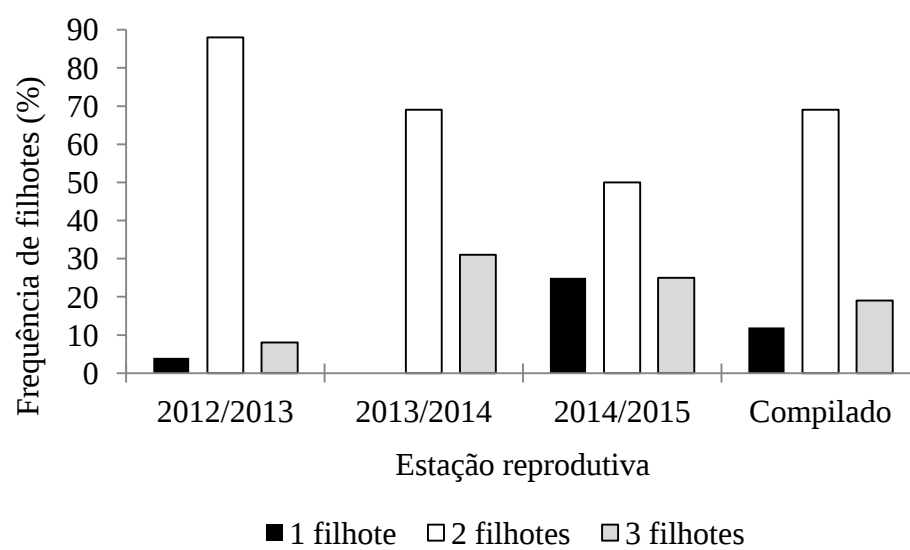


FIG. 13. Frequência de filhotes monitorados de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.

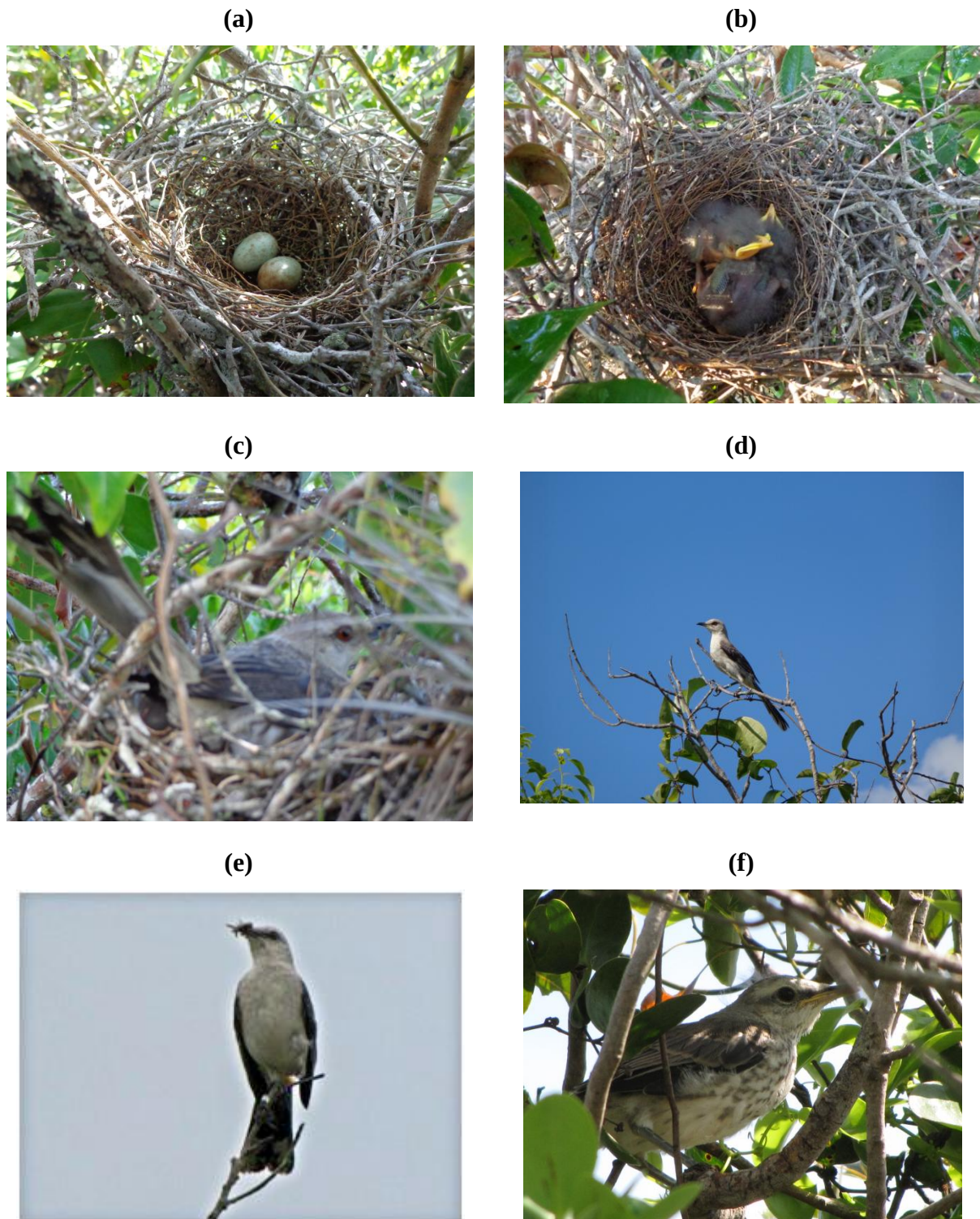


FIG. 14. Nidificação de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015. **(a)** Ninho com ovos; **(b)** Ninho com filhotes **(c)** Indivíduo no ninho chocando os ovos; **(d)** Indivíduo no poleiro vigiando as redondezas do ninho; **(e)** Indivíduo levando comida para os filhotes; **(f)** Filhote escondido dentro do arbusto.

Causas de perdas de ninhadas --- Foram monitorados 111 ninhos de *M. gilvus* com 261 ovos postos e 139 filhotes. Do total de filhotes que nasceram 71 foram predados e 68 conseguiram sair dos ninhos. Foram abandonados 23 ovos, ficaram inviáveis 16 ovos e foram predados 83 ovos (Tabela 02).

A predação de ninho foi a principal causa de perda de ninhada nas três estações reprodutivas da área de estudo, ficando a taxa de predação de ninhos em média de $62,2 \pm 4,1\%$ ($n = 111$ ninhos) (Tabela 03) (Fig. 15). Não houve diferença significativa na taxa de predação de ninhos entre as três estações reprodutivas ($\chi^2 = 0,1$; $gl = 2$; $p = 0,948$).

A taxa média de predação de ovos foi $33,8 \pm 12,0\%$ ($n = 261$ ovos). A taxa média de predação de filhotes foi $48,5 \pm 13,3\%$ ($n = 139$). Não houve diferença significativa na taxa de predação de ninhos nas fases de ovos e filhotes ($U = 4$; $p = 0,248$). A taxa média de filhotes que saíram do ninho foi $51,5 \pm 13,3\%$ ($n = 139$) e não houve diferença significativa entre as três estações reprodutivas estudadas ($H = 3,0$; $gl = 2$; $p = 0,2$). A taxa média de abandono de ovos foi $7,6 \pm 8,0\%$ ($n = 261$). A taxa média de ovos inviáveis foi de $5,8 \pm 2,3\%$ ($n = 261$) (Fig. 16).

Foi caracterizado abandono de ovo quando a fêmea abandonava o ninho ainda com o(s) ovo(s) intacto(s) (Fig. 17a e 17b). Em alguns ninhos, nem todos os ovos eclodiram, esses permaneciam dentro do ninho junto com o ninhego recebendo cuidado dos pais (Fig. 17c). Algumas vezes desapareciam ou eram encontrados fora do ninho e quando desapareciam, o ninho não era ainda caracterizado predado, pois o(s) filhote(s) do(s) ovo(s) eclodido(s) ainda permanecia(m) no ninho com os cuidados dos pais. Quando encontrado fora do ninho, no chão ou em arbusto abaixo do ninho, caracterizava que a fêmea poderia ter tirado do ninho. Assim, a situação do ovo não eclodir e permanecer junto ao ninhego foi computado como ovos inviáveis.

Alguns ninhos (n = 9) tiveram vestígios de predação, como dano na estrutura (n = 02) (Fig. 17d), ovos quebrados no ninho (Fig. 17e) ou fora do ninho (n = 06) e partes de filhotes mortos (n = 01) (Fig. 17f). Na maioria dos ninhos monitorados com predação os filhotes ou os ovos não eram encontrados nos ninhos e nem no entorno deles. Não foi encontrado nenhum vestígio de qualquer tipo de parasitismo em nenhum ninho.

TABELA 2. Quantidade de ovos abandonados, inviáveis e predados e filhotes predados e que saíram do ninho de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.

Estação Reprodutiva	Ninhos monitorados	Ovos postados	Ovos abandonados	Ovos inviáveis	Ovos predados	Filhotes predados	Filhotes que saíram do ninho
2012/2013	40	100	16	8	23	31	22
2013/2014	25	60	0	2	28	10	20
2014/2015	46	101	7	6	32	30	26
Compilado	111	261	23	16	83	71	68

TABELA 3. Destino dos ninhos de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.

Variável	2012/2013	2013/2014	2014/2015	Compilado
Abandonado	06 (15,0%)	0 (0,0%)	2 (4,4%)	8 (7,2%)
Predado	23 (57,5%)	16 (64,0%)	30 (65,2%)	69 (62,2%)
Sucesso	11 (27,5%)	9 (36,0%)	14 (30,4%)	34 (30,6%)
Total	40	25	46	111

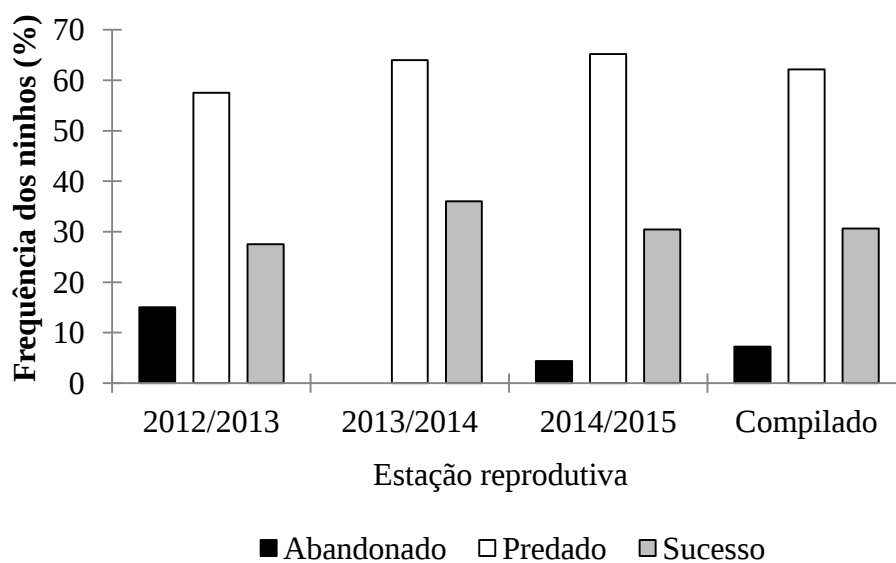


FIG. 15. Resultado do *status* do ninho de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.

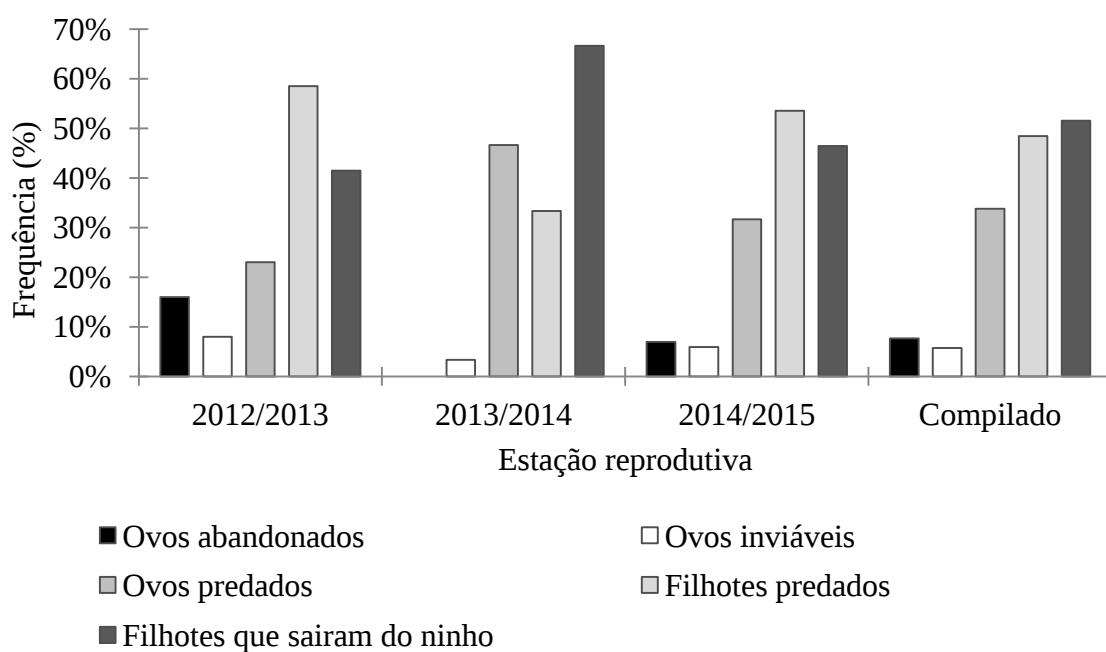


FIG. 16. Frequência de ovos abandonados e predados e filhotes predados e que saíram do ninho de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.

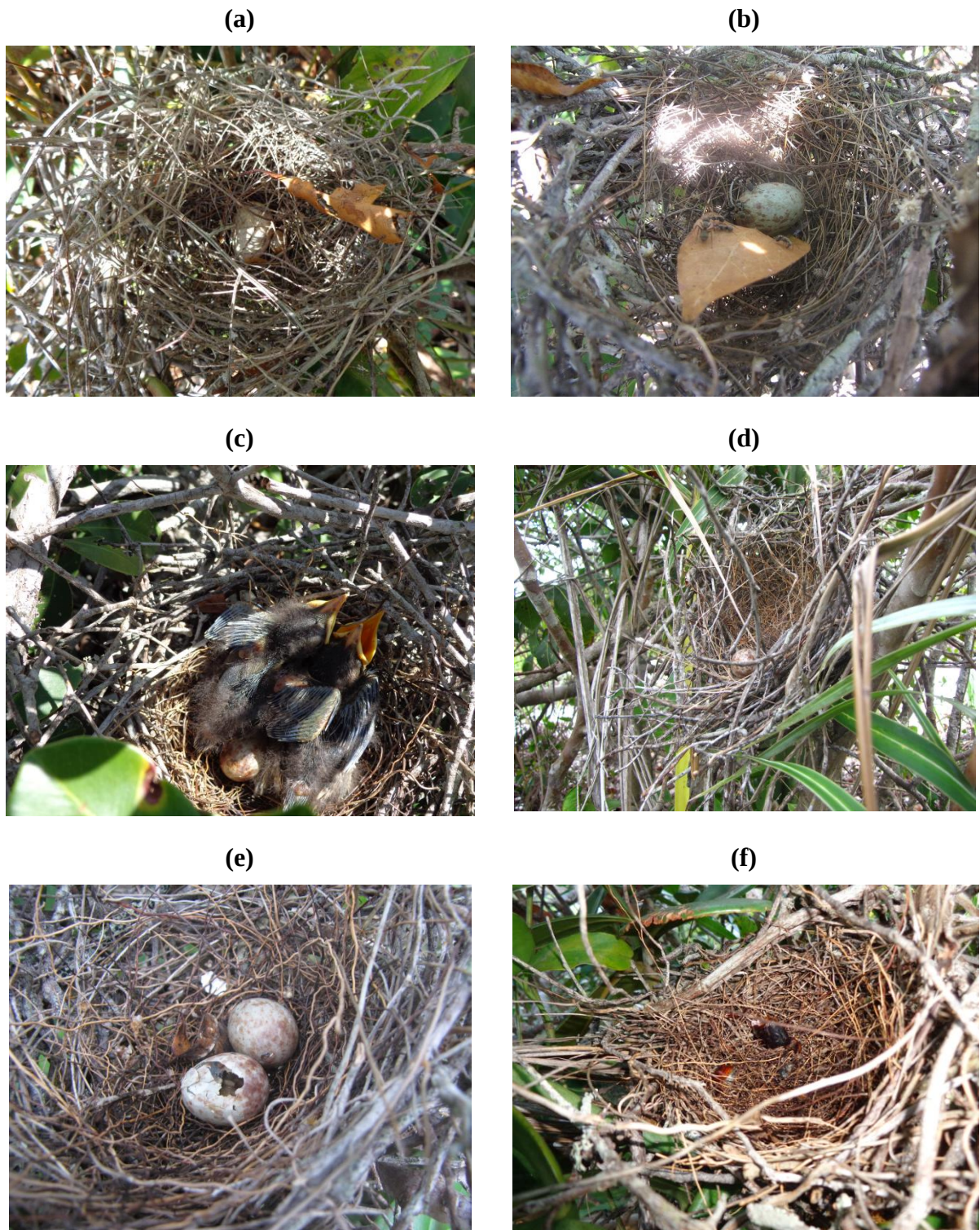


FIG. 17. Caracterizações de nidificação de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015. **(a)** e **(b)** Ninho abandonado com ovo; **(c)** Ovo sem eclodir dentro do ninho junto com ninhengo; **(d)** Ninho predado com dano à estrutura; **(e)** Ovos quebrados dentro do ninho; **(f)** Partes do corpo do filhote encontrado predado dentro do ninho.

Análise de sobrevivência de ninhos --- A média da percentagem simples de ninhos que obtiveram sucesso foi $31,3 \pm 4,3\%$ ($n = 111$). A probabilidade de sobrevivência estimada através do Método de Mayfield resultou em média $31,8 \pm 4,3\%$ ($n = 111$), e somente na estação reprodutiva de 2013/2014 a probabilidade de sobrevivência na fase de incubação foi menor do que a fase do ninhego (Tabela 4), com as estimativas utilizadas nos cálculos dos parâmetros apresentadas na Tabela 5.

Nos modelos calculados pelo programa MARK, o que apresentou melhor ajuste foi o constante {S(.)} (Tabela 6), com probabilidade de sobrevivência ficando em média de 31,8%, sendo o mesmo resultado do Método de Mayfield, pois o modelo constante (nulo) do MARK utiliza a mesma metodologia de cálculo do Método de Mayfield. Não houve diferença significativa nos resultados calculados nos três métodos ($H = 0,6$; $gl = 2$; $p = 0,725$). Não houve diferença significativa na taxa de sobrevivência entre período de ovo e ninhego (Tabela 7).

TABELA 4. Parâmetros de sobrevivência de ninhos de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015. O tempo médio de incubação e de permanência dos ninhegos para calcular as taxas de sobrevivência e o sucesso reprodutivo foi de 14,4 e 12,9 dias respectivamente.

Período reprodutivo	Período da reprodução	Taxa sobrevivência diária	Variância sobrevivência diária	Desvio padrão variância diária	Probabilidade sobrevivência no período	Variância sobrevivência no período	Desvio padrão da variância no período	Sucesso de Mayfield (%)
2012/2013	Incubação	0,971	0,0001	0,008	0,660	0,005	0,074	28,6
	Ninhego	0,937	0,0003	0,016	0,433	0,009	0,095	
2013/2014	Incubação	0,959	0,0001	0,012	0,544	0,009	0,097	36,6
	Ninhego	0,970	0,0002	0,015	0,673	0,018	0,135	
2014/2015	Incubação	0,964	0,0001	0,008	0,594	0,005	0,071	30,1
	Ninhego	0,948	0,0002	0,014	0,506	0,009	0,096	

TABELA 5. Estimativas utilizadas nos cálculos dos parâmetros de sobrevivência de ninhos de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015. O tempo médio de incubação e de permanência dos ninhos no ninho para calcular as taxas de sobrevivência e o sucesso reprodutivo foi de 14,4 e 12,9 dias respectivamente.

Estação reprodutiva	Período da reprodução	Número de dias-ninho	Número de ninhos monitorados	Número de ninhos perdidos
2012/2013	Ovos	490	40	14
	Ninhos	238	26	15
2013/2014	Ovos	289	25	12
	Ninhos	132	13	4
2014/2015	Ovos	533	46	19
	Ninhos	252	27	13

TABELA 6. Resultados dos modelos de “*nest survival*” considerados para análise de sobrevivência diária dos ninhos de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil entre as estações reprodutivas de 2012 a 2015.

Modelo	AICc	Diferença entre AICc	Peso do AICc	Probabilidade do modelo	Números de Parâmetros	Desvios
{S(.)}	512,72	0	0,66	1	1	510,73
{S(g1 = g3)}	514,71	1,99	0,25	0,37	2	510,71
{S(g)}	516,72	3,99	0,09	0,14	3	510,70
{S(t)}	747,48	234,75	0	0	157	403,53
{S(g+t)}	864,74	352,02	0	0	237	319,21

Onde:

{S(.)} = Taxa de Sobrevivência Diária constante e que corresponde ao método de Mayfield;

{S(g1 = g3)} = considerando a estação reprodutiva do 2º ano diferente as outras duas;

{S(g)} = com diferença entre as estações reprodutivas;

{S(t)} = Com variação temporal da TSD ao longo da estação reprodutiva; e

{S(g+t)} = com diferença entre as estações reprodutivas e dentro de cada estação reprodutiva

TABELA 7. Teste para comparação das diferenças nos parâmetros de sobrevivência dos ninhos de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil entre as estações reprodutivas de 2012 a 2015, em cada período do ninho (ovo e ninhego) de acordo com a fórmula apresentada por Hensler & Nichols (1981).

Estação reprodutiva	Período de reprodução	Diário		Período	
		Z	P	Z	P
2012/2013 - 2013/2014	Ovos	0,91	0,36	0,95	0,34
	Ninhegos	1,47	0,14	1,46	0,14
2012/2013 - 2014/2015	Ovos	0,63	0,53	0,64	0,52
	Ninhegos	0,53	0,60	0,54	0,59
2013/2014 - 2014/2015	Ovos	0,40	0,69	0,42	0,68
	Ninhegos	1,02	0,31	1,01	0,31

DISCUSSÃO

Período de Nidificação --- A associação entre o início do período reprodutivo e o aumento de índices pluviométricos vem sendo demonstrado em diversos estudos de aves tropicais (Aguilar & Marini 2007, Auer *et al.* 2007, Medeiros & Marini 2007, Rubio & Pinho 2008). O período reprodutivo do *M. gilvus* na região estudada também coincidiu com os meses mais chuvosos e tendo seu pico de ninhos ativos no mês de dezembro, onde ocorre a maior precipitação média. Na Venezuela ocorre em dois períodos distintos e também chuvosos: de abril a junho e de outubro a dezembro (Paredes 2001). Outra espécie da Família Mimidae, o *Mimus saturninus*, também coincide seu período reprodutivo com o aumento da precipitação (Rodrigues 2009). O mesmo fenômeno ocorre em algumas espécies no Cerrado, como

Neothraupis fasciata (Thraupidae) (Duca & Marini 2011), *Elaenia chiriquensis* (Tyrannidae) (Medeiros & Marini 2007) e *Suiriri affinis* e *S. islerorum* (Tyrannidae) (Lopes & Marini 2005).

Algumas explicações estão sendo apresentadas para este fenômeno, uma delas é a maior oferta de recursos alimentares no período, suportando o aumento expressivo de indivíduos jovens na população (Piratelli *et al.* 2000, Gouvea *et al.* 2005, Duca 2007). Outra explicação é a maior disponibilidade de substrato para nidificação, onde no período chuvoso surge vegetação mais densa, favorecendo a escolha de locais mais camuflados para o ninho na proteção contra predadores (Hansell 2000, Roper 2000).

Mesmo a espécie escolhendo a estação mais chuvosa no ano para reprodução, as maiores frequências de ninhos ativos ocorreram em períodos com menor precipitação dentro da estação reprodutiva. Foi observado nos períodos de maior precipitação que os casais postergavam o início da confecção do ninho, permanecendo entre moitas ou parados em poleiros esperando a estiagem. Isso pode representar uma estratégia da espécie, pois alguns trabalhos demonstram que períodos maiores de precipitação influenciam de forma negativa o sucesso reprodutivo de várias espécies de aves, modificando temperatura e umidade dos ovos e filhotes, com isso diminuindo a taxa de sobrevivência (Bionda & Brambilla 2012, Newton 2013, Anctil *et al.* 2014). Um período prolongado de chuva pode fazer as fêmeas serem mais propensas a abandonarem seus ninhos (Bionda & Brambilla 2012), podendo também afetar o crescimento do(s) filhote(s), enquanto níveis baixos de precipitações favorecem o seu desenvolvimento (Krüger 2004, Lehikoinen *et al.* 2009).

Talvez seja esse o motivo que *M. gilvus* nas restingas do nordeste brasileiro nidifique entre os meses de agosto a março, coincidindo com o período de escassez de chuva na região (De Oliveira 2015). O mesmo fenômeno acontece em Trinidad e Tobago, onde a espécie nidifica entre os meses de janeiro a junho, coincidindo também com o período de escassez de chuva

na região (Hayes 2005). A espécie tem estratégias diferentes nas regiões citadas, mas a duração de nidificação coincide entre eles, sendo de aproximadamente seis meses.

Comportamento de confecção dos ninhos --- As características da vegetação para suporte do ninho pode afetar o sucesso reprodutivo das aves em função da exposição e facilidade para a predação (Mezquida & Marone 2001). Apesar de não ter sido feito um levantamento quantitativo, foram observados na área de estudo vários ninhos confeccionados com as espécies vegetal *Eugenia cyclophylla* (Myrtaceae) e *Guapira sp.* (Nyctaginaceae). Confirmando também a preferência das mesmas espécies para confecção dos ninhos de *M. gilvus* nas praias do nordeste brasileiro (De Oliveira 2015). Por existir nas áreas de restinga uma grande variedade de materiais e substratos diferentes para confecção dos ninhos, é sugerido um estudo detalhado para determinar quais materiais são de sua preferência. Com relação à escolha da espécie vegetal para a confecção dos ninhos, o *M. gilvus* não tem uma preferência, devido à riqueza de espécies vegetais encontradas na área de estudo (Pessoa 2012).

O casal participa da construção do ninho, o que foi também observado por Paredes (2001), onde o macho de *M. gilvus* começava a construir o ninho e a fêmea em seguida ajudava-o e, caso isso não acontecesse, o ninho era abandonado e o macho escolhia outro local. O abandono de ninho após o início de sua confecção parece estar relacionado com a falta de habilidade de indivíduos adultos inexperientes na tarefa de reprodução (Morbey & Ydenberg 2000).

Não foi encontrado nenhum ninho antigo sendo reutilizado. A reutilização do ninho está relacionada à fidelidade da espécie aos sítios de nidificação ou baixa disponibilidade de sítios, podendo ser uma estratégia na tentativa de diminuir o gasto energético (Hafstad *et al.* 2005). Um exemplo de reutilização de ninhos antigos como estratégia para diminuir os custos com a

sua construção é o *Toxostoma rufum*, passeriforme membro da Família Mimidae (Cavitt *et al.* 1999). Foi registrado nas restingas do nordeste quatro casais de *M. gilvus* reutilizando a parte externa do ninho e substituindo a parte interna, provavelmente associada à fidelidade aos sítios de nidificação (De Oliveira 2015). Na área de estudo foram encontrados vários ninhos de estações reprodutivas anteriores no mesmo arbusto, caracterizando uma fidelização ao sítio de nidificação, porém os casais não utilizaram ninhos antigos. Nas restingas no sudeste não há nenhum registro de reutilização de ninhos antigos. O *M. saturninus* também não reutilizou ninhos antigos (Rodrigues 2009).

Entre os meses de agosto a dezembro, foram observados na área de estudo casais de *M. saturninus* buscando locais para nidificação, tendo sido encontrados 11 ninhos dessa espécie e que possuem muitas características semelhantes aos ninhos de *M. gilvus*, embora sendo construídos de forma grosseira, com gravetos secos em forma de tigela em arbustos com densa folhagem (Rodrigues 2009). Tal fenômeno pode caracterizar sobreposição de nicho reprodutivo, onde dois indivíduos de espécies diferentes possam ter nicho mais similar em determinada época do ano, ou época de vida. É sugerido um estudo mais detalhado para acompanhar este fenômeno.

Tamanho da ninhada e eclosão dos ovos --- O tamanho de ninhada foi bem parecido com o encontrado para a espécie na Venezuela por Paredes *et al.* (2001), os quais registraram ninhadas de 2 a 3 ovos com média de 2,2 ovos. Este foi parecido também com o encontrado por De Oliveira (2015), variando também entre 2 a 3 ovos, com uma maior frequência de ninhos encontrados com 2 ovos. Os resultados médios também são parecidos com outras espécies pesquisadas na área de estudo: o *Formicivora rufa*, com média de 2 ovos (Dutra 2014); e *Tyrannus melancholicus*, com média de 2,5 ovos (Daros Filho 2014). Algumas espécies do Cerrado possuem tamanho de ninhadas semelhantes: *Suiriri affinis* posta de 2 a 3

ovos, sendo a maior quantidade de ninhos com 2 ovos (Lopes & Marini 2005); *Elaenia chiriquensis* posta de 1 a 3 ovos e a maior quantidade de ninhos também com 2 ovos (Medeiros & Marini 2007); e *Neothraupis fasciata* posta de 2 a 3 ovos com média de 2,3 ovos (Duca & Marini 2011). Já *M. saturninus* tem registro de tamanho médio de ninhada de 3 ovos (Rodrigues 2009).

As aves tropicais possuem tamanho da ninhada normalmente de dois ovos (Martin *et al.* 2000), sendo predominantes em espécies altriciais (Jetz *et al.* 2008). São menores do que as aves da região temperada (Stutchbury & Morton 2008), pois o tamanho de ninhada diminui com o aumento da latitude (Lu *et al.* 2010, Wilson & Martin 2011, Yang *et al.* 2012). A estabilidade climática varia consideravelmente na zona temperada, enquanto o clima é muito mais estável nas regiões tropicais e, sendo o tamanho de ninhada influenciado pela sazonalidade climática (Ashmole 1963), é esperada pouca ou nenhuma variação na elevação no tamanho da ninhada nos trópicos (Boyce *et al.* 2015).

Além das estabilidades climáticas, algumas hipóteses explicam tal diferença entre as regiões. Uma delas está relacionada ao custo de produção dos ovos e alimentação dos filhotes (Stutchbury & Morton 2008). Em ninhadas grandes os filhotes tendem a receber menos alimentos comparados as ninhadas menores (Saino *et al.* 2000). O custo da produção de ovos tem um alto gasto energético e a disponibilidade de recursos alimentares é de grande importância para a reposição dessa energia e a disponibilidade de alimentos está relacionada com a variação no regime de chuva (Dantas *et al.* 2002).

Nem todos os ovos postos eclodiram e se transformavam em filhotes. Tal fenômeno pode ser entendido como uma forma de adaptação em resposta às condições alimentares baixas (Rodrigues 2009). Outro entendimento é a atração para predadores, onde ninhadas maiores podem ficar mais vulneráveis à predação devido ao aumento das atividades parentais no ninho (Dinsmore & Dinsmore 2007). Menores ninhadas aumentam a chance de sucesso em locais

com alta taxa de predação (Roper 2005), pois o casal reprodutor pode investir em mais tentativas reprodutivas dentro da mesma estação (Slagsvold 1982). Assim, os resultados encontrados para tamanho de ninhadas menores não se diferem do esperado para as espécies de região tropical.

Verificou-se que a postura dos ovos ocorreu em dias consecutivos e eclodiram de forma assincrônica, confirmado pelos filhotes de diferentes tamanhos encontrados em um mesmo ninho e por filhotes que nasceram em dias diferentes. Este Fenômeno ocorre também com *M. saturninus* (Rodrigues 2009), mas, contraria o encontrado por De Oliveira (2015) para *M. gilvus* no nordeste, onde há eclosão do tipo sincrônica.

Os filhotes nascem com penugem e olhos fechados e totalmente dependentes dos pais, características de aves altriciais (Pough *et al.* 2003), parecidos aos do *M. saturninus* (Rodrigues 2009) e *M. polyglottus* (Laskey 1962). O tarso é a primeira parte do corpo que alcança as dimensões do indivíduo adulto, facilitando a proteção dos jovens contra predadores quando deixam o ninho e ficam pulando entre os galhos dos arbustos fechados.

Tempo de incubação e alimentação dos filhotes no ninho --- O tempo médio de incubação foi de 14,4 dias, um pouco maior que o encontrado por Paredes *et. al.* (2000) na Venezuela e por De Oliveira (2015) no nordeste brasileiro, ambos com tempo médio de 13 dias. Essas pequenas diferenças de dias podem ocorrer em função das condições ambientais e da disponibilidade de alimento de cada região (Murphy 1986, Rotenberry & Wiens 1991).

Comparando com outras espécies da Família Mimidae, o resultado é idêntico ao observado para *M. saturninus* (14 dias) (Rodrigues 2009) e parecido com *M. longicaudatus* (11 a 14 dias) (Marchant 1960) e *Mimus triurus* (13,4 dias) (Mezquida & Marone 2001). O resultado se aproxima com o tempo médio de incubação de passeriformes da Mata Atlântica, que é de 15 dias (Sick 2001).

O tempo médio de permanência dos filhotes no ninho foi de 12,9 dias e foi superior ao encontrado por De Oliveira (2015) na restinga do nordeste brasileiro, com 11 dias. Mas, foi inferior se comparado a outros Passeiformes: 18,9 dias para *Suiriri affinis* (Tyrannidae); 18,3 dias para o *S. isleorum* (Lopes & Marini 2005); 18 dias para o *Conopophaga melanops* (Conopophagidae) (Alves *et al.* 2002); e 23,4 dias para o *Cacicus haemorrhous* (Icteridae) (Duca & Marini 2004).

Uma explicação do tempo curto dos filhotes no ninho pode estar relacionada ao tipo de ninho e à vulnerabilidade a predadores (Alves & Cavalcanti 1990). Esses dois fatores diminuem o tempo de exposição dos filhotes aos predadores no ninho (Martin 1993). Após os filhotes saírem do ninho, ficam escondidos dentro de arbustos fechados como os pais levando alimentos durante aproximadamente quatro semanas. É difícil conseguir ver os filhotes nos arbustos, pois quando é verificado um lado, eles vão para o outro lado, se deslocando no chão sem serem vistos e os pais ficam orientando com pios longos. Com o tempo, esses filhotes começam a empoleirar em galhos mais altos do arbusto, realizando voos curtos entre arbustos até conseguir voos mais distantes. Percebe-se então que a estratégia da espécie é a saída precoce do filhote no ninho, permanecendo em moitas fechadas para dar maior proteção contra predadores.

Causas de perdas de ninhadas --- A predação foi a maior causa de perda de ninhadas, com taxa média de 63,1% dos ninhos ao longo das três estações reprodutivas. O resultado é parecido com o encontrado para a espécie nas restingas dos nordeste brasileiro, com taxa de predação de 62,2% (De Oliveira 2015). Em estudos realizados na mesma área do presente trabalho a taxa de predação também foi o principal fator de perdas de ninhos para *F. rufa* com 65,5% (Dutra 2014), e *T. melancholicusi*, com 66,6% (Daros Filho 2014). Os dados corroboram também com os estudos realizados com Passeriformes em regiões tropicais (Duca

& Marini 2005, Carvalho *et al.* 2007, Chalfoun & Martin 2010) e temperadas (Fauth & Cabe 2005). Porém, as taxas de predação foram menores do que uma ampla gama de espécies de aves com taxa de predação média de 80% (Ricklefs 1969, Martin 1993).

A predação é um fator determinante para a perda da produtividade, e, desta forma, um melhor conhecimento dos fatores que afetam a predação é importante para implantação de estratégias de manejo (Thompson 2007), principalmente para aves para quais se tem poucas informações sobre seus predadores (Reidy *et. al* 2008). Ninhos de aves são predados principalmente por répteis, mamíferos e outras espécies de aves (Reidy *et. al* 2008). Dos 69 ninhos predados no presente estudo apenas nove deixaram pequenos vestígios, dificultando constatar quem foram os predadores.

Em alguns ninhos não ocorreram a eclosão de todos os ovos, permanecendo alguns ainda dentro do ninho junto com o filhote em crescimento, ou em outros casos desapareciam e ficava apenas o filhote, ou era encontrado no chão abaixo do ninho ainda ativo. Em determinado ninho foi encontrado um ovo na sua borda sendo retirado pelos pais e com um filhote dentro do ninho já desenvolvido, caracterizando ser uma estratégia da espécie para manutenção do ninho. A evidência de ovos inviáveis pode caracterizar depressão endogâmica, comum em populações com número pequeno de indivíduos, onde pode estar ocorrendo dificuldade dos indivíduos de se encontrarem para formação de pares produtivos. Nenhuma causa de perda de ninho foi causado por parasitismo.

Análise de sobrevivência de ninhos --- O modelo que apresentou melhor ajuste no programa MARK foi o constante (nulo), o qual utiliza a mesma metodologia do Método de Mayfield. Um sucesso aparente de ninho de 31,8% pode ser considerado baixo quando comparado a outros estudos realizados no Brasil em ambientes abertos e com ninhos em forma de cesto. Como exemplos, o Icterinae *Cacicus haemorrhous* apresenta 40,5% (Duca

2003), o Thraupidae *Emberizoides herbicola* 42% (Marini *et. al* 2014) e o Tyrannidae *Polystictus superciliaris* 41,3% (Hoffmann & Rodrigues 2011).

Quando comparado a outros Mimidae, as taxas que ficaram superiores foram do *M. saturninus* e *M. polyglottos*, que obtiveram sucesso aparente de, respectivamente, 54,6% (Rodrigues 2009) e 50,3% (Means & Goertz 1983). As taxas que ficaram inferiores foram do *M. saturninus* e o *M. triurus* que obtiveram sucesso aparente respectivamente de 16% (Mason 1985) e 9,6% (Mezquida & Marone 2001), ambos na Argentina.

É percebido que a taxa de sucesso aparente de ninhos de espécies de aves é bastante variável e que a taxa encontrada para *M. gilvus* nesse trabalho é análoga aos valores encontrados na literatura. Uma taxa de sucesso aparente baixa corrobora com a hipótese que aves da região tropical têm um baixo sucesso reprodutivo e uma alta taxa de predação, sendo a taxa de predação a principal causa de perda de ninhada, quando essa aumenta, consequentemente, a taxa de sucesso aparente diminui.

CONCLUSÃO

Os resultados obtidos sugerem que *M. gilvus* é uma espécie que coincide seu período reprodutivo com as maiores precipitações médio na área de estudo, corroborando com os mesmos resultados obtidos em diversos estudos de aves tropicais. Porém, dentro do período reprodutivo, a preferência pelo período de menor precipitação para iniciar a confecção do ninho, pois maiores precipitações podem modificar a temperatura e a umidade dos ovos e filhotes, influenciando negativamente no sucesso reprodutivo.

O ninho tem o formato de tigela com sua parte externa formada por gravetos de maior espessura e forrada internamente com material vegetal do tipo gramínea e/ou raízes. O casal

constrói junto o ninho e não reutilizam nenhum ninho de estações reprodutivas anteriores e fazem três ou quatro tentativas de reprodução em cada estação reprodutiva.

O tempo de incubação dos ovos ficou em média 14,4 dias, resultado próximo dos 15 dias encontrados na média das espécies da Mata Atlântica. O tempo de permanência do filhote no ninho sendo alimentado foi de 12,9 dias, período inferior se comparados a outros Passeriformes, mas pode ser uma estratégia da espécie reduzindo o tempo de exposição dos filhotes no ninho contra a vulnerabilidade a predadores.

Na maioria dos ninhos foram postos 2 ovos, onde o tamanho médio da ninhada foi de 2,4 ovos. Resultado parecido com outras espécies pesquisadas na mesma área de estudo e também com diversas espécies do Cerrado. Corroborar com os resultados médios encontrados nas aves tropicais, principalmente em espécies de aves onde o filhote é incapaz de se mover por si mesmos logo após o seu nascimento.

A predação de ninho foi a principal causa de perda de ninhada e não houve diferença significativa na taxa de predação de ninhos nas fases de ovos e filhotes. O resultado corroborou com os encontrados nos Passeriformes de regiões tropicais e confirma com os encontrados para outras espécies pesquisadas na mesma área de estudo.

A média da percentagem simples de ninhos que obteve sucesso foi 31,3% e pelo cálculo do Método de Mayfield foi em média 31,8% e não houve diferença significativa na taxa de sobrevivência entre o período de ovo e ninhego. Pode-se considerar um sucesso aparente baixo, quando comparado a outros resultados encontrados no Brasil em estudos de ambientes abertos com ninhos em forma de cesto. Uma taxa de sucesso aparente baixa corrobora com a hipótese defendida que aves da região tropical têm um baixo sucesso reprodutivo e uma alta taxa de predação.

APÊNDICE
CAPÍTULO I

Análises estatísticas --- Foi verificado que a maioria das estimativas coletadas não é proveniente de uma distribuição normal. Após a utilização das transformações Box-cox, foi verificado novamente sua normalidade e constatado que as estimativas não atendem a normalidade dos dados. Tomou-se então a decisão da utilização de testes de hipóteses não paramétricos (Tabela 8 e Tabela 9).

A Tabela 10 apresenta a estatística descritiva das estimativas dos dados coletados de ovos e filhotes. A Tabela 11 apresenta os resultados da estatística descritiva dos dados coletados do tamanho da ninhada, eclosão dos ovos, construção de ninho, tempo de incubação e permanência de filhotes no ninho. A Tabela 12 apresenta os resultados da estatística descritiva das variáveis reprodutivas tamanho de ninhada, período de incubação, eclosão dos ovos, período de permanência dos filhotes nos ninhos e construção do ninho.

TABELA 8. Resultados dos testes estatísticos de normalidade Shapiro-Wilk (teste W) dos dados coletados de ovos e filhotes de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.

Variável		2012/2013	2013/2014	2014/2015	Compilado
OVOS	W	0,800	0,625	0,601	0,699
	p-value	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
FILHOTES	W	0,500	0,592	0,811	0,731
	p-value	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001

TABELA 9. Resultados dos testes estatísticos de Transformação Box-Cox para verificar novamente a normalidade dos dados coletados de ovos e filhotes de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.

Variável		2012/2013	2013/2014	2014/2015	Compilado
OVOS	Lambda (λ)	0,934	-2,500	0,000	0,328
	p-value	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
	Anderson-Darling				
FILHOTES	Lambda (λ)	0,783	-2,500	0,783	0,985
	p-value	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
	Anderson-Darling				

TABELA 10. Estatística descritiva das estimativas dos dados coletados de ovos e filhotes por ninho de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.

	2012/2013	2013/2014	2014/2015	Compilado
Ninhos monitorados	40	25	46	111
Ovos monitorados	100	60	101	261
Filhotes monitorados	53	30	56	139
Ovos por ninho				
Máximo	4	3	3	4
Mínimo	1	2	1	1
Amplitude	3	1	2	3
Média	2,5	2,4	2,2	2,4
Desvio padrão	0,6	0,5	0,5	0,5
Mediana	2,5	2	2	2
Primeiro quartil	2	2	2	2
Segundo quartil	2,5	2	2	2
Terceiro quartil	3	3	2	3
Variância	0,4	0,3	0,2	0,3
Filhotes por ninho				
Máximo	3	3	3	3
Mínimo	1	2	1	1
Amplitude	2	1	2	2
Média	2,0	2,3	2,0	2,1
Desvio padrão	0,3	0,5	0,7	0,6
Mediana	2	2	2	2
Primeiro quartil	2	2	2	2
Segundo quartil	2	2	2	2
Terceiro quartil	2	3	2	2
Variância	0,1	0,2	0,5	0,3

TABELA 11. Estatística descritiva dos dados coletados de tamanho de ninhada, eclosão dos ovos, construção de ninho, tempo de incubação e permanência de filhotes no ninho de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.

Estimativas		Média	Desvio Padrão	Maior	Menor	Quantidade (n)
2012/2013	Tamanho de ninhada	2,5	0,6	4	1	40
	Eclosão dos ovos	2,1	0,3	3	1	26
	Construção de ninho	7,2	1,4	9	5	10
	Tempo de incubação	14,6	0,5	15	14	7
	Permanência filhotes no ninho	12,0	0	12	12	2
2013/2014	Tamanho de ninhada	2,4	0,5	3	2	25
	Eclosão dos ovos	2,3	0,5	3	2	13
	Construção de ninho	5,0	0	5	5	1
	Tempo de incubação	14,5	0,7	15	14	2
	Permanência filhotes no ninho	12,5	0,7	13	12	2
2014/2015	Tamanho de ninhada	2,2	0,5	3	1	46
	Eclosão dos ovos	2,0	0,7	3	1	28
	Construção de ninho	7,5	0,7	8	7	2
	Tempo de incubação	14,0	0,7	15	13	7
	Permanência filhotes no ninho	13,7	0,6	14	13	2
COMPILADO	Tamanho de ninhada	2,4	0,5	4	1	111
	Eclosão dos ovos	2,1	0,6	3	1	67
	Construção de ninho	7,1	1,4	9	5	13
	Tempo de incubação	14,4	0,6	15	13	14
	Permanência filhotes no ninho	12,9	0,9	14	12	7

TABELA 12. Estatística descritiva das variáveis reprodutivas de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.

Variável	2012/2013	2013/2014	2014/2015	Compilado
Tamanho de ninhada	Média = 2,5	Média = 2,4	Média = 2,2	Média = 2,4
	Dp = $\pm 0,6$	Dp = $\pm 0,5$	Dp = $\pm 0,5$	Dp = $\pm 0,5$
	Maior = 4	Maior = 3	Maior = 3	Maior = 4
	Menor = 1	Menor = 2	Menor = 1	Menor = 1
	N = 40	N = 25	N = 46	N = 111
Período de incubação	Média = 14,6	Média = 14,5	Média = 14,0	Média = 14,4
	Dp = $\pm 0,5$	Dp = $\pm 0,7$	Dp = $\pm 0,7$	Dp = $\pm 0,6$
	Maior = 15	Maior = 15	Maior = 15	Maior = 15
	Menor = 14	Menor = 14	Menor = 13	Menor = 13
	N = 07	N = 2	N = 5	N = 14
Eclosão dos ovos	Média = 2,0	Média = 2,3	Média = 2	Média = 2,1
	Dp = $\pm 0,3$	Dp = $\pm 0,5$	Dp = $\pm 0,7$	Dp = $\pm 0,6$
	Maior = 3	Maior = 3	Maior = 3	Maior = 3
	Menor = 1	Menor = 2	Menor = 1	Menor = 1
	N = 26	N = 13	N = 28	N = 67
Período de permanência dos filhotes nos ninhos	Média = 12,0	Média = 12,5	Média = 13,7	Média = 12,9
	Dp = ± 0	Dp = $\pm 0,7$	Dp = $\pm 0,6$	Dp = $\pm 0,9$
	Maior = 12	Maior = 13	Maior = 14	Maior = 14
	Menor = 12	Menor = 12	Menor = 13	Menor = 12
	N = 2	N = 2	N = 3	N = 7
Construção do ninho	Média = 7,2	Média = 5,0	Média = 7,5	Média = 7,1
	Dp = $\pm 1,4$	Dp = ± 0	Dp = $\pm 0,7$	Dp = $\pm 1,4$
	Maior = 9	Maior = 5	Maior = 8	Maior = 9
	Menor = 5	Menor = 5	Menor = 7	Menor = 5
	N = 10	N = 1	N = 2	N = 13

CAPÍTULO II

DEMOGRAFIA DO SABIÁ-DA-PRAIA *Mimus gilvus* (AVES: MIMIDAE) EM UMA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DE RESTINGA NA REGIÃO SUDESTE DO BRASIL

INTRODUÇÃO

Estudos comprovam declínios populacionais em espécies de aves em todo o mundo (Zawadzki & Zawadzka 2012; Stephens *et al.* 2015), tornando-se uma questão de grande importância para a conservação. A destruição de habitat causada por fatores antrópicos está relacionada a vários desses declínios, sendo a ameaça mais grave enfrentada por muitas espécies (Reif 2013). Em várias populações, o decréscimo é devido a fatores demográficos intrínsecos (Dale & Steifetten 2011). Compreender quais parâmetros demográficos afetam a dinâmica populacional e as taxas de crescimento da população são de grande importância para recuperação de pequenas populações em declínio e definições de planos e metas visando à conservação da diversidade biológica (Bro *et al.* 2000).

Estudos de demografia de aves permitem categorizar as espécies raras e/ou as ameaçada de extinção usando como parâmetro a densidade (Kanegae 2011). A densidade permite comparar tamanhos de populações de áreas diferentes e entender as variações locais. Estudos demográficos podem também ser usados para mapear a abundância prevista de populações estimadas, além de destacar áreas prioritárias para conservação em escala regional (Thogmartin *et al.* 2006, Buckland *et al.* 2008). O estudo de demografia é também um componente importante para a análise de viabilidade populacional. Nos últimos anos, os métodos para estimar parâmetros demográficos têm aumentado em termos de sofisticação, envolvendo modelagem histórica de marcação e recaptura usando métodos de máxima verossimilhança (Anderson *et al.* 2012). As pesquisas utilizando marcação e recaptura têm aumentado a compreensão dos fatores que afetam a dinâmica populacional de muitas espécies de aves. Muitas pesquisas se concentram exclusivamente em adultos, pois na maioria dos Passeriformes os juvenis apresentam altos índices de dispersão (Sæther & Bakke 2000; Githiru & Lens 2007; Lehnen & Rodewald 2009, Sim *et al.* 2011).

O monitoramento de populações de aves é um requisito básico para a conservação da biodiversidade e os métodos frequentemente aplicados são os mapeamentos de territórios por meio de pontos geográficos e os censos realizados a partir de transectos lineares (Tamada 2010). É relevante a determinação do tamanho do território para definir a área mínima de reservas para manter tamanhos populacionais pré-determinados de espécies ameaçadas (Ribon *et al.* 2007), pois as listas de espécies ameaçadas são fortemente baseadas em informações de tamanho populacional (Sutherland *et al.* 2004).

Outro fator importante é estimar o tamanho populacional da espécie e a sua capacidade de suporte (K) da área de estudo. É fundamental o monitoramento periódico do tamanho da população para entender como a população está se modificando. Um dos mais importantes fatores estudados de declínio populacional de muitas espécies de aves é a taxa de sobrevivência de jovens e adultos (Newton 2004). A taxa de sobrevivência pode variar entre o período reprodutivo e não reprodutivo, pois existem diferenças nas demandas energéticas (Sankamethawee *et al.* 2011). Compreender a dinâmica dessas taxas representa uma questão central dentro da teoria de história de vida das aves (Ricklefs *et al.* 2011). Quantificar a taxa de sobrevivência pode fornecer insights sobre a conectividade entre populações e como tais padrões dizem respeito a fatores ecológicos (Dale & Steifetten 2011, Oro *et al.* 2011).

Outro fator relevante é a estocasticidade demográfica que afeta os números de nascimentos e mortes na população, podendo reduzir o crescimento populacional devido às variações na estrutura etária (Lacy 2000). Razão sexual e estrutura etária podem variar ao longo dos anos, refletindo a sobrevivência e produtividade da população e fornecendo indicação sobre o *status* atual e futuro (Skalski *et al.* 2005).

As populações podem também sofrer flutuações temporais decorrentes da influência de fatores climáticos sobre seus parâmetros, principalmente sobre a sobrevivência e produtividade (Robinson *et al.* 2007, Ricklefs 2010), como exemplo da pluviosidade que está

diretamente relacionada à disponibilidade de recursos (Belote *et al.* 2011, Silveira & Machado 2012) .

O objetivo geral desse trabalho foi descrever atributos demográficos da população de *Mimus gilvus* na área estudada. E para alcançar o objetivo geral, buscou-se conhecer os seguintes objetivos específicos: tamanho de território, estrutura etária e razão sexual, tamanho da população, densidade populacional e capacidade de suporte, taxa de sobrevivência, taxa de eclosão, produção e fecundidade.

MÉTODOS

Captura e marcação --- Foram montadas redes de neblina (*mist-nets*) com 12 metros de comprimento e 3 metros de altura em locais estratégicos dentro de cada território. As redes foram montadas em forma de “V” e no seu centro foi colocado um gravador digital reproduzindo o canto da espécie (playback). As aves, quando capturadas, eram retiradas cuidadosamente da rede e colocadas em sacos de pano, sendo posteriormente identificadas e marcadas com anilhas metálicas numeradas padrão CEMAVE / ICMBIO no tarso direito e combinações únicas de três anilhas coloridas no tarso esquerdo para possibilitar a identificação individual a partir de observações com binóculo. Todos os indivíduos foram soltos próximos ao local da captura. Foram realizadas campanhas para captura e marcação dentro e fora das estações reprodutivas. Alguns indivíduos foram também capturados e/ou recapturados em campanhas de marcação e captura realizada por outros membros do Laboratório de Ecologia de Populações e Conservação (LEPC). Indivíduos juvenis também foram anilhados antes da sua saída do ninho com anilhas metálicas e coloridas.

Todos os procedimentos seguiram o Manual de anilhamento de aves silvestres do CEMAVE – Centro Nacional de Pesquisa para a Conservação das Aves Silvestres (IBAMA

1994). Obteve-se a autorização de estudos no Parque Estadual Paulo César Vinha (Parece Técnico N° 47/2009 – IEMA/DT/GRN/CAP/PEPCV) e a Licença de Captura e Anilhamento fornecida pelo CEMAVE/IBAMA nº 3138/6 e o parecer do Comitê de Ética.

Censo--- Em dezembro de 2011 foram feitas visitas não sistematizadas em toda a área de estudo para identificar possíveis locais de ocorrência de *M. gilvus*. Os locais escolhidos foram os de fitofisionomias usadas pela espécie *M. gilvus*, principalmente em restinga de Formação Arbustiva Aberta de *Clusia hilariana* e onde ocorreu a espécie *Protium icicariba*. Foram marcados os pontos *in loco* com o auxílio de GPS (*Global Positioning System*) e transferidos para o *software Google Earth Pro*, onde foi possível definir os locais para marcação das transecções lineares. Cada transecção teve suas medidas de comprimento diferenciadas, atendendo ao espaço possível para cada trecho percorrido (Fig. 1).

O método de transecções lineares consiste em um observador caminhando continuamente por uma trilha de direção fixa e em velocidade média constante, enquanto registra o encontro visual e auditivo da espécie em estudo (Cullen *et al.* 2012). Este método foi escolhido pois é o indicado para coleta de dados em áreas grandes e abertas e para estudos de espécies conspicuas e com facilidade de visualização (Bibby *et al.* 1998).

Os censos foram realizados fora da estação reprodutiva e na estação reprodutiva. Os censos fora da estação reprodutiva foram realizados nos meses de julho nos anos de 2012, 2013, 2014 e 2015. A escolha do mês de julho se justifica por ser o mês que antecede o início da estação reprodutiva, sendo possível observar somente adultos nos territórios. Os censos na estação reprodutiva foram realizados nos meses de janeiro nos anos de 2012, 2013, 2014 e 2015. A escolha do mês de janeiro se justifica por ser a metade do período entre os meses de julho de cada ano e o meio da estação reprodutiva com seu pico de ninho ativo.

Os censos mais precisos são feitos ao início e ao término da estação reprodutiva, onde as aves são mais fáceis de serem encontradas (Dickie *et al.* 2014). O *M. gilvus* é uma espécie bastante frequente no local de estudo, seu canto inconfundível é de fácil identificação em área de restinga, sendo visualizados facilmente vocalizando na maioria das vezes nos poleiros mais altos nas copas das árvores (Tomaz 2009). Por esses motivos, os censos demográficos foram realizados a partir da metodologia sistematizada de transecções lineares.

As transecções foram percorridas sempre sob condições climáticas estáveis (sem chuva forte) no período matutino, iniciando logo após o nascer do sol e terminando por volta das 10:00 h, quando ocorre uma menor atividades das aves. A busca pela espécie foi feita a partir de observações com o uso de binóculo em toda a extensão da transecção. A cada Indivíduo encontrado, foi anotado o ponto da coordenada geográfica do local e se o registro foi visual, auditivo ou visual-auditivo. Sempre que possível foram tiradas fotos dos indivíduos para documentação e comprovação da espécie. Indivíduos encontrados com anilha foram anotados suas sequências de cores. Assim, foi possível registrar a presença ou a ausência de indivíduos e compor um mapa de distribuição da população na área de estudo e conhecer os territórios existentes e o tamanho de sua população. Foi calculado também o número médio de indivíduos para cada território e depois o número médio de indivíduos compilado.



FIG. 1. Transectos para a realização dos censos de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas e não reprodutiva de 2012 a 2015.

Delimitação dos territórios--- Foram consideradas como território as áreas defendidas pelo bando, onde se excluía a presença de indivíduos de outros bandos. Foram feitas observações utilizando o método do indivíduo focal (Martin & Bateson 1993), sempre sob condições climáticas estáveis (sem chuva forte) no período matutino, iniciando ao amanhecer e terminando por volta das 10:00 h, onde ocorre uma menor atividades das aves. Foram delimitados todos os territórios definidos na área de estudo, tanto com os indivíduos anilhados quanto com os não anilhados. Os territórios com indivíduos não anilhados não necessariamente indicam os mesmos indivíduos em diferentes estações, por isso esses territórios foram considerados parcialmente amostrados. Foi calculado o tamanho médio para todos os territórios e depois somente para os territórios com indivíduos anilhados.

Foi utilizada uma adaptação do método do polígono convexo (Odum & Kuenzler 1955), onde o território consiste nos pontos extremos das coordenadas em que o bando foi visualizado. Tal adaptação é chamada de polígono real (Ribeiro *et al.* 2002) e é a área total formado pela união dos pontos mais extremos utilizados pelo Indivíduo e não necessariamente representa o polígono de maior área possível. Chegando ao território, o indivíduo era procurado visualmente e iniciava-se a observação. Em poucas situações (quando havia dificuldade de encontrá-lo) tocava-se em um gravador digital o som do canto da espécie para atrair os indivíduos ao contato visual. Os indivíduos eram seguidos até haver perda de contato visual. Foram marcadas as coordenadas geográficas dos locais em que os indivíduos pousavam, utilizando um equipamento de GPS (*Global Positioning System*). Os pontos só foram marcados a cada movimentação igual ou superior a 10 metros do ponto anterior ou após um intervalo de 5 minutos. A coleta de novos pontos de localização era interrompida após a estabilização da curva, ou seja, quando a adição de novos pontos não resultaria em aumento significativo do território monitorado.

Os pontos foram transferidos para o *software Google Earth Pro* (Google 2015) e traçadas linhas retas ligando os pontos extremos de cada território, formando assim um polígono para cada território e calculada sua área em hectares. Após calcular a área de cada território, foi feito a somatória das áreas de todos os territórios para encontrar a área total de territórios ocupados. Foi calculado também o tamanho médio dos territórios para cada estação reprodutiva e depois o tamanho médio dos territórios compilado nas três estações reprodutivas.

Estrutura etária e razão sexual --- A estrutura etária da população foi definida por meio da classificação e inserção dos indivíduos dentro dos territórios em uma das classes etárias (jovens e adultos). De acordo com a classificação proposta por Humphrey & Parkes (1959) e modificada por Howell *et al.* (2003), foram consideradas duas classes etárias através das características da plumagem e no conhecimento da idade dos indivíduos, sendo jovens (*first basic plumage*) e adultos (*definitive basic plumage*).

A classe de jovens (*first basic plumage*) é composta de indivíduos que já saíram dos ninhos e já possuem autonomia para alcançar voos com maiores distâncias entre as copas das árvores (Fig. 2a). Normalmente ficam seguindo os pais durante o forrageamento e possuem dimensões corporais semelhantes às dos adultos, com a diferença na plumagem do peito que tem nuances de penas de cor escura (Fig. 2b). A classe de adulto (Fig. 2c) apresenta coloração típica da espécie descrita na literatura (Meyer de Schauensee 1970; Ridgely & Tudor 1989) e já defendem território com seus respectivos bandos.

Existe ainda a classe juvenil (*juvenal plumage*) (Fig. 2d) que é composta de indivíduos que acabaram de sair no ninho e não conseguem ainda voar livremente, e ficam intercalando voos curtos com pulos entre galhos dentro de moitas fechadas e recebendo ainda o cuidado parental por tempo aproximado de três e quatro semanas (n = 12). Esses indivíduos são difíceis de

serem observados, pois ficam em silêncio dentro das moitas e por este motivo não foi utilizado na estrutura etária. Foram considerados apenas os indivíduos das classes jovens e adultos de todos os territórios monitorados. A estrutura etária foi definida nos censos realizados na estação reprodutiva e não reprodutiva.

A razão sexual é a divisão do número de machos pelo número de fêmeas em uma amostragem, sendo considerada primária no momento da concepção, secundária ao nascer e terciária quando adultos reproduzindo (Nancy & Mackey 1998). Foi levada em considerações apenas a razão sexual terciária, ou seja, apenas os territórios com casais adultos reproduzindo. *M. gilvus* não apresenta dimorfismo sexual, assim, quando possível, os indivíduos capturados ao longo da estação reprodutiva foram analisados com relação à existência ou não da placa de incubação e/ou protuberância cloacal para confirmação dos sexos. Indivíduos encontrados com protuberância cloacal foram identificados como machos. Indivíduos encontrados com placa de incubação e junto com um macho identificado previamente foram assumidos como sendo fêmeas. Territórios encontrados com somente dois indivíduos nidificando, foram assumidos como sendo um casal. Quando não foi possível a identificação do sexo, foi considerado indeterminado.

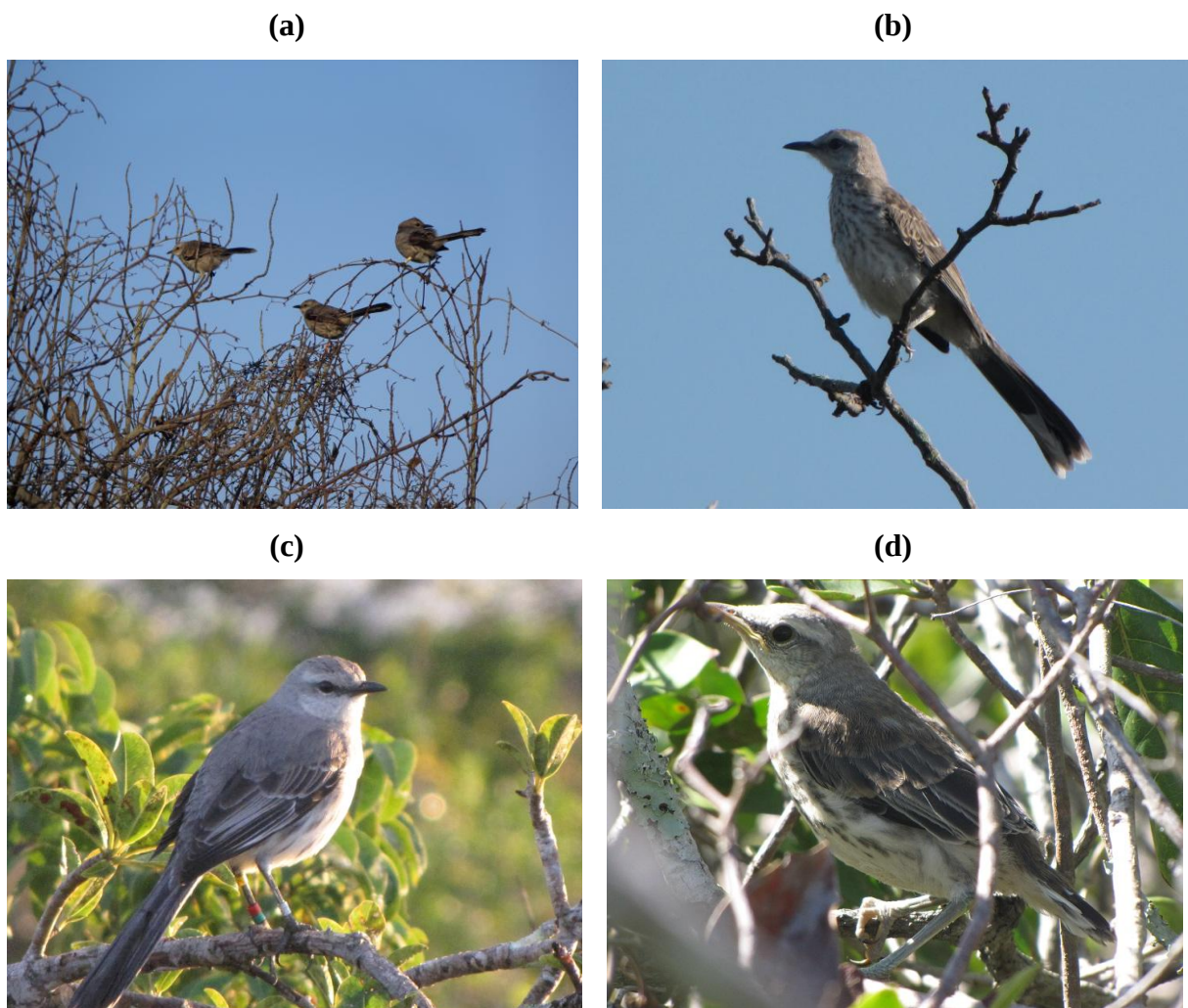


FIG. 2. Fotos ilustrando as classes etárias de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil. **(a)** Casal de adultos com um jovem; **(b)** Jovem; **(c)** Adulto; **(d)** Juvenil.

Tamanho da população, densidade populacional e capacidade de suporte --- O tamanho populacional foi estimado a partir da contagem do número de indivíduos na área de estudo por meio de censos realizados fora da estação reprodutiva e dentro da estação reprodutiva.

Sempre na primeira semana dos meses de julho e janeiro nos anos de 2012, 2013, 2014 e 2015 eram percorridos os transectos lineares determinados no censo. Iniciava-se sempre sob condições climáticas estáveis (sem chuva forte) no período matutino, logo após o surgimento dos primeiros raios solares e terminando quando a temperatura aumentava a ponto de diminuir

as atividades das aves. Esse horário foi escolhido por ser de grande manifestação da espécie no seu forrageamento e defesa de território.

A contagem foi feita através de observação com o uso de binóculo e a cada Indivíduo avistado era anotado a coordenada geográfica. Tomava-se o cuidado para não contar o indivíduo mais de uma vez. Assim, foi possível registrar a presença ou a ausência de indivíduos nos seus respectivos territórios e conhecer o tamanho de sua população. Foi considerado um casal reprodutivo por território para estimar o tamanho populacional efetivo (número de indivíduos reproduzindo) na área de estudo.

Foi calculada a densidade populacional dividindo o tamanho populacional pela área (ha) ocupada pela população; e a densidade ecológica dividindo o tamanho populacional encontrado pela área (ha) de habitat favorável para a espécie na área de estudo (Odum & Barrett 2013). A capacidade de suporte (K) foi encontrada de acordo com Duca (2007), através da fórmula a seguir:

$$K = \frac{A \times b}{a}$$

Onde:

A = área de habitat favorável para a espécie na área de estudo (ha)

a = tamanho médio dos territórios (ha) com indivíduos anilhados

b = número médio de indivíduos compilados nos territórios com indivíduos anilhados

Foi considerada área favorável para a espécie à área com fitofisionomias usadas pela espécie *M. gilvus*, principalmente onde ocorre a restinga de Formação Arbustiva Aberta de *Clusia hilariana* e a espécie *Protium icariba*. Após determinar os locais de área de habitat favorável, foram marcados *in loco* os pontos das coordenadas geográficas através do uso do GPS dos seus respectivos limítrofes. Com essas coordenadas geográficas foi possível calcular

a área total útil através do software *Google Earth Pro* (Google 2015). O tamanho médio dos territórios e o número médio de indivíduos compilados nos territórios são demonstrados no item *Delimitação dos territórios*.

Taxa de sobrevivência --- A taxa de sobrevivência das aves adultas foi estimada através do censo de indivíduos marcados previamente. Nos censos semestrais nos meses de janeiro e julho dos anos de 2012, 2013, 2014 e 2015 foram observadas e anotadas a presença e ausência dos indivíduos anilhados, criando um histórico de presença e ausência, onde “0” significa ausência e “1” significa presença. Foi estimada a taxa de sobrevivência semestral e posteriormente transformada em taxas anuais.

Para análise dos dados, foi utilizada a função “*live capture*” do programa MARK 8.0 (Cooch & White 2016) para populações abertas, denominado modelo Cormack-Jolly-Seber (CJS) (Cormack 1964; Jolly 1965; Seber 1965), um dos mais usados em estudos de captura e recaptura (Link & Barker 2005). Este modelo permite o cálculo das probabilidades de captura (π_i) e sobrevivência aparente (Φ_i) condicionais às libertações feitas ao longo das ocasiões de marcação. Ele ordena os modelos gerados de acordo com o nível de ajuste desses modelos aos dados. São classificados em ordem crescente de valor de AIC_c (*Akaike Information Criterion*), onde os menores AIC_c são os que dão maior suporte as variações observadas no conjunto de dados.

Taxa de eclosão e fecundidade --- A taxa de eclosão (T_e) dos ovos foi calculada através da razão entre o número de filhotes nascidos pelo número de ovos da ninhada existente antes da eclosão (Mayfield 1975). Calculou-se para cada um dos ninhos monitorados em separado e não foram considerados os ninhos predados ainda na fase de ovos. Foi calculada a média para cada estação reprodutiva e depois a taxa média compilando as três estações reprodutivas.

A taxa de fecundidade (Tf) é difícil de ser mensurada (Cooke & Rockwell 1998), pois é necessário considerar o comprimento da estação reprodutiva e o número de filhotes sobreviventes após sua saída do ninho (Gill 1989). Para este trabalho, resolveu-se definir o conceito adotado por Aguilar *et al.* (1999) e Sæther & Bakke (2000), utilizado por Medeiros & Marini (2007) e Marini *et al.* (2009b). Assim, a taxa de fecundidade anual das fêmeas é a razão entre o número de filhotes que saíram dos ninhos de todas as ninhadas em cada estação reprodutiva e o número de fêmeas presentes, onde o número de fêmeas presentes refere-se ao número de ninhos encontrados, ou seja, uma fêmea por ninho. Dessa forma, assume-se traduzir mais claramente a medida anual de capacidade fisiológica e individual de cada fêmea da espécie em deixar descendentes (Marini *et al.* 2009b). Foi calculada para cada estação reprodutiva e depois compilando as três estações reprodutivas.

Análises estatísticas --- Iniciou-se com a estatística descritiva das estimativas, onde foi realizada uma análise exploratória com relação à média e desvio padrão e depois verificado, através do teste de Shapiro-Wilk (Teste W), se a distribuição dos dados coletados é proveniente de uma população com distribuição normal (ver Apêndice). Quando não atenderam à normalidade dos dados, foram utilizadas transformações Box-cox e verificando novamente sua normalidade. As transformações que não atenderam a normalidade tomou-se a decisão da utilização de testes de hipóteses não paramétricos.

Na razão sexual foi realizado um teste de aderência Qui-quadrado de uma amostra para proporções esperadas iguais para verificar se a frequência observada segue o esperado (proporção 1:1) dado por Hardy-Weinberg (Hardy 1908; Weinberg 1908).

Nos tamanho dos territórios foi utilizado o teste ANOVA: um critério (Teste F) para verificar a existência de diferenças significativas entre as três estações reprodutivas. E caso

demonstrar diferenças significativas nas estimativas, foi realizado teste de Tukey para as comparações.

Para fecundidade foi utilizado o teste Kruskal-Wallis (Teste H) para verificar a existência de diferenças significativas das três estações reprodutivas. No caso de demonstrar diferenças significativas nas estimativas, foi realizado teste de Wilcoxon-Mann-Whitney com amostras independentes (Teste U) em pares para verificar em quais pares de estimativas ocorrem a menor diferença:

Todos os dados com médias aritmética na estatística descritiva estão acompanhados de seu respectivo $\pm$ desvio padrão e entre parêntese o maior valor, o menor valor e o tamanho da amostra. Os cálculos estatísticos foram realizados no software RStudio (R Core Team 2014) e no BioEstat 5.3. (Ayres *et al.* 2007). Todas as análises estatísticas foram feitas de acordo com Zar (2010), levando em consideração um nível de significância de 5 %. Os resultados detalhados encontram-se no Apêndice deste capítulo.

RESULTADOS

Captura e marcação --- Foram anilhados 68 indivíduos em 20 territórios, sendo 41 indivíduos adultos e 27 juvenis. Dos adultos, 13 foram machos, 7 foram fêmeas e 21 com sexo indeterminado. Os juvenis foram todos com sexo indeterminado.

Censo --- Foi detectado dentro da área de estudo o total de 43 territórios de *M. gilvus* (Figura 3) e cada território variou entre 2 a 6 indivíduos. Aproximadamente 76% dos territórios tinham somente 2 indivíduos formados por um macho e uma fêmea (Tabela 1).

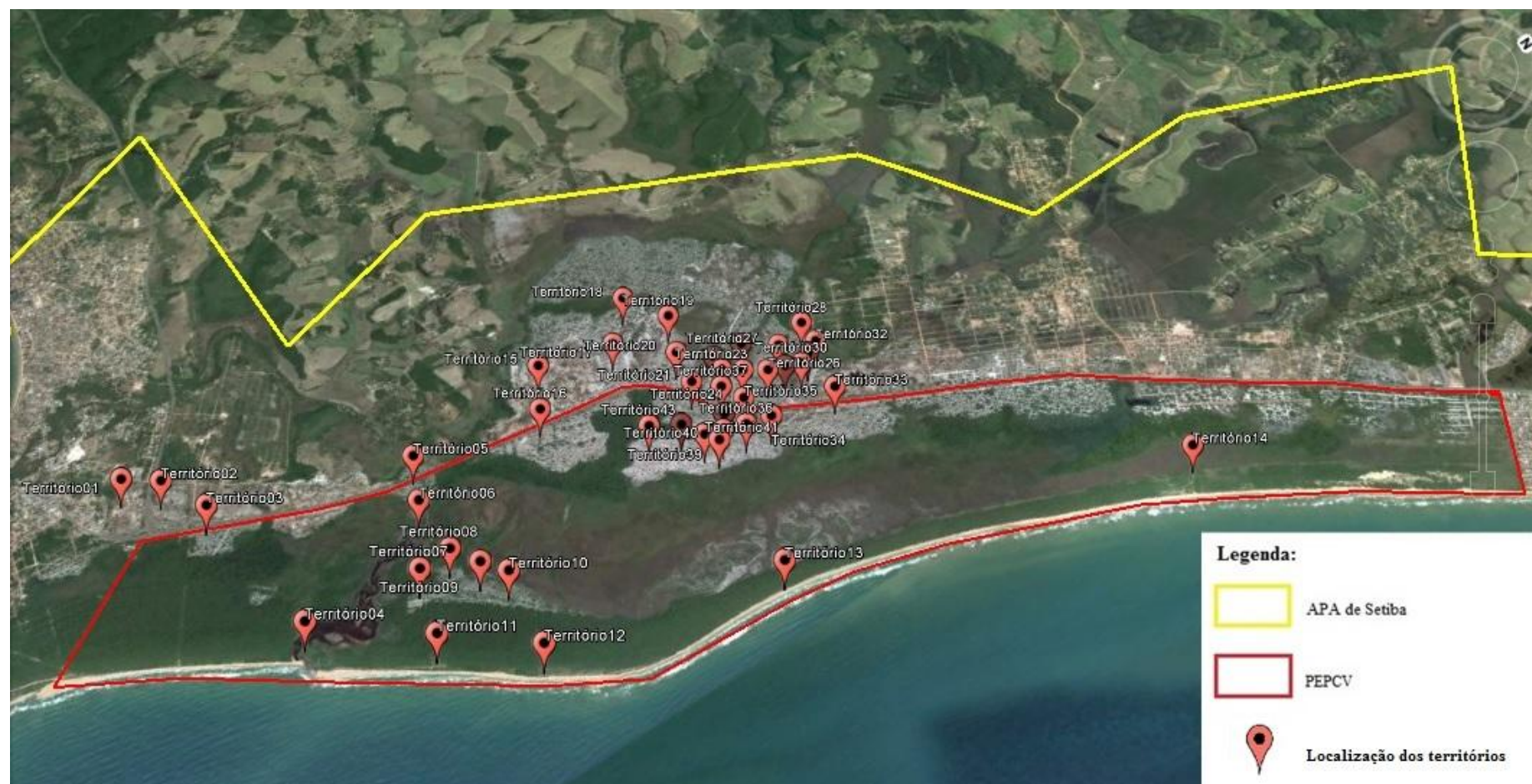


FIG. 3. Localização dos 43 territórios de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil.

TABELA 1. Número de indivíduos encontrados por território durante os censos de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil realizado na estação reprodutiva e não reprodutivo entre os anos de 2012 a 2015.

	jan-12	jul-12	jan-13	jul-13	jan-14	jul-14	jan-15	jul-15
Território 01	2	2	0	0	0	0	0	0
Território 02	2	0	0	0	0	0	0	0
Território 03	3	3	2	0	1	0	0	1
Território 04	3	3	3	2	2	2	2	3
Território 05	2	2	2	2	2	2	2	2
Território 06	2	2	2	2	2	2	2	2
Território 07	3	2	3	2	2	2	3	2
Território 08	2	2	2	2	3	2	2	3
Território 09	2	2	2	2	2	2	2	2
Território 10	2	2	3	2	2	2	2	2
Território 11	3	2	3	2	2	2	3	2
Território 12	4	4	5	4	5	5	4	4
Território 13	3	3	4	3	3	3	3	3
Território 14	6	6	6	6	5	5	6	5
Território 15	2	2	2	2	2	2	2	2
Território 16	3	2	2	2	3	2	2	2
Território 17	2	2	2	2	2	2	3	2
Território 18	2	2	2	2	2	2	2	2
Território 19	3	2	2	2	3	3	2	3
Território 20	2	2	2	2	2	2	2	2
Território 21	3	2	2	0	0	0	0	0
Território 22	2	2	2	2	3	2	2	2
Território 23	2	2	2	2	2	2	2	2
Território 24	2	2	3	2	2	2	2	2
Território 25	2	2	2	2	2	2	2	2
Território 26	3	2	4	3	2	2	2	2
Território 27	2	2	2	2	3	2	4	2
Território 28	2	2	2	2	2	2	4	3
Território 29	3	3	3	2	2	2	2	3
Território 30	2	2	2	2	2	2	2	2
Território 31	2	2	2	2	2	2	3	2
Território 32	2	2	2	2	3	2	2	2
Território 33	2	2	3	2	3	2	2	2
Território 34	2	2	3	2	3	2	2	3
Território 35	3	2	3	2	2	2	2	2
Território 36	2	2	2	2	2	2	2	2
Território 37	2	2	2	2	2	2	2	2
Território 38	2	2	2	2	2	2	3	3
Território 39	2	2	2	2	3	2	2	2

TABELA 1. (Continuação) Número de indivíduos encontrados por território durante os censos de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil realizado na estação reprodutiva e não reprodutiva entre os anos de 2012 a 2015.

Território 40	2	2	2	2	0	0	0	0
Território 41	2	2	2	2	2	2	2	2
Território 42	2	2	2	3	2	2	2	2
Território 43	2	2	3	2	2	2	2	3
TOTAL	103	94	103	87	93	84	92	91

Delimitação dos territórios --- Os limites e as áreas de todos os territórios mudaram a cada estação reprodutiva (Figuras 4, 5 e 6), mas não foram verificadas variações significativas no tamanho médio dos territórios entre os anos de amostragem ($F = 0,119$; $gl = 2$; $p = 0,888$). Foram observados diversos encontros agonísticos nos limites dos territórios. O tamanho médio de todos os territórios durante as três estações reprodutivas foi de $3,4 \pm 1,7$ ha ($n = 43$) (Tabela 2). O número médio de indivíduos em cada território foi de $2,3 \pm 0,7$ ($n = 43$). A curva de estabilização da área dos territórios calculados atingiu o patamar com média de 33 ± 9 pontos ($n = 43$), territórios maiores atingindo com 55 pontos e menores com 20 pontos (Figura 7).

O tamanho médio dos territórios com indivíduos anilhados foi de $3,2 \pm 1,3$ ha ($n = 20$) e não foram verificadas variações significativas no tamanho desses territórios entre os anos de amostragem ($F = 0,032$; $gl = 2$; $p = 0,969$). O número médio de Indivíduos desses territórios foi de $2,2 \pm 0,2$ ($n = 20$). Os indivíduos que estavam anilhados e depois foram avistados nos censos permaneceram no mesmo território. Alguns territórios também deixaram de ser ocupados pelos seus indivíduos.

TABELA 2. Tamanho de todos os territórios (ha) de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil.

	2012/2013	2013/2014	2014/2015	Compilado (média)
Território 01	4,3			4,3
Território 02	3,6			3,6
Território 03	2,4	2,5		2,4
Território 04	2,3	2,3	2,6	2,4
Território 05	2,7	3,6	3,0	3,1
Território 06	2,4	1,8	2,0	2,1
Território 07	2,4	1,6	1,6	1,9
Território 08	2,2	2,3	2,3	2,3
Território 09	2,6	2,9	3,3	3,0
Território 10	3,9	3,7	4,2	3,9
Território 11	1,6	1,4	1,5	1,5
Território 12	2,8	2,7	2,8	2,8
Território 13	2,3	1,9	2,5	2,2
Território 14	3,1	2,6	3,3	3,0
Território 15	6,6	5,9	7,6	6,7
Território 16	4,7	5,7	4,5	5,0
Território 17	5,9	5,8	6,1	5,9
Território 18	8,0	8,5	9,8	8,8
Território 19	5,1	4,8	5,1	5,0
Território 20	5,3	5,3	5,0	5,2
Território 21	4,6			4,6
Território 22	2,1	2,0	1,6	1,9
Território 23	1,7	1,9	2,1	1,9
Território 24	2,6	2,5	2,8	2,6
Território 25	3,4	3,4	3,3	3,4
Território 26	3,8	3,7	3,7	3,7
Território 27	4,5	4,7	4,8	4,7
Território 28	5,6	5,4	5,5	5,5
Território 29	2,5	2,7	2,8	2,7
Território 30	2,7	2,3	2,1	2,4
Território 31	0,9	1,0	0,9	0,9
Território 32	1,6	1,3	1,3	1,4
Território 33	4,5	7,6	6,3	6,1
Território 34	2,4	2,4	3,0	2,6
Território 35	2,9	2,9	3,3	3,0
Território 36	2,5	2,6	3,1	2,8
Território 37	3,1	3,5	3,8	3,5
Território 38	2,9	2,2	2,7	2,6
Território 39	2,4	2,4	3,3	2,7
Território 40	2,2	2,4		2,3
Território 41	2,9	3,0	3,6	3,2
Território 42	2,7	3,6	4,4	3,6

TABELA 2. (Continuação) Tamanho de territórios (ha) de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil.

Território 43	5,9	6,1	3,9	5,3
MÉDIA	3,4	3,4	3,6	3,4



FIG. 4. Territórios de *Mimus gilvus* encontrados na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante a estação reprodutiva de 2012/2013. Territórios com indivíduos adultos não marcados não necessariamente indicam os mesmos indivíduos em diferentes estações reprodutivas.



FIG. 5. Territórios de *Mimus gilvus* encontrados na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante a estação reprodutiva de 2013/2014. Territórios com indivíduos adultos não marcados não necessariamente indicam os mesmos indivíduos em diferentes estações reprodutivas.



FIG. 6. Territórios de *Mimus gilvus* encontrados na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante a estação reprodutiva de 2014/2015. Territórios com indivíduos adultos não marcados não necessariamente indicam os mesmos indivíduos em diferentes estações reprodutivas.

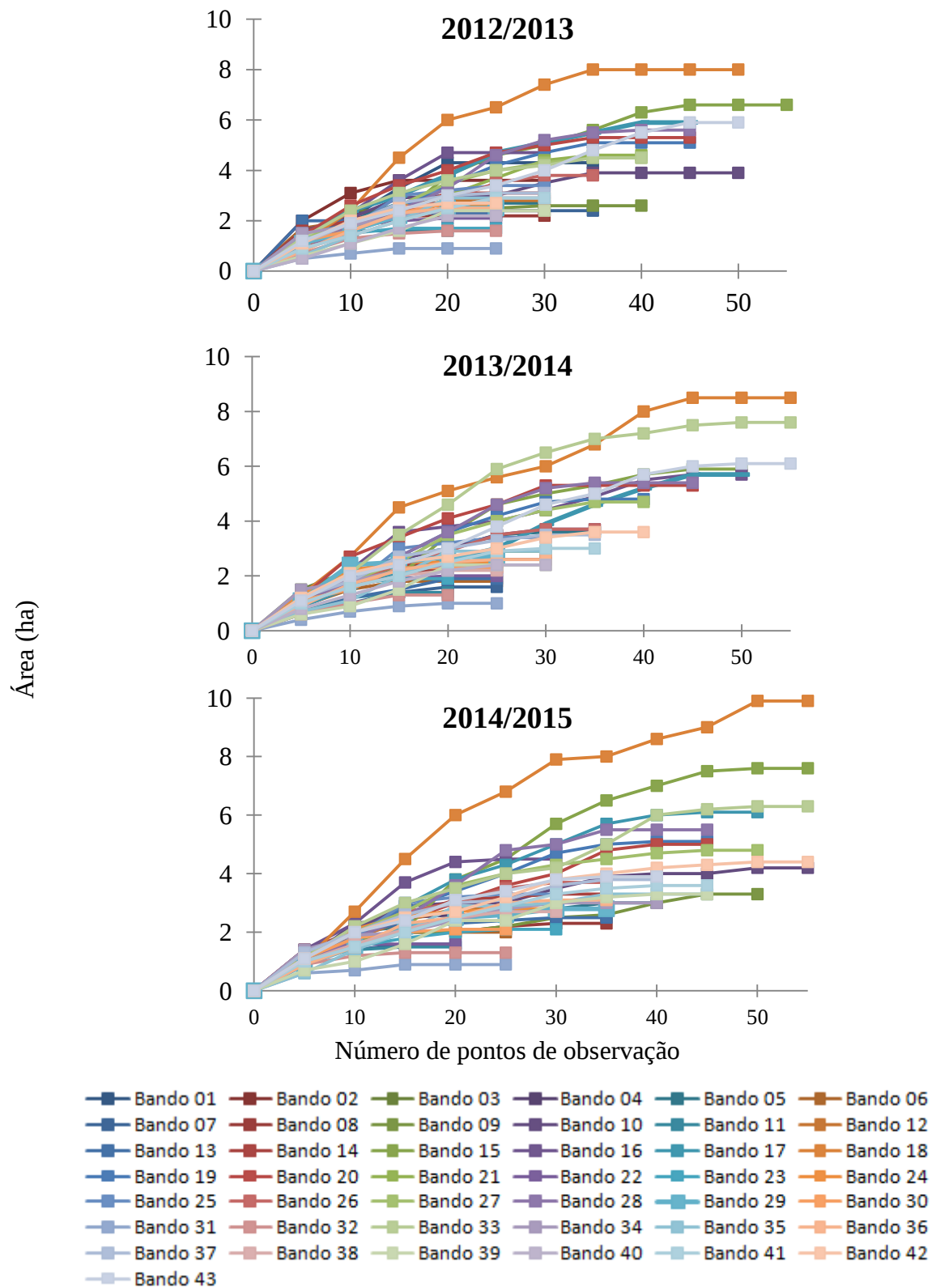


FIG. 7. Curvas de estabilização das áreas dos territórios de *Mimus gilvus* em uma Área de Proteção Ambiental de restinga na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.

Estrutura etária e razão sexual --- O número médio de indivíduos na classe etária jovens nos censos dos meses de janeiro (estação reprodutiva) foi de 9 ± 2 ($n = 4$) e na classe etária adulto foi de 89 ± 5 ($n = 4$). Nos censos dos meses de julho (estação não reprodutiva), o número médio de jovens foi de 5 ± 3 ($n = 4$) e adultos foi de 85 ± 4 ($n = 4$). A média compilada de todos os censos realizados na estação reprodutiva e fora da estação reprodutiva foi de 93 ± 7 ($n = 8$) (Tabela 3). A maioria dos territórios monitorados foi composta somente do casal adulto ou o casal adulto e o jovem nascido na própria estação ou na estação anterior.

A razão sexual da população não diferiu do esperado 1:1 ($C = 22$; $\chi^2 = 1,636$; $gl = 1$; $p = 0,201$). Dos territórios existentes na área de estudo, 75,9% são compostos somente pelo casal e 24,1% são compostos pelo casal e mais outros membros de sexo indeterminado.

TABELA 3. Distribuição do número de indivíduos por classe etária (absoluto e relativo) da população de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil entre as estações reprodutivas e não reprodutivas de 2012 a 2015.

Número de indivíduos (%) por estação			
Período	Jovens	Adultos	Total
jan/12	11 (10,7%)	92 (89,3%)	103
jul/12	4 (4,3%)	90 (95,7%)	94
jan/13	10 (9,7%)	93 (90,3%)	103
jul/13	3 (3,4%)	84 (96,6%)	87
jan/14	10 (10,8%)	83 (89,2%)	93
jul/14	2 (2,4%)	82 (97,6%)	84
jan/15	6 (6,5%)	86 (93,5%)	92
jul/15	9 (9,9%)	82 (90,1%)	91
Média Compilada	7 ± 4 ($n = 8$)	86 ± 5 ($n = 8$)	93 ± 7 ($n = 8$)

Tamanho da população, densidade populacional e capacidade de suporte --- A média populacional nas estações reprodutivas foi de 98 ± 6 ($n = 4$) indivíduos e a média populacional nas estações não reprodutivas foi de 89 ± 4 indivíduos ($n = 4$). Não houve diferença significativa na população entre a estação reprodutiva e não reprodutiva ($U = 2$; $p = 0,083$). A média compilada de todos os censos realizados foi de 93 ± 7 ($n = 8$). A média de indivíduos de todos os territórios foi de $2,3 \pm 0,7$ ($n = 43$) e a média de indivíduos nos territórios com indivíduos anilhados foi de $2,2 \pm 0,2$ ($n = 20$). O tamanho populacional efetivo (número de indivíduos reproduzindo) foi de 86 indivíduos. A área de habitat favorável foi de 633,2 ha (Figura 8). A densidade populacional encontrada foi de $0,6$ indivíduos.ha⁻¹ e a densidade ecológica foi de $0,2$ indivíduos.ha⁻¹. A capacidade de suporte estimada para a área de estudo foi de 435 indivíduos.



FIG. 8. Área demarcada de habitat favorável para *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil.

Taxa de sobrevivência --- O modelo de sobrevivência semestral que contém o efeito do tempo para probabilidade de detecção dos indivíduos e a probabilidade de sobrevivência constante $\{\Phi(.) p(t)\}$ foi o modelo que melhor se ajustou aos dados (Tabela 4). De acordo com o peso do modelo Akaike (w_i), o primeiro modelo foi 15,7 vezes melhor do que o segundo e os dois modelos juntos representam 99,74% do peso do modelo Akaike (w_i). As estimativas dos parâmetros para a sobrevivência aparente semestral com maior peso do modelo Akaike (w_i) $\{\Phi(.) p(t)\}$ foi de $0,88 \pm 0,03$ (IC 95%: 0,81 – 0,92) para adultos. Essa taxa de sobrevivência aparente semestral resulta em uma taxa de sobrevivência aparente anual de 0,77 para os adultos.

TABELA 4. Resultado dos modelos com base em critérios de informação de Akaike para análise da taxa de sobrevivência de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil entre as estações reprodutivas e não reprodutiva de 2012 a 2015. (.) Indica parâmetro constante; (t) é um efeito do tempo; Φ é a sobrevivência semestral aparente; p é probabilidade de detecção; total de AICc; diferença de AICc de cada modelo em relação ao modelo de topo ($\Delta AICc$); peso do modelo Akaike (w_i); probabilidade do modelo; número de parâmetros (K) e respectivos desvios para cada modelo.

Modelo	AICc	$\Delta AICc$	w_i	Modelo Probabilidade	K	Desvio
$\Phi(.) p(t)$	162.44	0,00	0.94	1.00	8	41.31
$\Phi(t) p(t)$	168.09	5.64	0.06	0.06	13	35.10
$\Phi(.) p(.)$	174.46	12.01	0.00	0.002	2	66.37
$\Phi(t) p(.)$	178.78	16.33	0.00	0.0003	8	57.64

Taxa de eclosão e fecundidade --- A taxa média de eclosão (Te) de ovos entre os períodos reprodutivos foi de $0,89 \pm 0,05$ (n = 67). A taxa média de fecundidade (Tf) foi de $0,64 \pm 0,14$ (n = 03) (Tabela 5). Não houve variação significativa na fecundidade entre os anos de amostragem (H = 0,6; gl = 2; p = 0,752).

TABELA 5. Taxas de eclosão e fecundidade das fêmeas de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil entre as estações reprodutivas de 2012 a 2015.

Período reprodutivo	Taxa de eclosão (Te) Média $\pm$ D.P. (n)	Taxa de fecundidade (Tf)
2012/2013	$0,87 \pm 0,18$ (n = 26)	0,55
2013/2014	$0,95 \pm 0,13$ (n = 13)	0,80
2014/2015	$0,85 \pm 0,20$ (n = 28)	0,57
Compilado	$0,89 \pm 0,05$ (n = 67)	0,64

DISCUSSÃO

Delimitações dos territórios --- *M. gilvus* possui um território médio de 3,2 ha (somente com indivíduos anilhados), sendo esse o primeiro registro para a espécie, pois não foi encontrado nenhum outro na literatura pesquisada para comparação. Stouffer (2007) estimou o tamanho do território de 13 espécies de Passeriformes da Amazônia, com territórios variando de 6,6 a 21,3 ha (média de 12,8 ha) para seis espécies com massa corporal variando de 38,9 a 62,2 gramas. Em termos comparativos com os resultados apresentados por Stouffer (2007), o território de *M. gilvus* pode ser considerado relativamente pequeno para uma espécie do seu porte (61 g). Esse resultado corrobora outros trabalhos que enfatizam diferenças nos tamanhos médios dos territórios entre espécies da Amazônia e da Mata Atlântica indiferente da massa corporal (e.g. Duca *et al.* 2006, Mathias & Duca *no prelo*)

A fidelidade da espécie ao seu território ao longo do ano coincide com a classificação de território do Tipo A, ou seja, dentro dos quais a espécie realiza, durante o ano, todas as suas atividades, como forrageamento e nidificação (Hinde 1956). O território é uma área defendida para viver e se reproduzir (Howard 1920) e *M. gilvus* defende seu território ao longo de todo o ano, corroborando com Paredes *et al.* (2001) e confirmando um dos sistemas territoriais predominantes nos Passeriformes Tropicais, que é a defesa ao longo do ano de sítios de forrageamento e nidificação (Lopes & Marini 2005, Stouffer 2007, Duca & Marini 2014a, Mathias & Duca *no prelo*). Tal comportamento não é esperado para aves de clima temperado, as quais defendem seus territórios apenas para a reprodução (Roos & Pärt 2004, Barg *et al.* 2005, Streby *et al.* 2012), nem para a maioria das espécies frugívoras de clima tropical (Morton 1973). Porém, *M. gilvus* é uma espécie generalista quanto aos itens alimentares e táticas de forrageamento (Gomes *et al.* 2008; Quitiaquez & Barbosa 2010).

Embora tenha ocorrido mudanças nos limites dos territórios entre as estações reprodutivas, essas mudanças não representaram alterações significativas no tamanho dos territórios e, provavelmente, estão relacionadas a ajustes devido a interações de competição entre indivíduos de territórios vizinhos. As áreas dos territórios são ajustadas conforme as exigências ecológicas mínimas ao longo de todo ano (Coudrain *et al.* 2010) e esses ajustes podem ser reflexo da qualidade do habitat (Johnson 2007), principalmente pela disponibilidade de alimentos (Khoury & Boulad 2010).

No Brasil, ainda existem poucos estudos que testam fatores que regulam ou influenciam o tamanho e a forma do território de aves (Duca & Marini 2005, Duca *et al.* 2006, Faria *et al.* 2007, Duca & Marini 2014a). Na América do Sul, apenas para 6% das aves há informações a respeito do tamanho da área de vida ou do território (Moreira & Tubelis 2010). Dessas, alguns apresentam uma grande variação de tamanho territorial (Khoury & Boulad 2010, Reinert *et al.* 2007). As informações obtidas neste trabalho contribuem para o entendimento dos fatores que

regulam o tamanho de território de *M. gilvus*. E os dados encontrados podem direcionar estudos futuros, permitindo estimativas populacionais mais apuradas.

Estrutura etária e razão sexual --- A distribuição de *M. gilvus* em classe etária na área estudada apresenta uma maior proporção de indivíduos adultos, ocorrendo pequenas variações entre as estações reprodutivas. Tais variações podem ocorrer devido aos efeitos dos fatores abiótico e biótico nas taxas vitais específicas por idade (Siegel 2016).

A classe etária média de jovens na estação reprodutiva é maior que a da não reprodutiva. É mais fácil encontrar os jovens dentro da estação reprodutiva que nasceram, pois ainda ficam acompanhando os seus pais. Mas, muitos não se encontram mais com os pais na próxima estação não reprodutiva. Nenhum jovem ocupou o seu território ou se dispersou para territórios vizinhos quando ficou adulto. Não se sabe ao certo para onde esses jovens vão, mas que não foram encontrados em nenhum censo realizados dentro da área de estudo. As hipóteses são que os jovens morreram ou se dispersaram para a formação de novos territórios fora da área de estudo, pois a Família Mimidae tem boa capacidade de dispersão (Sick 2001). Populações dominadas por mais indivíduos adultos e sem sucesso de novos recrutamentos de jovens podem contribuir para levar a população a se mover para a extinção local.

A razão sexual encontrada foi dentro do esperado da proporção de 1:1 (macho:fêmea), onde a maioria dos territórios é formada somente pelo casal, sendo coerente com o a seleção natural das espécies (Fisher 1930). O entendimento de aspectos evolutivos relacionados à razão sexual tem recebido pouca atenção em estudos de aves, devido à dificuldade de confirmação do sexo dos indivíduos (Bennett & Owens 2002). Como *M. gilvus* não apresenta dimorfismo sexual, é necessário um estudo mais detalhado. Um estudo utilizando a sexagem molecular pode ser útil para verificar alguma tendência de declínio populacional (Wilkinson *et al.* 2002) e ajudaria a orientar planos de manejo (Zanette 2001, Johnson *et al.* 2006).

Tamanho da população, densidade populacional e capacidade de suporte --- A densidade populacional de *M. gilvus* encontrada na área de estudo é de 0,6 indivíduos.ha⁻¹, maior que as densidades encontradas em outras restingas da região sudeste do Brasil. Em estudos feitos em três áreas de restinga do estado do Rio de Janeiro, a densidade média encontrada utilizando o método de transecções lineares foi de 0,37 indivíduos.ha⁻¹ (Zanon 2010) e na mesma área de estudo utilizando o método de amostragem por pontos, a densidade encontrada foi de 0,52 indivíduos.ha⁻¹ (Zanon *et al.* 2015). Em outro estudo realizado na restinga de Jurubatiba (RJ), foi encontrada a densidade de 0,4 indivíduos.ha⁻¹ (Tomaz 2009). As diferenças de densidade podem ser explicadas pelas diferenças na composição florística (Ferreira *et al.* 2010, Gomes *et al.* 2008) ou pelos métodos utilizados para contagem. Enquanto nos métodos de transecções lineares e de amostragem por pontos ocorre a coleta dos dados somente uma vez, o método por censo feito semestralmente se aproxima mais do real.

Os censos realizados demonstraram uma redução de territórios, onde no início do estudo foram constatados 43 territórios e ao final apenas 39 territórios. Em quatro territórios não foi mais avistado nenhum indivíduo ocupando esses territórios. Dos quatro territórios que ficaram sem indivíduos, dois tinham suas áreas já bem degradadas e ficavam próximos de áreas urbanas e não foi encontrado nenhum sítio de nidificação dentro desses territórios, caracterizando a dificuldade da espécie em nidificar dentro de áreas degradadas. Em outro território, seus indivíduos não foram vistos mais após um incêndio ter queimado todo o território. E o quarto território, no qual não foi mais avistado indivíduos, fica próximo a vários outros bandos que poderiam ter estendido seus territórios para parte do território desocupado ou até mesmo ser adquirido por outros indivíduos, mas isso não aconteceu, comprovando novamente que o declínio populacional não está relacionada ao efeito densidade.

Taxa de sobrevivência --- A taxa anual de sobrevivência do *M. gilvus* encontrada na área de estudo (0,77) está dentro do intervalo das taxas de sobrevivência das espécies de aves tropicais (0,7 a 0,9) (Ricklefs & Bloom 1977) e essas variações são causadas por fatores ambientais (Brawn *et al.* 1995). *M. gilvus* possui características comportamentais que reduzem a possibilidade de erros na determinação da taxa de sobrevivência, pois a espécie demonstra fidelidade ao território. Quando ausentes podem ocasionar vieses na estimativa de sobrevivência (Parker *et al.* 2006) e quando presentes propiciam que as estimativas se aproxime mais da taxa de sobrevivência real do que a aparente (Sandercock *et al.* 2000).

O padrão de sobrevivência de adulto foi mais bem explicado pelo modelo temporal constante. A ausência de variação anual pode ser explicada pelo efeito do baixo número de anos da amostra (Lebreton *et al.* 1992) e do baixo número da amostra. Mas, variações temporais na sobrevivência de Passeriformes são poucos comuns (Brawn *et al.* 1995), principalmente em espécies territorialistas, onde o indivíduo tende a viver mais tempo (Orell *et al.* 1994). Até em alguns estudos de longo prazo é constatado que a taxa de sobrevivência parece não variar significativamente, como exemplo das pesquisas de Karr *et al.* (1990), que estudou por oito anos 25 espécies, onde em 21 espécies não ocorreram variações significativas. Blake & Loiselle (2008) estudaram 31 espécies por cinco anos, sendo que para 27 não foi constatada variação significativa na taxa de sobrevivência. Ruiz-Gutiérrez *et al.* (2012) já estuda por 18 anos seis espécies e também não verificaram variação significativa na taxa de sobrevivência ao longo do tempo.

Apenas 4% das espécies de aves neotropicais residentes têm suas taxas de sobrevivência anuais conhecidas (Robinson *et al.* 2010, Ruiz-Gutiérrez *et al.* 2012). No Brasil são raros e recentes os estudos que estimaram este parâmetro populacional (*e.g.* Lima & Roper 2009, Pichorim & Monteiro-Filho 2010, França & Marini 2010, Silva *et al.* 2012, Duca & Marini 2014b). Mezquida (2004) pesquisou a taxa de sobrevivência de cinco espécies de aves na

América do Sul, encontrando taxas variando de 0,90 a 0,98. Duca & Marini (2014b) encontraram taxa anual de sobrevivência de 0,68 para o *Neothraupis fasciata* (Thraupidae) adulto; e Lima (2013) encontrou 0,78 para o *Elaenia cristata* (Tyrannidae). Os resultados encontrados demonstram que taxas de sobrevivência de aves adultas de região tropical tendem a não variar significativamente ao longo do tempo.

Taxa de eclosão e fecundidade --- A taxa de eclosão média dos ovos de *M. gilvus* foi a mesma para as três estações reprodutivas (0,89) e semelhantes a espécies de tiranídeos como *E. cristata* (0,95) (Marini *et al.* 2009b) e *Elaenia chiriquensis* (1,0) (Medeiros & Marini 2007); e superior a *Pyrocephalus rubinus* (0,8) (Munhoz 2015) e *Tyrannus savana* (0,6) (Marini *et al.* 2009a). A fecundidade média de *M. gilvus* (0,67) foi menor do que o encontrado para os tiranídeos *E. cristata* (0,9) (Marini *et al.* 2009b), para *E. chiriquensis* (1,1) (Medeiros & Marini 2007) e para *T. savana* (1,9) (Marini *et al.* 2009a). A baixa taxa de fecundidade pode estar relacionada à baixa taxa de mortalidade de adultos, pois a fecundidade é diretamente proporcional à taxa de mortalidade do adulto (Ricklefs 2010), sugerindo que a espécie deve possuir alta longevidade para manter populações a níveis no mínimo estáveis.

CONCLUSÃO

Os resultados encontrados sugerem que o *M. gilvus* possui um território médio de 3,2 ha, que pode ser considerado relativamente pequeno para uma espécie do seu porte. Esse resultado corrobora com outros trabalhos que enfatizam diferenças nos tamanhos médios dos territórios entre espécies da Amazônia e da Mata Atlântica, indiferente da massa corporal. Seu território é classificado como Tipo A, tendo fidelidade ao longo do ano com atividades de forrageamento e nidificação, e confirmando um dos sistemas territoriais predominantes nos

Passeriformes Tropicais. Os territórios tiveram mudanças nos seus limites a cada estação reprodutiva, mas sem variações significativas, provavelmente relacionadas a ajustes devido a interações de competição entre indivíduos de territórios vizinhos. A distribuição da classe etária apresenta uma maior proporção de indivíduos adultos, com pequenas variações entre as estações reprodutivas. A classe etária média de jovens na estação reprodutiva é maior que a da não reprodutiva, onde nenhum jovem ocupou o seu território ou se dispersou para territórios vizinhos quando ficou adulto. Não se sabe ao certo para onde esses jovens vão, apenas que não foram encontrados em nenhum censo realizado dentro da área de estudo. As hipóteses são que os jovens morreram ou se dispersaram para a formação de novos territórios fora da área de estudo, dado à sua capacidade de dispersão. A razão sexual encontrada foi semelhante ao esperado (1:1), onde a maioria dos territórios é formada somente pelo casal. A densidade populacional ($0,6 \text{ indivíduos.ha}^{-1}$) é maior que as densidades encontradas para a mesma espécie em restingas da região sudeste do Brasil, devido a diferenças na composição florística e/ou pelos métodos utilizados para contagem. Foi demonstrada uma tendência de declínio populacional e que não está relacionada ao efeito densidade. A taxa de sobrevivência anual (0,77) não teve variações significativas e está dentro do intervalo das taxas de sobrevivência das espécies de aves, demonstrando que taxas de sobrevivência de aves adultas de região tropical tende a não variar significativamente ao longo do tempo. A taxa de eclosão média dos ovos foi a mesma para as três estações reprodutivas (0,9) e semelhantes a outras espécies. A fecundidade média (0,67) foi menor do que o encontrado para outras espécies e pode estar relacionada à baixa taxa de mortalidade de adulto, sugerindo que a espécie deve possuir alta longevidade para manter populações a níveis no mínimo estáveis.

APENDICE
CAPÍTULO II

Análises estatísticas --- Foi verificado através do teste estatístico de normalidade Shapiro-Wilk (Teste W) que os tamanhos dos territórios não possuem distribuição normal (Tabela 6). Após as transformações logarítmicas, verificou-se que os dados transformados atendem a uma distribuição normal (Tabela 7).

TABELA 6. Resultados dos testes estatísticos de normalidade Shapiro-Wilk (teste W) dos dados coletados de tamanhos de territórios de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.

Variável		2012/2013	2013/2014	2014/2015
Tamanho dos territórios	W	0,902	0,885	0,905
	p-value	0,010	0,010	0,010

TABELA 7. Resultados dos testes estatísticos de normalidade Shapiro-Wilk (teste W) dos dados transformados de tamanhos de territórios de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil durante as estações reprodutivas de 2012 a 2015.

Variável		2012/2013	2013/2014	2014/2015
Tamanho dos territórios	W	0,968	0,977	0,991
(Transformação Logarítima)	p-value	0,450	0,654	0,990

CAPÍTULO III

ANÁLISE DE VIABILIDADE POPULACIONAL DO SABIÁ- DA-PRAIA *Mimus gilvus* (AVES: MIMIDAE) EM UMA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DE RESTINGA NA REGIÃO SUDESTE DO BRASIL

INTRODUÇÃO

Em todo o planeta já foram registrados 11.862 espécies de aves (BirdLife International 2015) e o Brasil está entre os três países do mundo com a maior riqueza de aves, com 1.919 espécies (Comitê Brasileiro de Registro Ornitológico 2015). Porém, o Brasil é o primeiro em número de espécies globalmente ameaçadas de extinção (BirdLife International 2015). Um dos desafios é reduzir o acelerado processo de extinção de espécies, avaliando a viabilidade de populações ameaçadas e determinando quais ações de manejo são susceptíveis de ter sucesso e reverter o declínio da população (Andersen 2015). É plausível ações de preservação das espécies antes que elas se tornem ameaçadas (Conway 1995).

Os impactos de origem antrópica aumentaram consideravelmente nos últimos tempos as taxas de extinção para níveis entre 100 a 1000 vezes maiores que as causadas por causas naturais, proporcionando uma crise na biodiversidade em um evento de proporções globais e históricas (Pimm & Brooks 1997, Baillie *et al.* 2004). É preciso alcançar a conservação da biodiversidade frente à crescente demanda de exploração por recursos naturais. Mas, um dos mais difíceis e desafiadores problemas em biologia da conservação são conhecer quais as condições mínimas para a adaptação e persistência em longo prazo de uma espécie e/ou população em um determinado local (Soulé 1987). Como proposta de ajudar a resolver tal problema, surgiu a Análise de Viabilidade populacional (AVP), uma metodologia de modelagem computacional para prever (estimar a probabilidade) o futuro de populações silvestres baseada em parâmetros demográficos, ambientais e genéticos (Shaffer 1981, Gilpin & Soulé 1986, Boyce 1992, Burgman *et al.* 1993, Norton 1995).

Uma AVP é definida como uma avaliação sistêmica para a probabilidade de extinção de uma população (Soulé 1987). É uma ferramenta de modelagem utilizada para fazer previsões do tamanho de uma população no futuro e as probabilidades de sua extinção de acordo com parâmetros populacionais estimados no presente (Gilpin & Soulé 1986, Boyce 1992). Fornece

estimativas quantitativas de risco de extinção (Burgman *et al.* 1993), sendo uma poderosa ferramenta de planejamento para avaliar prioridades de pesquisa (Clark *et al.* 1991, Possingham *et al.* 1993), comparando gestão alternativa e opção de recuperação ao simular variados cenários que uma determinada espécie pode enfrentar no futuro (Lindenmayer *et al.* 1994, Morris & Doak, 2002).

A AVP é utilizada na biologia da conservação para prever risco de extinção enfrentado por populações e espécies e avaliar a potencial eficácia de estratégias de manejo que buscam amenizar essas ameaças (Possingham *et al.* 1993, Reed *et al.* 1998, McCarthy *et al.* 2001). Uma AVP consiste em identificar fatores que podem influenciar no destino da população para quantificar a probabilidade de extinção em um período de tempo previamente definido. Pode simular dados com modelos probabilísticos que são alimentados com informações biológicas e ambientais importantes que podem afetar as probabilidades de extinção de uma população (Chapman *et al.* 2001, Lacy *et al.* 2009). Esses dados são coletados com intenso e detalhado estudo de campo (Goodman 1987, Nunney & Campbell 1993). A AVP pode também ser usada para comparar estratégias de manejo de acordo com seu impacto relativo na persistência de populações silvestres, projetar tendências populacionais, direcionar decisões de políticas ambientais e colaborar no planejamento de sistemas de áreas protegidas (Lindenmayer *et al.* 1993, Beissinger & Westphal 1998, Morris & Doak 2002). Os resultados obtidos a partir de uma VPA também satisfazem critérios da União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN) para definir legalmente o estado de conservação de uma espécie (IUCN 2001).

Porém, existem algumas críticas sobre o uso da AVP como metodologia para ser usada na biologia da conservação, tanto como ferramenta de manejo quanto ao seu embasamento teórico (Coulson *et al.* 2001, Ellner *et al.* 2002). Todavia, a maior parte das críticas não demonstra fraqueza da AVP, apenas as suas limitações e utilização errada da técnica (Brito 2009). Quando a AVP surgiu, tinha-se o pensamento ingênuo que seria a solução para a

biologia da conservação e que traria soluções para as maiores questões de conservação (Brito & Fernandez 2000). Porém, a AVP é uma ferramenta útil e robusta e possui limitações com pontos fracos e fortes como qualquer ferramenta (Lindenmayer *et al.* 1993).

Recentes melhorias nas análises de AVP foram desenvolvidas e novos pacotes de *software* foram adicionados para maior precisão de simulações e modelagem mais precisa dos cenários do mundo real (Beissinger 2002). Uma melhoria desta técnica cria a possibilidade de detecção de ameaças antes que as ameaças se concretizem, com o benefício de aplicação de estratégias de manejo mais eficientes (Lacy *et al.* 2009). Um dos *softwares* utilizado para uma AVP é o VORTEX (Lacy & Pollak, 2015). O VORTEX realiza projeções pelo método de Monte Carlo de amostragem aleatória, simulando efeitos determinísticos e estocásticos nas populações (Lacy 2000, Paula *et al.* 2007), sendo muito utilizado em estudos de mamíferos, aves e répteis (Lacy *et al.* 2013). As simulações são realizadas pela geração de observações de distribuição de probabilidades e o uso da amostra obtida para a aproximação da função de interesse, o que, a cada simulação, pode resultar em diferentes valores de probabilidade finais, mas que se encontram dentro de um intervalo de possibilidades para os dados modelados (Brown *et al.* 1981, Miller 2001).

Os dados inseridos no VORTEX devem ser fundamentados na biologia da espécie estudada, onde serão calculadas a cada ano simulando as taxas de mortalidade específicas para cada classe reprodutiva e faixa etária, bem como a fecundidade dos indivíduos que alcançaram a maturidade sexual (Lacy 1994, Miller & Lacy 2005). Os dados de saída são formatados como sumário das estatísticas realizadas ao longo dos anos e das iterações definidas nos *input* do programa. É possível obter informações sobre taxa de crescimento exponencial populacional, probabilidade de extinção, tempo médio para extinção e variação média demográfica, entre outras (Lacy 1994, Miller & Lacy 2005). Crescimento e declínio de populações são fatores influenciados por eventos aleatórios e o VORTEX realiza interações

para os mesmos dados e pode produzir diferentes resultados a cada simulação, compreendendo efeitos típicos de simulações de risco (Brown *et al.* 1981, Lacy 1994).

Neste trabalho foi utilizado o *software* VORTEX para realização de uma AVP com levantamentos dos atributos da história de vida da espécie *Mimus gilvus* coletados na Área de Proteção Ambiental de Setiba (APA-Setiba) no período entre Janeiro/2011 a Julho/2015. Nos estados do Espírito Santo (Espírito Santo 2005) e Rio de Janeiro (Alves *et al.* 2000) a espécie está inserida na categoria “Em Perigo” nas listas estaduais de espécie ameaçada de extinção, onde o status da conservação da espécie é preocupante.

Sua ocorrência tem como limite norte o México e como limite sul o estado do Rio de Janeiro, onde a população se encontra na fronteira da sua distribuição e com argumentos suficientes para o seu desaparecimento local, pois nos últimos 20 anos já ocorreram uma redução estimada no tamanho populacional entre 61% a 93% (Zanon *et al.* 2015).

É uma espécie com poucas informações no estado do Espírito Santo e dependente de planos eficientes de conservação para a persistência de suas populações, pois está se tornando cada vez mais rara, provavelmente devido à perda de habitat. Este estudo contribui para um melhor conhecimento científico sobre uma das principais populações de *M. gilvus* no estado do Espírito Santo.

O objetivo desse trabalho foi avaliar a viabilidade da população do *Mimus gilvus* na APA de Setiba e definir estratégias para a implantação de planos eficientes de manejo. Para alcançar o objetivo geral, buscou-se conhecer os seguintes objetivos específicos: avaliar o risco de extinção da espécie na área de estudo e avaliar a eficiência das estratégias de manejo.

MÉTODOS

História de vida e atributos da população --- O *M. gilvus* possui distribuição geográfica ampla e difusa com relação à variação latitudinal. Sua ocorrência tem como limite norte o México e como limite sul o estado do Rio de Janeiro na região Sudeste do Brasil (Sick 2001, NatureServe 2007, Restall *et al.* 2007). No Brasil é uma espécie característica de restinga brasileira (Novaes 1950, Sick 2001). É considerada uma espécie onívora e se alimentando de artrópodes e frutos (Sick 2001) em plantas de restinga e ambientes costeiros (Maciel & Costa 1997). É um grande dispersor de sementes (Gomes *et al.* 2007), sendo considerado espécie-chave para conservação e recuperação de áreas degradadas nos ambientes costeiros (Gomes *et al.* 2008). Sua existência só acontece em restinga de formação arbustiva aberta de *Clusia hilariana* (Araujo *et al.* 1998), sendo nessas áreas a espécie com maior frequência em amostragem por transecções (Alves *et al.* 2004).

Seu sistema de reprodução é monogâmico (Derrickson & Breitwisch 1992, Johnsgard 2009), vivendo em casais, em bandos numerosos e às vezes solitários (Argel-De-Oliveira 1994, Tomaz 2009). Seu período reprodutivo coincide com a estação da chuva, fazendo mais de uma postura por estação reprodutiva e em locais diferentes (Paredes *et al.* 2001). Sua ninhada pode variar de 1 a 4 ovos de cor esverdeados ou azulados (Argel-De-Oliveira 1994). Seu ninho é construído pelo casal e tem forma de cesto (taça) com gravetos forrados com material vegetal fino e delicado (Sick 2001). Informações a respeito da longevidade dessa espécie são inexistentes, mas espécies da mesma família Mimidae (*Mimus polyglottos*) foram registradas com idade máxima de reprodução de 13 anos e idade útil de vida com 15 anos, e tanto o macho como a fêmea alcança a maturidade sexual com 1 ano de idade (Derrickson & Breitwisch 1992, Johnsgard 2009).

No estado do Espírito Santo já é incluído na categoria “Em Perigo” na lista estadual de espécie ameaçada de extinção, onde o *status* da conservação da espécie já é preocupante

(Espírito Santo 2005), principalmente pela exploração imobiliária. O levantamento dos atributos da história de vida da espécie ocorreu na Área de Proteção Ambiental de Setiba (APA-Setiba) com partes dos dados coletadas no Parque Estadual Paulo César Vinha (PEPCV) no período entre Janeiro/2011 a Julho/2015.

Modelo de simulação --- As simulações foram conduzidas utilizando-se o *software* VORTEX *version* 10 (Lacy & Pollak 2015). O VORTEX é um *software* de simulação com base populacional utilizado em Análises de Viabilidade Populacional (PVA) que modela o efeito de processos determinísticos e estocásticos na dinâmica de populações (Miller & Lacy 2005).

Foram montados diferentes cenários para análises de diversas condições em que a população de *M. gilvus* pode existir em fragmento de restinga na região sudeste do Brasil. O cenário básico é o que melhor representa a população dessa espécie na área de estudo e a partir desse foram montados outros sete cenários alternativos: 1) aumento da população inicial; 2) depressão por endogamia; 3) Parque Estadual Paulo César Vinha (PEPCV) sem a Área de Proteção Ambiental de Setiba (APA-Setiba); 4) sucesso reprodutivo (SR) incrementado pelos dados de Pessoa (2012); 5) baixo sucesso reprodutivo em ano atípico como catástrofe; 6) distribuição de ninhadas com 50% na primeira tentativa e 50% na segunda tentativa; e 7) distribuição de ninhadas com 100% na primeira tentativa.

Após as montagens dos cenários, foi escolhido um cenário com alta probabilidade de extinção e montados três estratégias de manejo: controle de queimadas, recuperação de áreas degradadas e proteção de ninhos. Foram assumidos os seguintes efeitos para cada estratégia de manejo: a) o controle de queimadas remove o efeito da ocorrência de incêndios na reprodução e sobrevivência; b) a recuperação de área degradada aumenta 27,6% no futuro a capacidade de suporte; c) a proteção de ninhos aumenta em 49,8% a porcentagem de fêmeas

reproduzindo com sucesso, reduzindo assim a taxa de predação de ninhinhos. Foram realizadas análises de sensibilidade com variações nas taxa de mortalidade de adultos e jovens, porcentagens de fêmeas reproduzindo e percentual de macho no sucesso reprodutivo para conhecer quais parâmetros tem maior potencial para alterar a probabilidade de extinção da população.

Cenário Básico --- A maioria dos dados sobre história de vida, sucesso reprodutivo e demografia utilizada nesse cenário foram coletados na área de estudo deste trabalho. Informações complementares foram provenientes da literatura. Esse cenário foi nomeado de “Cenário Básico” e a partir deste, foram realizadas alterações em alguns parâmetros nos cenários alternativos. A Tabela 1 representa os valores dos parâmetros utilizados para compor o Cenário Básico.

Configurações do cenário: foram realizadas 500 interações, conforme orientação do Manual do *software* VORTEX, sendo a quantidade indicada de iterações para se conseguir uma descrição mais rigorosa do comportamento da população simulada (Lacy *et al.* 2015). O número de anos do modelo atendeu também ao indicado pelo mesmo manual, com 100 anos e cada ano tendo 365 dias (Lacy *et al.* 2015). Foi utilizado o modelo de base populacional, onde todas as opções no VORTEX de modelagem genética (depressão endogâmica) foram desativadas. A População Mínima Viável (PMV) foi definida como o tamanho populacional mínimo necessário para garantir a persistência da população no futuro (Shaffer 1987). Uma AVP pode ser utilizada para indicar o tipo de estratégia de manejo mais recomendada para a redução da probabilidade de extinção de uma população (Coulson *et al.* 2001). Considerando como definição de extinção sobrar indivíduos de apenas um sexo, foi calculado no VORTEX a PMV, chegando ao valor de 50 indivíduos. Para simulação da população utilizamos a

definição de quase-extinção considerando 70% da PMV (35 indivíduos) como valor crítico. O estudo foi feito em apenas uma população da área de estudo.

Sistema de reprodução: algumas informações foram obtidas da espécie *Mimus polyglottos* (Mimidae) (Derrickson & Breitwisch 1992, Johnsgard 2009). O sistema de reprodução é monogâmico, a idade da primeira reprodução acontece com 1 ano até a idade máxima de reprodução de 13 anos e com idade útil de vida de 15 anos (Derrickson & Breitwisch 1992, Johnsgard 2009). Não se tem informações da espécie *M. gilvus* sobre a idade da primeira reprodução e foram consideradas as informações de outra espécie neotropical (Duca & Marini 2014b). O número máximo de ninhada foi três tentativas por estação reprodutiva e o número máximo de filhotes por cada ninhada foi 3 filhotes (Capítulo I). O percentual de nascimento de macho por ninhada foi de 50% (Hardy 1908; Weinberg 1908). Não foi considerado mudança na taxa de reprodução com a mudança do tamanho da população, ou seja, não foram considerados efeitos dependentes da densidade nas taxas reprodutivas.

Taxa de reprodução: foi calculada a média dos parâmetros de sobrevivência de ninhos encontrados na área de estudo, perfazendo uma média de $31,8 \pm 4,3\%$. O percentual de fêmeas ao ano que produziram ninhadas seguiu uma distribuição normal com a probabilidade de todas as fêmeas produzindo 1 ninhada (25%), 2 ninhadas (50%) e 3 ninhadas (25%). Apesar de não ter sido registrado casais com sucesso em uma tentativa realizando outras tentativas na mesma estação, há informações de outras populações e espécies que isto pode ocorrer e por isto foi considerado uma distribuição normal para 3 tentativas. A distribuição do número de filhotes por fêmea por ninhada foi calculado no Capítulo I.

Taxa de mortalidade: foram consideradas as mesmas taxas (23%) para os machos e as fêmeas com idade após o primeiro ano de vida, sendo calculada através de 100% menos a taxa de sobrevivência anual (77%) (Capítulo II). Para estimar a taxa de mortalidade para a idade

entre 0 e 1 ano (41,6%) foi utilizado a mesma proporção (81%) encontrada entre a taxa de mortalidade de adulto (68%) e juvenil (42%) em Duca & Marini (2014b). O desvio padrão (6,9%) foi o mesmo utilizado no trabalho de Duca & Marini (2014b).

Catástrofe: foi levada em consideração apenas uma catástrofe, sendo relacionada ao fogo devido a históricos de incêndios no PEPCV. Para a frequência de incêndio na área de estudo, foi utilizado o Relatório de Ocorrência de Incêndio Florestal do PEPCV (IEMA 2014 e 2015) e o seu Plano de Manejo (CEPEMAR 2007a). Em 21 anos, ocorreram na APA registros de seis grandes incêndios (CEPEMAR 2007a, IEMA 2014 e 2015), com uma média de um incêndio a cada 3,5 anos. Assim, a frequência de incêndios que ocorreram na área de estudo é de aproximadamente 30%. A gravidade da catástrofe está relacionada aos impactos na taxa de reprodução e de sobrevivência. Foi assumido que a gravidade de um incêndio como destruindo um ninho a cada três ninhos, reduzindo a taxa de reprodução em 30% e que tem um pequeno impacto na taxa de sobrevivência reduzindo-a em 5%.

Grau de monopolização: determina a oportunidade em percentual de procriação, onde um macho pode competir por uma fêmea e obter sucesso para procriar. Foi assumida a possibilidade de 100% um macho encontrar uma fêmea para procriar.

Tamanho populacional inicial: foi utilizada a média de 98 indivíduos com base nos censos realizados na área de estudo (Capítulo II). Foi utilizada uma distribuição etária estável durante os anos, calculado através das taxas de mortalidade e natalidade.

Capacidade suporte: foi estimada em 435 indivíduos (Capítulo II), com desvio padrão de ± 9 indivíduos, considerando a mesma proporção (2%) encontrada em Duca *et al.* (2009). Não levou em consideração mudanças futura na capacidade suporte neste cenário.

Cenário com aumento da população Inicial --- Nesse cenário foi ampliado à população inicial de 98 indivíduos para 150 indivíduos, um aumento de 53% da população inicial.

Através de observação pessoal foi possível verificar fora da área de estudo, em localidades próximas a APA-Setiba, outros indivíduos que podem dispersar para fora da APA-Setiba.

Cenário utilizando depressão por endogamia --- Nesse cenário foi levada em consideração a depressão por endogamia para medir seus impactos sobre a viabilidade populacional. Foi utilizado o valor padrão sugerido pelo VORTEX de 6,29 equivalentes letais, que mede a gravidade da depressão por endogamia na população sobre a fecundidade e sobrevivência do primeiro ano de vida da espécie, conforme proposto por O'Grady *et al.* (2006). Foi utilizado o percentual de 50% para quantificar a carga genética e o número de genes letais por fundador, foram distribuídos em forma de uma distribuição de Poisson. O percentual na variação anual nas probabilidades de reprodução e sobrevivência que surgem de variações aleatórias em condições ambientais foi o sugerido pelo manual do VORTEX de 50% (Lacy *et al.* 2015).

Cenário somente PEPCV sem a APA-Setiba --- Esse cenário levou em consideração somente a área do Parque Estadual Paulo César Vinha (PEPCV). Uma Área de Proteção Ambiental (APA) é constituída por terras públicas ou privada, com certo grau de ocupação humana (BRASIL, 2000). Com o avanço do mercado imobiliário na região, teme-se que no futuro a APA-Setiba seja ocupada com mais presença humana causando o aumento da degradação. Estimou-se que em 15 anos apenas restará à área do PEPCV, perdendo a área da APA-Setiba. No cenário básico a capacidade de suporte foi de 428 indivíduos (Capítulo II), com a redução da área da APA-Setiba, a capacidade de suporte encontrada foi de 212 indivíduos, causando uma redução da capacidade de suporte em 49,5%.

Cenário com incremento dos dados de sobrevivência de ninhos de Pessoa (2012) --- Nesse cenário foi incrementado os dados obtidos por Pessoa (2012) das taxa de sobrevivência de

ninhos encontrados para *M. gilvus* e coletados na mesma área de estudo utilizando o mesmo método nas duas estações reprodutivas anteriores (2010/2012 e 2011/2012) a esse trabalho. Assim, foi calculada a média de cinco estações reprodutivas consecutivas (2010 a 2015). Pessoa (2012) encontrou, nas duas estações reprodutivas entre 2010 a 2012, as respectivas taxas anuais de 5% e 17%. Com as taxas calculadas no Capítulo I (28,6%; 36,6%; e 30,1%), a média da taxa de sobrevivência de ninho ficou em $23,5 \pm 12,5\%$ ($n = 5$).

Cenário ocorrendo sucesso reprodutivo (SR) atípico como catástrofe --- A taxa de sobrevivência de ninhos encontrada por Pessoa (2012) em 2010/2011 ficou bem abaixo das encontradas em estações reprodutivas posteriores. Isso sugere que nesta estação reprodutiva ocorreu alguma anormalidade na taxa de sobrevivência de ninhos e que foi assumido como um evento de catástrofe. Levando em consideração que ocorreu uma catástrofe em cinco anos, isso representa uma frequência de 20%. Esta catástrofe reduz a taxa de reprodução de 31,8% para 5%, reduzindo 84,3% a percentagem de fêmeas reproduzindo no ano de catástrofe.

Distribuição de ninhadas com 100% na primeira tentativa --- Não foram encontrados casais que após terem obtidos sucesso tentaram novamente nidificar. Esse cenário levou em consideração o percentual de fêmeas ao ano que produziram ninhadas, atendendo uma distribuição com probabilidade de todas as fêmeas produzirem apenas 1 ninhada (100%).

Distribuição de ninhadas com 50% na primeira tentativa e 50% na segunda tentativa --- Apesar de não ter sido encontrado casais que após terem obtidos sucesso tentaram novamente nidificar, isso é possível ocorrer. Esse cenário levou em consideração o percentual de fêmeas ao ano que produziram ninhadas, atendendo uma distribuição com probabilidade de todas as fêmeas produzirem 1 ninhada (50%) e 2 ninhadas (50%).

TABELA 1. Valores dos parâmetros utilizados na composição do cenário básico para simulação populacional de *Mimus gilvus* na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil.

Parâmetros	Unidade	Valor	Fonte
Sistema de reprodução			
Sistema reprodutivo		Monogâmico	b,c
Idade da primeira reprodução para fêmea	anos	2	b, c
Idade da primeira reprodução para macho	anos	2	b, c
Idade máxima de reprodução (macho e fêmea)	anos	13	b, c
Vida útil máxima	anos	15	b, c
Máximo de ninhada por ano	un	3	Capítulo I
Máximo de filhotes por ninhada	un	3	Capítulo I
Nascimento de macho	%	50	d, e
Taxa de reprodução			
Fêmeas adultas reproduzindo	%	31,8	Capítulo I
Desvio padrão devido às variações ambientais	%	4,3	Capítulo I
Distribuição de ninhada por ano			
0 ninhadas	%	0	a
1 ninhadas	%	25	a
2 ninhadas	%	50	a
3 ninhadas	%	25	a
Filhote por fêmea por ninhada			
1 filhote	%	12	Capítulo I
2 filhotes	%	69	Capítulo I
3 filhotes	%	19	Capítulo I
Taxa de mortalidade machos e fêmeas			
Entre 0 e 1 ano de idade	%	41,6	e
Desvio padrão entre 0 e 1 ano de idade	%	6,9	e
Após 1 ano de idade	%	23	Capítulo I
Desvio padrão após 1 ano de idade	%	6,9	e
Catástrofe			
Tipo		Fogo	f, g
Frequência de ocorrência	%	30	f, g
Gravidade na reprodução	Fator	0,7	Assumido
Gravidade na sobrevivência	Fator	0,95	Assumido
Grau de monopolização			
Macho competindo por 1 fêmea	%	100	Assumido
Tamanho da população inicial			
População inicial	Quantidade	98	Capítulo II
Capacidade de suporte			
K	Indivíduos	435	Capítulo II
Desvio padrão	Indivíduos	9	Capítulo II

* a) Lacy *et al.* (2015). b) Derrickson & Breitwisch (1992). c) Johnsgard (2009). d) Hardy (1908), e) Weinberg (1908). d) Pessoa (2012). e) Duca e Marini (2014). f) CEPEMAR (2007a) g) IEMA (2014, 2015).

Análise de sensibilidade --- As análises de sensibilidade são componentes essenciais em uma modelagem (McCarthy *et al.* 1995) e de grande importância para sua realização (Miller & Lacy 2005). São uma série de simulações analíticas, baseadas em ferramentas que avaliam como mudanças nos atributos da história de vida e de modelos demográficos podem afetar o crescimento ou a persistência da população estudada (Mills & Lindberg 2002).

Para testar a força das conclusões para variações nos valores dos parâmetros do cenário básico, as simulações foram repetidas mudando os seguintes parâmetros: a) adição de 5% e 10% nas taxas de mortalidade de jovens e adultos; b) redução de 5% e 10% na porcentagem de machos e fêmeas reproduzindo.

Estratégias de manejo --- Foram consideradas três opções de estratégias de manejo:

Controle de queimadas: levou-se em consideração a redução da probabilidade de queimada na área a 0% com a implantação de uma brigada de incêndio ativa e projetos de educação ambiental junto aos moradores do entorno do PEPCV e da APA-Setiba.

Recuperação de área degradada: Na década de 70 e 80 ocorreram retiradas indevidas de areia dentro da APA-Setiba, causando degradação em várias áreas. A recuperação dessas áreas pode tornar-se futuro *habitat* adequada para a fixação de novos bandos de *M. gilvus*. Já existe na área de estudo 633,2 ha de habitat favorável para a espécie com uma capacidade suporte de 428 indivíduos (Capítulo 2). Foi levantado *in loco* 174,1 ha de área degradada que pode ser recuperada dentro da APA-Setiba (Figura 1). Com o aumento dessa área recuperada, o total de habitat favorável passa a ser de 807,3 ha (633,2 + 174,1) com uma capacidade suporte de 546 indivíduos. Nesse cenário espera-se que em 15 anos ocorra um incremento de 27,6% na capacidade suporte.

Proteção de ninhos: Muitas espécies se extinguíram pelo efeito de predadores de ninhos (Groombridge 1992) e mais da metade das aves ameaçada no planeta são por causa da

predação (Birdlife International 2008). Nos últimos anos tem sido evitada a extinção de algumas espécies com aplicação de ações eficazes para sua conservação e a mais importante foi o controle de predadores e a proteção de ninhos (Birdlife International 2008). A proteção de ninho aumenta o percentual de fêmeas reproduzindo com sucesso. Foi considerado que essa proteção traga uma eficiência de 80% (Duca *et al.* 2009) em relação à taxa de predação média de 62,2% (Capítulo I). Assim, foi considerado que 49,8% dos ninhos protegidos terão sucesso. Existem na área estudada 43 bandos (Capítulo II), levando em consideração que uma fêmea de cada bando vai reproduzir e que o percentual de ninhada ao ano tenha uma distribuição normal, será preciso 86 protetores de ninhos.



FIG. 1. Áreas degradadas potenciais para recuperação na Área de Proteção Ambiental de Setiba na região sudeste do Brasil.

RESULTADOS

Probabilidade de persistência da população --- Todos os cenários tiveram como resultado a probabilidade de extinção maior que 5% (Tabela 2). O cenário básico indica que em 100 anos a população de *M. gilvus* tem a probabilidade de extinção de 17%. O cenário com maior probabilidade de extinção foi com a distribuição de ninhadas com 100% na primeira tentativa e com menor probabilidade foi com o aumento da população inicial (Tabela 2). Todos os cenários apresentaram tendência de declínio na probabilidade da persistência ao longo dos tempos (Figura 2).

Os cenários SR com 5 anos de coleta, SR como catástrofe, distribuição de ninhadas com 100% na primeira tentativa e distribuição de ninhadas com 50% na primeira tentativa e 50% na segunda tentativa tiveram taxas de crescimento negativa e consequentemente tamanho da população final menor do que a população inicial. O único cenário com probabilidade total de extinção foi o de distribuição de ninhadas com 100% na primeira tentativa. Os outros quatro cenários tiveram população final maior do que a população inicial, porém com alta variância (Tabela 2) (Figura 3).

TABELA 2. Resultado da análise de viabilidade populacional de *Mimus gilvus* em uma Área de Proteção Ambiental de restinga na região sudeste do Brasil usando o programa VORTEX.

Cenários	Probabilidade e de extinção	Taxa de crescimento determinístico	Taxa de crescimento estocástico Média ($\pm$ DP)	Tamanho final da população Média ($\pm$ DP)
Cenário Básico	0,170	0,009	0,010 ($\pm$ 0,148)	218,9 ($\pm$ 122,4)
Aumento população inicial	0,096	0,009	0,007 ($\pm$ 0,144)	231,2 ($\pm$ 120,3)
Depressão por endogamia	0,182	0,009	0,009 ($\pm$ 0,149)	217,6 ($\pm$ 124,2)
PEPCV sem a APA-Setiba	0,300	0,009	0,006 ($\pm$ 0,152)	195,8 ($\pm$ 124,5)
SR com 5 anos de coleta	0,988	-0,053	-0,027 ($\pm$ 0,215)	62,5 ($\pm$ 16,2)
SR como catástrofe	0,946	-0,030	-0,012 ($\pm$ 0,187)	76,1 ($\pm$ 36,3)
Ninhada 50% e 50%	0,992	-0,050	-0,032 ($\pm$ 0,147)	38,8 ($\pm$ 3,3)
Ninhada 100%	1,000	-0,125	-0,115 ($\pm$ 0,129)	0,0 ($\pm$ 0,0)

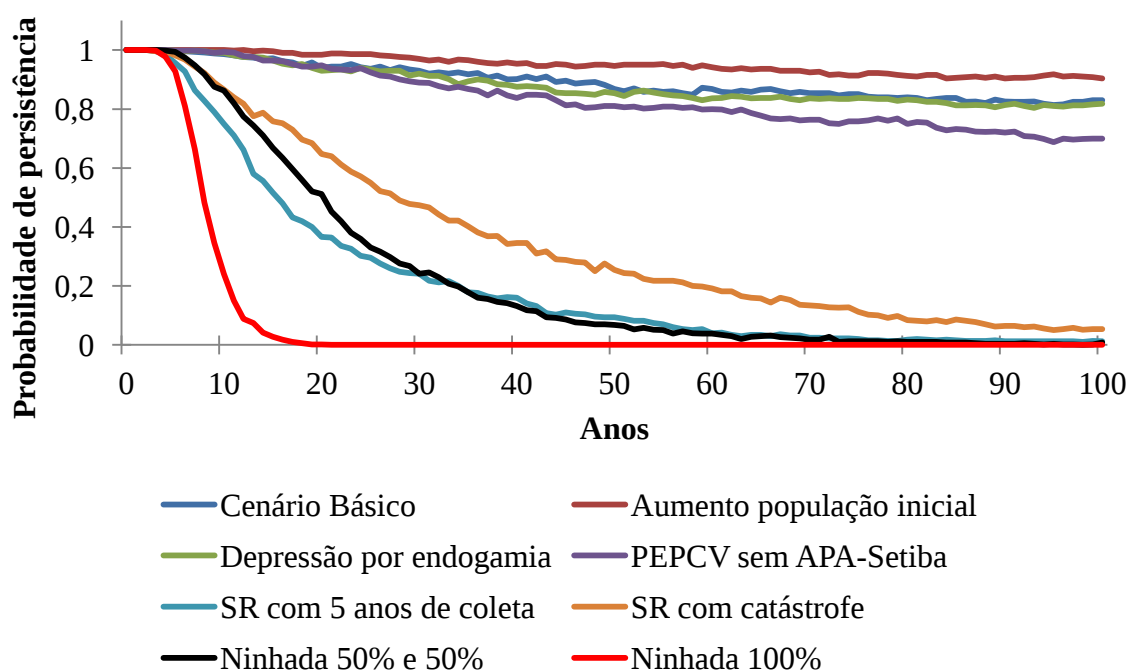


FIG. 2. Probabilidades de persistência de uma população de *Mimus gilvus* em uma Área de Proteção Ambiental de restinga na região sudeste do Brasil para diferentes cenários em um intervalo de 100 anos.

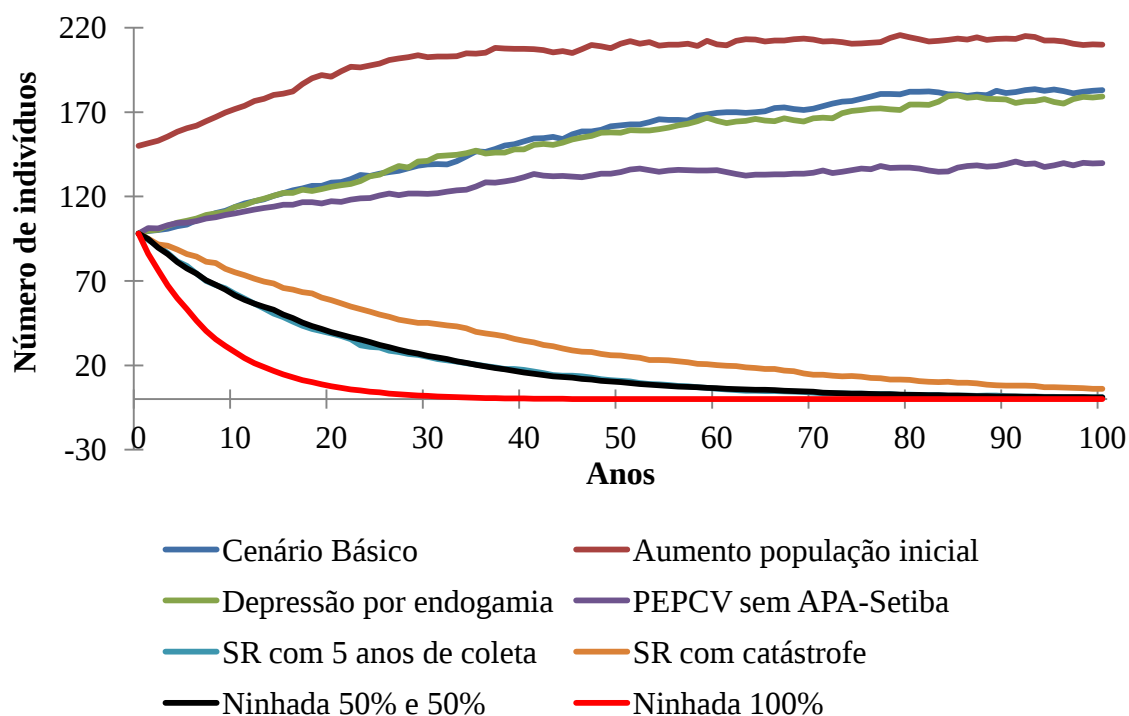


FIG. 3. Projeção do tamanho populacional médio de *Mimus gilvus* em uma Área de Proteção Ambiental de restinga na região sudeste do Brasil para diferentes cenários em um intervalo de 100 anos.

Análise de sensibilidade --- Os resultados mostraram que variações na porcentagem de fêmeas reproduzindo e nas taxas de mortalidade de adultos tem maior impacto na probabilidade de persistência da população (Figura 4). A adição de 5% na mortalidade de adulto e jovem aumenta probabilidade de extinção em 236,5% e 32,9% respectivamente. A adição de 10% na mortalidade de adulto e jovem aumenta probabilidade de extinção em 301,2% e 165,9%, respectivamente, sendo o aumento da mortalidade de adulto mais sensível a essa variação. A redução de 5% na porcentagem de fêmeas e machos reproduzindo aumenta a probabilidade de extinção em 161,2% e 31,8%, respectivamente. A redução de 10% na porcentagem de fêmeas e machos reproduzindo aumenta a probabilidade de extinção em 31,82% e 5,9% respectivamente, sendo a redução de fêmea reproduzindo mais sensível a essa variação.

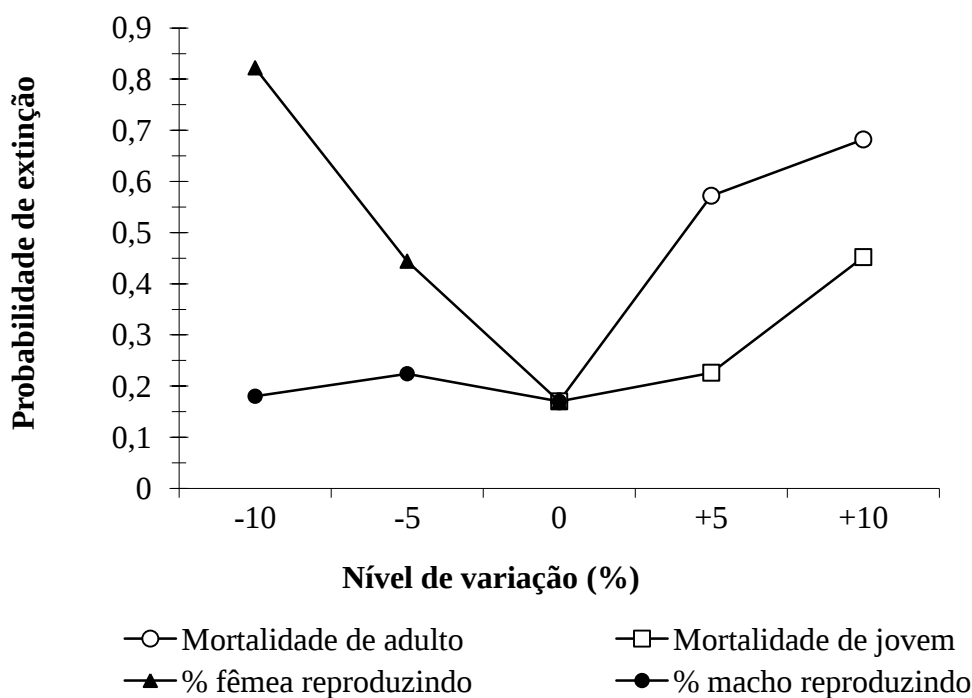


FIG.4. Probabilidade de extinção com variações de adição de 5% e 10% nas taxas de mortalidade de jovens e adultos e redução de 5% e 10% na porcentagem de machos e fêmeas de *Mimus gilvus* reproduzindo. Os outros parâmetros são os mesmos do cenário básico.

Estratégias de manejo --- O cenário escolhido para aplicação das estratégias de manejo foi o que ocorreu sucesso reprodutivo (SR) atípico como catástrofe, reduzindo a taxa de reprodução para 5% e probabilidade de extinção de 0,946. Considerando cada estratégia de manejo separadamente, a proteção de ninhos foi a melhor estratégia e o controle de queimadas a segunda melhor opção para reduzir a probabilidade de extinção (Figuras 5). A proteção de ninho reduz a probabilidade de extinção em 99,6% e faz aumentar o tamanho populacional médio em 271,30% (Figura 6). O controle de queimada reduz a probabilidade de extinção em 66,8%. A recuperação de área degradada não causa redução na probabilidade de extinção, não demonstrando eficiência.

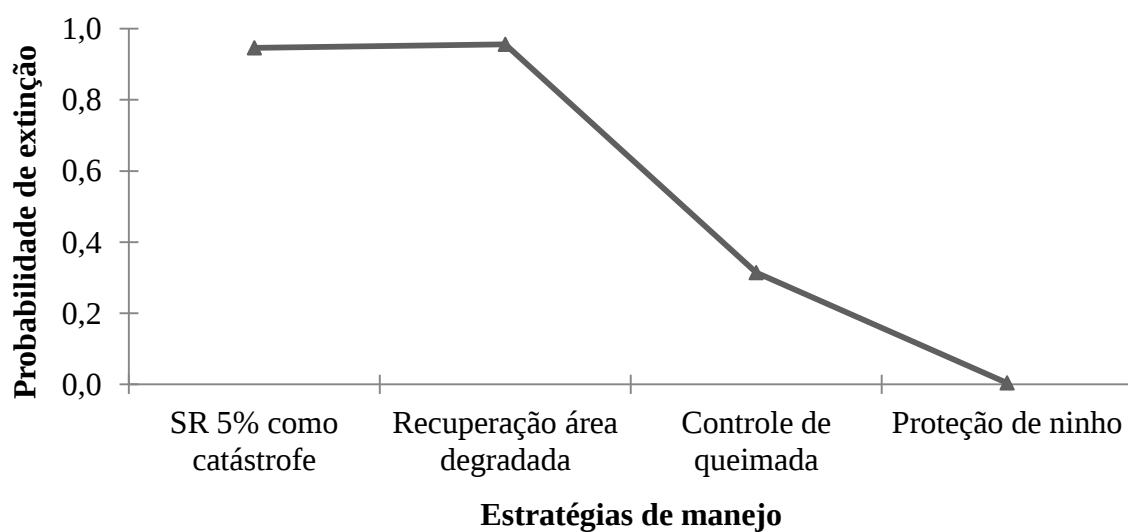


FIG. 5. Relação entre a probabilidade de extinção de *Mimus gilvus* em uma Área de Proteção Ambiental de restinga na região sudeste do Brasil e as estratégias de manejo aplicadas no cenário sucesso reprodutivo (SR) com catástrofe.

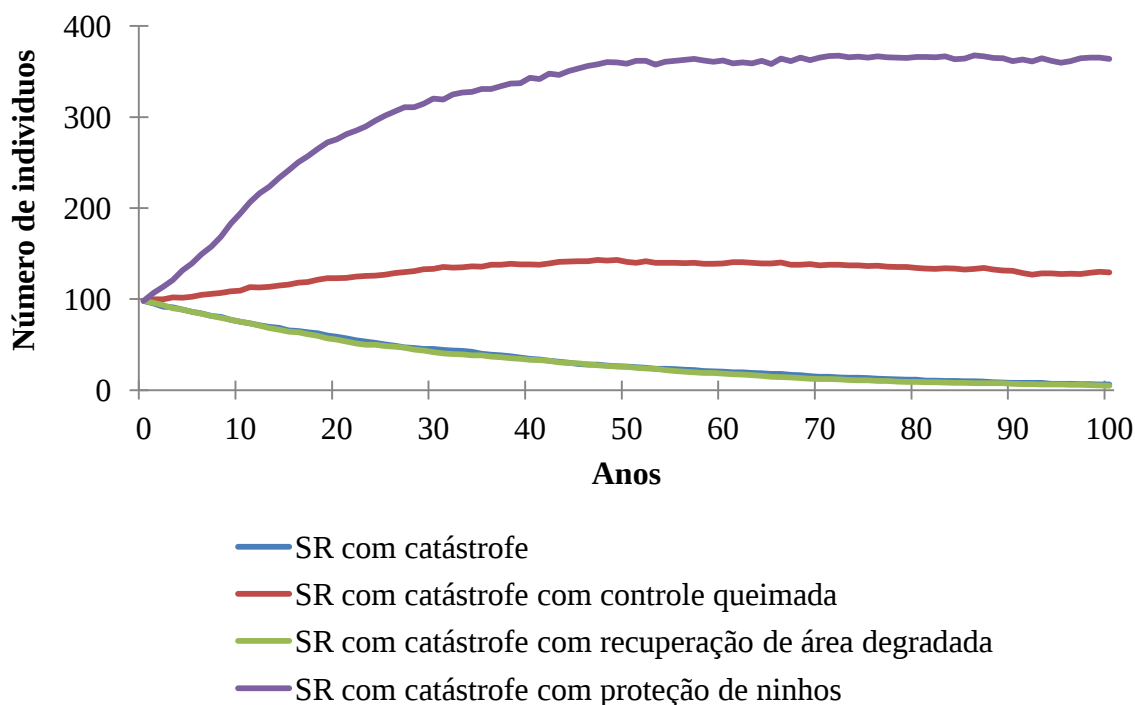


FIG. 6. Projeção do tamanho populacional médio de *Mimus gilvus* em uma Área de Proteção Ambiental de restinga na região sudeste do Brasil para o cenário sucesso reprodutivo (SR) com catástrofe e as estratégias de manejo em um intervalo de 100 anos.

DISCUSSÃO

A análise de sensibilidade indicou que a fecundidade parece ser o parâmetro vital mais importante para a população de *M. gilvus* na área estudada, corroborando com os mesmos resultados já encontrados em outros trabalhos (Duca *et al.* 2009, França 2008, Hoffmann 2011), mas divergindo de muitas espécies de aves, onde a variação da taxa de sobrevivência de adulto é o de maior contribuição nas variações populacionais tanto na região tropical (Ruiz-Gutierrez *et al.* 2008, Blake & Loiselle 2008, Korfanta *et al.* 2012, Oliveira 2013), quanto em regiões temperadas (Lloyd *et al.* 2009). A variação na taxa de sobrevivência de adulto também foi o parâmetro que apresentou maior efeito na probabilidade de persistência de populações de outros vertebrados (Goldingay & Possingham 1995, McCarthy 1996, Larson *et al.* 2002).

Estratégias de manejo --- As possíveis opções de estratégias de manejo indicadas para aumentar o tempo de persistência da população de *M. gilvus* são as que afetam diretamente o percentual de fêmeas reproduzindo, com a proteção de ninhos como melhor opção, sendo a mesma opção encontrada por Duca *et al.* (2009), França (2008) e Hoffmann (2011). A redução ou eliminação de predadores já foi utilizada com eficiência para melhorar o sucesso reprodutivo de diferentes espécies de aves (Larson *et al.* 2002, Baxter *et al.* 2006) e demonstra ser uma boa opção para espécies de aves com elevadas taxas de predação de ninhos. O controle de queimada foi a segunda melhor opção de estratégia de manejo, onde se pode criar brigada de incêndios e rotinas de monitoramento diário na área dentro da APA-Setiba, principalmente em dias com temperaturas mais elevadas. É importante a implantação de um programa educacional nos bairros no entorno da APA-Setiba, levando para os moradores educação ambiental no intuito de uma maior consciência ecológica. A recuperação de área degradada mostrou-se uma estratégia relativamente ineficiente e sua aplicação não

melhora a probabilidade de persistência da espécie, mas também deve ser implantada para recuperar áreas que foram degradadas no passado com retiradas de areia.

Sugestão para pesquisas futuras --- É importante direcionar pesquisas futuras com o objetivo de conhecer melhor os parâmetros de sobrevivência de adultos e jovens, os efeitos das queimadas e da predação de ninhos. Tais informações irão reduzir as incertezas nos parâmetros no modelo, proporcionando melhor precisão na escolha das possíveis opções de manejo. É importante observar que a implantação de estratégias de manejo mistas, com as duas melhores estratégias encontradas (proteção de ninhos e controle de queimadas), vai ajudar ainda mais a melhorar os parâmetros de maior sensibilidade (fecundidade e mortalidade de adultos e jovens).

Os resultados encontrados nesta pesquisa podem ser usados como referência para o desenvolvimento de métodos de manejo para espécies com parâmetros demográficos similares (alta predação e baixa fecundidade) e para orientar pesquisas futuras. É importante aumentar o conhecimento sobre os predadores de ninhos de *M. gilvus*, que ainda são desconhecidos, para desenvolver um protetor de ninho eficiente. Conhecer melhor os parâmetros de sobrevivência de adultos e jovens e os efeitos das catástrofes (queimadas) na reprodução permitirá um aumento na acurácia de futuras análises de viabilidade populacional e nas opções de estratégias de manejo.

CONCLUSÃO

Os resultados encontrados sugerem que o *status* de conservação da população de *M. gilvus* na APA-Setiba requer cuidados imediatos, dado que todos cenários apresentados tiveram como resultados o risco de extinção. É importante a implantação imediata de estratégias de manejo voltadas para o aumento da fecundidade e sobrevivência de adultos e jovens. As duas melhores opções de estratégias de manejo foram a proteção de ninho e o controle de queimadas.

SÍNTESE

Esse estudo disponibiliza informações a respeito da história de vida da espécie *M. gilvus*. Foram analisados aspectos relacionados à sua biologia e sucesso reprodutivo, demografia e uso do habitat. Foi avaliado também o *status* de conservação da população de *M. gilvus* na APA-Setiba e definido estratégias para conservação que poderão ser consideradas como base para implantação de planos de manejo. O trabalho se justifica para contribuição ao conhecimento científico sobre espécies de aves brasileiras e pela qualidade dos dados disponibilizados. São informações importantes devido ao fato da espécie ter carência de informações e já está incluída na categoria “Em perigo” no estado do Espírito Santo (Espírito Santo 2005), precisando de planos de conservação para a garantia da persistência de suas populações no futuro.

Outro fator que justifica esse estudo é a importância de gerar mais informações sobre espécies de aves da região neotropical, onde ainda são pouco conhecidas em relação à sua biologia e *status* de conservação. Diversas hipóteses analisam diferenças nos padrões de história de vida das regiões temperadas e tropicais e que só poderão ser testadas de forma ampla e clara quando for acumulada uma quantidade de informações a respeito da história de vida das espécies.

No Capítulo I foram descritos alguns atributos reprodutivo de *M. gilvus* na APA-Setiba. Foi confirmada a correlação entre o início do período reprodutivo e o aumento de índices pluviométricos, corroborando com diversos estudos de aves tropicais (Aguilar & Marini 2007, Auer *et al.* 2007, Medeiros & Marini 2007, Rubio & Pinho 2008). Seu pico de ninho ativo coincidiu com a maior precipitação média, corroborando com Paredes (2001). E o período de nidificação, aproximadamente seis meses, foi o mesmo encontrado em outros estudos (Hayes 2005, De Oliveira 2015). Foi confirmando também a preferência das mesmas espécies de vegetação para confecção dos seus ninhos (*Eugenia cyclophylla* e *Guapira sp.*) com os *M.*

gilvus que habitam as praias do nordeste brasileiro (De Oliveira 2015). A participação do casal na construção do ninho também foi observado por Paredes (2001), onde o macho começa a construir o ninho e a fêmea em seguida ajuda-o, e caso isso não acontecer, o ninho é abandonado e o macho escolhe outro local. O tamanho de ninhada foi praticamente o mesmo encontrado por Paredes *et al.* (2001), com ninhadas de 2 a 3 ovos. O tempo médio de incubação (14,4 dias) foi um pouco maior que o encontrado por Paredes *et al.* (2000) e De Oliveira (2015) (13 dias). A predação foi a maior causa de perda de ninhada, coincidindo com estudos de outras espécies realizados na mesma área (Dutra 2014, Daros Filho 2014) e confirmando também com os estudos realizados com Passeriformes em regiões tropicais (Duca & Marini 2005, Carvalho *et al.* 2007, Chalfoun & Martin 2010) e temperadas (Fauth & Cabe 2005). O sucesso aparente de ninhos de 31,8% foi considerado baixo em comparação com outros estudos realizados no Brasil em ambientes abertos e com ninhos em forma de cesto (Duca 2003, Hoffmann & Rodrigues 2011, Marini *et al.* 2014), mas a taxa de sucesso aparente de ninho de espécies de aves é bastante variável. A taxa encontrada para *M. gilvus* nesse trabalho é análoga aos valores encontrados na literatura.

No Capítulo II foram descritos alguns atributos demográficos da população. A espécie tem território relativamente pequeno para uma espécie do seu porte. Tendo a classificação de território como Tipo A, onde a espécie é fiel ao seu território ao longo do ano e realiza todas as suas atividades como forragemanto e nidificação, confirmando um dos sistemas territoriais predominantes nos Passeriformes Tropicais (Lopes & Marini 2006, Stouffer 2007, Duca & Marini 2014a). Na distribuição da classe etária, apresenta uma maior proporção de indivíduos adultos, ocorrendo pequenas variações entre as estações reprodutivas. A razão sexual ficou dentro do esperado na proporção de 1:1 (macho:fêmea). A densidade encontrada (0,2 indivíduos.ha⁻¹), foi menor que as densidades encontradas em outras restingas da região Sudeste do Brasil (Tomaz 2009, Zanon 2010, Zanon *et al.* 2015). Os censos realizados

demonstraram uma tendência de declínio populacional e que não está relacionado à densidade. A taxa anual de sobrevivência encontrada (0,77) está dentro do intervalo das taxas de sobrevivência das espécies de aves tropicais (0,7 a 0,9) (Ricklefs & Bloom 1977), com essas variações sendo causadas por fatores ambientais (Brawn *et al.* 1995). A taxa de eclosão média dos ovos foi a mesma (0,9) nas três estações reprodutiva e semelhantes a algumas espécies (Medeiros & Marini 2007, Marini *et al.* 2009b) e superior a outras (Marini *et al.* 2009a, Munhoz 2015). A fecundidade média (0,67) foi menor do que os encontrados para outras espécies (Medeiros & Marini 2007, Marini *et al.* 2009a, Marini *et al.* 2009b) e pode estar relacionada à baixa taxa de mortalidade de adulto.

No Capítulo III foi avaliado o *status* de conservação da população e definidas estratégias para implantação de planos de manejo. Pode ser considerado como um exemplo de aplicação dos tipos de resultados gerados nos capítulos anteriores para a conservação de espécies ameaçadas. Foram utilizadas também informações geradas por essa pesquisa e por outras fontes (Hardy 1908, Weinberg 1908, Derrickson & Breitwisch 1992, Johnsgard 2009, CEPEMAR 2007a, Pessoa 2012, Duca & Marini 2014b, Espírito Santo 2014, Lacy *et al.* 2015). O *status* de conservação da população de *M. gilvus* na APA-Setiba requer atenção, pois todos os cenários apresentaram resultados com probabilidade de extinção menor que 5%, sendo necessária a implantação imediata de estratégias de manejo voltadas para aumento da fecundidade e sobrevivência de adultos e jovens. As duas melhores opções de estratégias de manejo são a proteção de ninho e o controle de queimadas. Esse capítulo pode ser usado como modelo de abordagem para futuros estudos com outras espécies que necessitam de implantação de estratégias de conservação para garantir a persistência de suas populações.

Concluindo, foram abordados nesse estudo variados assuntos relacionados às principais linhas de pesquisa na área de biologia da conservação. Na abordagem ecológica, foi realizado um levantamento de informações básicas a respeito da história de vida de *M. gilvus*, avaliando

características da população relacionadas à distribuição espacial dos indivíduos e capacidade de habitat, estimando valores de parâmetros vitais da população. Nas questões relacionadas à biologia da conservação, foi realizada uma análise de viabilidade populacional avaliando o risco de extinção da população e apresentando estratégias que podem ser adotadas na definição de um eficiente plano de conservação para a espécie na área estudada.

REFERÊNCIAS

- Aguilar, T. M.; Leite, L. O.; Marini, M. Â. 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.; Marini, M. Â. 2007. Nest and nest-site reuse within and between breeding seasons by three *Neotropical flycatchers* (Tyrannidae). Brazilian Journal of Biology 67: 537-540.
- Akçakaya, H. R.; Sjogren-Gulve, P. 2000. Population viability analysis in conservation planning: an overview. Ecological Bulletins 48:9-21.
- Alves, M. A. S.; Cavalcanti, R. B. 1990. Ninhos, ovos e crescimento de filhotes de *Neothraupis fasciata*. Ararajuba 1: 91-94.
- Alves, M. A. S.; Pacheco, J. F.; Gonzaga, L. A. P.; Cavalcanti, R. B.; Raposo, M.; Yamashita, C.; Maciel, N. C.; Castanheira, M. Aves. In: Bergallo, H. G.; Duarte da Rocha, C. F.; Alves, M. A. S.; Van Sluys, M. (Org). 2000. A fauna ameaçada de extinção do estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Ed UERJ, Cap. 9, p. 113-124.
- Alves, M. A. S.; Rocha, C. F. D.; Vansluys, M.; Vecchi, M. B. 2002. Nest, eggs and effort partitioning in incubation and rearing by a pair of the Black-cheeked gnatcatcher, *Conopophaga melanops* (Passeriformes, Conopophagidae), in an Atlantic Rainforest area of Rio de Janeiro, Brazil. Ararajuba 10: 67-71. Londrina
- Alves, M. A. S.; Storni, A.; Almeida, E. M.; Gomes, V. S. M.; Oliveira, C. H. P.; Marques, R. V.; Vecchi, M. B. 2004. A comunidade de aves na Restinga de Jurubatiba. In: ROCHA, Carlos Frederico Duarte da; Esteves, Francisco A.; Scarano, Fábio R. (Org.). Pesquisas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: Ecologia, História Natural e Conservação. São Carlos: RiMA, Cap. 11, p. 199-214.

- Ancitil, A.; Franke, A.; Bêty, J. 2014. Heavy rainfall increases nestling mortality of an arctic top predator: experimental evidence and long-term trend in peregrine falcons. *Oecologia* 174:1033–1043.
- Andersen, L. H.; Sunde, P.; Loeschcke, V.; Pertoldi, C. 2015. A population viability analysis on the declining population of *Little Owl* (*Athene noctua*) in Denmark using the stochastic simulation program VORTEX. *Ornis Fennica* 92:123–143. 2015.
- Anderson, K. E.; Fujiwara, M.; Rothstein, S. I. 2012. Demography and dispersal of juvenile and adult *Brown-headed Cowbirds* (*Molothrus ater*) in the eastern Sierra Nevada, California, estimated using multistate models. *The American Ornithologists' Union. The Auk*, Vol. 129, No. 2, pp. 307-318.
- Araujo, D. S. D.; Scarano, F. R.; Sá, C. F. C.; Kurtz, B. C.; Zaluar, H. L. T.; Montruma, R. C. M.; Oliveira, R. C. 1998. Comunidades vegetais do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. In: ESTEVES, F. A (Ed.). *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do município de Macaé (RJ)*. Macaé: NUPEM/UFRJ, p. 39-62.
- Argel-de-Oliveira, M. M. 1989. *Ecoetologia do sabiá-do-campo Mimus saturninus* (Lichtenstein, 1823) (Passeriformes, Mimidae) no Estado de São Paulo. Campinas, UNICAMP. 131 p. (Dissertação de Mestrado, Instituto de Biologia, Programa de PG em Ecologia).
- Argel-De-Oliveira, M. M. 1994. A Família Mimidae. *Boletim do CEO* 10: 3-15.
- Argel-De-Oliveira, M. M.; Pacheco, J. F. 1998. Um resumo da situação: *Mimus saturninus* e *M. gilvus* no litoral sudeste brasileiro. *Boletim FBPN*, v. 25, p. 53-69.
- Ashmole, N. P. 1963. The regulation of numbers of tropical oceanic birds. *Ibis* 103:458–473.
- Auer, S. K.; Bassar, R. D.; Fontaine, J. J.; Martin, T. E. 2007. Breeding biology of passerines in a subtropical montane Forest in Northwestern Argentina. *The Condor* 109: 321-333.

- Ayres, M.; Ayres, M. J.; Ayres, D. L.; Santos, A. S. 2007. BioEstat 5.0: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas. Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá. IDSM/MCT/CNPq. 364 p.
- Baillie, J. E. M.; Hilton-Taylor, C; Stuart, S. N. 2004. A Global Species Assessment. IUCN, Gland. 191p.
- Barg, J. J.; Jones, J.; Robertson, R. J. 2005. Describing breeding territories of migratory passerines: suggestions for sampling, choice of estimator, and delineation of core areas. *Journal of Animal Ecology* 74: 139-149.
- Baxter, P. W. J.; McCarthy, M. A.; Possingham, H. P.; Menkhorst, P. W.; McLean, N. 2006. Accounting for management cost in sensitivity analyses of matrix population models. *Conservation Biology* 20: 893-905.
- Beissinger, M. R. 2002. Nationalist Mobilization and the Collapse of the Soviet State. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Beissinger, S. R.; McCullough, D. R. 2002. Population viability analysis. University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Beissinger, S. R.; Westphal, M. I. 1998. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *Journal of Wildlife Management*, 62: 821-841.
- Belote, R. T.; Prisley, S. P.; Jones, R. H.; Fitzpatrick, M.; Beurs, K. 2011. Forest productivity and tree diversity relationships depend on ecological context within mid-Atlantic and Appalachian forests. *Forest Ecology and Management* 261: 1315-1324.
- Bennett, P. M.; Owens, I. P. F. 2002. Evolutionary ecology of birds: life history, mating system and extinction. Oxford, University Press.
- Benson, T. J.; Brown, J. D.; Bednarz, J. C. 2010. Identifying predators clarifies predictors of nest success in a temperate passerine. *J. Anim. Ecol.*, v.79, p.225-234.

- Biancucci, L.; Martin, T. E. 2010. Can selection on nest size from nest predation explain the latitudinal gradient in clutch size? *J. Anim. Ecol.*, v.79, p.1086-1092.
- Bibby, C.; Jones, M.; Marsden, S. 1998. Expedition field techniques: bird surveys. Londres: Royal Geographic Society.
- Bionda, R.; Brambilla, M. 2012. Rainfall and landscape features affect productivity in an alpine population of Eagle Owl *Bubo bubo*. *J Ornithol* 153:167–171.
- Birdlife International. 2008. Critically Endangered Birds: A global Audit. BirdLife International, Cambridge.
- Blake, J. G.; Loiselle, B. A. 2008. Estimates of apparent survival rates for forest birds in eastern Ecuador. *Biotropica* 40: 485 – 493.
- Bornschein, M. R.; Reinert, B. L.; Pichorim, M. 1997. Notas sobre algumas aves novas ou pouco conhecidas no sul do Brasil. *Ararajuba* 5:53-59.
- Botero, C. A.; Vehrencamp, S. L. 2007. Responses Of Male Tropical Mockingbirds (*Mimus gilvus*) To Variation In Within-Song And Between-Song Versatility'. *The Auk* 124:185.
- Botero, C. A.; Rossman, R. J.; Caro, L. M.; Stenzler, L. M.; Lovette, I. J.; Kort, S. R.; Vehrencamp, S. L. 2009. Syllable Type Consistency Is Related To Age, Social Status And Reproductive Success In The Tropical Mockingbird. *Animal Behaviour* 77 (3): 701-706.
- Botero, C. A.; Vehrencamp, S. L. 2007. Responses of Male Tropical Mockingbirds to Variation in Within-Song and Between-Song Versatility. *The Auk*, v.124, p. 185-196.
- Boyce, A. J.; Freeman, B. G.; Mitchell. A. E.; Martin, T. E. 2015. Clutch size declines with elevation in tropical birds. *The American Ornithologists' Union. The Auk*, 132:424-432.

- Boyce, M. S. 1992. Population viability analysis. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23: 481-506.
- Brasil. Lei No 9.985 de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: <
<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=322>>. Acesso em: 10 jan. 2016.
- Brawn, J. D.; G. Angehr; N. Davros; W. D. Robinson; J. N. Styrsky; Tarwater, C. E. 2011. Sources of variation in the nesting success of understory tropical birds. *Journal of Avian Biology* 42:61–68.
- Brawn, J. D.; Karr, J. R.; Nichols, J. D. 1995. Demography of birds in a neotropical forest: Effects of allometry, taxonomy, and ecology. *Ecology* 76: 41-51.
- Brito, D. 2009. Análise de viabilidade de populações: Uma ferramenta para a conservação da biodiversidade no Brasil. *Oecologia Brasiliensis* 13: 452–469.
- Bro, E.; Sarrazin, F.; Clobert, J.; Reitz, F. 2000. Demography and the decline of the grey partridge *Perdix perdix* in France. *Journal of Applied Ecology* 37: 432–448.
- Brook, B. W.; O'Grady; J. J.; Chapman, A. P.; Burgman, M. A.; Akçakaya, H. R.; Frankham, R. 2000. Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature* 404, 385-387.
- Brown, M.; Solomon, H.; Stephens, M. A. 1981. Monte Carlo simulation of the renewal function. *Journal of Applied Probability*, Sheffield, v. 18, n. 2, p. 426-434, Jun.
- Buckland, S. T.; Marsden, S. J.; Green, R. E. 2008. Estimating bird abundance: making methods work. *Bird Conservation International* 18:91-108.
- Burgman, M. A.; Ferson, S.; Akçakaya, H. R. 1993. *Risk Assessment in Conservation Biology*. New York: Chapman and Hall. 328p.

- Burnham, K. P.; Anderson, D. R. 2002. Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach. 2^a Edição. Springer, New York.
- Carvalho, C. B. V., R. H. F. Marcelo; Graves, J. A. 2007. Reproduction of Blueblack Grassquits in central Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 67(2) 275-281.
- Cavitt, J. F.; Aaron, T. P.; Miller, T. A. 1999. Brown thrasher nest reuse: a time saving resource, protection from search-strategy predators, or cues for nest-site selection? *The Condor* 101:859-862.
- CEPEMAR. 2007a. Plano de manejo da Área de Proteção Ambiental de Setiba. Relatório Técnico COM RT.
- CEPEMAR. 2007b. Plano de manejo do Parque Estadual Paulo César Vinha. Relatório Técnico COM RT.
- Chalfoun, A.; Martin, T. E. 2010. Parental investment decisions in response to ambient nest predation risk versus actual predation on the prior nest. *The Condor* 112:701-710.
- Chapman, A. P. B. W.; Brook T. H.; Clutton-Brock, B. T.; Grenfell E. R. F. 2001. Population viability analyses on a cycling population: a cautionary tale. *Biological Conservation* 97: 61-69.
- Cisneros-Heredia, D. F.; Henry, P. Y. 2004. New records concerning range and altitudinal distribution of Tropical Mockingbird *Mimus gilvus* in Ecuador. *Cotinga* 21: 74-75.
- Clark, T. W.; Backhouse, G. N.; Lacy, R. C. 1991. Report of a workshop on population viability assessment as a tool for threatened species management and conservation. *Australian Zoologist*, 27: 28-35.
- Cody, M. L. 2005. Family Mimidae (Mockingbirds and Thrashers), p. 448-495. In: Del, H. J.; Elliot, A.; Christie, D. (Eds) *Handbook of the birds of the world*. Barcelona, Lynx Editions, vol. 10, 895p.

- Comitê Brasileiro de Registro Ornitológico. 2015. Brazilian Journal of Ornithology 23(2). Vol. 23, No. 2.
- Conway, W. 1995. Altered states: population viability analysis, planning, and caring for wildlife in parks. Pp: 13-19. In: Ballou J.D., Gilpin M. & Foose T.J. (eds.). Population Management for Survival and Recovery: Analytical Methods and Strategies in Small Population Conservation. Columbia University Press, New York. 376p.
- Cooch, E. G.; White, G. C. 2016. Program MARK: a gentle introduction. Disponível em : <http://www.phidot.org/software/mark/docs/book/>. (accessed 08 January 2016).
- Cooke, F.; Rockwell, R. F. 1998. Reproductive success in a lesser snow goose population. In: T.H. CLUTTON-BROCK (ed.), Reproductive success – Studies of individual variation in contrasting breeding systems. Chicago/London, The University of Chicago Press, p. 237-243.
- Cormack, R. M. 1964. Estimates of survival from the sighting of marked animals. Biometrics 51: 429-438.
- Coudrain, V.; Arlettaz, R.; Schaub, M. 2010. Food or nesting place? Identifying factors limiting Wryneck populations. Journal of Ornithology 151: 867-880.
- Coulson, T.; Mace, G. M.; Hudson, E.; Possingham, H. P. 2001. The use and abuse of population viability analysis. Trends in Ecology and Evolution 16: 219-221.
- Cullen, L.; Rudran, R.; Valladares-Padua, C. 2012. Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. Editora UFPR.
- Dale, S.; Steifetten, O. 2011. The rise and fall of local populations of Ortolan Buntings *Emberiza hortulana*: Importance of movements of adult males. Journal of Avian Biology 42: 114–122.

- Dantas, G., Duca, C. G. S.; Oliveira, A. M. 2002. Variação sazonal da assembléia de artrópodes em fragmento de Mata Atlântica, Minas Gerais. In: Congresso Brasileiro de Zoologia Livro e Resumo, XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia, Itajaí.
- Daros Filho, H. J. 2014. História de vida e demografia de *Tyrannus melancholicus* (Aves: Tyrannidae) (Vieillot, 1819) em área de restinga no sudeste do Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Vila Velha, Vila Velha.
- De Oliveira, D. V. 2015. Biologia reprodutiva de *Mimus gilvus* (Aves: Mimidae) em áreas de restinga no Nordeste do Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade do Rio grande do Norte, Natal.
- Derrickson, K.; Breitwisch, R. 1992. Northern mockingbird (*Mimus polyglottos*). Pp. 1-24 in A Poole, P Stettenheim, F Gill, eds. The Birds of North America, Vol. 7. Philadelphia, PA: The Academy of Natural Sciences and Washington DC: The American Ornithologists Union.
- Dickie, M.; Smith. P. A.; Gilchrist, H. G. 2014. The Importance of Survey Timing on Shorebird Density Estimates at East Bay, Nunavut, Canada. The Waterbird Society. Waterbirds, 37: 394-401.
- Dinsmore, S. J.; Dinsmore, J. J. 2007. Modeling avian nest survival in program Mark. Studies In Avian Biology 34:73-83.
- Dinsmore, S. J.; White, G. C; Knoff, F. L. 2002. Advanced Tchniques for Modeling avian Nest Survival. Ecology, 83 (12), p 3476-3488.
- Duca, C. G. S. 2003. Sucesso reprodutivo de *Cacicus haemorrhous* (Aves, Icterinae) em três ambientes do Parque Estadual do Rio Doce, sudeste do Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

- Duca, C. G. S. 2007. Biologia reprodutiva conservação de *Neothraupis fasciata* (Aves: Thraupidae) no cerrado do Brasil Central. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Brasília, Brasília.
- Duca, C. G. S.; Marini, M. Â. 2004. Aspectos da nidificação de *Cacicus haemorrhous* (Passeriformes, Icterinae) no sudeste do Brasil. Ararajuba 12 (1) 23-30.
- Duca, C. G. S.; Marini, M. Â. 2011. Variation in breeding of the *Shrike-like Tanager* in central Brazil. The Wilson Journal of Ornithology, v. 123, p. 259-265.
- Duca, C. G. S.; Guerra, T. J.; Marini, M. Â. 2006. Territory size of three *Antbirds* (Aves, Passeriformes) in an Atlantic Forest fragment in southeastern Brazil. Revista Brasileira de Zoologia 23: 692-698.
- Duca, C. G. S.; Marini, M. Â. 2014a. Territorial system and adult dispersal in a cooperative-breeding tanager. The Auk 131: 32-40.
- Duca, C. G. S.; Marini, M. Â. 2014b. High survival and low fecundity of a neotropical savanna tanager. Emu 114: 121-128.
- Duca, C. G. S.; Marini, M. Â. 2005. Territory size of the flavescent warbler, *Basileuterus flaveolus* (Passeriformes, Emberizidae), in a forest fragment in southeastern Brazil. Lundiana 6: 29-33.
- Duca, C. G. S.; Yokomizo, H.; Marini, M. Â.; Possingham, H. 2009. Cost-efficient conservation for the *White-banded tanager* (*Neothraupis fasciata*) in the Cerrado, central Brazil. Biological Conservation, v. 142, p. 563-574.
- Dutra, W. B. 2014. Demografia e territorialidade de *Formicivora rufa* (Wied, 1831) (Aves: Thamnophilidae) em reserva de restinga no sudeste do Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Vila Velha, Vila Velha.

- Dzielski, S. A.; Van Doren, B. M.; Hruska, J. P.; Hite, J. M. 2016. Reproductive biology of the Sapayoa (*Sapayoa aenigma*), the “Old World suboscine” of the New World. Auk DOI: 10.1642/AUK-16-5.1.
- Ellner, S. P.; Fieberg, J.; Ludwig, D.; Wilcox, C. 2002. Precision of population viability analysis. Conservation Biology 16: 258-261.
- ESPÍRITO SANTO (Estado). Decreto Nº 1.499-R, de 13 de junho de 2005. Declara as espécies da Fauna e Flora silvestres ameaçadas de extinção no Estado do Espírito Santo, e dá outras providencias. Diário Oficial, Vitória, ES, 16 jun. 2005. Seção 1, p.3.
- Faria, L. C. P.; Carrara, L. A.; Rodrigues, M. 2007. Sistema territorial e forrageamento do fura-barreira *Hylocryptus rectirostris* (Aves: Furnariidae). Revista Brasileira de Ornitologia 15: 395-402.
- Fauth, P. T.; Cabe, P. R. 2005. Reproductive success of Acadian flycatchers in the Blue Ridge Mountains of Virginia. Journal of Field Ornithology 76: 150-157.
- Ferreira, L. C.; Thomazi, R. D.; Oliveira, D. A. C.; Silva, A. G. 2010. Estrutura populacional e padrão espacial de *Protium icicariba* (DC.) Marchand na Área de Proteção Ambiental de Setiba, Espírito Santo, sudeste do Brasil. Natureza on line 8: 39-45.
- Fisher, R. A. 1930. The Genetical Theory of Natural Selection, Oxford: Clarendon Press.
- França L. F. 2008. Demografia e conservação de *Suiriri islerorum*, um passeriforme endêmico do Cerrado. Tese de doutorado. Universidade de Brasília, Brasília.
- França, L. F.; Marini, M. Â. 2010. Negative population trend for Chapada Flycatchers (*Suiriri islerorum*) despite high apparent annual survival. Journal of Field Ornithology 81: 227-236.
- Freitas, M. S.; Francisco, M. R. 2012. Reproductive Life History Traits of the Yellowish Pipit (*Anthus lutescens*). The Wilson Journal of ornithology 124(1):119-126.
- Gill, F. B. 1989. Ornithology. New York, W.H. Freeman & Company, 660p.

- Gilpin, M. E.; Soulé, M. E. 1986. Minimum viable populations: processes of extinction. Pp 19-34. In: M.E. Soulé, (ed.). Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity. Sinauer Associates, Sunderland. 584p.
- Githiru, M.; Lens, L. 2007. Application of fragmentation research to conservation planning for multiple stakeholders: An example from the Taita Hills, southeast Kenya. *Biological Conservation* 134:271–278.
- Goldingay, R.; Possingham, H. P. 1995. Area requirements for viable populations of the Australian gliding marsupial. *Biological Conservation* 73: 161-167.
- Gomes, V. S. M.; Correia, M. C. R.; Lima, H. A. L.; Alves, M. A. S. 2007. Potential role of frugivorous birds (Passeriformes) on seed dispersal of six plant species of a restinga habitat, southeastern Brazil. *Revista de Biología Tropical*, v. 56, n.1, p. 205-216.
- Gomes, V. S. M.; Loiselle, B. A.; Alves, M. A. S. 2008. Birds foraging for fruits and insects in shrubby resting vegetation, southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, v. 7, n. 4, p. 21-31.
- Goodman, D. 1987. The demography of chance extinction. In: Viable Populations for Conservation. M.E. Soulé (Ed.),. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Goodnow, M. L.; Reitsma, L. R. 2011. Nest-site selection in the Canada Warbler (*Wilsonia canadensis*) in central New Hampshire. *Canadian Journal of Zoology*, 89, 1172-1177.
- Google. 2015. Google Earth Pro versão 7.1.5.1557.
- Gouvea, E. R. M.; Gouvea, E.; Piratelli, A. 2005. Comunidade de aves de sub-bosque em uma área de entorno do Parque Nacional do Itatiaia, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 22, n. 4, p. 859-866.
- Granzinolli, M. A. M.; Rios, C. H. V.; Meireles, L. D.; Monteiro, A. R. 2002. Reprodução do falcão-de-coleira *Falco femoralis* Temminck 1822 (Falconiformes: Falconidae) no município de Juiz de Fora, Sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, v2 (n2).

- Green, R. E. 2004. Breeding biology, pp. 57-83. In: Sutherland, W. J. (ed.). Bird ecology and conservation, a handbook of techniques. London, Oxford University Press. 404 p.
- Gressler, D. T., Pereira, Z. P.; Marini, M. Â. 2014. Brood sex allocation in the neotropical cooperative white-banded tanager *Neothraupis fasciata*. Journal of Ornithology 155:713-719.
- Griebeler, E. M.; Caprano T.; Böhning-Gaese, K. 2010. Evolution of avian clutch size along latitudinal gradients: do seasonality, nest predation or breeding season length matter? Journal of evolutionary biology 23:888–901.
- Groombridge, B. 1992. (Ed.) Global Biodiversity - Status of the Earth's Living Resources. Chapman & Hall, London.
- Gwyne, J. A.; Ridgely, R. S.; Tudor, G.; Argel, M. 2010. Aves do Brasil: Pantanal & Cerrado. Vol 1. São Paulo: Editora Horizonte.
- Hafstad, I.; Stokke, B. G.; Vikan, J. R.; Rutila, J.; Røskft, E.; Moksnes, A. 2005. Withinyear nest reuse in open-nesting solitary breeding passerines. Ornis Norvegica Trondheim 28: p. 58-61.
- Hansell, M. 2000. Birds Nests and Construction Behaviour. Cap 7: The selection of a nest site, p. 152-167.
- Hardy, G. H. 1908. Mendelian proportions in a mixed population. Science 28: 49–50.
- Hayes, F. E. 2005. A Partial Double-Layered Eggshell in the Tropical Mockingbird (*Mimus gilvus*). Ornitologia Neotropical, v. 16, p. 263-266.
- Heming, N. M.; Greeney, H. F.; Marini, M. Â. 2013. Breeding biology research and data availability for New World flycatchers. Natureza & Conservação 11: 54–58.
- Hensler, G. L.; Nichols, J. D. 1981. The Mayfield methods of estimating nesting success: a model, estimators and simulation result. Wilson Bulletin 93(1):42-53.
- Hinde, R. A. 1956. The biological significance of the territories of birds. Ibis 98: 340-369.

- Hochachka, W. 1990. Seasonal decline in reproductive performance of Song Sparrows. *Ecology* 71: 1279-1288.
- Hoffmann, D. 2011. Distribuição potencial e viabilidade de uma população de *Polystictus superciliaris* (Aves, Tyrannidae), no sudeste do Brasil. Tese de doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Hoffmann, D.; Rodrigues, M. 2011. Breeding biology and reproductive success of *Polystictus superciliaris* (Aves: Tyrannidae), an uncommon tyrant-flycatcher endemic to the highlands of eastern Brazil. *Zoologia* 28:305-311.
- Howard, H. 1920. Territory in Bird Life. London: Murray.
- Howell, S. N. G.; Corben, C.; Pyle, P.; Rogers, D. I. 2003. The first basic problem: a review of molt and plumage homologies. *Condor* 105: 635–653.
- Humphrey, P. S.; Parkes, K. C. 1959. An approach to the study of molts and plumages. *Auk* 76: 1–31.
- IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 1994. Manual de anilhamento de aves silvestres. Brasília: IBAMA. 148p.
- IEMA. Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. 2014. Relatório de Ocorrência de Incêndio Florestal PEPCV Nº 001/2014.
- IEMA. Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. 2015. Relatório de Ocorrência de Incêndio Florestal N.º 01/2015.
- INMET. 2016. Ministério da Agricultura e Pecuária, Instituto Nacional de Meteorologia – Parâmetros Meteorológicos do Distrito Federal. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br>. Acessado em 2 de fevereiro de 2016.
- IUCN. 2001. IUCN Red List Categories and Criteria Version 3.1. IUCN, Gland. 31p.
- Jehle G.; Yackel Adams, A. A.; Savidge, J. A.; Skagen, S. K. 2004. Nest survival estimation: a review of alternatives to the Mayfield estimator. *The Condor*; 106:472–484.

- Jetz, W.; Sekercioglu, C. H.; Bohning-Gaese, K. 2008. The worldwide variation in avian clutch size across species and space. *PLOS Biology* 6:2650–2657.
- Johnsgard, P. A. 2009. Birds of the Great Plains: Family Mimidae (Mockingbirds and Thrashers). Bird of the Great Plains. Papers in the Biological Sciences. DigitalCommons@University of Nebraska – Lincoln.
- Johnson, E. I.; Stouffer, P. C.; Bierregaard, J. 2012. The phenology of molting, breeding and their overlap in central Amazonian birds. *J. Avian Biol.* 43: 141–154.
- Johnson, M. D. 2007. Measuring habitat quality: a review. *Condor* 109: 489-504.
- Johnson, M. D.; Sherry, T. W.; Holmes, R. T.; Marra, P. P. 2006. Assessing habitat quality for a migratory songbird wintering in natural and agricultural habitats. *Conservation Biology* 20: 1433–1444.
- Jolly, G. M. 1965. Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration stochastic model. *Biometrika* 52: 225–247.
- Kanegae, M. F. 2011. Population size of threatened and endemic birds of the Cerrado in Estação Ecológica de Itirapina, a fragmented area in the State of São Paulo, Brazil. *Bird Conserv. Int.* 21: 1-11.
- Karr, J. R.; Nichols, J. D.; Klimkiewicz, M. K.; Brawn, J. D. 1990. Survival rates of birds tropical and temperate forests: Will the dogma survive? *The American Naturalist*, 136: 277-291.
- Kesler, D. C.; Haig, S. M. 2007. Conservation biology for suites of species: Demographic modeling for Pacific Island kingfishers. *Biological Conservation* 136:520–530.
- Khoury, F.; Boulad, N. 2010. Territory size of the Mourning Wheatear *Oenanthe lugens* along an aridity gradient. *Journal of Arid Environments* 74:1413-1417.

- Kolada, E. J. 2009. Ecological Factors Influencing Nest Survival of Greater Sage-Grouse in Mono County, California. *The Journal of Wildlife Management*. Volume 73, Issue 8, pages 1341–1347.
- Korfanta, N. M.; Newmark, W. D.; Kauffman, M. 2012. Long-term demographic consequences of habitat fragmentation to a tropical understory bird community. *Ecology*, 93: 2548–2559.
- Krüger, O. 2004. The importance of competition, food, habitat, weather and phenotype for the reproduction of Buzzard *Buteo buteo*. *Bird Study* 51:125–132.
- Lack, D. 1947. The significance of clutch size. *Ibis* 89: 302–352.
- Lacy R. C.; Borbat, M.; Pollak, J. P. 2009. VORTEX: a stochastic simulation of the extinction process. Version 9.99 User's Manual. Brookfield, IL: Chicago Zoological Society.
- Lacy, R. C. 1994. What is population (and habitat) Viability Analysis? *Primate Conservation*, Arlington, v. 14, n. 15, p. 27-33.
- Lacy, R. C.; Alaks, G.; Walsh, A. 2013: Evolution of *Peromyscus leucopus* mice in response to a captive environment.— *PLoS ONE* 8: e72452.
- Lacy, R. C. 2000. Considering threats to the viability of small populations using individual-based models. *Ecological Bulletin* 48: 39-51.
- Lacy, R. C.; Pollak, J. P. 2015. Vortex: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 10.1. Chicago Zoological Society, Brookfield, Illinois, USA.
- Lacy, R. C.; Miller, P. S.; Traylor-Holzer, K. 2015. Vortex 10 User's Manual. 15 April 2015 update. IUCN SSC Conservation Breeding Specialist Group, and Chicago Zoological Society, Apple Valley, Minnesota, USA.
- Larson, M. A.; Ryan, M. R.; Murphy, R. K. 2002. Population viability analysis of Piping plovers: effects of predator exclusion. *Journal of Wildlife Management* 66: 361-371.
- Laskey, A. R. 1962. Breeding biology of Mockingbirds. *The Auk* 79 596-606.

- Le Bohec, C.; Gauthier-Clerc, M.; Grémillet, D.; Pradel, R.; Béchet, A.; Gendner, J. P.; Le Maho, Y. 2007. Population dynamics in a long-lived seabird: I. Impact of breeding activity on survival and breeding probability in unbanded King Penguins. *Journal of Animal Ecology* 76:1149–1160.
- Leal, G. R.; Serafini, P. P.; Simão-Neto, I.; Ladle, R. J.; Efe, M. A. 2016. Breeding of White-tailed Tropicbirds (*Phaethon lepturus*) in the western South Atlantic. *Braz. J. Biol.*, ahead of print Epub Apr 19.
- Lebreton, J. D.; Burnham, K. P.; Clobert, J.; Anderson, D. R. 1992. Modelling survival and testing hypothesis using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecological Monographs* v. 62, p. 67-118.
- Lehikoinen, A.; Byholm, P.; Ranta, E.; Saurola, P.; Valkama, J.; Korpimäki, E.; Pietiäinen, H.; Henttonen, H. 2009. Reproduction of the common buzzard at its northern range margin under climatic change. *Oikos* 118:829–836.
- Lehnen, S. E.; Rodewald, A. D. 2009. Dispersal, interpatch movements, and survival in a shrubland breeding bird community. *Journal of Field Ornithology* 80:242–252.
- Lima, A. M. X.; Roper, J. J. 2009. Population dynamics of the black-gnatcatcher (*Conopophaga melanops*, Conopophagidae) in southern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. 25 (6): 605-613.
- Lima, G. S. T. 2013. Sobrevivência de adultos e estimativa populacional da Guaracava-de-topete-uniforme *Elaenia cristata* (Aves: Tyrannidae) em fragmento de Mata atlântica no Nordeste do Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.
- Lindenmayer, D. B.; Clark, T. W.; Lacy, R. C.; Thomas, V. C. 1993. Population viability analysis as a tool in wildlife management: a review with reference to Australia. *Environmental Management*, 17: 745-758.

- Lindenmayer, D. B.; Possingham, H.P. 1994. The Risk of Extinction: Ranking Management Options for Leadbeater's Possum Using Population Viability Analysis. Centre for Resource and Environmental Studies. The Australian National University, Canberra, Australia.
- Link, W. A.; Barker, R. J. 2005 Modeling association among demographic parameters in analysis of open population capture-recapture data. *Biometrics*, 61, 46-54.
- Lloyd, J. D.; Slater, G. L.; Snow, S. 2009. Demography of Reintroduced Eastern Bluebirds and Brown-Headed Nuthatches. *Journal of Wildlife Management*, 73(6):955-964.
- Lopes, L. E.; Marini, M. Â. 2005. Biologia reprodutiva de *Suiriri affinis* e *S. islerorum* (Aves: Tyrannidae) no cerrado do Brasil central. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 45(12):127-141.
- Lu, X.; Yu, T.; Liang, W.; Yang, C. 2010. Comparative breeding ecology of two White-bellied Redstart populations at different altitudes. *Journal of Field Ornithology* 81:167–175.
- Maciel, N.C.; Costa, R. C. F. 1997. Alimentação de *Mimus gilvus* e *Mimus saturninus* na Restinga de Marabaia, município do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil. Dados preliminares, IN: Congresso Brasileiro de Ornitologia, Belo Horizonte. Resumo, Universidade Federal de Minas Gerais.
- Maciel, N. C.; Costa, R. C. F. 1997. Alimentação de *Mimus gilvus* e *Mimus saturninus* na Restinga de Marabaia, município do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil. Dados preliminares, IN: Congresso Brasileiro de Ornitologia, Belo Horizonte. Resumo, Universidade Federal de Minas Gerais.
- Marchant, S. 1960. The breeding of some S. W. Ecuadorian Birds. *Ibis* 102 (3).
- Marini, M. Â.; Borges, F. J. A.; Lopes, L. E.; Sousa, N. O. M.; Gressler, D. T.; Santos, L. R.; Paiva, L. V.; Duca, C. G.; Manica, L. T.; Rodrigues, V.; França, L. F.; Costa, P. M.;

- França, L. C.; Heming, N. M.; Silveira, M. B.; Pereira, Z. P.; Lobo, Y. P.; Medeiros, S. R. C. S.; Roper, J. 2012. Breeding biology of birds in the cerrado of central Brazil. *Ornitologia Neotropical* 23: 385–405.
- Marini, M. Â.; Lobo, Y.; Lopes, L. E.; França, L. F.; Paiva, L. V. 2009a. Breeding biology of *Tyrannus savana* (Aves, Tyrannidae) in cerrado of Central Brazil. *Biota Neotrop.*, vol. 9, no. 1, Jan./Mar.
- Marini, M. Â.; Matos Sousa, N. O.; Borges, F. J.; Silveira, M. B. 2009b. Reproductive Biology of *Elaenia cristata* (Aves: Tyrannidae) in the Cerrado of Central Brazil. *Neotropical Biology and Conservation* 4(1):3-12, january-april.
- Marini, M. Â.; Vasconcelos, M. M.; Lobo, Y. 2014. Biologia reprodutiva e territorialidade do canário-do-campo. (*Emberizoides herbicola*) (Aves: Passeriformes). *Biosci. J.*, Uberlandia, v. 30, n. 3, p. 853-862.
- Marini, M. Â.; Duca, C.; Manica, L. T. 2010. Técnicas de pesquisa em biologia reprodutiva de aves. *Ornitologia e Conservação: Ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. Editora Technical Books, Rio de Janeiro. p. 295-312.
- Martin, P.; Bateson, P. 1993. *Measuring behavior. An introductory guid.* (2nd ed). Cambridge, New York: Cambridge University Press.
- Martin, T. E. 1993. Nest predation among vegetation layers and habitat types: revising the dogmas. *The American Naturalist*. 141: 897-913.
- Martin, T. E. 2004. Avian life-history evolution has an eminent past: does it have a bright future? *The Auk* 121:289–301.
- Martin, T. E.; Martin, P. R.; Oslen, C. R.; Heidinger, B. J.; Fontaine, J. J. 2000. Parental care and clutch sizes in North and South American birds. *Science*, 287:1482-1485.

- Martins, M. L. L.; Carvalho-Okano, R. M.; Luceno, M. 1999. M. Cyperaceae do Parque Estadual Paulo César Vinha, Guarapari, Espírito Santo, Brasil. *Acta Botânica. Bras., Feira de Santana*, v. 13, n. 2.
- Mason, P. 1985. The nesting biology of some passerines of Buenos Aires, Argentina. *Ornithological Monographs* 36: 954-972.
- Mathias, L. B.; Duca, C. Territoriality of six *Thamnophilidae* species in a cloud forest in southeastern Brazil. *The Wilson Journal of Ornithology*, *no prelo*.
- Mayfield, H. 1961. Nesting success calculated from exposure. *Wilson Bulletin* 73(3):255-61.
- Mayfield, H. 1975. Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bulletin* 87:456-467.
- McCarthy, M. A.; Lindenmayer, D. B.; Possingham, H. P. 2001. Assessing spatial PVA models of arboreal marsupials using significance tests and Bayesian Statistics. *Biological Conservation* 98: 191-200.
- McCarthy, M. A. 1996. Extinction dynamics of the helmeted honeyeater: effects of demography, stochasticity, inbreeding and spatial structure. *Ecological Modelling* 85: 151-163.
- McCarthy, M. A.; Burgman, M. A.; Ferson, S. 1995. Sensitivity analysis for models of population viability. *Conservation Biology*, 73: 93-100.
- Means, L. L.; Goertz, J. W. 1983. Nesting activities of northern mockingbirds in northern Louisiana. *The South Naturalist* 28: 61-70.
- Medeiros, R. C. S.; Marini, M. Â. 2007. Biologia reprodutiva de *Elaenia chiriquensis* (Lawrence) (Aves: Tyrannidae) em Cerrado do Brasil Central. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24:12-20.
- Meyer de Schauensee, R. 1970. A guide to the birds of South America. Livingston Publ. Co., Wynnewood, Pennsylvania, 470 pp.

- 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.; Marone, L. 2001. Factors affecting nesting success of a bird assembly in the central Monte Desert, Argentina. *Journal of Avian Biology*, 32:287- 96.
- Miller, P. S. 2001. Preliminary population viability assessment for the Gopher Tortoise (*Gopherus polyphemus*) in Florida. Apple Valley: Conservation Breeding Specialist Group, 45p.
- Miller, P. S.; Lacy, R. C. 2005. VORTEX: A stochastic simulation of the extinction process. Version 9.92 User's Manual. Apple Valley: Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN). 149 p.
- Mills, L. S.; Lindberg, M. S. 2002. Sensitivity analysis to evaluate the consequences of conservation actions. Pages 338–366 in S. R. Beissinger and D. R. McCullough, editors. *Population viability analysis*. University of Chicago Press, Chicago.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2000. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos sulinos. Secretaria de Biodiversidade e Florestas (SBF), Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Morbey, Y. E.; Ydenberg, R. C. 2000. Seasonal decline in nestling growth: support for the parental-quality hypothesis in Cassin's Auklets. *The Auk* 117:1065-1068.
- Moreau, R. E. 1944. Clutch-size: a comparative study, with special reference to african birds. *Ibis* 86: 286–347.
- Moreira A. F.; Tubelis, D. 2010. How many bird species had their home ranges or territories studied in South America? pp. 511. In: 25th International Ornithological Congress, Campos do Jordão.
- Morris, W. F.; Doak, D. F. 2002. *Quantitative conservation biology: theory and practice of population viability analysis*. Sinauer, Sunderland. 480p.

- Morton, E. S. 1973. On the evolutionary advantages and disadvantages of fruit eating in tropical birds. *Am. Nat.* 107(953):8-22.
- Munhoz, M. R.. 2015. Biologia reprodutiva de *Pyrocephalus rubinus* (Aves: Tyrannidae) no Sul do Brasil. Dissertação de Mestrado, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Murphy, M. T. 1986. Temporal components of reproductive variability in Eastern Kingbirds (*Tyrannus tyrannus*). *Ecology* 67:1483-1492.
- Nancy S. C.; Mackey, W. C. 1998. The woman as final arbiter: a case for the facultative character of the human sex ratio. *Journal of Sex Research* 35 (May): 169-175.
- NatureServe. InfoNatura: Animals and ecosystems of Latin America. 2007. Disponível em: <<http://www.natureserve.org/infonatura>>. Acesso em: 05 mar. 2014.
- Newton, I. 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *IBIS* 146, 579–600.
- Newton, I. 2013. Bird populations. The New Naturalist Library. Harper Collins, London.
- Nóbrega, P. F. A.; Pinho, J. B. 2010. Biologia reprodutiva e uso de habitat por *Cantorchilus leucotis* (Lafresnaye, 1845) (Aves, Troglodytidae) no Pantanal, Mato Grosso, Brasil. *Pap. Avulsos Zool. (São Paulo)* 50: 511–516.
- Norment, C. J.; Runge, M. C.; Morgan, M. R. 2010. Breeding biology of grassland birds in western New York: conservation and management implications. *Avian Conservation and Ecology* 5: 3.
- Novaes, F. C. 1950. Sobre as aves de Sernambetiba, Distrito Federal, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 10, n. 2, p. 199-208.
- Nunney, L; Campbell, K. A. 1993. Assessing minimum viable population size: demography meets population genetics. *Trends Ecol. Evol.*, 8: 234-9.

- O'Grady, J. J.; Brook, B. W.; Reed, D. H.; Ballou, J. D.; Tonkyn, D. W.; Frankham, R. 2006. Realistic levels of inbreeding depression strongly affect extinction risk in wild populations. *Biol Conserv* 133: 42–51.
- Ocampo, D.; Londoño, G. A. 2015. Tropical montane birds have increased nesting success on small river islands. *The American Ornithologists' Union. The Auk*, 132(1):1-10.
- Odum, E. P.; Barrett, G. W. 2007. *Fundamentos de ecologia*. 5. ed., Editora Thomson Pioneira, 2007. 616p.
- Odum, E. P.; Kuenzler, E. J. 1955. Measurement of territory size and home range size in birds. *Auk* 72: 128-137.
- Olguín, P.; Beltzer, A.; Giraudo, A.; Regner, S.; Juani, M.; Vianco, M.; Mariano, E.; Lorenzón, R.; Leon, E. 2015. Reproductive Biology of Striated Heron (*Butorides striata*) in Argentina. *Waterbirds Dec: Vol. 38, Issue 4*, 396-400.
- Oliveira, L. H. 2013. Demografia de canário-do-mato (*Basileuterus flaveolus*) em áreas de Cerrado: Variações espaço-dependentes. Dissertação de mestrado. Instituto de Ciências Biológicas. Universidade Federal de Minas.
- Orell, M.; Koivula, K.; Rytönen, S.; Lahti, K. 1994. To breed or not to breed: causes and implications of non-breeding habitat in the Willow tit *Parus montanus*. *Oecologia* 100: 339-246.
- Oro, D.; Martínez-Abraín, A.; Villuendas, E.; Sarzo, B.; Mínguez, E.; Carda, J.; Genovart, G. 2011. Lessons from a failed translocation program with a seabird species: Determinants of success and conservation value. *Biological Conservation* 144: 851-858.
- Paredes, M.; Weir, E.; Gil, K. 2001. Reproducción del ave *Mimus gilvus* (Passeriformes: Mimidae) en Maracaibo, Venezuela. *Biologia Tropical* 49 (3-4): 1143-1146.

- Parker, T. H.; Becker, C. D.; Sandercock, B. K.; Agreda, A. E. 2006. Apparent survival estimates for five species of tropical birds in an endangered forest habitat in western Ecuador. *Biotropica* 38: 761-769.
- Paula, R. C.; Médici, P.; Morato, R. G. 2007. Plano de ação para conservação do lobo-guará: análise de viabilidade populacional e de habitat (PHVA). IBAMA, Brasília. 160p.
- Pereira, O. J. 2003. Restinga: origem, estrutura e diversidade. In: Jardim, M. A. G.; Bastos, N. N. C.; Santos, J. U. M. (Eds.) *Desafios da Botânica Brasileira no Novo Milênio: Inventário, Sistematização e Conservação da Diversidade Vegetal*. Belém: MPEG, UFRA; Embrapa, Brasil/Museu Paraense Emílio Goeldi. p.177-179.
- Pereira, O. J. 2007. Diversidade e conservação das restingas do Espírito Santo. In: *Ecossistemas Costeiros do Espírito Santo*. Vitória: INCAPER, 33-44.
- Pessoa, R. M. 2012. Biologia Reprodutiva e Sucesso Reprodutivo do *Mimus gilvus* (Aves: MIMIDAE) em Área de Restinga do Espírito Santo. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ecossistemas), Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ecossistemas da Universidade Vila Velha (UVV), Vila Velha: Universidade de Vila Velha.
- Pichorim, M.; Monteiro-Filho, E. L. A. 2010. Population size, survival, longevity, and movements of the Biscutate Swift in Southern Brazil. *Annales Zoologici Fennici*, 47:123-132.
- Pimm, S. L.; Brook, K. S. 1997. The sixth extinction: How large, how soon, and where? In: P.H. Raven, (ed.). *Nature and Human Society: The Quest for a Sustainable World*. National Academy Press, Washington. 625p.
- Pinho, J. B.; Marini, M. Â. 2014. Birds' nesting parameters in four forest types in the Pantanal wetland. *Braz. J. Biol.* vol.74 no.4 São Carlos Nov. 2014 Epub Nov.

- Piratelli, A. J.; Siqueira, M. A. C.; Marcondes-Machado, L. O. 2000. Reprodução e muda de penas em aves de subbosque na região leste de Mato Grosso do Sul. *Ararajuba*, v. 8, p. 99-107.
- Podulka, S. R. W.; Rohrbaugh Jr.; Bonney, R.. 2004. *Handbook of Bird Biology* Second Edition. Princeton University Press, Princeton.
- Possingham, H. P.; Lindenmayer, D. B.; Norton, T. W. 1993. A framework for improved threatened species management using Population Viability Analysis. *Paci®c Conservation Biology* 1, 39±45.
- Pough, F. H.; Heiser, J. B.; Mcfarland, W. N. 2003. *A Vida dos Vertebrados*. São Paulo, Editora Atheneu, p. 839.
- Prokop, P.; Trnka, A. 2010. Why do grebes cover their nests? Laboratory and field tests of two alternative hypotheses. *Journal of Ethology* 29: 17–22.
- Quitiaquez, J. J. R.; Barbosa, R. I. 2010. Aves como potenciais dispersoras de sementes em duas áreas de Savana em Roraima (Cauamé e Água Boa). Relatório de pesquisa do Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia (INPA).
- R Development Core Team 2014. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Reed, J. M.; Elphick, C. S.; Oring, L. W. 1998. Life-history and viability analysis of the endangered Hawaiian Stilt. *Biology Conservation*, v. 84, p. 35-45.
- Reed, J. M.; Mills, L. S.; Dunning, J. B.; Menges, E. S.; McKelvey, K. S.; Frye, R.; Beissinger, S.R.; Anstett, M.C.; Miller, P. 2002. Emerging issues in population viability analysis. *Conservation Biology* 16, 7-19.
- Reidy, J. L.; Thompson, F. 2012. Predatory identity can explain nest predation patterns. Pp. 135-148 in C. A. Ribie, F. R. Thompson III, and P. J. Pietz (eds). *Video surveillance*

- of nesting birds. Studies in Avian Biology (no. 43). Berkeley. University of California Press.
- Reidy, J. L.; Stake, M. M.; Thompson, F. R. 2008. Golden-Cheeked Warbler Nest Mortality and Predators in urban and rural landscapes. The Condor, Vol. 110, Number 3, pages 458–466
- Reif, J. 2013. Long-Term Trends in Bird Populations: A Review of Patterns and Potential Drivers in North America and Europe. Acta Ornithologica 48(1):1-16.
- Reinert, B. L.; Bornschein, M. R.; Firkowski, C. 2007. Distribuição, tamanho populacional, hábitat e conservação do bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* Bornschein, Reinert e Teixeira, 1995 (Thamnophilidae). Revista Brasileira de Ornitologia, vol. 15, p. 493-519.
- Remeš, V.; Matysioková, B.; Cockburn, A. 2012. Nest predation in New Zealand songbirds: Exotic predators, introduced prey and long-term changes in predation risk. Biological Conservation 148: 54–60.
- Restall, R.; Rodner, C.; Lentini, M. 2007. Birds of northern South America. New Haven: Yale University Press, V. 2.
- Ribeiro, B. A.; Goulart, M. F.; Marini, M. Â. 2002. Aspectos da territorialidade de *Knipolegus lophotes* (Tyrannidae, Fluvicolinae) em seu período reprodutivo. Ararajuba 10(2):231-235.
- Ribon, R.; Coelho, M. F.; Pizetta, T. G.; Almeida, B. L.; Oliveira, A.; Resk, P. R.; Valadares, F. C.; Corral, L.; Amboni, M.; Souza, A. R.; Carvalho, F. L. 2007. Padrão de vocalizações, territorialidade e densidade de *Anthus hellmayri* (Motacillidae - Passeriformes) no Parque Nacional da Serra do Cipó, Brasil. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu-MG.

- Ricklefs, R. E. 1969. An analysis of nesting mortality in birds. *Smithsonian Contributions to Zoology* 9: 1-47.
- Ricklefs, R. E. 2000. Density dependence, evolutionary optimization, and the diversification of avian life histories. *The Condor* 102: 9-22.
- Ricklefs, R. E. 2010. *A economia da natureza*. 6ed. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan. 572 p.
- Ricklefs, R. E.; Bloom, G. 1977. Components of avian breeding productivity. *Auk* 94:86-96.
- Ricklefs, R. E.; Toshi, T.; Shea, R. E. 2011. Annual adult survival in several new world passerine birds based on age ratios in museum collections. *Journal of Ornithology*, 152: 481-495.
- Ridgely, R. S.; Tudor, G. 1989. *The Birds of South American*, Vol. I. The Oscines Passerines. Oxford University Press. Oxford, U. K.
- Rivera-Ingraham, G. A.; Espinosa, F.; García-Gómez, J. C. 2011. Population Dynamics and Viability Analysis for the Critically Endangered Ferruginean Limpet. 2011. *Journal of Shellfish Research*, 30:889-899.
- Robinson, R. A.; Baillie, S. R.; Crick, H. Q. P. 2007. Weather-dependent survival: implications of climate change for passerine population processes, *Ibis*, 149: 357-364.
- Robinson, W. D.; Hau, M.; Klasing, K. C.; Wikelski, M.; Brawn, J. D.; Austin, S. H.; Tarwater, C. E.; Ricklefs, R. E. 2010. Diversification of life histories in New World birds. *The Auk*, 127(2) 253-261.
- Rodrigues, L. C.; Rodrigues, M. 2011. Size dimorphism, juvenal plumage, and timing of breeding of the Hyacinth Visorbearer (*Augastes scutatus*). *Wilson J. Ornithol.* 123: 726–733.
- Rodrigues, S. S. 2009. *Biologia e sucesso reprodutivo de *Mimus saturninus* (Aves: Mimidae) no Cerrado*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.

- Roos, S.; Pärt, T. 2004. Nest predators affect spatial dynamics of breeding red-backed shrikes (*Lanius collurio*). *Journal of Animal Ecology*, 73: 117-127.
- Roper, J. J. 2000. Experimental analysis of nestsites and nest predation for a neotropical birds: stuck between a rock and a hard place. *Ararajuba*, v. 8, n. 2, p. 85-91.
- Roper, J. J. 2005. Try and try again: Nest predation favors persistence in a neotropical birds. *Ornitologia Neotropical* 16: 253-262.
- Roper, J. J.; Sullivan, K. A.; Ricklefs, R. E. 2010. Avoid nest predation when predation rates are low, and other lessons: testing the tropical-temperate nest predation paradigm. *Oikos* 119: 719–729.
- Rotenberry, J. T.; Wiens, J. A. 1991. Weather and reproductive variation in shrubsteppe sparrows: a hierarquical analysis. *Ecology* 72: 1325-1335.
- Rubio, T. C.; Pinho, J. B. 2008. Biologia reprodutiva de *Synallaxis albilora* (Aves: Furnariidae) no Pantanal de Poconé, Mato Grosso. *Pap. Avulsos Zool. (São Paulo)* 48: 181–197.
- Ruiz-Gutierrez, V, Gavin, T. A.; Dhondt, A. A. 2008. Habitat fragmentation lowers survival of a tropical forest bird. *Ecological Applications* 18: 838-846.
- Ruiz-Gutiérrez, V.; Doherty P. F. Jr.; Santana E.; Martínez S. C.; Schondube, J.; Munguía, H. V.; Iñigo-Elias, E. 2012. Survival of resident Neotropical birds: Considerations for sampling and analysis based on 20 years of bird-banding efforts in Mexico. *Auk* 129: 500-509.
- Sæther, B.; Bakke, O. 2000. Avian life history variation and contribution of demographic traits to the population growth rate. *Ecology*, 81(3), 642-653.
- Saino, N.; Ninni, P.; Incagli, M.; Calza, S.; Møller, A. P. 2000. Begging and parental care in relation to offspring need and condition in the barn swallow (*Hirundo rustica*). *American Naturalist* 156: 637–649.

- Sandercock, B. K.; Beissinger, S. R.; Stoleson, S. H.; Melland, R. R.; Hughes, C. R. 2000. Survival rate of a neotropical parrot: implications for latitudinal comparisons of avian demography. *Ecology*, 81(5): 1351-1370.
- Sandercock, B. K.; Martin, K.; Hannon, S. J. 2005. Demographic consequences of age-structure in extreme environments: Population models for arctic and alpine ptarmigan. *Oecologia* 146:13–24.
- Sankamethawee, W.; Pierce, A. J.; Hardesty, B. D.; Gale, G. A. 2011. Seasonal variability in survivorship of cooperatively breeding tropical passerine. *Ecological research*, 26 (2): 429-436.
- Seber, G. A. F. 1965. A note on the multiple recapture census. *Biometrika* 52 249–259.
- Shaffer, M. 1987. Minimum viable populations: coping with uncertainty. In: M. E. Soulé (Ed.), *Viable Populations for Conservation*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Shaffer, M. L. 1981. Minimum viable population sizes for species conservation. *BioScience*, 31: 131-134.
- Sibley, C. G; Monroe Jr. B. L. 1990. *Distribution and taxonomy of birds of the world*. New Haven: Yale University Press.
- Sick, H. 2001. *Ornitologia Brasileira*. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro. 862 p.
- Siegel, R. B.; Tingley, M. W.; Wilkerson, R. L.; Howell, C. A.; Johnson, M.; Pyle, P. 2016. Age structure of Black-backed Woodpecker populations in burned forests. *American Ornithologists' Union*. Volume 133, pp. 69–78.
- Silva, J. V. C.; Conceição, B. S.; Anciães, M. 2012. Uso de florestas secundárias por aves de sub-bosque em uma paisagem fragmentada na Amazônia Central. *Acta Amazonica* 42(1): 73-80.

- Silveira, M. H. B.; Machado, C. G. 2012. Estrutura da comunidade de aves em áreas de caatinga arbórea na Bacia do Rio Salitre, Bahia, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 20(3), 161-172.
- Sim, I. M. W.; Rebecca, G. W.; Ludwig, S. C.; Grant, M. C.; Reid, J. M. 2011. Characterizing demographic variation and contributions to population growth rate in a declining population. *Journal of Animal Ecology* 80:159–170.
- Skalski, J. R.; Ryding, K. E.; Millspaugh, J. 2005. *Wildlife Demography. Analysis of Sex, Age, and Count Data*. Elsevier, Academic Press, Amsterdam.
- Skutch, A. F. 1949. Do tropical birds rear as many young as they can nourish? *Ibis* 91: 430–455.
- Slagsvold, T. 1982. Clutch size variation in passerine birds: the nest predation hypothesis. *Oecologia* 54: 159-169.
- Soulé, M. E. 1987. Introduction. Pp 1-10. In: M.E. Soulé (ed.). *Viable Populations for Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge. 189p.
- Stephens, J. L.; Rockwell, S. M.; Ralph, C. J.; Alexander, J. D. 2015. Decline of the Black Tern (*Chlidonias niger*) Population in the Klamath Basin, Oregon, 2001–2010. *Northwestern Naturalist* 96 (3): 196-204.
- Stouffer, P. C. 2007. Density, territory size, and long-term spatial dynamics of a guild of terrestrial insectivorous birds near Manaus, Brazil. *The Auk* 124: 291-306.
- Streby, H. M.; Loegering, J. P.; Andersen, D. E. 2012. Spot-Mapping underestimates song-territory size and use of mature forest by breeding golden-winged warblers in Minnesota, USA. *Wildlife Society Bulletin*, 36(1): 40-46.
- Stutchbury, B. J. M.; Morton, E. S. 2008. Recent advances in the behavioral ecology of tropical birds. *The Wilson journal of Ornithology* 120:26-37.

- Stutchbury, B. J. M.; Morton, E. S. 2001. Behavioral ecology of tropical birds. Academic Press, San Diego.
- Sutherland, W. J.; Freckleton, R. P.; Godfray, H. C. J.; Beissinger, S. R.; Benton, T.; Cameron, D. D.; Carmel, Y.; Coomes, D. A.; Coulson, T.; Emmerson, M. C. *et al.* 2013. Identification of 100 fundamental ecological questions. *Journal of Ecology* 101:58–67.
- Sutherland, W. J.; Newton, I.; Green, R. E. 2004. Bird ecology and conservation: a handbook of techniques. New York, Oxford University Press.
- Tamada, Katsumi. 2010. Relationship between Census Efforts and the Number of Species Encountered in Line Transect Censuses of Breeding Bird Populations in Woodland and Grassland Habitats of Eastern Hokkaido. *The Ornithological Society of Japan*. 9(1):55-65.
- Thogmartin, W. E.; Knutson, M. G.; Sauer, J. R. 2006. Predicting regional abundance of rare grassland birds with a hierarchical spatial count model. *The Condor*. 108: 25 – 46.
- Thompson, F. R. 2007. Factors affecting nest predation on forest songbirds in North America. *Ibis* 149:98–109.
- Toledo-Lima, G. S.; Oliveira Junior, T. M.; Macario, P.; Valdenor de Oliveira, D.; Pichorim, M. 2013. Notes on reproductive biology of two species of cracids in northeastern Brazil. *The Wilson Journal of Ornithology*, 125(3):665-669.
- Tomaz, V. C. 2009. Ocupação e hábitos alimentares do sabiá-da-praia *Mimus gilvus* (Aves: Mimidae), em uma área do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Van Houtan, K. S.; Bass, O. L.; Lockwood, J.; Pimm, S. L. 2010. Importance of estimating dispersal for endangered bird management. *Conservation Letters* 3:260–266.

- Venturini, A. C.; Ofranti, A. M. S.; Varejão, J. B. M.; Paz, P. R. 1996. Aves e mamíferos na restinga. SEDESU, Vitória, Parque estadual Paulo César Vinhas, Setiba, Guarapari, Espírito Santo.
- Verhulst, R., Balen, J. H.; Tinbergen, J. M. 1995. Seasonal Decline in Reproductive Success of the Great Tit: Variation in Time or Quality? *Ecological Society of America* 76: 2392-2403.
- Viana, I. R.; Zocche, J. J. 2016. Biologia Reprodutiva de *Falco sparverius* nos Campos de Cima da Serra e Planalto Serrano, Sul do Brasil *Ornithologia* 9(1):4-11.
- Weinberg, W. 1908. "Über den Nachweis der Vererbung beim Menschen". *Jahreshefte des Vereins für vaterländische Naturkunde in Württemberg* 64: 368–382.
- White, G. C.; Burnham, K. P. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46: 120-139.
- Wilkinson, N. I.; Langston, R. H. W.; Gregory, R. D.; Gibbons, D.W.; Marquiss, M. 2002. Capercaillie *Tetrao urogallus* abundance and habitat use in Scotland, in winter 1998–99, *Bird Study*, 49:2, 177-185.
- Wilson, S.; Martin, K. 2011. Life-history and demographi variation in an alpine specialist at the latitudinal extremes of the range. *Population Ecology*, 53: 459-471.
- Yang, C.; Liang, W.; Cai, Y.; Wu, J.; Shi, S.; Antonov, A. 2012. Variation in Russet Sparrow (*Passer cinnamomeus*) breeding biology in relation to small-scale altitudinal differences in China. *Zoological Science* 29:419–422.
- Zanette, L. 2001. Indicators of habitat quality and the reproductive output of a forest songbird in small and large fragments. *Journal of Avian Biology* 32: 38–46.
- Zanon, M. S. 2010. Distribuição, tamanho populacional e conservação de *Mimus gilvus* (Aves: Mimidae) no estado do Rio de Janeiro. Dissertação de Mestrado, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

- Zanon, M.; Mariana, M. V.; Alves, M. A. S. 2015. Missing for the last twenty years: the case of the southernmost populations of the Tropical Mockingbird *Mimus gilvus* (Passeriformes: Mimidae). *Zoologia (Curitiba): an international journal for zoology*, v. 32, p. 01-08.
- Zar, J. L. 2010. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, Englewood Cliffs.
- Zawadzki, J.; Zawadzka, D. 2012. Population decline of Capercaillies *Tetrao urogallus* in the Augustów Forest (NE Poland). *Acta Ornithologica* V. 47. N.2.