

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM CONSERVAÇÃO E
MANEJO DE RECURSOS NATURAIS – NÍVEL MESTRADO

WAGNER RAFAEL LACERDA

PREDAÇÃO DE PLANTAS JOVENS DE *Euterpe edulis* E INVASÃO DE LAVOURAS
DE MILHO POR *Sapajus nigritus* EM REMANESCENTES DE FLORESTA
ATLÂNTICA NO SUL DO BRASIL

CASCAVEL-PR

2013

WAGNER RAFAEL LACERDA

PREDAÇÃO DE PLANTAS JOVENS DE *Euterpe edulis* E INVASÃO DE LAVOURAS
DE MILHO POR *Sapajus nigratus* EM REMANESCENTES DE FLORESTA
ATLÂNTICA NO SUL DO BRASIL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação *Stricto Sensu* em Conservação e Manejo de Recursos Naturais – Nível Mestrado, do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Conservação e Manejo de Recursos Naturais

Área de Concentração: Conservação e Manejo de Recursos Naturais

Orientadora: Dr^a. Sandra Bos Mikich

CASCADEL-PR

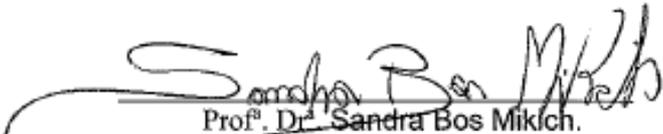
2013

FOLHA DE APROVAÇÃO

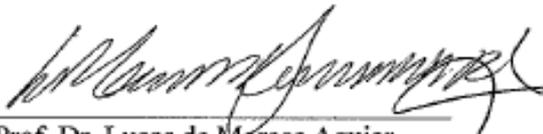
WAGNER RAFAEL LACERDA

“Predação de Plantas Jovens de *Euterpe edulis* e Invasão de Lavouras de Milho por *Sapajus nigrurus* em dois Remanescentes de Floresta Atlântica no Sul do Brasil”.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação stricto sensu em Conservação e Manejo de Recursos Naturais-Nível de Mestrado, do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Conservação e Manejo de Recursos Naturais, pela comissão Examinadora composta pelos membros:


Prof. Dr. Sandra Bos Mikich.
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Presidente/Orientadora)


Prof. Dr. José Flávio Cândido Júnior.
Universidade Estadual do Oeste do Paraná


Prof. Dr. Lucas de Moraes Aguiar
Universidade Federal da Integração Latino-Americana – Foz do Iguaçu

Aprovado em 18 de julho de 2013.

Local da defesa: Unioeste, Prédio de Salas de Aula, sala 56, Cascavel-PR.

Dedico à minha esposa Tatiane e à minha mãe Izabel

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus.

À Dra. Sandra Bos Mikich pela orientação, pelo conhecimento transmitido, pelo fornecimento de material e equipamento de campo, pelo gerenciamento financeiro do projeto, pela hospitalidade em minha breve passagem por Curitiba, PR e, principalmente, pela oportunidade de realizar o mestrado.

Aos colegas Gledson V. Bianconi e Fabiana Rocha-Mendes que, por diversas maneiras e em diferentes momentos, contribuíram para eu iniciar o mestrado.

Ao Programa de Pós-Graduação em Conservação e Manejo de Recursos Naturais, principalmente à coordenadora, Professora Dr^a. Norma Catarina Bueno e às assistentes Antônia Telles e Márcia Cruz, por toda a ajuda, paciência e presteza nas muitas situações em que precisei de auxílio.

À CAPES pela concessão da bolsa.

À Embrapa Florestas pelos recursos financeiros concedidos.

Ao Instituto Ambiental do Paraná (IAP) pelas autorizações para realizar os estudos.

A todos os professores da UNIOESTE com quem tive contato durante o mestrado, pelas contribuições à minha formação.

Ao Professor Dr. José Flávio Cândido Júnior pela acolhida em seu laboratório de Biologia da Conservação no período em que morei em Cascavel, PR e, principalmente, por toda a ajuda e experiência transmitida em diversos momentos.

Ao Professor Dr. Bartolomeu Tavares pelo espaço concedido para realizar o estágio em docência.

À D. Noeli, proprietária da pensão em que morei em Cascavel, pelo tratamento humano, hospitalidade e por fazer me sentir em casa.

Aos colegas de mestrado, Luís Eduardo Delgado, Marcelo Remor, Everton Tossetto e Simone Czarnobai, pelas discussões produtivas e descontração durante nossa convivência em Cascavel.

Ainda ao colega e médico veterinário Luís Eduardo Delgado (Dado), pelo companheirismo em Cascavel e no campo. Sempre com uma boa e inteligente conversa, além de ser um exemplo de pessoa e profissional.

Agradeço à Adriana de Almeida, Juliana Bombarda Ruim e Eduardo Sartore pela companhia e toda a ajuda em campo.

Aos colegas Marcelo Remor, Everton Tossetto, Enrico Sala de Andrade e ao Professor Dr. Rodrigo Cambará Printes, pela ajuda com a estatística.

Ao Carlos Rodrigo Brocardo pela ajuda com o software Distance e pela paciência em tirar todas as dúvidas sobre estimativa populacional.

A todos os funcionários das duas áreas de estudo, principalmente ao João, Esaú, José e ao Jair, pela essencial ajuda nas atividades em Fênix, PR e pelas conversas sobre os animais do Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo e ao Pelé no Parque Estadual Mata São Francisco por toda a ajuda.

À minha família pelo apoio e compreensão durante este período da minha vida, especialmente à minha mãe pelo exemplo de força e coragem e por toda a ajuda em todos os momentos.

À minha esposa Tatiane, pela paciência, compreensão e ajuda nos momentos críticos. Obrigado por caminhar ao meu lado, sempre!

“Se repará bem no ingá
No tom do jacarandá
Os seres vivos que há

Trinca-ferro, alma-de-gato
Saci-da-mata tempera a viola
Os seres vivos que há

Na trama da sapucaia
Macaco vai se enredar
O sapo vai coaxar
E a cobra sissibilar

Na hora do rompe ferro
Previsto de assombração
O curumim adormece
O curupira esse não”

Canção: Alma-de-gato
Compositores: Tavinho Moura e Murilo Antunes
Intérpretes: Pena Branca & Xavantinho

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS	xi
RESUMO GERAL	1
ABSTRACT	2

CAPÍTULO I - Densidade e abundância populacional de *Sapajus nigrilus* em remanescentes de Floresta Atlântica imersos em matriz agrícola no Sul do Brasil.....3

Resumo	4
Abstract	5
Introdução.....	6
Material e métodos.....	8
Resultados	12
Discussão	12
Referências Bibliográficas.....	16

CAPÍTULO II - Invasão de lavouras de milho por *Sapajus nigrilus* no entorno de remanescentes de Floresta Atlântica no sul do Brasil21

Resumo	22
Abstract	23
Introdução.....	24
Material e métodos.....	27
Resultados	36
Discussão	41
Referências Bibliográficas.....	46

CAPÍTULO III - Predação de plantas jovens do palmiteiro (*Euterpe edulis*) por *Sapajus nigrilus* em dois remanescentes de Floresta Atlântica no sul do Brasil54

Resumo	55
Abstract	56
Introdução.....	57

Material e métodos	58
Resultados	65
Discussão	67
Referências Bibliográficas.....	68
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	73

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

Figura 1. Localização dos fragmentos de Floresta Atlântica estudados no sul do Brasil (a), Estado do Paraná (b); Parque Estadual Vila Rica (c); Parque Estadual Mata São Francisco (d). Adaptado de Google Earth e da base de dados SOS Mata Atlântica (www.sosma.org.br) 10

CAPÍTULO II

Figura 1. Localização dos fragmentos de Floresta Atlântica estudados no sul do Brasil (a), Estado do Paraná (b); Parque Estadual Vila Rica (c); Parque Estadual Mata São Francisco (d). Adaptado de Google Earth e da base de dados SOS Mata Atlântica (www.sosma.org.br)28

Figura 2. Localização das parcelas A, B e C, do experimento de remoção de espigas de milho no Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo, Fênix-PR.....30

Figura 3. Localização das parcelas A, B e C, do experimento de remoção de espigas de milho no Parque Estadual Mata São Francisco, Santa Mariana-PR.....30

Figura 4. Vestígios de consumo de espigas de milho por *Sapajus nigritus* na borda da floresta.....33

Figura 5. Número de espigas de milho removidas por *Sapajus nigritus* em função da distância da parcela amostral em relação ao fragmento florestal. PEVR= Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo; PEMS= Parque Estadual Mata São Francisco37

Figura 6. Indivíduo juvenil de *Sapajus nigritus* saindo da lavoura carregando uma espiga de milho, em direção ao fragmento florestal38

Figura 7. Número de registros obtidos por radiotelemetria dos grupos de *Sapajus nigritus* no Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo, considerando a proximidade com as lavouras e a disponibilidade do milho...41

CAPÍTULO III

Figura 1. Localização dos fragmentos de Floresta Atlântica estudados no sul do Brasil (a), Estado do Paraná (b); Parque Estadual Vila Rica (c); Parque Estadual Mata São Francisco (d). Adaptado de Google Earth e da base de dados SOS Mata Atlântica (www.sosma.org.br).....61

Figura 2. Planta jovem de *Euterpe edulis* marcada com canudo plástico numerado63

Figura 3. Parcela de exclusão de predadores (fechada) de *Euterpe edulis*, ladeada por parcela controle (aberta), marcada em amarelo64

Figura 4. Número de plantas jovens de *Euterpe edulis* predadas e não predadas por tipo de ambiente (alterado e conservado) no PEVR (A) e PEMSf (B); número de palmitos predados por área de estudo (C)65

Figura 5. Número de plantas jovens de palmito (*Euterpe edulis*) classificadas por altura, predadas e não predadas no PEVR (A) e PEMSf (B)66

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1. Tamanho médio de grupos, densidade e abundância relativa de *Sapajus nigritus* no Parque Estadual Vila Rica (PEVR) e Parque Estadual Mata São Francisco (PEMSF), dois remanescentes de Floresta Atlântica do sul do Brasil 12

Tabela 2. Densidade populacional de *Sapajus nigritus* em diferentes localidades brasileiras 14

CAPÍTULO II

Tabela 1. Características dos pontos de observação de invasão de lavouras de milho por *Sapajus nigritus* nos Parques Estaduais Vila Rica do Espírito Santo (pontos 1 a 12) e Mata São Francisco (pontos 13 a 24), Estado do Paraná, Brasil 35

Tabela 2. Número de espigas de milho removidas/mês por *Sapajus nigritus* no entorno de dois remanescentes de Floresta Atlântica no sul do Brasil, entre os meses de março e julho de 2012..... 37

Tabela 3. Comparativo entre número de indivíduos visíveis durante o evento, número de investidas e duração dos eventos (em minutos) de invasão de lavouras por *Sapajus nigritus* para os Parques Estaduais Vila Rica do Espírito Santo e Mata São Francisco..... 40

RESUMO GERAL

Dentre as espécies da fauna que, em um primeiro momento, podem não sofrer efeitos negativos devido à fragmentação de habitats, está o macaco-prego (*Sapajus nigritus*). Este primata, endêmico da Mata Atlântica, apresenta dieta generalista e alta plasticidade comportamental, permitindo sua sobrevivência mesmo em ambientes sob forte influência antrópica. No entanto, algumas de suas populações tornam-se numerosas nesse tipo de habitat e podem representar uma ameaça real ou potencial à biodiversidade. Adicionalmente, podem provocar danos às lavouras no entorno imediato dos remanescentes florestais que habitam, caracterizando-as como populações-problema. Visando aumentar o conhecimento sobre esse tipo de situação, este estudo buscou conhecer os parâmetros populacionais de *S. nigritus* em duas áreas protegidas de Floresta Atlântica no Sul do Brasil e entender os eventuais efeitos de uma população elevada da espécie sobre a invasão de lavouras de milho e sobre a predação de plantas jovens do palmito (*Euterpe edulis*), um recurso-chave para a comunidade de frugívoros em muitas áreas. Os resultados indicaram uma densidade populacional muito alta para uma das áreas, provavelmente devido ao controle da caça, histórico recente de perturbação das áreas, estado de conservação e estrutura da floresta. Como reflexo, verificou-se haver relação entre o tamanho populacional e as taxas de predação de plantas jovens de palmito, bem como um maior consumo do milho nos períodos em que este recurso está disponível. Recomenda-se o monitoramento dessa população visando seu manejo, a fim de que sejam subsidiadas medidas de controle populacional da espécie para a área.

Palavras-chave: densidade populacional; invasão de culturas; populações-problema; *Euterpe edulis*

ABSTRACT

Among the species of fauna that, at first, may not be adversely affected by habitat fragmentation, is the capuchin monkey (*Sapajus nigritus*), primate endemic to the Atlantic Forest which has a generalist diet and high behavioral plasticity, allowing their survival even in environments under strong anthropogenic influence. However, some of their populations in this habitat type may represent an actual or potential threat to biodiversity, and cause damage to the crops in the immediate surroundings of the remaining forests they inhabit, characterizing populations problem. To increase knowledge about this kind of situation, this study sought to know the population parameters of *S. nigritus* in two protected areas of Atlantic Forest in southern Brazil and understand the possible effects of a high population of the species on the invasion of corn and predation on young plants of palm (*Euterpe edulis*), a key resource for frugivorous community in many areas. The results indicated a very high population density to one of the areas, probably due to the control of hunting, recent history of disturbance areas, state of conservation and forest structure. As a consequence, there was a relationship between population size and predation rates of young plants of palm, as well as higher consumption of corn in the periods in which this feature is available. It is recommended that monitoring of this population seeking their management in order to be subsidized population control measures of the species to the area.

Key-words: population density; crop-raiding; problem-populations; *Euterpe edulis*

CAPÍTULO I

Densidade e abundância populacional de *Sapajus nigrurus* em remanescentes de Floresta Atlântica imersos em matriz agrícola no Sul do Brasil

Resumo

Densidade e abundância populacional de *Sapajus nigritus* em remanescentes de Floresta Atlântica imersos em matriz agrícola no Sul do Brasil

A quase completa substituição da vegetação nativa da Floresta Atlântica pela agricultura e pecuária gerou uma matriz alterada onde estão inseridos fragmentos de diferentes tamanhos e históricos de uso e degradação. Neste estudo, a densidade populacional de *Sapajus nigritus* foi estimada em dois remanescentes florestais cercados por cultivos agrícolas no sul do Brasil. Nós utilizamos o método de transecções lineares entre setembro de 2011 e janeiro de 2013, percorrendo 344,08 km em uma área e 216 km em outra. Foram registrados 119 e 35 avistamentos, respectivamente. Na primeira área a densidade populacional de *Sapajus nigritus* foi de 92,15 indivíduos/km², e 32,10 indivíduos/km² para a segunda área. Enquanto o valor mais baixo está dentro dos limites encontrados para a espécie ao longo de sua distribuição geográfica, o valor de 92,15 indivíduos/km² está entre os mais elevados já registrados. Além da oferta de alimento de origem antrópica pelos cultivos, fatores como baixa pressão de caça e predação, além da composição e estrutura da floresta podem estar relacionados às densidades encontradas.

Palavras-chave: densidade populacional; Cebidae; distance sampling; fragmentação florestal

Abstract

Density and population abundance of *Sapajus nigritus* in remnants of Atlantic Forest immersed in agricultural matrix in southern Brazil

The almost complete replacement of the native vegetation of the Atlantic Forest by agriculture and livestock generated an altered matrix in which are embedded fragments of different sizes and historical use and degradation. In this study, the population density of *Sapajus nigritus* was estimated in two forest fragments surrounded by agricultural crops in southern Brazil. We use the method of linear transect between September 2011 and January 2013, covering 344.08 km in area and 216 km in another. We recorded 119 sightings and 35, respectively. In the first area the population density of *Sapajus nigritus* was 92.15 individuals / km², and 32.10 individuals / km² for the second area. While the lowest value is within the limits found for the species throughout its geographical distribution, the value of 92.15 individuals / km² is among the highest ever recorded. In addition to offering food crops by anthropogenic factors such as low hunting pressure and predation, as well as composition and forest structure may be related to the densities found.

Key words: population density; Cebidae; distance sampling; forest fragmentation.

1. Introdução

As alterações antrópicas, como a fragmentação de habitats e a pressão de caça, podem alterar a estrutura das comunidades e a determinação e/ou regulação de suas densidades populacionais (PERES e CUNHA, 2011). Assim, uma das primeiras e principais etapas para o planejamento conservacionista *in situ* é a aplicação de levantamentos e amostragens, tendo como objetivo central estimar parâmetros como abundância e densidade populacional (CULLEN Jr. e VALLADARES-PÁDUA, 1997; AGUIAR, 2006).

Informações sobre a densidade populacional da fauna são importantes para subsidiar estudos de fragmentação de habitats, avaliar o status de populações, indicar a viabilidade da conservação de determinadas áreas em detrimento de outras e monitorar flutuações populacionais ao longo do tempo (STONER, 1994; CULLEN JR. e VALLADARES-PÁDUA, 1997; CHIARELLO e MELO, 2001; RUDRAN e FERNANDEZ-DUQUE, 2003). Portanto, são essenciais para auxiliar no manejo de áreas naturais e, principalmente, de Unidades de Conservação, já que estas têm como principal objetivo proteger, em longo prazo, amostras significativas e viáveis da biodiversidade nativa de uma determinada região (PERES e CUNHA, 2011).

Em relação aos mamíferos da Floresta Atlântica, censos populacionais realizados em diferentes localidades encontraram uma relação positiva entre a abundância das espécies e o tamanho dos fragmentos florestais (CHIARELLO, 1999; CULLEN Jr. *et al.*, 2000; CHIARELLO e MELO, 2001). Por outro lado, a fragmentação pode simplificar a comunidade de mamíferos por meio do desaparecimento de predadores de topo de cadeia trófica ou da falta de competidores por recursos, o que pode resultar em um aumento populacional de algumas espécies (REDFORD, 1992; PERES e DOLMAN, 2000; TERBORGH *et al.*, 2001; LINK *et al.*, 2000). Além disso, espécies com elevada plasticidade ecológica podem ser mais tolerantes ou até mesmo se adaptar às novas condições impostas pelo habitat fragmentado (GONZÁLES-SOLÍS *et al.*, 2001).

Dentre as espécies que têm sido encontradas em fragmentos alterados, está o macaco-prego (*Sapajus nigritus* Goldfuss 1809). Endêmico da Floresta Atlântica, *Sapajus nigritus* está distribuído no Brasil desde a margem direita do

Rio Doce, no Estado de Minas Gerais até o norte do Rio Grande do Sul, sendo limitado a oeste pelo Rio Paraná (VILANOVA *et al.*, 2005; RYLANDS *et al.*, 2005). Esta espécie era classificada dentro do gênero *Cebus* que, recentemente foi dividido por Lynch-Alfaro *et al.* (2012) em dois gêneros, sendo que em *Sapajus* foram alocadas as espécies de porte robusto com tufo de pelos no alto da cabeça e em *Cebus* permaneceram as espécies de porte esguio/grácil e sem tufo de pelos na cabeça.

Este primata apresenta dieta generalista, além de grande plasticidade comportamental, características que permitem sua sobrevivência em ambientes com influência antrópica (ROCHA, 2000; BERNARDO e GALETTI, 2004; LUDWIG *et al.*, 2006). Nos últimos anos, durante trabalhos realizados com *Sapajus nigritus* em fragmentos florestais, foram registrados eventos de consumo de itens alimentares de origem antrópica, como cultivos agrícolas e plantios comerciais de pinus (GALETTI e PEDRONI, 1994; ROCHA, 2000; SIEMERS, 2000; VIDOLIN e MIKICH, 2004; LUDWIG *et al.*, 2006; MIKICH e LIEBSCH, 2009). Situações potencialmente conflituosas como essas, entre a fauna silvestre e o ser humano, podem comprometer a conservação da espécie ou os esforços para a conscientização dos proprietários rurais quanto à importância da manutenção dos remanescentes florestais.

Além do consumo de itens cultivados pelo homem, em estudos realizados em um pequeno fragmento de Floresta Atlântica do Estado do Paraná, sul do Brasil, foi registrada uma elevada densidade populacional de *Sapajus nigritus* (VIDOLIN e MIKICH, 2004), aliada ao consumo, em altas taxas, de plantas jovens de palmito-juçara (*Euterpe edulis*) (MIKICH e OLIVEIRA, 2003), considerado espécie-chave para a área (MIKICH e SILVA, 2001; MIKICH, 2002). Portanto, a extinção local ou baixa densidade dessa palmeira podem afetar fortemente a comunidade de frugívoros (JORDANO *et al.*, 2006).

Diante da pouca compreensão dos fatores que podem levar a problemas de invasão de culturas relacionados a uma espécie silvestre, este estudo teve como objetivo principal analisar e comparar as densidades populacionais e abundâncias de *Sapajus nigritus* em dois remanescentes de Floresta Atlântica, ambos cercados por cultivos agrícolas.

2. Material e métodos

2.1. Áreas de estudo

Nós conduzimos o estudo em dois fragmentos de Floresta Atlântica no Estado do Paraná, Sul do Brasil (Figura 1). As áreas, localizadas no Terceiro Planalto Paranaense, representam a fisionomia da outrora extensa Floresta Estacional Semidecidual (FES) que, devido ao intenso processo de fragmentação, atualmente é composta por uma paisagem de remanescentes florestais com pouca ou nenhuma conexão, devido à matriz de áreas cultivadas e à degradação ou ausência de florestas ciliares (MIKICH e SILVA, 2001; TOREZAN, 2002). Da área original ocupada pela FES no Paraná, hoje restam aproximadamente 2,3% dessa formação florestal (IPARDES, 2010). Diante disso, os fragmentos estudados, assim como os remanescentes próximos, são considerados áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade da Floresta Atlântica (MMA, 2002; PARANÁ, 2009), são eles:

O Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PEVR) - Localizado no município de Fênix sob as coordenadas (23°55'S – 51°57'W), região centro-oeste do Estado, possui área de 354 ha, limitado por cultivos de milho e soja (gêneros *Zea* e *Glycine*, respectivamente) e pelos rios Ivaí e Corumbataí. Há mais de uma década são registrados grupos de *S. nigritus* invadindo lavouras de milho no entorno deste fragmento florestal (MIKICH e OLIVEIRA, 2003). A maior parte de sua extensão é ocupada por floresta secundária que, em função do tempo de desenvolvimento (quase 400 anos), assemelha-se às florestas primárias alteradas da região, com exceção de alguns trechos de vegetação em estágio intermediário, onde até a década de 1980 havia um viveiro de mudas e ainda hoje podem ser encontradas espécies exóticas como a amoreira (*Morus nigra*) e a goiabeira (*Psidium guajava*) (MIKICH e SILVA, 2001; MIKICH, 2002; MIKICH e OLIVEIRA, 2003).

O clima, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cfa (Subtropical-úmido mesotérmico), com verões quentes sempre úmidos sem estação seca e geadas pouco frequentes. A precipitação média anual é de 1.000 mm, sendo que o período mais chuvoso vai de dezembro a fevereiro e o menos chuvoso de junho

a agosto. A temperatura do mês mais quente é superior a 22° C e do mês mais frio inferior a 18° C (MIKICH e OLIVEIRA, 2003).

Nesta área, a única espécie de primata com população residente é *Sapajus nigritus*, embora Rocha-Mendes *et al.* (2005), em entrevistas realizadas com moradores antigos do município de Fênix, tenham obtido registros de ocorrência do bugio-ruivo (*Alouatta clamitans*), apontado como ocasional para a região. Durante o presente estudo, no mês de outubro de 2011, foi registrado por meio da vocalização, um indivíduo adulto de *A. clamitans* no interior do parque, mas não foi possível obter o registro visual e nem saber qual a procedência do animal. Além disso, sua presença como espécie residente não foi confirmada nos meses seguintes.

A outra área de estudo é o Parque Estadual Mata São Francisco (PEMSF), localizado entre os municípios de Santa Mariana e Cornélio Procópio (23°15'S – 50°45'W), região norte do Estado, na bacia do rio das Cinzas. É a maior área protegida da região, com 832,5 ha (TOMÉ *et al.*, 1999), e está cercada por plantios de milho, soja e cana-de-açúcar (esta última do gênero *Saccharum*). Há relatos de funcionários do parque sobre a invasão de lavouras de milho por *S. nigritus*, embora esse comportamento ainda não tenha sido documentado para esta área.

Antes de ser transformada em Parque Estadual, em 1994, a área sofreu com a exploração madeireira, principalmente para a retirada da peroba-rosa (*Aspidosperma polyneuron* M. Arg.) e a caça, esta última ainda presente nos dias de hoje, embora não existam indícios de que seja uma pressão sobre as espécies de primatas que ocorrem no PEMSF (*Sapajus nigritus* e *Alouatta clamitans*). Na década de 1950 sofreu um incêndio florestal que atingiu aproximadamente 20% de sua área total. Como consequência, apresenta muitos indícios de degradação, com alta incidência de clareiras, capim-colônião (*Panicum maximum* J. Acq.), cipós e taquaras (*Lasiacis* sp.), formando densos emaranhados (TOMÉ *et al.*, 1999).

O clima da região, segundo classificação de Köppen, caracteriza-se como subtropical úmido, seco no inverno, com temperatura média anual acima de 10° C e, no mês mais quente, fevereiro, acima de 22° C. A precipitação média anual é de 1.443 mm distribuídos irregularmente ao longo do ano (TOMÉ *et al.*, 1999).

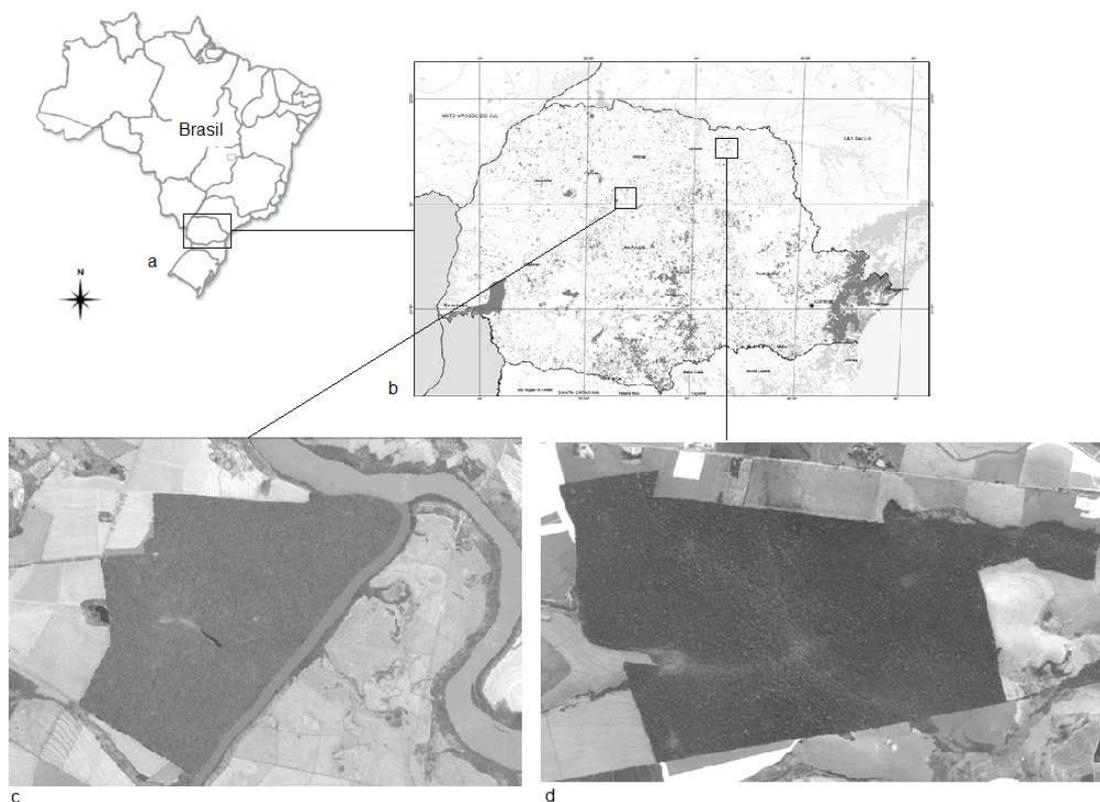


Figura 1. Localização dos fragmentos de Floresta Atlântica estudados no Estado do Paraná (a, b); Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (c); Parque Estadual Mata São Francisco (d). Adaptado de Google Earth e base de dados SOS Mata Atlântica (www.sosma.org.br)

2.2. Coleta de dados

Realizamos amostragens mensais entre setembro de 2011 e outubro de 2012 no PEVR e de fevereiro de 2012 a janeiro de 2013 na PEMSF, seguindo protocolos padronizados (BUCKLAND, 2001; PERES, 1999) para amostragens de distância (Distance Sampling). Nós percorremos os transectos entre 06:00 h e 11:30 h e entre 13:30 h e 18:00 h, com velocidade média de 1,5 km/h.

No PEVR utilizamos cinco trilhas (transecções) pré-existentes de diferentes comprimentos: 0,9 km, 1,16 km, 1,64 km, 2,0 km e 2,9 km, totalizando 8,6 km. No PEMSF selecionamos duas trilhas pré-existentes, sendo que uma delas foi ampliada, além de terem sido abertas mais duas, totalizando quatro trilhas com os seguintes comprimentos: 0,9 km, duas com 1 km cada e outra com 1,6 km, totalizando 4,5 km. Por se tratarem de duas Unidades de Conservação, não foi possível abrir transectos de grandes extensões. Dessa forma, duas das trilhas

pré-existentes utilizadas para realizar as amostragens no PEVR possuíam formato circular. Como nesses casos há possibilidade de recontagem de um mesmo grupo, situação prevista por Peres (1999) no caso de primatas que formam grandes grupos ou quando estes são pouco coesos, um único grupo poderia fornecer vários registros de avistamentos. De fato, no PEVR foram registrados neste estudo grupos com mais de 35 indivíduos (W. R. Lacerda, in press.) e, no passado, com até 56 indivíduos (S. B. Mikich, com. pess.). Nestes casos, conforme recomendado por Peres e Cunha (2011), cada agrupamento de animais foi tratado de forma independente. Esta medida foi tomada desde que os animais do primeiro avistamento se deslocassem no sentido contrário ao do percurso do observador, ou seja, somente se os animais se deslocassem para áreas já amostradas no transecto (AGUIAR, 2006). De forma similar, no PEMSF ao final de dois transectos, não havia meios para caminhar até outro transecto, sendo necessário retornar pelo mesmo caminho. Nesses casos, ao finalizar o percurso, houve uma pausa de, pelo menos uma hora, antes de se retornar realizando nova amostragem.

Para o cálculo de densidade, utilizamos o software Distance 6.0 (<http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>). Como no PEMSF o número de avistamentos foi inferior ao mínimo recomendado por Buckland *et al.*, (2001), as distâncias perpendiculares de avistamentos das duas áreas foram usadas em conjunto para gerar a largura efetiva de trilha (ESW), reduzindo assim o coeficiente de variação (CV) da densidade.

O tamanho dos grupos foi estimado pela média dos grupos observados ou pela regressão do viés de tamanho do grupo, desde que significativo (nível $\alpha \leq 0,15$). Para a análise de densidade, utilizamos vários filtros (excluindo *outliers* e truncando várias distâncias), a fim de obter um maior valor de GOF (*Goodness of Fit*), tendo sido obtido o valor de largura efetiva (ESW= 17,35 m) para as duas áreas e CV= 6,74%. Nós selecionamos como função de detecção o modelo que obteve o menor AIC (*Akaike's Information Criterion*) (BUCKLAND, *et al.*, 2001) que, neste caso, foi "Half-normal" com coseno. Após essas análises, foram utilizadas a melhor função de detecção e o melhor ajuste dentro da função para se chegar à densidade. A abundância relativa de *Sapajus nigritus* foi determinada como o número de avistamentos de grupos por 10 km percorridos e pelo número de indivíduos registrados a cada 10 km percorridos.

3. Resultados

No PEVR, ao longo de quatorze meses consecutivos de amostragem, o esforço foi de 344,08 km percorridos, resultando em 119 avistamentos de *Sapajus nigrinus*. No PEMSF, durante os doze meses consecutivos amostrados, percorremos 216 Km, resultando em 35 avistamentos.

Nós encontramos diferenças na densidade e abundância entre as duas áreas, bem como no tamanho médio dos grupos (Tabela 1). De acordo com esses resultados, a população de *Sapajus nigrinus* no PEVR seria de 326 ($\pm 16,77$) indivíduos (mínimo e máximo de 226 – 470, IC=95%). Já no PEMSF a população seria de 253 ($\pm 17,29$) indivíduos (média de 173 – 370, IC=95%).

Tabela 1. Tamanho médio de grupos, densidade e abundância relativa de *Sapajus nigrinus* no Parque Estadual Vila Rica (PEVR) e Parque Estadual Mata São Francisco (PEMSF), dois remanescentes de Floresta Atlântica do sul do Brasil.

Área	Tamanho médio de grupo	Densidade (indiv./km ²) ± erro padrão	Intervalo 95%	Abundância indiv./10 km (avistamentos de grupos/10 km)
PEVR	9,60	92,15 ± 15,46	63,90 – 132,89	33,23 (3,46)
PEMSF	6,10	32,10 ± 5,26	20,83 – 44,44	10,50 (1,73)

4. Discussão

A densidade de *Sapajus nigrinus* encontrada para o PEMSF está dentro dos limites registrados para a espécie ao longo de sua distribuição geográfica. No entanto, o PEVR apresenta densidade elevada em comparação à maioria das outras áreas, exceto a Mata Doralice, localizada no norte do Estado do Paraná, onde o valor máximo estimado por Ludwig *et al.* (2005) foi similar ao aqui encontrado, ainda que por outro método (Tabela 2).

Alguns fatores podem colaborar para a alta densidade observada no PEVR, como as baixas pressões de predação e de caça. Na região onde se insere o parque, os predadores naturais de primatas, como aves de rapina e

felinos de grande porte, não apresentam populações residentes (MIKICH e OLIVEIRA, 2003; ROCHA-MENDES *et al.*, 2005). Quanto à caça, Rocha-Mendes *et al.* (2005) obtiveram alguns relatos de *Sapajus nigritus* como alvo de caçadores, como forma de retaliação aos danos nos cultivos de milho no entorno da área. No entanto, durante o presente estudo não foram encontradas evidências de que isto ocorra no PEVR nos dias de hoje. No PEMSF a situação é semelhante, havendo registros esporádicos somente da suçuarana (*Puma concolor*) como potencial predador de *Sapajus nigritus* na região. Em relação à caça, da mesma forma não encontramos evidências de que este primata seja procurado por caçadores.

Outro fator que pode contribuir para altas abundâncias de algumas espécies de primatas é a compensação de densidade (PERES e DOLMAN, 2000; GONZÁLES-SOLÍS *et al.*, 2001). Este fenômeno ocorre no nível da comunidade e pode permitir um aumento na abundância de determinadas espécies, devido à eliminação de espécies competidoras por recursos. A alta densidade populacional de *Sapajus nigritus* no PEVR pode ter como um dos fatores responsáveis esse fenômeno, pois nessa área além de não haver outra espécie de primata, o principal potencial competidor é o quati (*Nasua nasua*) que, aparentemente, ocorre em menores densidades (MIKICH, S. B.; dados não publicados). No PEMSF, onde *S. nigritus* apresenta parâmetros populacionais mais baixos, seus potenciais competidores, *Alouatta clamitans* e *N. nasua*, estão presentes, mesmo que em baixas densidades (LACERDA, W. R.; dados não publicados).

Tabela 2. Densidade populacional de *Sapajus nigratus* em diferentes localidades brasileiras.

Local (Estado)	Tamanho da área (ha)	Formação florestal	Densidade (indiv./km ²)	Metodologia	Distância percorrida (km)
¹ Mata Doralice (PR)	170	FES ^A	54 – 94	Área de vida e tamanho de grupos	-
² PEVR (PR)	354	FES ^A	92,15	Transecto linear	344,1
³ PEVR (PR)	354	FES ^A	66 – 76	Transecto linear	-
⁴ Mata ciliar, Rio Paraná (PR)	-	FES ^A	51	Transecto linear	56,7
⁵ FBR Monal (SP)	374,0	FES ^A	43,98	Transecto linear	35,1
⁶ PE Mata dos Godoy (PR)	680	FES ^A	29 – 36	Área de vida e tamanho de grupos	-
² PEMSF (PR)	832,5	FES ^A	32,10	Transecto linear	216,0
⁷ Mata São José (SP)	230,0	FES ^A	24,5	Transecto linear	125
⁸ Reserva Linhares (ES)	21,800	FOD ^B	24,3	Transecto linear	59,8 (média)
⁸ Reserva M7/317 (ES)	260,0	FOD ^B	19,5	Transecto linear	59,8 (média)
⁵ FBR Sarã (SP)	501,0	FES ^A	15,34	Transecto linear	68,3
⁹ PE Carlos Botelho (SP)	37.644	FOD ^B	10,5	Transecto linear	667,35
¹⁰ Serra de Paranapiacaba (SP)	140.000	FOD ^B	3,52 – 5,31	Transecto linear	352,4

PE = Parque Estadual; FBR = Fazenda Barreiro Rico; ^A = Floresta Estacional Semidecidual; ^B = Floresta Ombrófila Densa

Referências: ¹Ludwig *et al.*, 2005; ²Este estudo; ³Vidolin e Mikich, 2004; ⁴Aguiar *et al.*, 2011; ⁵Martins, 2005; ⁶Rocha, 2001;

⁷Bernardo e Galetti, 2004; ⁸Chiarello e Melo, 2001; ⁹Brocardo, 2011; ¹⁰González-Solís *et al.*, 2001

Outro aspecto importante é que no PEVR a população de *Sapajus nigritus* encontra condições diferentes das observadas no PEMSF, uma vez que aquela área é composta por uma floresta madura, com melhor estrutura da vegetação em relação ao PEMSF. Mesmo na porção de floresta secundária em estágio intermediário de regeneração do PEVR, há grande disponibilidade de frutos, inclusive com a presença de espécies zoocóricas exóticas. Ali foram registrados grupos de *Sapajus nigritus*, principalmente em atividade de forrageio. No PEMSF, observamos diversas clareiras, constituindo grandes áreas de descontinuidade do estrato arbóreo, reduzindo a área disponível para *Sapajus nigritus*, além da presença de taquaras e lianas em grande volume em muitos trechos.

Quanto ao entorno das áreas, devido ao intenso processo de transformação dos habitats naturais em cultivos agrícolas e pastagens, ambas compartilham algumas características, como a presença de lavouras de soja e milho em seu entorno imediato. Este último é utilizado como recurso alimentar por *Sapajus nigritus* nos dois locais de estudo, principalmente no PEVR (Santos *et al.*, 2007; W. R. Lacerda, dados não publicados). Distante aproximadamente 80 km do PEMSF, está localizado outro remanescente florestal, a Mata Doralice, onde *Sapajus nigritus* faz uso do milho cultivado no entorno para se alimentar e onde também foi registrada uma elevada densidade populacional (54 – 94 indiv./km²) para este primata (LUDWIG *et al.*, 2005).

No PEVR, entre os anos de 1999 e 2000, foi conduzido um estudo sobre a densidade populacional de *Sapajus nigritus* que registrou valores elevados, entre 66 e 76 indiv./km² (VIDOLIN e MIKICH, 2004). Na época, o milho era um recurso plantado e colhido duas vezes ao ano, assim como na Mata Doralice. No presente estudo, embora o milho tenha sido cultivado durante menos tempo no PEVR do que era na época do estudo anterior, a alta densidade para a área manteve-se, sugerindo que a população de *Sapajus nigritus* continua encontrando condições favoráveis para sua manutenção na área.

Uma vez que o milho está disponível no entorno das duas áreas de estudo e as pressões de predação e caça são baixas, os valores de densidade populacional de *Sapajus nigritus* sugerem que a estrutura da floresta e o estado de conservação das mesmas podem influenciar as diferenças nesse

parâmetro populacional, embora essa hipótese, bem como o fenômeno de compensação de densidade precisem ser melhor investigados.

5. Referências bibliográficas

- Aguiar, L. M. (2006). *Os primatas do corredor do alto rio Paraná (Região de Porto Rico, Estados do Paraná e Mato Grosso do Sul): ocorrência, georreferenciamento e parâmetros populacionais*. Dissertação de mestrado, Paraná, Brasil: Universidade Federal do Paraná.
- Aguiar, L. M., Ludwig, G., Roper, J. J., Svoboda, W. K., Navarro, I. T., Passos, F. C. (2011). Howler and capuchin monkey densities in riparian forests on islands and adjacent shores on the upper Paraná river, southern Brazil. *Neotropical Primates*, 18(2), 39-43.
- Bernardo, C. S. S., Galetti, M. (2004). Densidade e tamanho populacional de primatas em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21, 827-832.
- Buckland, S., Tanderon, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L., Thomas, L. (2001). *Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Oxford. Oxford University Press.
- Chiarello, A. G. (1999). Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, 89, 71-82.
- Chiarello, A. G., Melo, F. R. (2001). Primate population densities and size in Atlantic Forest remnants of Northern Espírito Santo, Brazil. *International Journal of Primatology*, 22(3), 379-396.
- Cullen Jr., L., Valladares-Pádua, C. (1997). Método para estudos de ecologia, manejo e conservação de primatas na natureza. In: Valladares-Pádua, C., Bodmer, R. E., Cullen Jr., L. *Manejo e conservação da vida silvestre no Brasil* (pp. 239-269). Brasília. Sociedade Civil Mamirauá/CNPq.
- Cullen Jr., L., Bodmer, R. E., Valladares-Pádua, C. (2000). Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic Forest, Brazil. *Biological Conservation*, 95, 49-56.

- Galetti, M., Pedroni, F. (1994). Seasonal diet of capuchin monkeys (*Cebus apella*) in a semideciduous forest in south-east, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 10, 27-39.
- González-Solís, J., Guix, J. C., Mateos, E., Llorens, L. (2001). Population density of primates in a large fragment of the Brazilian Atlantic Rainforest. *Biodiversity Conservation*, 10, 1267-1282.
- IPARDES (2010). Dinâmica Ambiental do Estado do Paraná. Nota Técnica IPARDES, 13. 36p.
- Jordano, P., Galetti, M., Pizo, M. A., Silva, W. R. (2006). Ligando frugivoria e dispersão de sementes à Biologia da Conservação. In: Rocha, C. F. D., Bergallo, H. G., Sluys, M. V., Alves, M. A. S. *Biologia da Conservação: essências* (pp. 411-436). Editora Rima, São Paulo.
- Link, A., Luna, A. G., Alfonso, F., Giraldo-Beltran, P., Ramírez, F. (2000). Initial effects of the fragmentation on the density of three Neotropical primates species in two-lowland forests of Colombia. *Endangered Species Research*, 13, 41-50.
- Ludwig, G., Aguiar, L. M., Rocha, V. J. (2005). Uma avaliação da dieta, da área de vida e das estimativas populacionais de *Cebus nigritus* (Goldfuss, 1809) em um fragmento florestal no norte do Estado do Paraná. *Neotropical Primates*, 13(3), 13-18.
- Ludwig, G. Aguiar, L. M. Rocha, V. J. (2006). Comportamento de obtenção de *Manihot esculenta* Crantz (Euphorbiaceae), mandioca, por *Cebus nigritus* (Goldfuss, 1809) (Primates, Cebidae) como adaptação alimentar em períodos de escassez. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(3), 888-890.
- Lynch-Alfaro, J. W., Boubli, J. P., Olson, L. E., Di Fiore, A., Wilson, B., Gutiérrez-Espeleta, G. A., Chiou, K. L., Schulte, M., Neitzel, S., Ross, V., Schwochow, D., Nguyen, M. T. T., Farias, I., Janson, C. H., Alfaro, M. E. (2012). Explosive Pleistocene range expansion leads to widespread Amazonian sympatry between robust and gracile capuchin monkeys. *Journal of Biogeography*, 39, 272-288.
- Martins, M. M. (2005). Density of primates in four Semi-deciduous Forest fragments of São Paulo, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 14, 2321-2329.

- Mikich, S. B., Silva, S. M. (2001). Composição florística e fenologia das espécies zoocóricas de remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil. *Acta Botânica Brasílica*, 15(1), 89-113.
- Mikich, S. M. (2002). A dieta frugívora de *Penelope superciliaris* (Cracidae) em remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil e sua relação com *Euterpe edulis* (Arecaceae). *Ararajuba*, 10(2), 207-217.
- Mikich, S. B., Oliveira, K. L. (2003). *Revisão do plano de manejo do Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo*. Mater Natura. Curitiba. Fundo Nacional do Meio Ambiente.
- Mikich, S. B., Liebsch, D. (2009). O macaco-prego e os plantios de *Pinus* spp. *Comunicado técnico*. Embrapa Florestas, 234, 1-5.
- Ministério do Meio Ambiente. (2002). *Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros*. Brasília.
- Paraná. (2009). Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos / Instituto Ambiental do Paraná. Estabelece e define o mapeamento das Áreas Estratégicas para a Conservação e a Recuperação da Biodiversidade do Estado do Paraná e dá outras providências. Resolução nº 005, de 27 de setembro de 2009. Disponível em <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao_ambiental/Legislacao_estadual/RESOLUCOES/RESOLUCAO_SEMA_IAP_05_2009_AREAS_PRIORITARAS.pdf>. Acesso em: 30 jul. 2011
- Peres, C. A. (1999). General guidelines for standardizing line-transect surveys of tropical primates. *Neotropical Primates*, 7(1), 11-16.
- Peres, C. A., Dolman, P. M. (2000). Density compensation in neotropical primate communities: evidence from 56 hunted and nonhunted Amazonian forests of varying productivity. *Oecologia*, 122, 175-189.
- Peres, C. A., Cunha, A. A. (2011). Manual para censo e monitoramento de vertebrados de médio e grande porte por transecção linear em florestas tropicais. *Wildlife Technical Series*. Wildlife Conservation Society, Brasil.
- Redford, K. H. (1992). The empty Forest. *Bioscience*, 42, 412-422.

- Rocha-Mendes, F., Mikich, S. B., Bianconi, G. V., Pedro, W. A. (2005). Mamíferos do município de Fênix, Paraná, Brasil: etnozootologia e conservação. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(4), 991-1002.
- Rocha, V. J. (2000). Macaco-prego: como controlar esta nova praga florestal? *Floresta*, 30, 95-99.
- Rocha, V. J. (2001). *Ecologia de mamíferos de médio e grande portes no Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina (PR)*. Tese de doutorado. Curitiba, Paraná: Universidade Federal do Paraná.
- Rudran, R., Fernandez-Duque, E. (2003). Demographic changes over thirty years in a red howler population in Venezuela. *International Journal of Primatology*, 24(5), 925-947.
- Rylands, A. B., Kierulff, M. C. M., Mittermeier, R. A. (2005). Notes of the taxonomy and distribution of the tufted capuchin monkeys (*Cebus*, Cebidae) of South America. *Lundiana*, 6, 97-110.
- Santos, C. V.; Morais Jr., M. M.; Oliveira, M. M.; Mikich, S. B.; Ruiz-Miranda, C. R.; Moore, K. P. L. (2007). Ecologia, manejo e comportamento de primatas invasores e populações-problema. In: Bicca-Marques, J. C. (Ed.). *A Primatologia no Brasil*, 10, 101-118. Porto Alegre.
- Siemers, B. M. (2000). Seasonal variation in food resource and forest strata used by brown capuchin monkeys (*Cebus apella*) in a disturbed forest fragment. *Folia Primatologica*, 71, 181-184.
- Stoner, K. E. (1994). Population density of the mantled howler monkey (*Alouatta palliate*) at La Selva Biological Reserve, Costa Rica: a new technique to analyze census data. *Biotropica*, 26(3), 332-340.
- Terborgh, J., Lopez, L., Nuñez, P. V., Rao, M., Shahabuddin, G., Orihuela, G., Riveros, M., Ascanio, R., Adler, G. H., Lambert, T. D., Balbas, L. (2001). Ecological meltdown in predator-free Forest fragments. *Science*, 294, 1923-1926.
- Tomé, M. V. D., Miglioranza, E., Vilhena, A. H. T., Fonseca, E. P. (1999). Composição florística e fitossociológica do Parque Estadual Mata São Francisco. *Revista do Instituto Florestal*, 11(1), 12-23.
- Torezan, J. M. D. (2002). Notas sobre a vegetação da bacia do Rio Tibagi. In: Medri, M. E., Bianchini, E., Shibatta, O. A., Pimenta, J. A. *A bacia do Rio Tibagi* (pp. 103-108). Londrina.

- Vidolin, G. P., Mikich, S. B. (2004). *Cebus nigrinus* (Primates: Cebidae) no P.E. Vila Rica do Espírito Santo, Fênix-PR: estimativa populacional e área de vida, composição e dinâmica de grupos. *In: Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação* (pp. 196-205). Curitiba, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza.
- Vilanova, R., Silva-Júnior, J. S. E., Grelle, C. E. V., Marroig, G., Cerqueira, R. (2005). Limites climáticos e vegetacionais das distribuições de *Cebus nigrinus* e *Cebus robustus* (Cebinae, Platyrrhini). *Neotropical Primates*, 13(1), 14-19.

CAPÍTULO II

Invasão de lavouras de milho por *Sapajus nigratus* no entorno de remanescentes de Floresta Atlântica no sul do Brasil

Resumo

Invasão de lavouras de milho por *Sapajus nigritus* no entorno de remanescentes de Floresta Atlântica no sul do Brasil

Conflitos entre produtores agrícolas e animais silvestres representam uma questão de crescente preocupação. No Brasil são frequentes os relatos de *Sapajus nigritus* utilizando fontes de alimento de origem antrópica (pomares e plantios e agrícolas), com destaque para o milho, em lavouras situadas no entorno de remanescentes florestais. Identificar fatores envolvidos nessa relação é importante para subsidiar propostas de manejo visando minimizar os danos. Realizamos dois experimentos com o objetivo de compreender alguns fatores relacionados ao acesso deste primata a plantios de milho, bem como quantificar a remoção de espigas em lavouras no entorno de dois remanescentes de Floresta Atlântica no Estado do Paraná, com diferentes densidades populacionais de *S. nigritus*. Verificou-se que na área com maior população foram removidas 16,7% (n= 251) e na outra 4% (n= 60) das espigas marcadas. Em ambas a remoção foi superior nos primeiros 5 m do plantio a partir da borda, indicando que *S. nigritus* na maioria das vezes não se afasta dos fragmentos para obter esse recurso. A maior parte dos registros ocorreu no início da manhã e final da tarde, com duração máxima de 30 minutos. A presença de árvores nas bordas, com galhos ou cipós pendendo sobre a lavoura ou próximo a ela, parece atuar como fator facilitador. Por outro lado, a presença de gramíneas altas e densas parece ter limitado o acesso desses primatas aos plantios. Os resultados sugerem que a configuração da interface entre o ambiente florestal e produtivo tem influência sobre os danos. Recomenda-se como manejo desse ambiente para diminuir os danos, manter uma distância superior a 15 m entre a lavoura e os fragmentos ou ser feito o plantio de outra cultura, de baixo porte e não atrativa para *S. nigritus* nessa zona de contato ou limitar o acesso ao milho por meio do uso de cercas-vivas e da poda de galhos sobre os plantios.

Palavras-chave: invasão de culturas; conflitos com fauna silvestre; populações problema; manejo de fauna.

Abstract

Conflicts between farmers and wild animals are an issue of increasing concern. In Brazil there are frequent reports of *Sapajus nigritus* using food sources of anthropogenic origin (orchards and plantations and agricultural), especially for maize, in fields located around the forest remnants. Identify factors involved in this relationship is important to support management proposals to minimize the damage. Two experiments were conducted in order to understand factors related to access to this primate corn plantations, as well as the removal of ears of maize recorded in crops in around two remnants of Atlantic Forest in Paraná, with differences in population density of *S. nigritus*. It was found that the area of greatest population were removed 16.7% (n = 251) and another 4% (n = 60) of the ears checked. In both the removal was higher in the first 5 m of the plantation from the edge, indicating that *S. nigritus* most often do not withdraw from fragments to get this feature. Most records occurred in the early morning and late afternoon, with a maximum duration of 30 minutes. The presence of trees on the edges, with branches or vines overhanging farming or close to it, seems to act as a facilitating factor. On the other hand, the presence of tall grasses and thick seems to have limited access to these primates plantations. The results suggest that the configuration of the interface between the environment and forest production have an influence on the damage. The recommended management of this environment to lessen the damage, keep a distance of 15 m between the crop and the fragments to be done or the planting of another culture, the down-sized and not attractive to *S. nigritus* this contact zone or limit access to maize through the use of hedges and pruning of branches on the plantations.

Key words: crop raiding; wildlife conflicts; problem populations; fauna management.

1. Introdução

Assim como a caça e a modificação e perda de habitats, conflitos entre humanos e a fauna silvestre representam uma questão de crescente preocupação para a conservação de algumas espécies e populações, devido ao aumento de atividades como agricultura e pecuária (KUMAR, 2012; STRUM, 2010; FUNGO, 2011). Ecossistemas e habitats naturais estão sendo rapidamente modificados pelo homem, o que significa que mais espécies de animais serão obrigadas a explorar novos recursos, muitas vezes forrageando em plantios agrícolas e florestais, inclusive no entorno de áreas protegidas (LEE e PRISTON, 2005; STRUM, 2010; HILL e WALLACE, 2012).

Danos causados por invasões de vertebrados a culturas agrícolas representam uma forma predominante de conflito entre humanos e a vida silvestre ao longo dos limites de áreas protegidas (NAUGHTON-TREVES *et al.*, 1998), sendo que tais danos são causados por espécies como elefantes (SITATI *et al.*, 2003; CHIYO *et al.*, 2005; WEBBER *et al.*, 2011), javalis (CAI *et al.*, 2008; SAITO *et al.*, 2012; SCHLAGETER e HAAG-WACKERNAGEL, 2012) e diversos primatas (LEE e PRISTON, 2005; WALLACE e HILL, 2012). O comportamento de invasão de áreas produtivas por médios e grandes mamíferos pode ser visto como uma extensão de suas estratégias de forrageamento (SUKUMAR, 1990; STRUM, 1994).

Embora a escassez de itens naturais de suas dietas e a superpopulação possam contribuir para que mamíferos invadam ou aumentem os níveis de invasão de lavouras, eles também são conhecidos por invadir áreas produtivas mesmo quando seus alimentos naturais não são escassos, devido à maior produtividade, palatabilidade e valor nutritivo de espécies cultivadas em comparação às espécies nativas (SUKUMAR, 1990; STRUM, 1994; NAUGHTON-TREVES *et al.*, 1998). Primatas e elefantes, por exemplo, são conhecidos por forragear em áreas agrícolas quando a disponibilidade de culturas proporciona melhores oportunidades de alimentação, como oferta constante ao longo do tempo ou itens concentrados em uma determinada área (SUKUMAR, 1990; NAUGHTON-TREVES *et al.*, 1998).

Segundo Hill (2000), a invasão de lavouras por primatas não é algo novo e algumas espécies têm muito sucesso no consumo de cultivos. Por

apresentarem uma vasta plasticidade ecológica, serem oportunistas, com hábitos alimentares generalistas, primatas como babuínos na África (HILL, 2000; WARREN, 2008) e orangotangos na Ásia (MARCHAL e HILL, 2009; CAMPBELL-SMITH *et al.*, 2010 e 2012) têm grande facilidade para adaptarem-se às novas condições de oferta e obtenção de recursos. Sua flexibilidade comportamental e capacidade de aprender rapidamente são fatores que os tornam bem sucedidos e potencialmente problemáticos quando habitam áreas próximas a assentamentos humanos (ELSE, 1991). Espécies de primatas que causam danos a cultivos e áreas produtivas são frequentemente tratadas como pragas ou pestes, uma vez que acarretam perdas aos produtores, incluindo financeiras (HILL, 2000; ROCHA, 2000). No entanto, Santos *et al.* (2007) recomendam referir-se a primatas nessas condições como “populações-problema”, uma vez que situações de conflito e perdas causadas por primatas são normalmente localizadas e conseqüentemente relacionadas a alguns grupos ou populações, e não a toda a espécie.

A invasão de culturas por primatas ocorre mais notadamente na África, onde espécies como babuínos (*Papio hamadryas ursinus* e *Theropithecus gelada*) consomem cana-de-açúcar, manga, feijão, mandioca, milho, batata-doce, banana, trigo, cevada, ervilha e pinus, em países como Uganda, Nigéria, Zimbábue e África do Sul (HILL, 2000; TWEHEYO *et al.*, 2005; KATSVANGA *et al.*, 2006; WARREN, 2008; HENZI *et al.*, 2011). Na Tanzânia, o colobo-vermelho (*Procolobus kirkii*) invade plantações para consumir coco (SIEG e STRUHSAKER, 1999) e o chimpanzé (*Pan troglodytes*) consome cana-de-açúcar, mandioca, milho, batata-doce, banana entre outros, num total de 17 culturas diferentes, em países como Uganda e Nigéria (TWEHEYO *et al.*, 2005; HOCKINGS e HUMBLE, 2009). Na Ásia, como já relatado, há primatas invadindo cultivos, como orangotangos (*Pongo abelli*) em diversas lavouras em Sumatra (MARCHAL e HILL, 2009; CAMPBELL-SMITH *et al.*, 2010), onde macacos de cauda longa (*Macaca fascicularis*) consomem banana e manga (MARCHAL e HILL, 2009). No Sri-Lanka há relatos de *Macaca sinica* e *Trachypithecus vetulus* se alimentando de plantios de coco e banana (NIJMAN e NEKARIS, 2010). Nesses dois continentes, os conflitos envolvendo a fauna local e, principalmente, agricultores de subsistência, representam uma das maiores ameaças à conservação e um dos maiores problemas enfrentados

pelos gestores de áreas protegidas (HILL *et al.*, 2002; HILL e WALLACE, 2012).

Na região neotropical há poucos estudos sobre primatas invadindo cultivos agrícolas (ESTRADA, 2006). Entretanto é importante salientar que estudos com esse enfoque são recentes em todo o mundo (STRUM, 2010). No Brasil, foram realizados trabalhos sobre algumas espécies do gênero *Sapajus* (macacos-prego) nos quais são relatados eventos de consumo de lavouras de milho, cana-de-açúcar e mandioca, além de plantios de pinus na região sul do país (GALETTI e PEDRONI, 1994; SIEMERS, 2000; MIKICH e OLIVEIRA, 2003; LUDWIG *et al.*, 2006; FREITAS *et al.*, 2008; RÍMOLI *et al.*, 2008; MIKICH e LIEBSCH, 2009).

Fatores ambientais, tais como a presença abundante de recursos e a produtividade de algumas espécies vegetais, bem como a variação sazonal dos recursos e do número de espécies competidoras, podem ser determinantes na composição da dieta de primatas do gênero *Sapajus* (TERBORGH, 1983; BROWN e ZUNINO, 1990; PERES, 1991; STEVENSON *et al.*, 2000; FREITAS *et al.*, 2008). A dieta de algumas espécies desse gênero pode ser influenciada pelo aprendizado, sendo que alguns indivíduos do grupo podem incluir novos itens e, mais importante, transmitir esse conhecimento para outros membros do bando e para as novas gerações (VISALBERGHI e FRAGASZY, 1995; ROCHA, 2000; OTTONI e IZAR, 2008; MANNU e OTTONI, 2009).

Na região sul do Brasil, em áreas de Floresta Atlântica, a espécie de macaco-prego encontrada é *Sapajus nigritus* (VILANOVA *et al.*, 2005; LYNCH-ALFARO *et al.*, 2012). Esta espécie apresenta grande flexibilidade comportamental e capacidade de aprendizado, sendo capaz de se adaptar e lidar com condições variáveis e adversas do ambiente e, em certa medida, com impactos causados por influências antrópicas (BROWN e ZUNINO, 1990; GALETTI e PEDRONI, 1994). Em alguns casos essa adaptação comportamental e ecológica, expressa pelo uso oportunístico ou mesmo a incorporação de novos itens à sua dieta (p. ex. milho e pinus), permite à espécie suportar os efeitos da fragmentação e perda de habitat (ROCHA, 2000; BERNARDO e GALETTI, 2004; LUDWIG *et al.*, 2006).

As tendências globais de destruição de habitats tem legitimado o estudo de primatas envolvidos em conflitos com humanos, por tratar-se de uma

questão crítica de manejo conservacionista (STRUM, 2010), uma vez que essas situações podem gerar atitudes negativas por parte dos humanos em relação às espécies envolvidas nos conflitos (NEWMARK *et al.*, 1994; STRUM, 1994) e, conseqüentemente, interferir nos esforços para a conservação das demais espécies e dos ambientes naturais (NAUGHTON-TREVES, 1997; HILL *et al.*, 2002). Existe, portanto, uma necessidade urgente de compreender estes conflitos, os fatores envolvidos e as possíveis abordagens para minimizar o problema.

Dessa forma, visando gerar informações para subsidiar o manejo de populações-problema de *Sapajus nigritus*, este estudo teve como objetivos qualificar e quantificar os danos causados por esta espécie a lavouras de milho no entorno de dois fragmentos de Floresta Atlântica.

2. Material e métodos

2.1. Áreas de estudo

Nas regiões norte e centro-oeste do Estado do Paraná, sul do Brasil, a quase completa substituição da vegetação nativa pela pecuária e agricultura, especialmente cultivos de café, algodão, trigo e, mais recentemente, soja e milho, além da cana-de-açúcar, em expansão, gerou uma matriz alterada na qual estão inseridos fragmentos de diferentes tamanhos e históricos de uso e degradação (VIANA e PINHEIRO, 1998; BORNSCHEIN e REINERT, 2000; MIKICH e SILVA, 2001; de PAULA e RODRIGUES, 2002; SOARES e MEDRI, 2002). Da área original ocupada pela fitofisionomia da Floresta Estacional Semidecidual no Paraná, hoje restam aproximadamente 2,3% dessa formação florestal (IPARDES, 2010). Diante disso, os fragmentos estudados, assim como os remanescentes próximos, são considerados áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade da Floresta Atlântica (MMA, 2002; PARANÁ, 2009).

O presente estudo foi realizado no entorno de dois remanescentes de Floresta Atlântica, mais especificamente em áreas da fitofisionomia Floresta Estacional Semidecidual (FES), nos Parques Estaduais Vila Rica do Espírito Santo (PEVR) e Mata São Francisco (PEMSF) (Figura 1). Estima-se que

atualmente restem menos de 3% da área original ocupada pela FES neste Estado (IPARDES, 2010).

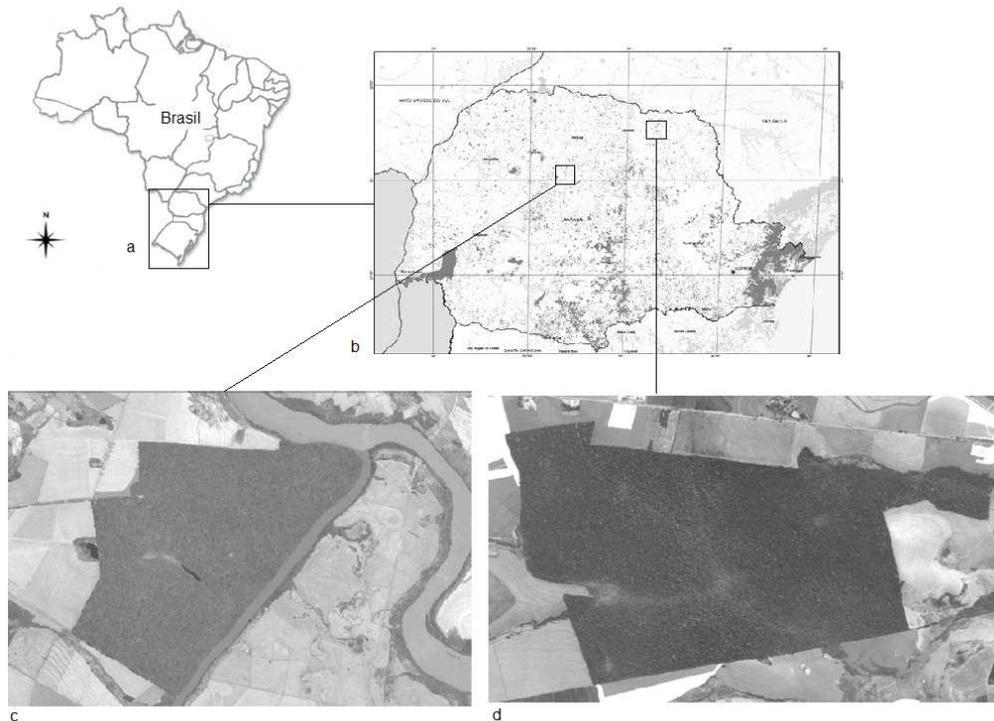


Figura 1. Localização dos fragmentos de Floresta Atlântica estudados no sul do Brasil (a), Estado do Paraná (b); Parque Estadual Vila Rica (c); Parque Estadual Mata São Francisco (d). Adaptado de Google Earth e da base de dados SOS Mata Atlântica (www.sosma.org.br)

O PEVR localiza-se na região centro-oeste do Paraná, município de Fênix ($23^{\circ}55'S - 51^{\circ}57'W$), possui área de 354 ha de floresta secundária, em sua maioria em estágio avançado de regeneração (MIKICH e SILVA, 2001). Está limitado pelos rios Ivaí e Corumbataí, bem como por extensas lavouras de milho e soja. Durante o período de realização deste estudo, essas monoculturas foram cultivadas separadamente em dois períodos diferentes ao longo do ano, a soja durante a “safra”, entre os meses de agosto e fevereiro e o milho no período conhecido como “safrinha”, entre os meses de março e julho.

O clima, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cfa (Subtropical-úmido mesotérmico), com verões quentes sempre úmidos sem estação seca e geadas pouco frequentes. A precipitação média anual é de 1.000 mm, sendo que o período mais chuvoso vai de dezembro a fevereiro e o menos chuvoso

de junho a agosto. A temperatura do mês mais quente é superior a 22° C e do mês mais frio inferior a 18° C (MIKICH e OLIVEIRA, 2003).

No PEVR, a densidade populacional de *Sapajus nigritus* foi estimada em 92,15 indivíduos/km², um dos maiores valores já registrados para a espécie em toda sua área de ocorrência (ver Capítulo 1).

O PEMSF encontra-se na região norte do Paraná, na bacia do rio das Cinzas, entre os municípios de Santa Mariana e Cornélio Procópio (23°15'S – 50°45'W). Possui área de 832,5 ha e, segundo Tomé *et al.* (1999) apresenta alto grau de degradação devido à exploração madeireira irregular antes de se tornar uma área protegida em 1994. Seu entorno está ocupado por extensos cultivos de milho, soja e cana-de-açúcar e, com exceção desta última, há um rodízio no plantio de milho e soja assim como observado no PEVR.

O clima da região, segundo classificação de Köppen, caracteriza-se como subtropical úmido, seco no inverno, com temperatura média anual acima de 10° C e, no mês mais quente, fevereiro, acima de 22° C. A precipitação média anual é de 1.443 mm distribuídos irregularmente ao longo do ano (TOMÉ *et al.*, 1999).

Para o PEMSF a densidade populacional de *Sapajus nigritus* foi estimada em 30,43 indivíduos/km², valor que está dentro dos limites comumente registrados para esta espécie (ver Capítulo 1).

2.2. Coleta de dados

2.2.1. Experimento de remoção de espigas

Entre os meses de março e julho de 2012, foram dispostas três parcelas (A, B e C), nas divisas dos remanescentes florestais estudados com as lavouras do entorno, para quantificar e qualificar a remoção de espigas de milho por *Sapajus nigritus* (Figuras 2, 3). Cada parcela era composta por cinco linhas paralelas de 50 m cada adentrando as plantações a partir da sua borda com a floresta. Entre as linhas, foi guardada uma distância de 50 m e em cada linha, a cada 5 m foram marcados, com fita colorida, pés de milho que tiveram contados o número de espigas até totalizar o número de 10, distribuídas entre os pés de milho marcados. O ponto “0” de marcação de pés de milho era a

primeira fileira em relação à borda do remanescente florestal, de tal forma que cada parcela continha 500 espigas marcadas.



Figura 2. Localização das parcelas A, B e C, do experimento de remoção de espigas de milho no Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo, Fênix-PR.

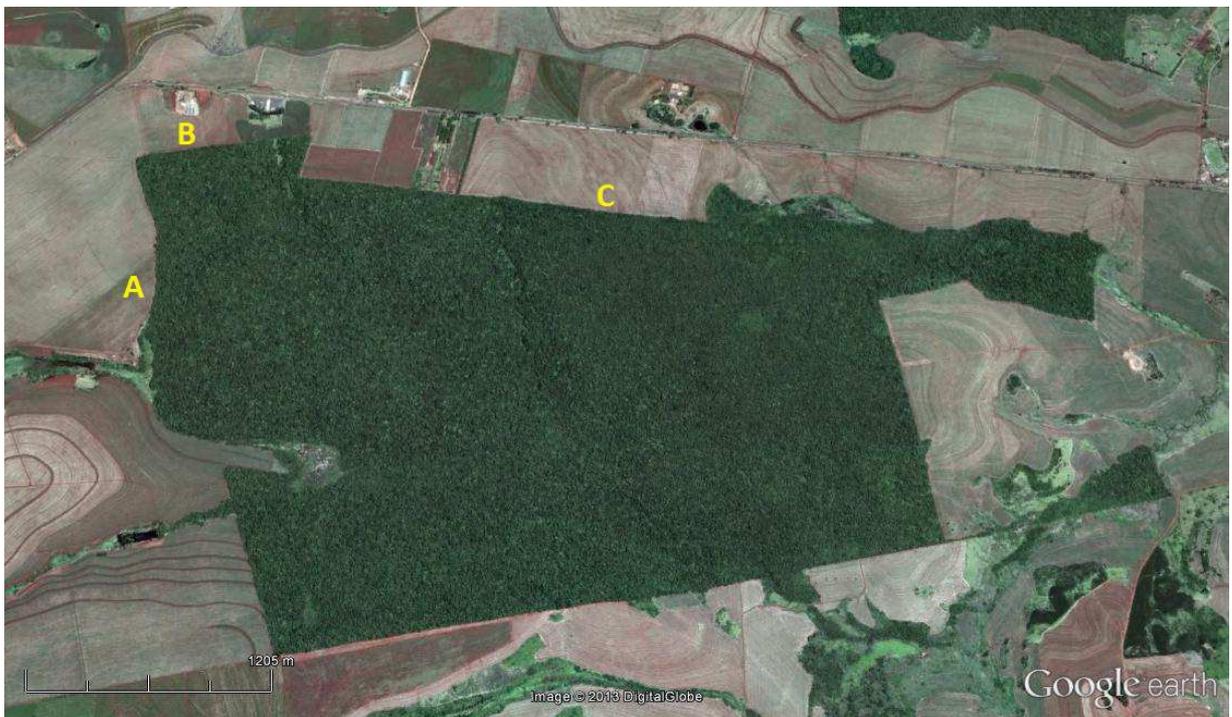


Figura 3. Localização das parcelas A, B e C, do experimento de remoção de espigas de milho no Parque Estadual Mata São Francisco, Santa Mariana-PR.

Mensalmente, desde a fase de desenvolvimento do milho conhecida como “boneca” (espiga com aproximadamente 10 cm de comprimento), que ocorreu no mês de março, até a colheita em julho, o número de espigas marcadas e que foram removidas a cada intervalo de 5 m foi contabilizado. Não houve reposição das espigas removidas/consumidas.

Em função de observações prévias (conduzidas por S.B. Mikich) sobre o comportamento das principais espécies consumidoras desse recurso (*S. nigritus*, *Nasua nasua*, *Pecari tajacu* e *Tayassu pecari*), constatou-se que *S. nigritus* remove as espigas do local sem causar danos às plantas, enquanto as demais derrubam os pés de milho para se alimentar. Dessa forma, todas as remoções de espigas marcadas desacompanhadas de sinais de danos às plantas foram atribuídas a esse primata.

Nós utilizamos o teste de correlação de Spearman para verificar se havia correlação entre a distância dos fragmentos florestais e os intervalos de distância de remoção de espigas de milho por *Sapajus nigritus*.

2.2.2. Observações de invasão de lavouras

Além do experimento anterior (remoção de espigas) também monitoramos, com auxílio de binóculo (12 x 50), doze pontos (1 a 12) no PEVR e o mesmo número de pontos (13 a 24) no PEMSF, todos na divisa da floresta com as lavouras de milho. Cada ponto foi amostrado durante 30 minutos por dia, dois dias por mês, de abril a agosto de 2012, sendo que os pontos foram os mesmos ao longo dos meses. Embora a colheita tenha sido feita em julho, optamos por realizar a amostragem até o mês seguinte para verificar se os grupos continuavam próximos à borda e/ou adentrando a lavoura em busca de espigas caídas no solo. As observações foram realizadas entre 07:00h – 11:30h e 13:30h – 18:00h, totalizando 60 h de observação para cada área de estudo. Durante a permanência nos pontos registramos os eventos em que *Sapajus nigritus* adentrou as lavouras de milho a partir da borda da floresta. Para este estudo caracteriza-se “evento” como toda vez em que no mínimo um indivíduo de *S. nigritus* saiu do fragmento florestal, adentrou a lavoura e voltou para o fragmento carregando pelo menos uma espiga de milho. Utilizando o

método *Ad libitum* (ALTMAN, 1974), para cada registro nós anotamos os seguintes dados: data, hora, ponto de observação, número de indivíduos, comportamento eventualmente observados e número de investidas, esta última caracterizada como cada vez em que um indivíduo saiu do fragmento e adentrou a lavoura de milho.

Cada ponto de observação foi caracterizado de acordo com a presença ou ausência de aceiro (espaço desbastado de vegetação no entorno do fragmento) ou estrada de terra separando o fragmento florestal das lavouras, distância entre o fragmento e a lavoura, presença de cercas de arame, lianas, cipós ou cercas-vivas nas divisas, bem como de galhos de árvores pendendo sobre as lavouras (Tabela 1). No PEVR as cercas-vivas eram compostas pelo arbusto espinhoso conhecido como coroa-de-cristo (*Euphorbia milii*), e no PEMSF por uma espécie exótica de gramínea, o capim-colonião (*Panicum maximum* J. Acq.).

Além da amostragem em pontos fixos de observação, durante os meses em que o milho esteve disponível, a interface entre as lavouras e as bordas dos fragmentos florestais estudados foi percorrida durante os deslocamentos entre um ponto de observação e outro, permitindo a observação de vestígios de consumo de milho por *Sapajus nigritus* em diversos trechos. Esses vestígios eram representados por: 1. Palha que recobre as espigas depositada nos galhos das árvores ou cerca nas bordas dos fragmentos (Figura 4), 2. Acúmulo de palha de milho e fezes de *Sapajus nigritus* no solo, 3. Espigas sem nenhum grão abandonadas no solo, logo abaixo das árvores da borda ou no interior dos fragmentos. Nesse caso vale ressaltar que foram encontradas espigas a até 30 m da borda em direção ao interior do remanescente.



Figura 4. Vestígios de consumo de espigas de milho por *Sapajus nigritus* na borda da floresta.

2.3. Radiotelemetria

No PEVR, nos meses de dezembro de 2011, fevereiro e março de 2012, três indivíduos (machos adultos) de *Sapajus nigritus*, de grupos distintos, foram capturados e munidos de rádio-transmissores (Advanced Telemetry Systems™, Serie M1900). O objetivo era monitorar sua movimentação no interior da área, verificando se ela seria alterada em função da variação da disponibilidade do milho nas divisas com a floresta ao longo do ano.

A escolha dos locais para colocação das estações de captura (plataformas de cevas e armadilhas) foi feita com base em um monitoramento mensal da espécie que vinha sendo realizado desde setembro de 2011. A ceva foi realizada com milho verde ofertado em plataformas de madeira instaladas em três ou quatro pontos distintos da área simultaneamente e monitoradas pelos funcionários do PEVR quanto à frequência diária de consumo. Pontos com baixo consumo foram alterados, até que três pontos apresentassem alto consumo e frequência de visitação por *Sapajus nigritus*. Nesse momento (aproximadamente um mês após o início da ceva), armadilhas de arame galvanizado medindo 1,15 X 0,40 X 0,60 cm, modelo Tomahawk, cevadas com

milho foram instaladas no nível do solo nesses locais. Essas foram mantidas abertas durante 3-4 dias para adaptação à sua presença e avaliação do ingresso dos animais no interior das mesmas. Passado esse período, as armadilhas foram armadas, utilizando sistema de desarme automático, acionado por pedal ou gancho.

Uma vez capturados, os indivíduos foram contidos fisicamente e quimicamente por um veterinário e os rádio-transmissores instalados após coleta de dados morfométricos e avaliação da saúde do animal.

O monitoramento dos indivíduos munidos de rádio foi feito de janeiro de 2012 a janeiro de 2013 com auxílio de antena (Telonics™, modelo RA-14K VHF) e receptor (Communications Specialists, Inc.™, modelo R1000), incluindo, portanto, um período com milho disponível e outro indisponível no entorno do PEVR.

O procedimento consistia em percorrer de forma aleatória, durante dois dias completos por mês, entre 06:00h e 12:00h e entre 13:00h e 18:00h, todas as trilhas no interior do PEVR, bem como suas divisas com as lavouras de milho, registrando a posição dos indivíduos marcados em relação a este recurso.

Foram considerados registros realizados próximos às lavouras de milho aqueles em que o indivíduo munido de rádio-colar estivesse a, no máximo, 100 metros de distância em relação às lavouras. Os demais foram considerados distantes da lavoura, ou seja, realizados no interior do fragmento florestal. Para efeito de independência entre um registro e outro do mesmo indivíduo, foi respeitado um intervalo de uma hora entre registros subsequentes.

Tabela 1. Características dos pontos de observação de invasão de lavouras de milho por *Sapajus nigritus* nos Parques Estaduais Vila Rica do Espírito Santo (pontos 1 a 12) e Mata São Francisco (pontos 13 a 24), Estado do Paraná, Brasil.

Características	Pontos de observação																							
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Distância da lavoura em relação à borda (metros)	2	4	4	5	2	8	5	5	4	6	6	6	4	5	4	3	3	1	10	5	9	4	0	0
Aceiro/estrada	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
Cerca-viva								X	X	X							X	X	X	X	X	X	X	X
Cerca de arame	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X												
Lianas / cipós										X						X	X	X	X	X		X	X	
Galhos sobre lavoura					X											X	X	X			X	X	X	X

Legenda: X indica presença.

3. Resultados

3.1. Experimento de remoção de espigas

Durante o monitoramento das parcelas no PEVR, nós contabilizamos a remoção de 251 (16,7%) das 1500 espigas de milho marcadas. A maioria (n= 116) foi removida da primeira fileira do plantio de milho, localizada até 5 m de distância em relação à borda do fragmento (Figura 5). De fato, verificou-se uma relação negativa entre a distância com o fragmento e a taxa de remoção de espigas pelos macacos-prego ($P= 0,8309$; $P<0,05$).

No PEMSF foram removidas 60 espigas do total de 1.500 marcadas no início do experimento, representando apenas 4% do total. Dessas, 43 espigas foram removidas da primeira fileira do plantio, a uma distância de até 5 m em relação à borda do fragmento (Figura 5). Para esta área também foi encontrada forte relação negativa entre a distância a partir do fragmento florestal e a taxa de remoção de espigas ($P= 0,8899$; $P<0,05$).

No 1º mês após a marcação, nenhuma espiga de milho foi removida. No 2º mês, no entanto, houve o maior número de remoções (n= 23), registrado para a parcela C, sendo este praticamente nulo (n= 1) no 3º mês. Nas parcelas A e B, a remoção de espigas ocorreu em quantidades parecidas ao final do 2º e do 3º mês (Tabela 2).

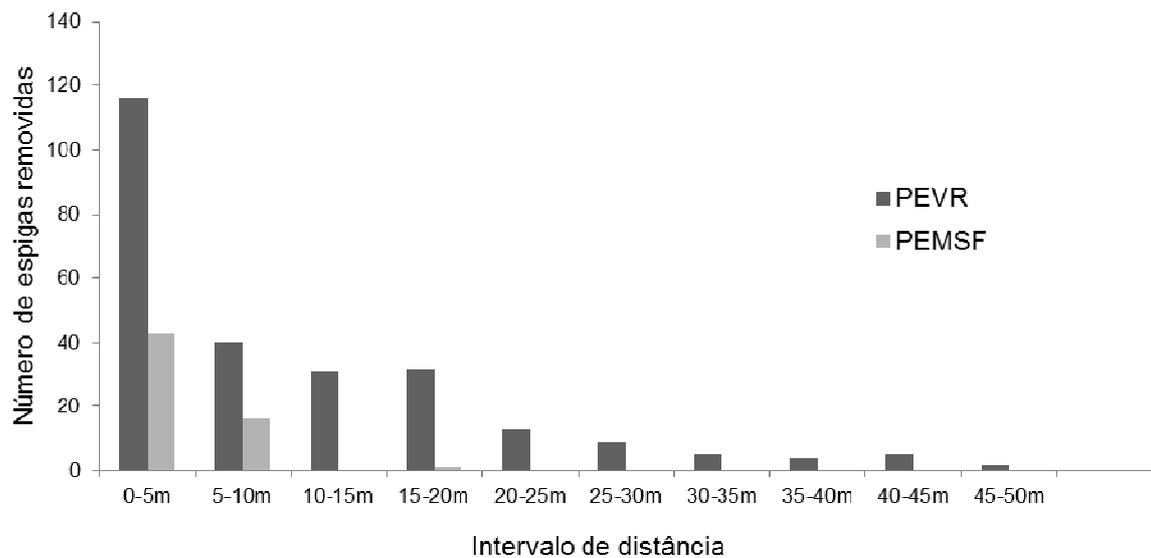


Figura 5. Número de espigas de milho removidas por *Sapajus nigritus* em função da distância da parcela amostral em relação ao fragmento florestal. PEVR= Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo; PEMSf= Parque Estadual Mata São Francisco.

Tabela 2. Número de espigas de milho removidas/mês por *Sapajus nigritus* no entorno de dois remanescentes de Floresta Atlântica no sul do Brasil, entre os meses de março e julho de 2012.

Área	Parcela	Nº total de espigas removidas até o final do 1º mês	Nº total de espigas removidas até o final do 2º mês	Nº total de espigas removidas até o final do 3º mês
PEVR	A	5	15	62
	B	16	36	57
	C	30	91	132
PEMSf	A	0	5	19
	B	0	4	17
	C	0	23	24

3.2. Observações de invasão de lavouras

No PEVR registramos 11 eventos de invasão de lavouras de milho por *Sapajus nigritus* a partir do interior do remanescente florestal (Figura 6), sendo três no período da manhã e oito no período da tarde, já no PEMSf nós observamos seis eventos de invasão, sendo dois pela manhã e quatro no período da tarde. Os grupos variaram de três a 21 indivíduos no PEVR e de três a nove no PEMSf, incluindo adultos, juvenis e infantes, considerando todos os animais visualizados, mesmo os que não adentraram a lavoura, mas permaneceram na borda da floresta. Considerando somente os indivíduos que adentraram de fato, as lavouras, houve predomínio de juvenis e sub-adultos, tanto na frequência quanto na ordem das investidas, ou seja, os indivíduos dessas classes etárias geralmente eram os primeiros a deixar a floresta e o faziam com mais frequência. Os animais adultos realizaram as investidas ao milho em menor número e, geralmente, somente após algum animal mais jovem ter realizado a mesma ação.



Figura 6. Indivíduo juvenil de *Sapajus nigritus* saindo da lavoura carregando uma espiga de milho, em direção ao fragmento florestal.

Os eventos de invasão das lavouras iniciavam com a aproximação da borda do fragmento por alguns membros do grupo, que ficavam nos galhos das árvores da borda ou, no caso do PEVR, na cerca que faz divisa com as lavouras.

Ali permaneciam entre dois e dez minutos, observando os arredores até que, normalmente, um indivíduo juvenil ou sub-adulto descia ao solo e corria para o interior da lavoura, sendo seguido por outros membros do grupo. As investidas se davam, geralmente, de forma rápida e sequencial.

Considerando somente os registros realizados durante a amostragem em pontos fixos de observação, os eventos se distribuíram entre diferentes pontos, tendo havido no máximo duas observações em um mesmo local, tanto no PEVR quanto no PEMSF. Entretanto, ao se considerar as observações ocorridas fora da amostragem, durante os deslocamentos feitos pelo observador pelas bordas de floresta, bem como a presença de vestígios, nas duas áreas houve recorrência no uso de determinados locais para acessar a lavoura, indicando haver vias de acesso preferenciais utilizadas pelos grupos.

Uma característica em comum a todos os locais utilizados no PEMSF foi a presença de árvores na borda com galhos ou cipós pendendo sobre as lavouras ou próximo a elas. Isso facilitava o acesso ao solo por *Sapajus nigritus*, que utilizava esses galhos como pontes entre a borda da floresta e o solo, em pontos mais próximos ao milho ou diretamente sobre a lavoura.

Por outro lado, nas duas áreas de estudo, alguns locais não tiveram registro de *Sapajus nigritus* adentrando as lavouras de milho. No PEVR, esses locais apresentavam como característica a presença de cercas-vivas. No PEMSF, a característica comum a todos os pontos onde não foi registrada a saída de grupos de macacos-prego foi a presença de capim-colonião em grande quantidade na borda do fragmento.

No PEMSF, os grupos de *Sapajus nigritus* eram menos tolerantes à presença de humanos em comparação ao PEVR. Nos eventos em que foi presenciada a invasão das lavouras, sempre que os animais avistavam o observador, ficavam ainda mais vigilantes e emitiam chamados de alarme seguidos da rápida fuga de todo o grupo para o interior da floresta.

Considerando as duas áreas, foram registradas entre uma e 28 investidas em um mesmo evento. O tempo de duração dos eventos de invasão variou entre 1 e 30 minutos, com média de 13 minutos para o PEVR e de 4 minutos para o PEMSF. Um comparativo entre o número de indivíduos, número de investidas e tempo de duração dos eventos de invasão para as duas áreas de estudo consta

na Tabela 3. O número de indivíduos refere-se somente aos animais avistados na borda dos fragmentos, no entanto em alguns registros, foi possível perceber que havia mais animais no interior da floresta, porém não visíveis na borda.

Os animais entravam sozinhos ou em dupla nas lavouras e, na grande maioria das vezes, voltavam carregando uma espiga de milho para ser consumida na borda do fragmento. Nesse sentido, houve apenas duas investidas, ambas no PEVR, em que o animal foi até a lavoura e, após poucos segundos, voltou sem nenhuma espiga. Não houve registros de *Sapajus nigratus* consumindo milho na própria lavoura. A distância aproximada percorrida dentro das lavouras chegou a 10 m no PEVR e não ultrapassou os 5 m no PEMSF, porém não foi possível obter essa medida em todos os eventos, devido à dificuldade de visualizar os animais no interior do plantio de milho.

Tabela 3. Comparativo entre número de indivíduos visíveis durante o evento, número de investidas e duração dos eventos (em minutos) de invasão de lavouras por *Sapajus nigratus* para os Parques Estaduais Vila Rica do Espírito Santo e Mata São Francisco.

PEVR			
Evento	Nº indivíduos	Nº investidas	Duração (min.)
1	16	9	21
2	3	3	1
3	11	28	28
4	21	20	18
5	4	6	12
6	17	4	7
7	10	21	30
8	7	1	5
9	11	20	25
10	3	5	4
11	3	2	1
PEMSF			
1	4	6	5
2	5	1	1
3	7	3	8
4	3	2	5
5	5	2	2
6	9	6	7

3.3. Radiotelemetria

Ao longo da amostragem, verificamos que o sinal de dois dos três radiocolares só era captado a curtas distâncias (<200 m), o que dificultou o monitoramento, uma vez que era necessário estar próximo ao emissor do sinal para captar sua frequência. Ainda assim, durante o período em que o milho estava disponível no entorno do PEVR, os três grupos monitorados foram registrados com maior frequência em áreas próximas às bordas e, após a colheita, a maioria dos registros ocorreu no interior do fragmento (Figura 7).

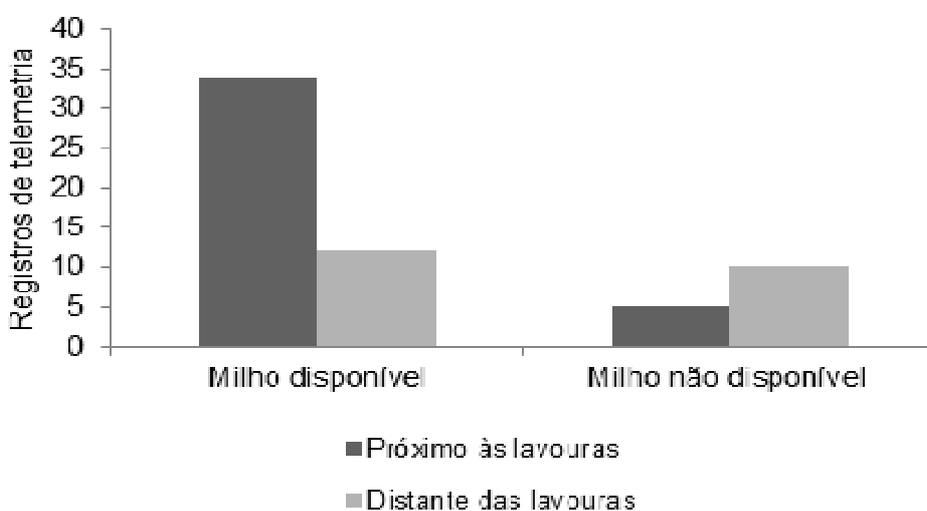


Figura 7. Número de registros obtidos por radiotelemetria dos grupos de *Sapajus nigritus* no Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo, considerando a proximidade com as lavouras e a disponibilidade do milho.

4. Discussão

O presente estudo indicou que *Sapajus nigritus* pode ser um importante consumidor de milho em lavouras adjacentes a remanescentes de Floresta Atlântica e destaca algumas características desse comportamento que são relevantes para o seu entendimento e controle.

A elevada frequência com que grupos de *Sapajus nigritus*, monitorados por radiotelemetria ou não, foram avistados em áreas de borda ou nas lavouras do entorno do PEVR, indica que o milho é um recurso bastante apreciado pela população local desse primata, podendo ter implicações na densidade

populacional local da espécie. Dos três grupos munidos de rádio-colar, um foi registrado somente em áreas próximas às bordas do PEVR, independente da disponibilidade do milho. Provavelmente este grupo tem sua área de vida estabelecida nessa região, de forma a não utilizar com frequência o interior do fragmento. Entretanto, os outros dois grupos, que não apresentavam área de vida exclusivamente em áreas marginais do fragmento, estiveram mais tempo próximos ao milho, quando este recurso estava disponível. Portanto, os grupos de *Sapajus nigritus* parecem ter alterado sua forma de uso do espaço para maximizar o consumo do milho, já que este estava disponível de forma abundante e agregada durante alguns meses do ano no entorno do PEVR. O mesmo foi observado por Rocha (1995), para macacos-prego habitando uma área com lavouras de milho no entorno e, por Yamada e Muroyama (2010), para *Macaca fuscata* no Japão, em áreas vizinhas a plantios de rabanete, caqui e *Citrus* spp.

Os resultados do experimento de remoção de espigas de milho mostram que, apesar de *Sapajus nigritus* consumir espigas mesmo no início do seu desenvolvimento, quando ainda estavam imaturas, os eventos de remoção aumentaram com o passar do tempo em relação ao plantio, concentrando-se nos estágios finais de desenvolvimento. Esta preferência também foi registrada para babuínos (ELSE, 1991; NAUGHTON-TREVES, 1998; HILL, 2000), tendo sido considerada como parte de uma provável estratégia de forrageamento ótimo (WARREN, 2008).

A colheita ocorreu no mês de julho, mas em agosto ainda houve um registro de um grupo forrageando na área de plantio no PEVR, em busca de espigas caídas no solo, mesmo comportamento foi observado por Freitas *et al.* (2008), na região sudeste do Brasil, também por macacos-prego em plantios de milho.

Durante as observações de invasão, nem todos os membros dos grupos entraram na lavoura. Segundo Warren (2008) o tamanho do grupo que invade o plantio pode ser influenciado por motivações individuais, dinâmica de grupo, tipo de cultura e a estratégia de vigilância. No presente estudo, os indivíduos que permaneceram na borda do fragmento ou sobre a cerca da divisa no caso do PEVR, exibiram comportamento vigilante, principalmente no PEMSF onde o observador só conseguiu realizar os registros quando distante mais de 50 m do

local onde estavam os grupos de macacos-prego. Essa divisão do grupo em atividades de invasão, consumo de cultivos e vigilância também foi registrado por outros autores (HILL e DUNBAR, 1998; HILL, 2000; HENZI *et al.*, 2011). A adoção desse comportamento vigilante pelos macacos-prego durante as incursões pode sugerir, assim como em babuínos, uma modificação de comportamento visando aumentar o sucesso da invasão, ou reduzir níveis de predação por humanos (NAUGHTON-TREVES, 1997; WARREN, 2008) ou ataques por cães domésticos (MIKICH e OLIVEIRA, 2003), estes últimos avistados com bastante frequência andando em pequenas matilhas no entorno e interior do PEVR (LACERDA, W. R., dados não publicados).

Além disso, as diferenças na duração dos eventos de incursão às lavouras, notadamente mais longos no PEVR, podem refletir a percepção de riscos durante esse tipo de exploração, como a probabilidade de detecção dos indivíduos (WALLACE e HILL, 2012). Como já informado, no PEMSF os grupos eram menos tolerantes à presença do observador, permanecendo menos tempo e em grupos menores na borda da floresta, indicando que incursões em pequenos grupos e de forma mais rápida, podem ser eficazes para evitar sua detecção (QUICK, 1986; STRUM, 1994).

Enquanto alguns estudos relatam primatas adultos invadindo lavouras com mais frequência (WARREN, 2003; WALLACE e HILL, 2012), neste estudo houve predomínio da participação de juvenis e sub-adultos, da mesma forma que os registros de Quick (1986) e Strum (1994) para babuínos (*Papio anubis*) e Saj *et al.* (1999) para macacos-verde (*Chlorocebus aethiops pygerrhus*). Assim como *S. nigritus*, essas duas espécies de primatas são capazes de sobreviver mesmo em ambientes alterados ou fragmentados, incluindo áreas sob forte influência de cultivos (KINGDON e BUTYNSKI, 2008; KINGDON *et al.*, 2008). Embora a invasão por indivíduos mais jovens possa ser motivada por altas taxas de comportamento exploratório (FAIRBANKS, 1993), deve-se levar em conta que as percepções de risco podem influenciar a composição etária dos grupos de primatas que consomem recursos advindos do meio antrópico, por exemplo, fêmeas adultas com filhotes totalmente dependentes (infantes), podem ser menos frequentemente registradas participando das incursões, possivelmente por serem mais cautelosas (HOCKINGS, 2007). Este foi o caso nas duas áreas aqui

amostradas, não tendo sido observada nenhuma fêmea adulta com filhote no dorso invadindo as lavouras, embora em diversas ocasiões tenham sido observadas fêmeas carregando filhotes no interior dos fragmentos. Outro exemplo são os grupos mais ariscos no PEMSF em comparação ao PEVR, onde se sabe, os macacos-prego fazem uso das lavouras de milho há mais de 14 anos (MIKICH e OLIVEIRA, 2003). No PEMSF, aparentemente algum fator atua sobre os grupos, fazendo com que sejam mais cautelosos durante as incursões às lavouras de milho no entorno, talvez um histórico de retaliações dos produtores, no entanto nada que tenha sido constatado durante este estudo. Quanto à caça, não há relatos dessa atividade voltada ao macaco-prego. Assim como destacado por Wallace e Hill (2012) em seus estudos na África, a presença de indivíduos juvenis e sub-adultos durante os eventos e, principalmente as taxas mais elevadas de consumo de milho no PEVR, sugerem que nesta área os grupos estejam mais confortáveis para este tipo de ação do que no PEMSF.

Ao consumirem lavouras regularmente, por opção ou necessidade, espécies de primatas podem desenvolver uma tradição de consumo das mesmas (SAPOLSKY e SHARE, 2004). No caso de *Sapajus nigritus*, isso pode ser favorecido por suas habilidades de aprendizagem social e transferência de conhecimento, facilitando a exploração de recursos (OTTONI e IZAR, 2008).

A presença de vestígios de consumo de milho por *Sapajus nigritus*, aliados às observações realizadas nos pontos fixos e observações fortuitas dos eventos de invasão, indicam que os indivíduos que adentram a lavoura arrancam as espigas e as levam para consumir na borda ou interior do fragmento. No PEVR, essas visualizações fora da amostragem são um forte indicativo de que há rotas e pontos usados com frequência pelos grupos para acessar a lavoura. Nesses trechos, em todos os meses de amostragem foram visualizados grupos invadindo a lavoura em diversas situações, bem como a presença constante e em grande volume de vestígios de consumo de milho no solo da interface lavoura/floresta. No PEMSF os vestígios foram observados em menor quantidade e frequência, provavelmente devido à menor densidade populacional deste primata (LACERDA, W. R. in press.) e à maior cautela adotada pelos grupos em situações potenciais de invasão das lavouras nesta área.

Verificamos que a presença da cerca viva composta pela coroa-de-cristo (*Euphorbia milii*) no PEVR e de capim-colonião (*Panicum maximum*) no PEMSF constituíram barreiras físicas difíceis de serem transpostas pelos grupos de *Sapajus nigritus*. No PEVR, nos trechos de borda onde a coroa-de-cristo estava presente, não houve registro visual de invasão da lavoura e não foram encontrados vestígios de consumo de milho pelos macacos-prego, provavelmente porque este tipo de arbusto dificultava a descida dos animais ao solo e bloqueava o caminho até o plantio. Onde havia interrupções na cerca-viva, verificou-se que houve saída por estes pontos para adentrar a lavoura, uma vez que onde havia essas “falhas” nesta barreira, foram encontrados vestígios como palha de milho. No PEMSF, em alguns trechos de borda o capim-colonião formava uma barreira de 10 ou 15 metros de comprimento, mantendo a borda da floresta muito afastada das lavouras. Nesses locais não houve visualização de invasão pelos macacos-prego e não houve registro de vestígios de consumo de milho.

Outro fator determinante no potencial de invasão de cultivos por primatas é a distância que pode ser percorrida no interior das lavouras (HILL, 1997; SITATI *et al.*, 2003). Neste estudo constatou-se que *Sapajus nigritus*, a partir do momento em que entra na lavoura de milho, na maioria das vezes não ultrapassa os 10 m de distância em relação à borda do fragmento. Os cultivos adjacentes aos fragmentos florestais são mais afetados pelas investidas da fauna, por exemplo, Fungo (2011) verificou que a maioria das incursões realizadas por babuínos não ultrapassou 200 m de distância. Em diferentes estudos, um deles de longo prazo, Priston (2005) e Priston *et al.* (2012), constataram que a distância máxima percorrida por algumas espécies de primatas foi de 10 m. Wallace e Hill (2012) ao estudarem a invasão de diversos tipos de cultivos agrícolas por seis espécies de primatas, observaram que apenas as espécies com maior tamanho corporal (chimpanzés e babuínos) se afastaram a mais de 100 m da floresta. Para *Sapajus nigritus*, em um estudo realizado no norte do Estado do Paraná, Ludwig *et al.*, (2005) registraram um grupo adentrar até 25 m em plantios de milho, mandioca e em pomares. Nesse contexto, Priston (2005) alerta para a utilização de zonas tampão, que seriam o entorno imediato da borda do fragmento, sem nenhuma cultura ou, plantios de itens não consumidos pela fauna, dessa forma não sendo atrativos.

As duas populações de *Sapajus nigritus* estudadas parecem não ter potencial para causar grandes danos localmente, mesmo no PEVR onde foi constatada uma densidade populacional elevada para os padrões da espécie (LACERDA, W. R. in press.), uma vez que as lavouras em questão pertencem a propriedades relativamente extensas, visando à comercialização da produção de milho. Diferentemente de algumas regiões da África, onde há forte dependência das culturas de subsistência por uma parte considerável da população humana (HILL e OSBORN, 2002), e diversas espécies de primatas, principalmente babuínos (*Papio anubis hamadryas*) são considerados pragas pelos produtores devido aos grandes danos que provocam (HILL, 2000).

A cultura do milho pode contribuir para a sobrevivência de *Sapajus nigritus* nos dois fragmentos florestais estudados e, no PEVR, parece favorecer a manutenção de uma elevada densidade populacional da espécie, conforme dados de estimativas populacionais obtidas nesta área em um intervalo de 12 anos (VIDOLIN e MIKICH, 2004; LACERDA, W. R. dados não publicados). Esse cenário apresenta potencial para gerar conflitos com os produtores rurais do entorno, caso os danos ganhem proporções mais elevadas (HILL, *et al.*, 2002; FUNGO, 2011).

Os resultados sugerem que a configuração da interface entre o ambiente florestal e produtivo tem influência sobre os danos provocados pelo macaco-prego. Recomenda-se como manejo desse ambiente para reduzir a invasão dos plantios, que deve ser mantida uma distância superior a 15 m entre a lavoura e os fragmentos ou ainda, deve ser feito o plantio de outra cultura, de baixo porte e não atrativa para *Sapajus nigritus* nessa zona de contato, ou ainda limitar o acesso ao milho por meio do uso de cercas-vivas (que, porém, não impeçam a movimentação da fauna terrestre) e da poda de galhos sobre os plantios.

5. Referências bibliográficas

- Altman, J. (1974). Observational study of behavior: sampling methods. *Behaviour*, 49: 227-267.
- Bernardo, C. S. S.; Galetti, M. (2004). Densidade e tamanho populacional de primatas em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(4), 827-832.

- Bornschein, M. R.; Reinert, B. L. (2000). Aves de três remanescentes florestais do norte do Estado do Paraná, sul do Brasil, com sugestões para conservação e manejo. *Revista Brasileira de Zoologia*, 17(3), 615-636.
- Brown, A. D.; Zunino, G. E. (1990). Dietary variability in *Cebus nigritus* in extreme habitats: evidence for adaptability. *Folia Primatologica*, 54, 187-195.
- Cai, J.; Jiang, Z.; Zeng, Y., Li, C.; Bravery, B. D. (2008). Factors affecting crop damage by wild boar and methods of mitigation in a giant panda reserve. *European Journal of Wildlife Research*, 54, 723-728.
- Campbell-Smith, G.; Simanjorang, H. V. P.; Leader-Williams, N.; Linkie, M. (2010). Local attitudes and perceptions toward crop-raiding by orangutans (*Pongo abelli*) and other nonhuman primates in Northern Sumatra, Indonesia. *American Journal of Primatology*, 72, 866-876.
- Campbell-Smith, G.; Sembiring, R.; Linkie, M. (2012). Evaluating the effectiveness of human-orangutan conflict mitigation strategies in Sumatra. *Journal of Applied Ecology*, 49, 367-375.
- Chiyo, P. I.; Cochrane, E. P.; Naughton, L.; Basuta, G. I. (2005). Temporal patterns of crop raiding by elephants: a response to changes in forage quality or crop availability? *African Journal of Ecology*, 43, 48-55.
- de Paula, A. S.; Rodrigues, E. (2002). Degradação da paisagem norte paranaense: um estudo de fragmentos florestais. *Semina: Ciências Agrárias*, 23(2), 229-238.
- Else, J. G. (1991). Nonhuman primates as pests. In: Box, H. O. (Ed.). *Primate Responses to Environmental Change*. London. Chapman e Hall, 115-165.
- Estrada, A. (2006). Human and non-human primate co-existence in the Neotropics: a preliminary view of some agricultural practices as a complement for primate conservation. *Ecological and Environmental Anthropology*, 2(2), 17-29.
- Fairbanks, L. A. (1993). Risk-taking by juvenile vervet monkey. *Behavior*, 124, 57-72.
- Freitas, C. H.; Setz, E. Z. F.; Araújo, A. R. B.; Gobbi, N. (2008). Agricultural crops in the diet of bearded capuchin monkeys, *Cebus libidinosus* Spix (Primates: Cebidae), in forest fragments in southeast Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25(1), 32-39.
- Fungo, B. (2011). A review crop raiding around protected areas: Nature, control and research gaps. *Environmental Research Journal*, 5(2), 87-92.

- Galetti, M., Pedroni, F. (1994). Seasonal diet of capuchin monkeys (*Cebus apella*) in a semideciduous forest in south-east, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 10, 27-39.
- Galetti, M.; Aleixo, A. (1998). Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic rain forest of Brazil. *Journal of Applied Ecology*, 35(2), 286-293.
- Galetti, M.; Zipparro, V.; Morellato, P. C. (1999). Fruit phenology and frugivory on the palm *Euterpe edulis* in a lowland Atlantic forest of Brazil. *Ecotropica*, 5(1), 115-122.
- Gillingham, S.; Lee, P. C. (1999). The impact of wildlife-related benefits on the conservation attitudes of local people around the Selous Game Reserve, Tanzania. *Environmental Conservation*, 26(3), 218-228.
- Henzi, S. P.; Brown, L. R.; Barrett, L.; Marais, A. J. (2011). Troop size, habitat use, and diet of chacma baboons (*Papio hamadryas ursinus*) in commercial pine plantations: implications of management. *International Journal of Primatology*, 32, 1020-1032.
- Hill, C. M. (1997). Crop-raiding by wild animals: The farmer's perspective in an agricultural community in western Uganda. *International Journal of Pest Management*, 43, 77-84.
- Hill, R. A.; Dunbar, R. I. M. (1998). An evaluation of the roles of predation rate and predation risk as selective pressures on primate grouping behavior. *Behaviour*, 135, 411-430.
- Hill, C. M. (2000). Conflict of interest between people and baboons: crop raiding in Uganda. *International Journal of Primatology*, 21(2), 299-315.
- Hill, C. M.; Osborn, F. V.; Plumptre, A. J. (2002). Human-wildlife conflict: identifying the problem and possible solutions. *Albertine Rift Technical Report Series*, 1. Wildlife Conservation Society, Kampala.
- Hill, C. M.; Wallace, G. E. (2012). Crop protection and conflict mitigation: reducing the costs of living alongside non-human primates. *Biodiversity Conservation*, 21, 2569-2587.
- Hockings, K. J. (2007). Human-chimpanzee coexistence at Bossou, the Republic of Guinea: A chimpanzee perspective. (PhD Thesis). University of Stirling. 260p.
- Hockings, K. J.; Humble, T. (2009). Best practice guidelines for the prevention and mitigation of conflict between humans and great apes. Gland, Switzerland: IUCN/SSC Primate Specialist Group (PSG). pp. 40.

- IPARDES (2010). Dinâmica Ambiental do Estado do Paraná. Nota Técnica IPARDES, 13. 36p.
- Katsvanga, C. A. T.; Mudyima, S. M.; Gwenzi, D. (2006). Bark stripping and population dynamics of baboon troops after chemical control in pine plantations of Zimbabwe. *African Journal of Ecology*, 44, 413-416.
- Kumar, H. (2012). Human-wildlife conflict in a degraded habitat of lower Chambal Valley. *Asian Journal of Research in Social Science e Humanities*, 2(4), 193-205.
- Lee, P. C.; Priston, N. J. (2005). Human attitudes to primates: Perceptions of pests, conflict and consequences for primate conservation. In.: Patterson, J. D.; Wallace, J. (Editors). *Primate – Human Interaction and Conservation*. American Society of Primatologists Publications, Alberta.
- Ludwig, G.; Aguiar, L. M.; Rocha, V. J. (2005). Uma avaliação da dieta, da área de vida e das estimativas populacionais de *Cebus nigrinus* (Goldfuss, 1809) em um fragmento florestal no norte do Estado do Paraná. *Neotropical Primates*, 13(3), 12-18.
- Ludwig, G.; Aguiar, L. M.; Rocha, V. J. (2006). Comportamento de obtenção de *Manihot esculenta* Crantz (Euphorbiaceae), mandioca, por *Cebus nigrinus* (Goldfuss, 1809) (Primates, Cebidae) como adaptação alimentar em períodos de escassez. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(3), 888-890.
- Lynch-Alfaro, J. W., SILVA JR., J. S. S.; RYLANDS, A. B. (2012). How different are robust and gracile capuchin monkeys? An argument for the use of *Sapajus* and *Cebus*. *American Journal of Primatology*, 74: 273-286.
- Mannu, M.; Ottoni, E. B. (2009). The enhanced tool-kit of two groups of wild bearded Capuchin monkeys in the Caatinga: tool making, associative use, and secondary tools. *American Journal of Primatology*, 71, 242-251.
- Marchal, V.; Hill, C. (2009). Primate crop-raiding: a study of local perceptions in four villages in North Sumatra, Indonesia. *Primate Conservation*, 24, 107-116.
- Mikich, S. B.; Silva, S. M. (2001). Composição florística e fenológica das espécies zoocóricas de remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual no Centro-Oeste do Paraná, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 15(1), 89-113.
- Mikich, S. B., Oliveira, K. L. (2003). *Revisão do plano de manejo do Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo*. Mater Natura. Curitiba. Fundo Nacional do Meio Ambiente.
- Mikich, S. B., Liebsch, D. (2009). O macaco-prego e os plantios de *Pinus* spp. *Comunicado técnico*. Embrapa Florestas, 234, 1-5.

- Ministério do Meio Ambiente. (2002). *Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros*. Brasília.
- Naughton-Treves, L. (1997). Vulnerable places and people around Kibale National Park, Uganda. *Geographical Review*, 87, 27-47.
- Naughton-Treves, L.; Treves, A.; Chapman, C.; Wrangham, R. (1998). Temporal patterns of crop-raiding by primates: linking food availability in croplands and adjacent forest. *Journal of Applied Ecology*, 35, 596-606.
- Newmark, W. D.; Manyanza, D. N.; Gamassa, D. G. M.; Sariko, H. I. (1994). The conflict between wildlife and local people living adjacent to protected areas in Tanzania: Human density as a predictor. *Conservation Biology*, 8(1), 249-255.
- Nijman, V.; Nekaris, K. A. (2010). Testing a model for predicting primate crop-raiding using crop-and-farm-specific risk values. *Applied Animal Behaviour Science*, 127, 125-129.
- Otoni, E. B.; Izar, P. (2008). Capuchin monkey tool use: overview and implications. *Evolutionary Anthropology*, 17, 171-178.
- Paraná. (2009). Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos / Instituto Ambiental do Paraná. Estabelece e define o mapeamento das Áreas Estratégicas para a Conservação e a Recuperação da Biodiversidade do Estado do Paraná e dá outras providências. Resolução nº 005, de 27 de setembro de 2009. Disponível em <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao_ambiental/Legislacao_estadual/RESOLUCOES/RESOLUCAO_SEMA_IAP_05_2009_AREAS_PRIO_RITARAS.pdf>. Acesso em: 30 jul. 2011
- Peres, C. A. (1991). Seed predation of *Cariniana micrantha* (Lecythidaceae) by brown capuchin monkeys in Central Amazonia. *Biotropica*, 23(3), 262-270.
- Priston, N. E. C. (2005). Crop-raiding by *Macaca ochreata brunnescens* in Sulawesi: reality, perceptions and outcomes for conservation. University of Cambridge, Cambridge.
- Priston, N. E. C.; Wyper, R. M.; Lee, P. C. (2012). Buton macaques (*Macaca ochreata brunnescens*): crops, conflict, and behavior on farms. *American Journal of Primatology*, 74, 29-36.
- Peres, C. A. (1994). Primate responses to phonological changes in an Amazonian terra firme forest. *Biotropica*, 26(1), 98-112.
- Quick, D. L. F. (1986). Activity budgets and the consumption of human food in two troops of baboons, *Papio Anubis*, at Gilgil, Kenya. In.: Else, J. G.; Lee, P. C.

- (eds). Primate ecology and conservation. Cambridge University Press. 221-228.
- Rímoli, J.; Strier, K. B.; Ferrari, S. F. (2008). Seasonal and longitudinal variation in the behavior of free-ranging black tufted capuchins (*Cebus nigrinus*, Goldfuss, 1809) in a fragment of Atlantic Forest in southeastern Brazil. In.: Ferrari, S. F.; Rímoli, J. (Org.). *A Primatologia no Brasil*, 9, 130-146. Aracajú, Sergipe.
- Rocha, V. J.; Reis, N. R.; Sekiama, M. L. (1995). Uso de ferramentas por *Cebus apella* (Primates, Cebidae) para obtenção de larvas de coleoptera que parasitam sementes de *Syagrus romanzoffianum* (Cham.) Glassm. (Arecaceae). *Revista Brasileira de Zoologia*, 15(4), 945-950.
- Rocha, V. J. (2000). Macaco-prego: como controlar essa nova praga florestal? *Floresta*, 30, 95-99.
- Saito, M.; Momose, H.; Mihira, T.; Uematsu, S. (2012). Predicting the risk of wild boar damage to rice paddies using presence-only data in Chiba Prefecture, Japan. *International Journal of Pest Management*, 58(1), 65-71.
- Saj, T.; Sicotte, P.; Paterson, J. D. (1999). Influence of human food consumption on the time budget of vervets. *International Journal of Primatology*, 20(6), 977-994.
- Santos, C. V.; Morais, M. M.; Oliveira, M. M.; Mikich, S. B.; Ruiz-Miranda, C. R.; Moore, K. P. L. (2007). Ecologia, comportamento e manejo de primatas invasores e populações-problema. In.: Bicca-Marques, J. C. (Ed.). *A Primatologia no Brasil*, 10, 101-118. Porto Alegre.
- Sapolsky, R. M.; Share, L. J. (2004). A pacific culture among wild baboons: its emergence and transmission. *PLoS Biology*, 2(4), 534-541.
- Schlageter, A.; Haag-Wackernagel, D. (2012). Evaluation of an odor repellent for protecting crops from wild boar damage. *Journal of Pest Science*, 85, 209-215.
- Siemers, B. M. (2000). Seasonal variation in food resource and forest strata used by brown capuchin monkeys (*Cebus apella*) in a disturbed forest fragment. *Folia Primatologica*, 71, 181-184.
- Siex, K. S.; Struhsaker, T. T. (1999). Colobus monkeys and coconuts: a study of perceived human-wildlife conflicts. *Journal of Applied Ecology*, 36, 1009-1020.
- Sitati, N. W.; Walpole, M. J.; Smith, R. J.; Leader-Williams, N. (2003). Predicting spatial aspects of human-elephant conflict. *Journal of Applied Ecology*, 40, 667-677.

- Soares, F. S.; Medri, M. E. (2002). Alguns aspectos da colonização da bacia do Rio Tibagi. In.: Medri, M. E. *et al.* (Orgs.). A Bacia do rio Tibagi. Londrina.
- Spironello, W. R. (1991). Importância dos frutos de palmeiras (Palmae) na dieta de um grupo de *Cebus apella* (Cebidae, Primates) na Amazônia Central. In.: Rylands, A. B.; Bernardes, A. T. (Eds.). A Primatologia no Brasil, 3, Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.
- Stevenson, P. R.; Quinones, M. J.; Ahumada, J. A. (2000). Influence of fruit availability on ecological overlap among four neotropical primates at Tinigua National Park, Colombia. *Biotropica*, 32(2), 533-544.
- Strum, S. C. (1994). Prospects for management of primate pests. *Revue d'Ecologie (Terre Vie)*, 49, 295-306.
- Strum S. C. (2010). The development of primate raiding: Implications for management and conservation. *International Journal of Primatology*, 31, 133-156.
- Sukumar, R. (1990). Ecology of the Asian elephant in southern India, II. Feeding habits and crop raiding patterns. *Journal of Tropical Ecology*, 6, 33-53.
- Terborgh, J. 1983. Five new world primates. A study in comparative ecology. Princeton, University Press, 260p.
- Tomé, M. V. D. F.; Miglioranza, E.; Vilhena, A. H. T.; Fonseca, E. P. (1999). Composição florística e fitossociológica do Parque Estadual Mata São Francisco. *Revista do Instituto Florestal*, 11(1), 12-23.
- Tweheyo, M.; Hill, C. M.; Obua, J. (2005). Patterns of crop raiding by primates around the Budongo Forest Reserve, Uganda. *Wildlife Biology*, 11, 237-319.
- Viana, V. M.; Pinheiro, L. A. F. V. (1998). Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. *Série Técnica IPEF*, 12(32), 25-42.
- Vilanova, R.; Silva-Júnior, J. S. E.; Grelle, C. E. V.; Marroig, G.; Cerqueira, R. (2005). Limites climáticos e vegetacionais das distribuições de *Cebus nigratus* e *Cebus robustus* (Cebinae, Platyrrhini). *Neotropical Primates*, 13(1), 14-19.
- Visalberghi, E.; Fragaszy, D. (1995). The behavior of capuchin monkeys, *Cebus apella*, with novel food: the role of social context. *Animal Behaviour*, 49, 1089-1095.
- Yamada, A.; Muroyama, Y. (2010). Effects of vegetation type on habitat use by crop-raiding Japanese macaques during a food-scarce season. *Primates*, 51, 159-166.

- Wallace, G. E.; Hill, C. M. (2012). Crop damage by primates: quantifying the key parameters of crop-raiding events. *Plos One*, 7(10), 1-13.
- Warren, Y. (2003). Olive baboons (*Papio cynocephalus anubis*): Behaviour, ecology and human conflict in Gashaka Gumti National Park, Nigeria (PhD thesis). University of Surrey. 308p.
- Warren, Y. (2008). Crop-raiding baboons (*Papio anubis*) and defensive farmers: a west african perspective. *West African Journal of Applied Ecology*, 14.
- Webber, C. E.; Sereivathana, T.; Maltby, M. P.; Lee, P. C. (2011). Elephant crop-raiding and human-elephant conflict in Cambodia: crop selection and seasonal timings of raids. *Oryx*, 45(2), 243-251.

CAPÍTULO III

Predação de plantas jovens do palmiteiro (*Euterpe edulis*) por *Sapajus nigrinus* em dois remanescentes de Floresta Atlântica no sul do Brasil

Resumo

Espécies de palmeiras, como *Euterpe edulis*, são um dos grupos vegetais mais abundantes em florestas tropicais, representando um importante recurso alimentar para diversas espécies de vertebrados. Por esse motivo, algumas vezes tem sido consideradas recursos-chave para os frugívoros, pois fornecem frutos em períodos de escassez de alimento. Espécies de primatas como *Sapajus nigritus* podem afetar a abundância populacional de *E. edulis* por meio da dispersão e predação de sementes, bem como pela herbivoria. A fim de verificar se a densidade populacional deste primata pode estar relacionada à predação de plantas jovens do palmito (≥ 40 cm altura), foram conduzidos experimentos em duas áreas protegidas no Estado do Paraná, Brasil. Conforme esperado, verificou-se que na área com maior densidade populacional de *S. nigritus* houve maior taxa de predação, o que deve comprometer a regeneração natural da espécie nesta área. Recomenda-se que esta população de *S. nigritus* seja tratada como uma população-problema e manejada como tal, diminuindo sua pressão sobre esse recurso-chave.

Palavras-chave: interação animal-planta; herbivoria; regeneração natural; populações-problema

Abstract

Palm species such as *Euterpe edulis*, are one of the most abundant plant groups in tropical forests, an important food source for several species of vertebrates. For this reason, it has sometimes been regarded as key resources for frugivores because they provide fruit during periods of food scarcity. Species of primates as *Sapajus nigritus* can affect the population abundance of *E. edulis* through the dispersion and seed predation and herbivory. In order to verify that this primate population density may be related to predation of young plants of the palm (≥ 40 cm height), experiments were conducted in two protected areas in Paraná State, Brazil. As expected, it was found that the area of greatest density of *S. nigritus* showed higher rate of predation, which should compromise the natural regeneration of the species in this area. It is recommended that this population of *S. nigritus* be treated as a population problem and managed as such, decreasing its pressure on this key resource.

Key-Words: plant animal interaction; herbivory; natural regeneration; populations problem

1. Introdução

As alterações na composição das comunidades animais decorrentes da fragmentação de habitats podem afetar o recrutamento de várias espécies vegetais (CHAPMAN e CHAPMAN, 1995; WRIGHT e DUBER, 2001; GALETTI *et al.*, 2006), devido à redução populacional ou extinção de mutualistas ou predadores de sementes (DIRZO e MIRANDA, 1991; FLEURY e GALETTI, 2006; GALETTI *et al.*, 2006), comprometendo a regeneração das florestas (ANDREAZZI *et al.*, 2009).

As palmeiras são um dos grupos vegetais mais abundantes em florestas tropicais, representando um importante recurso alimentar para diversas espécies de vertebrados e, por esse motivo, algumas vezes têm sido consideradas, por alguns autores, recursos-chave para frugívoros, já que forneceriam frutos em períodos de escassez de alimento (TERBORGH, 1986; SPIRONELO, 1991; GALETTI e ALEIXO, 1998; GALETTI *et al.*, 1999; PERES, 2000).

Dentre os animais que utilizam esse recurso alimentar, estão os primatas neotropicais (ANDREAZZI *et al.*, 2009). Estes animais podem afetar a abundância populacional das palmeiras por meio de interações mutualistas, como a dispersão de sementes, e interações antagonistas, como a predação de sementes e herbivoria (PERES, 1993; MOURTHÉ *et al.*, 2008). No entanto, primatas dos gêneros *Cebus* e *Sapajus*, além de consumirem os frutos de palmeiras, como o palmito juçara (*Euterpe edulis*, Arecaceae) (ANDREAZZI *et al.*, 2009), consomem frequentemente o meristema apical desta espécie de palmeira, tanto de indivíduos adultos (LUDWIG *et al.*, 2005; TAIRA, 2007; BROCARDI *et al.*, 2010) quanto de plantas jovens (MIKICH e OLIVEIRA, 2003; SANTOS *et al.*, 2007).

O palmito-juçara (*Euterpe edulis*, Martius) é uma palmeira característica da Floresta Atlântica (LEITMAN *et al.*, 2013). Originalmente abundante em diferentes formações florestais, devido à sua importância econômica vem sendo fortemente explorada, tornando-se uma espécie rara em grande parte de sua área de distribuição (GALETTI e FERNANDEZ, 1998). Sua frutificação geralmente é abundante, podendo uma planta produzir em torno de 9.000 frutos/ano (GUERRA *et al.*, 1984). Estudos demográficos de *Euterpe edulis* indicam uma estrutura piramidal, com uma larga base formada por indivíduos jovens, formando um

banco de plântulas, e um número menor de indivíduos reprodutivos (REIS *et al.*, 1996; RAUPP *et al.*, 2009). Os indivíduos da espécie necessitam em torno de oito anos para tornarem-se reprodutivos (GUERRA *et al.*, 1984). Diante disso, além da extração ilegal em larga escala, outras ameaças podem comprometer sua regeneração natural, como por exemplo a predação de plantas jovens pela fauna (MIKICH e OLIVEIRA, 2003; KEUROGHLIAN e EATON, 2009).

Em uma área protegida no sul do Brasil, Mikich e Oliveira (2003), registraram taxas de predação que podem chegar a 100 % dos indivíduos jovens de *Euterpe edulis*, causadas, segundo esses autores, exclusivamente pelo macaco-prego (*Sapajus nigritus*), que ocorre em densidade populacional elevada em comparação com outras áreas de sua distribuição (VIDOLIN e MIKICH, 2004; este estudo). Esse elevado índice de predação pode comprometer permanentemente a regeneração natural desta espécie de palmeira na área e, conseqüentemente a manutenção da comunidade local de frugívoros, já que ali *E. edulis* pode ser considerada uma espécie-chave (MIKICH e SILVA, 2001; MIKICH, 2002).

Assim, o objetivo deste trabalho foi o de testar a hipótese de que a taxa de predação de *Euterpe edulis* está diretamente relacionada à densidade populacional de *Sapajus nigritus* em dois remanescentes de Floresta Atlântica.

2. Material e métodos

2.1. Áreas de estudo

Realizamos o estudo em duas áreas de Floresta Estacional Semidecidual (FES) do Estado do Paraná, sul do Brasil: o Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (PEVR) e o Parque Estadual Mata São Francisco (PEMSF). Da área original ocupada pela FES no Paraná, hoje restam aproximadamente 2,3% dessa formação florestal (IPARDES, 2010). Essa drástica alteração foi provocada pelo rápido e intenso avanço de áreas destinadas, principalmente, à agricultura e pecuária (VIANA e PINHEIRO, 1998; BORNSCHEIN e REINERT, 2000; MIKICH e SILVA, 2001; de PAULA e RODRIGUES, 2002; SOARES e MEDRI, 2002). Diante disso, os fragmentos estudados, assim como os remanescentes próximos, são

considerados áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade da Floresta Atlântica (MMA, 2002; PARANÁ, 2009).

A escolha do PEVR para a realização deste estudo baseou-se no conhecimento prévio da situação populacional do macaco-prego (*Sapajus nigritus*) na área, tendo sido observadas elevadas densidades populacionais, sendo de 71 indivíduos/km² segundo VIDOLIN e MIKICH (2004) e de 92,15 indivíduos/km² em amostragem realizada entre os anos de 2011 e 2012 (Ver Capítulo 1). Além disso, já foram realizados alguns trabalhos que revelaram altas taxas de predação de plantas jovens de *Euterpe edulis* por *Sapajus nigritus* (MIKICH e OLIVEIRA, 2003; MIKICH, S. B., dados não publicados). O PEMSF foi escolhido para servir como área controle para os experimentos realizados, visto que apresenta níveis populacionais de *Sapajus nigritus* (32,10 indivíduos/km²) dentro dos limites comumente registrados para a espécie (Ver Capítulo 1).

O PEVR está localizado na região centro-oeste do Paraná, no município de Fênix (23°55'S – 51°57'W), bacia do rio Ivaí, estando às margens deste rio e do Corumbataí, além de ser limitado por monoculturas como milho e soja. Possui área de 354 ha de floresta secundária, sendo boa parte de sua extensão em estágio avançado de regeneração, além de possuir algumas áreas de vegetação em estágio intermediário, onde até a década de 1980 havia um viveiro de mudas. Como resultado, nesse trecho do parque podem ser encontradas diversas espécies exóticas como a amoreira (*Morus nigra*) e a goiabeira (*Psidium guajava*) (MIKICH e SILVA, 2001; MIKICH, 2002). No PEVR, o palmitreiro (*Euterpe edulis*) é uma das espécies arbóreas zoocóricas mais abundantes, com densidade absoluta de 296 indivíduos/ha, sendo ainda uma espécie-chave para a comunidade de frugívoros local (MIKICH e SILVA, 2001; MIKICH, 2002).

O clima, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cfa (Subtropical-úmido mesotérmico), com verões quentes sempre úmidos sem estação seca e geadas pouco frequentes. A precipitação média anual é de 1.000 mm, sendo que o período mais chuvoso vai de dezembro a fevereiro e o menos chuvoso de junho a agosto. A temperatura do mês mais quente é superior a 22° C e do mês mais frio inferior a 18° C (MIKICH e OLIVEIRA, 2003).

O PEMSF está localizado no norte do Paraná, entre os municípios de Santa Mariana e Cornélio Procópio (23°09'S – 50°33'W) (TOMÉ *et al.*, 1999).

Possui uma área de 832,5 ha, boa parte com alto grau de degradação, como a presença de espécies arbóreas características de estádios iniciais de sucessão, de taquara (*Lasiacis* sp.) e de gramíneas que comprometem a regeneração natural, como o capim-colonião (*Panicum maximum* J. Acq.). Essa degradação está relacionada à retirada de madeira e a um incêndio florestal ocorrido na década de 1950, que atingiu aproximadamente 20 % da área, resultando na incidência de clareiras e grande quantidade de lianas (TOMÉ *et al.*, 1999).

O clima da região, segundo classificação de Köeppen, caracteriza-se como subtropical úmido, seco no inverno, com temperatura média anual acima de 10° C e, no mês mais quente, fevereiro, acima de 22° C. A precipitação média anual é de 1.443 mm distribuídos irregularmente ao longo do ano (TOMÉ *et al.*, 1999).

O parque foi criado em 1994 e até o presente não possui plano de manejo e, informações sobre a densidade de *Euterpe edulis* são escassas. Em Tomé *et al.*, (1999) a população estimada do palmitreiro é de 2,4 indivíduos/ha, tendo sido encontrados apenas seis indivíduos, todos jovens e nenhuma plântula foi observada. Entretanto, no atual estudo, a presença de indivíduos jovens e adultos de *Euterpe edulis* pode ser constatada em diversos trechos no interior da PEMSF (LACERDA, W. R. obs. pessoal).

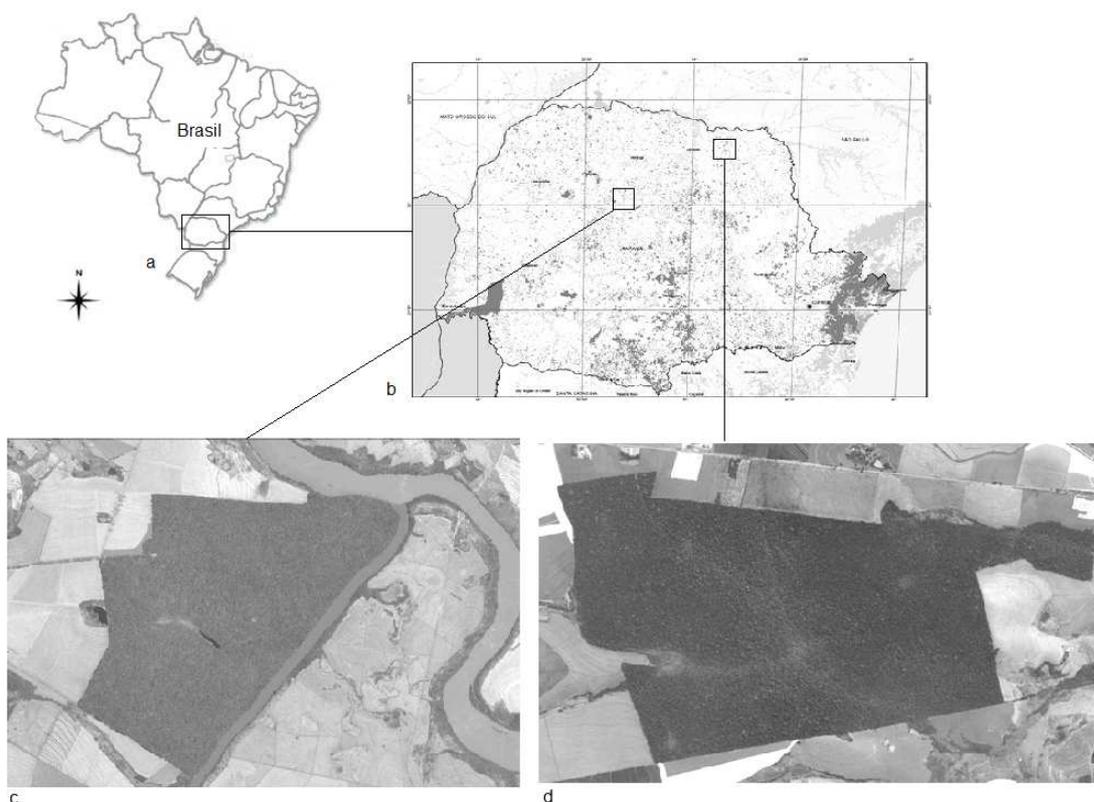


Figura 1. Localização dos fragmentos de Floresta Atlântica estudados no sul do Brasil, Estado do Paraná (a, b); Parque Estadual Vila Rica (c); Parque Estadual Mata São Francisco (d). Adaptado de Google Earth e base de dados SOS Mata Atlântica (www.sosma.org.br).

2.2. Coleta de dados

Para avaliar o impacto das populações de *Sapajus nigritus* sobre a regeneração de *Euterpe edulis* por meio da predação de plantas jovens, realizamos dois experimentos em cada uma das duas áreas de estudo:

Experimento 1- Nós marcamos 200 plantas jovens com, no mínimo, 40 cm de altura, sendo 100 em área conservada e outras 100 em área composta por floresta alterada e/ou com forte influência antrópica (PEVR: próximo à zona de uso intensivo ou área de visitação; PEMSF: próximo à borda). As plantas jovens foram marcadas com anilhas plásticas coloridas e numeradas feitas de canudo para bebida, com aproximadamente 2,5 cm de altura e aberto longitudinalmente (Figura 2). A marcação, mapeamento para posterior monitoramento e medição das alturas foram realizados em setembro de 2011 no PEVR e em março de 2012 no PEMSF. A partir dessas datas, mensalmente até janeiro de 2013 no PEVR e abril de 2013 no PEMSF, as plantas jovens tiveram seu estado registrado como

intactas ou predadas e a altura das sobreviventes foi medida com o uso de trena métrica.

Uma planta foi considerada predada quando as folhas externas haviam sido afastadas e as folhas internas e jovens arrancadas, removendo com elas o meristema apical, porção consumida por *Sapajus nigritus*. Além disso, as plantas desaparecidas de um mês para o outro também foram consideradas predadas, uma vez que no PEVR foram realizados experimentos prévios que sugerem ser o macaco-prego o único vertebrado predador de plantas jovens de palmito-juçara (S. B. Mikich, com. pess). Em função das duas áreas de estudo pertencerem à mesma formação florestal e ao fato de terem sido parte de um continuum florestal no passado (IPARDES, 2013), decidiu-se considerar o mesmo cenário para o PEMSF. Não houve reposição das plantas jovens predadas.

Experimento 2- Paralelamente realizamos experimentos de exclusão de predadores de *Euterpe edulis*. Tratamentos de exclusão têm sido indicados para compreender os efeitos de mamíferos, ou da perda deles, sobre a estruturação florestal (DIRZO e MIRANDA, 1991; DeMATTIA *et al.*, 2006).

As parcelas de exclusão de predadores, cada uma com 1,5 x 1 x 1 m, foram construídas com telas de arame (malha 2”), presas a oito estacas de madeira. Ao lado de cada parcela de exclusão foi instalada uma parcela aberta com 1,5 x 1 m, delimitada por quatro estacas de madeira. Foram instaladas três repetições no PEVR e três na PEMSF (Figura 3).



Figura 2. Planta jovem de *Euterpe edulis* marcada com canudo plástico numerado.

Em todas as parcelas (abertas e fechadas) as plantas jovens de palmitheiro ali contidas foram marcadas com anilhas plásticas numeradas e, mensalmente, medidas com trena métrica e tiveram seu estado anotado (intactas ou predadas). Nesse caso não houve altura mínima para escolha das plantas jovens, uma vez que a disponibilidade de plantas jovens agrupadas com mais de 40 cm era muito baixa.

Marcamos 124 plantas jovens de *Euterpe edulis* nas parcelas abertas e 67 nas parcelas fechadas do PEVR, sendo todas monitoradas mensalmente de setembro de 2011 a janeiro de 2013. No PEMSF foram marcadas, respectivamente, 67 e 57 plantas jovens e monitoradas de maio de 2012 a abril de 2013.



Figura 3. Parcela de exclusão de predadores (fechada) de *Euterpe edulis*, ladeada por parcela controle (aberta), marcada em amarelo.

2.3. Análise dos dados

O teste de Qui-quadrado foi aplicado em todas as análises realizadas, utilizando-se o software BioEstat, versão 5.0. Foi verificado se havia relação entre a frequência de predação e os dois ambientes onde haviam plantas marcadas (conservado e alterado) espalhadas pelas áreas de estudo, considerando as duas áreas (PEVR e PEMSf) separadamente e depois comparando-as. O mesmo teste foi aplicado para verificar se havia relação entre a frequência de predação e a altura dos palmitos jovens marcados e espalhados pelas duas áreas de estudo (consideradas como um todo). A altura dos indivíduos marcados foi categorizada em intervalos de 5 cm, iniciando com plantas de 40 a 45 cm até a altura máxima medida em cada um dos fragmentos amostrados. Por fim, verificamos se houve relação entre a ocorrência de predação de palmito e o tipo de parcela (aberta ou fechada).

3. Resultados

No experimento 1 a altura média das plantas marcadas no PEVR foi de 45 cm e no PEMSF de 64 cm. O número total de plantas jovens espalhadas e que foram predadas foi significativamente maior no PEVR (N= 169) do que no PEMSF (N= 37) ($X^2= 174,4$; $P<0,01$). Entretanto, considerando os tipos de ambientes (alterado e conservado), não houve diferença para os dois fragmentos, no PEVR ($X^2= 1,87$; $P>0,05$) e no PEMSF ($X^2= 0,03$; $P>0,05$). Na Figura 4 são apresentados os valores da predação para cada ambiente em cada área de estudo.

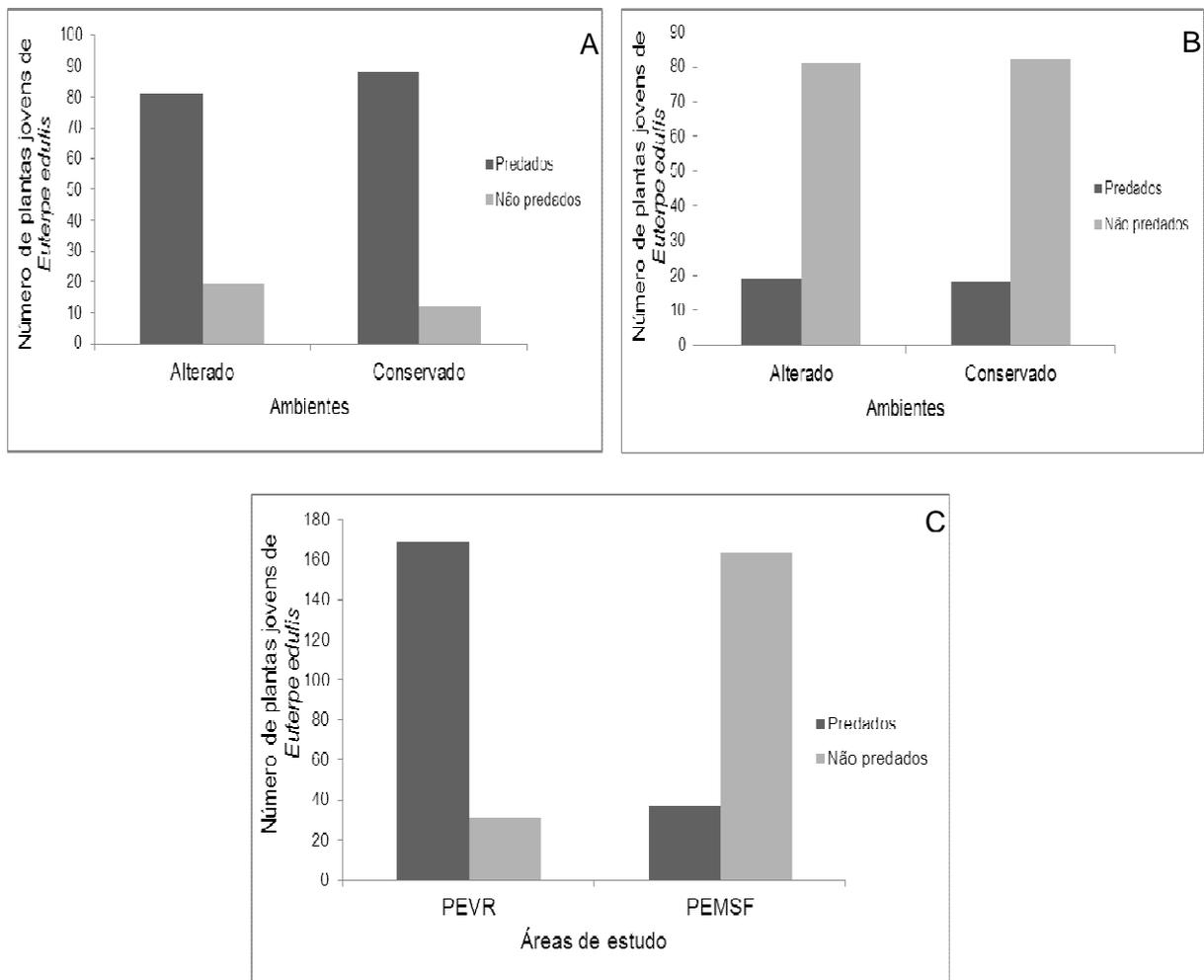


Figura 4. Número de plantas jovens de *Euterpe edulis* predadas e não predadas por tipo de ambiente (alterado e conservado) no PEVR (A) e PEMSF (B) e por área de estudo (C).

Em relação à altura das plantas predadas, no PEVR observamos relação estatística dessa variável com as taxas de predação ($X^2= 14,50$; $P<0,05$). Já no

PEMSF, não houve relação entre o tamanho das plantas e a taxa de predação ($\chi^2 = 13,50$; $P > 0,05$).

No experimento 2 (parcelas de exclusão de predadores), foram registradas 18 plantas predadas no PEVR, todas em parcelas abertas. Verificou-se que há diferença significativa de predação entre as parcelas abertas e fechadas para o PEVR ($\chi^2 = 10,74$; $P < 0,01$). Já no PEMSf não houve nenhum registro de predação nesse experimento, mesmo nas parcelas abertas.

Em relação às classes de altura das plantas de *E. edulis* predadas, no PEVR o maior consumo se deu nas primeiras classes, entre 40 e 45 cm (Figura 5, A). No PEMSf, porém, não foi observada variação no consumo entre as diferentes classes de altura (Figura 5, B).

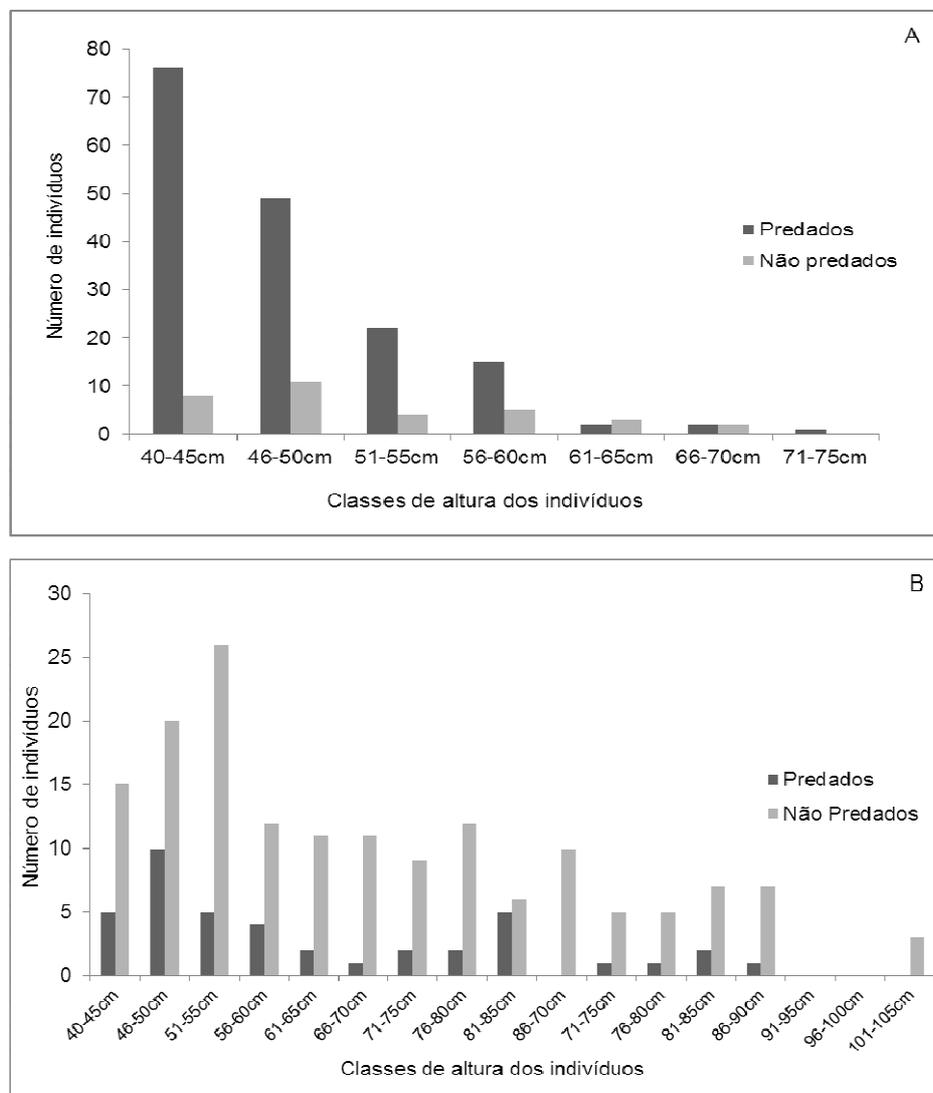


Figura 5. Número de plantas jovens de palmito (*Euterpe edulis*) classificadas por altura, predadas e não predadas no PEVR (A) e PEMSf (B).

4. Discussão

Conforme esperado, a taxa de predação das plantas jovens de *Euterpe edulis* foi maior na área com maior densidade de *Sapajus nigritus*, o PEVR, quando comparada com o PEMSF. Esses resultados sugerem que esse primata possa estar afetando o recrutamento dessa palmeira, importante para a comunidade de frugívoros. Exemplos desse tipo de impacto foram relatados, por exemplo, para ungulados (SILMAN *et al.*, 2003; BECK 2006, 2007). Espécies de vertebrados, como queixadas (*Tayassu pecari*), podem alterar a estrutura da vegetação por meio da herbivoria e pisoteio de plantas jovens, afetando a densidade e distribuição espacial (BECK, 2006). Rocha-Mendes (2010) constatou que o pisoteio por vertebrados é menor em locais defaunados e, registrou maior “mortalidade” de plantas artificiais em seus experimentos, em áreas com elevada abundância de *T. pecari*.

Os resultados aqui apresentados sugerem que a pressão de predação de *Sapajus nigritus* sobre plantas jovens de *Euterpe edulis* no PEVR manteve-se em níveis elevados, em comparação aos dados de Santos *et al.* (2007). Esses autores relataram a predação de praticamente 100% dos indivíduos marcados em experimentos realizados de 1998 a 2000, sendo o macaco-prego o principal e provavelmente o único predador. No PEMSF, apesar de não haver dados anteriores sobre a predação do palmitreiro e do tamanho populacional deste primata, os resultados do presente estudo indicam não haver grande pressão de predação sobre essa espécie vegetal, uma vez que foram observados em diversos trechos da área, além de bancos de plântulas (até 20 cm de altura aproximadamente) e adultos, diversos indivíduos jovens de *Euterpe edulis*, indicando que a regeneração natural da espécie continua ocorrendo.

No PEVR, assim como registrado em estudos anteriores realizados no final da década de 1990 (S. B. Mikich, dados não publicados), a baixa disponibilidade de indivíduos jovens com mais de 60 cm (nenhum indivíduo com mais de 75 cm foi encontrado ao longo das trilhas amostradas) sugere que a taxa de predação seja maior nessas classes ou que a taxa de predação nas classes inferiores seja intensa a ponto de não haver passagem de indivíduos para as classes subsequentes. De fato, no PEVR não são observadas, há mais de uma década,

jovens com altura igual ou superior a 1m, apenas indivíduos reprodutivos com idade desconhecida e plantas jovens, principalmente aquelas que ainda não deixaram o estágio de banco de plântulas (S. B. Mikich, com. pess.).

Ainda em relação às diferenças nas taxas de predação entre o PEVR e o PEMSF, é possível que além da diferença na densidade populacional de *Sapajus nigritus* entre esses remanescentes florestais, a utilização deste recurso possa estar relacionada a fatores como aprendizado e herança cultural dos grupos, (VISALBERGHI e FRAGASZY, 1995; FRAGASZY *et al.*, 2004), além da disponibilidade de outros itens de sua dieta.

Por meio da predação de plantas jovens de *Euterpe edulis*, os macacos-prego estão alterando a estrutura da floresta no PEVR, de tal forma que futuramente essas mudanças poderão afetar negativamente outras espécies, principalmente os frugívoros que dependem diretamente dos frutos dessa palmeira (GALETTI *et al.*, 1999; MIKICH, 2002). Dessa forma, recomenda-se que a população desse primata seja manejada nessa área, na tentativa de evitar a extinção local dessa palmeira, o que poderia gerar um efeito cascata e afetar a outras espécies de vertebrados frugívoros (DIRZO e MIRANDA, 1991). Adicionalmente ou de forma alternativa, sugere-se que seja avaliado o efeito do enriquecimento ambiental com essa palmeira, bem como a efetividade da proteção física de plantas jovens de *E. edulis* como forma de escape à predação, uma vez essa não foi registrada em plantas adultas dessa espécie na área.

5. Referências bibliográficas

- Andreazzi, C. S.; Pires, A. S.; Fernandez, F. A. S. (2009). Mamíferos e palmeiras neotropicais: interações em paisagens fragmentadas. *Oecologia Brasiliensis*, 13(4), 554-574.
- Beck, H. (2006). A review of peccary-palm interactions and their ecological ramifications across the neotropics. *Journal of Mammalogy*, 87(3), 519-530.
- Beck, H. (2007). Synergistic impacts of ungulates and falling palm fronds on saplings in the Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, 23(5), 599-602.
- Bornschein, M. R.; Reinert, B. L. (2000). Aves de três remanescentes florestais do norte do Estado do Paraná, sul do Brasil, com sugestões para conservação e manejo. *Revista Brasileira de Zoologia*, 17(3), 615-636.

- Brocardo, C. R.; Gonçalves, H. S.; Zipparro, V. P.; Galetti, M. (2010). Predation of adult palms by blackcapuchin monkeys (*Cebus nigritus*) in the Brazilian Atlantic forest. *Neotropical Primates*, 17(2), 70-74.
- Chapman, C. A.; Chapman, L. J. (1995). Survival without dispersers: seedling recruitment under parents. *Conservation Biology*, 9, 675-678.
- Chapman, C. A.; Chapman, L. J. (1995). Exotic tree plantations and the regeneration of natural forests in Kibale National Park, Uganda. *Biological Conservation*, 76, 253-257.
- de Paula, A. S.; Rodrigues, E. (2002). Degradação da paisagem norte paranaense: um estudo de fragmentos florestais. *Semina: Ciências Agrárias*, 23(2), 229-238.
- DeMattia, E. A.; Ratheke, B. J.; Curran, L. M.; Aguilar, R.; Vargas, O. (2006). Effects of small rodent and large mammal exclusion on seedling recruitment in Costa Rica. *Biotropica*, 38(2), 196-202.
- Dirzo, R.; Miranda, A. (1990). Contemporary neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity – A sequel to John Terborgh. *Conservation Biology*, 4(4), 444-447.
- Dirzo, R.; Miranda, A. (1991). Altered patterns of herbivory and diversity in forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation, p. 273-287. In: Price, P. W.; Lewinsohn, T. M.; Fernández, G. W.; Benson, W. W. (Eds.). *Plant-Animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions*. John Wiley and Sons Inc., New York.
- Fleury, M.; Galetti, M. (2006). Forest fragment size and microhabitat effects on palm seed predation. *Biological Conservation*, 131, 1-13.
- Fragaszy, D. M.; Visalberghi, E.; Fedigan, L. M. (2004). *The complete capuchin: the biology of the genus Cebus*. Cambridge, Cambridge University Press. p.339.
- Galetti, M.; Aleixo, A. (1998). Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic rain forest of Brazil. *Journal of Applied Ecology*, 35(2), 286-293.
- Galetti, M.; Fernandez, J. C. (1998). Palm heart harvesting in the Brazilian Atlantic Forest: changes in the industry structure and the illegal trade. *Journal of Applied Ecology*, 35(2), 294-301.
- Galetti, M.; Zipparro, V.; Morellato, P. C. (1999). Fruit phenology and frugivory on the palm *Euterpe edulis* in a lowland Atlantic forest of Brazil. *Ecotropica*, 5(1), 115-122.
- Galetti, M.; Donatti, C. I.; Peres, A. S.; Guimarães Jr., P. R.; Jordano, P. (2006). Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the

combined effects of defaunation and forest fragmentation. *Botanical Journal of Linnean Society*, 151(1), 141-149.

IPARDES (2010). Dinâmica Ambiental do Estado do Paraná. Nota Técnica IPARDES, 13. 36p.

IPARDES (2013). Estado do Paraná: Cobertura Vegetal Nativa. Disponível em http://www.ipardes.gov.br/pdf/mapas/base_ambiental/cobertura_vegetal_nativa_PR.pdf. Acessado em junho/2013.

Keuroghlian A.; Eaton, D. P. (2009). Removal of palm fruits and ecosystem engineering in palm stands by white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) and other frugivores in an isolated Atlantic Forest fragment. *Biodiversity Conservation*, 18, 1733-1750.

Leitman, P.; Henderson, A.; Noblick, L.; Martins, R. C. (2013). Arecaceae. In.: Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jbot/floradobrasil/FB15712>). Acessado em maio/2013.

Ludwig, G., Aguiar, L. M., Rocha, V. J. (2005). Uma avaliação da dieta, da área de vida e das estimativas populacionais de *Cebus nigrurus* (Goldfuss, 1809) em um fragmento florestal no norte do Estado do Paraná. *Neotropical Primates*, 13(3), 13-18.

Mikich, S. B.; Silva, S. M. (2001). Composição florística e fenológica das espécies zoocóricas de remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual no Centro-Oeste do Paraná, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 15(1), 89-113.

Mikich, S. B. 2002. A dieta frugívora de *Penelope superciliaris* (Cracidae) em remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil e sua relação com *Euterpe Edulis* (Arecaceae) Ararajuba, 10(2), 207-217.

Mikich, S. B., Oliveira, K. L. (2003). *Revisão do plano de manejo do Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo*. Mater Natura. Curitiba. Fundo Nacional do Meio Ambiente.

Ministério do Meio Ambiente. (2002). Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília.

Mourthé, Í. M. C.; Strier, K. B.; Boubli, J. P. (2008). Seed predation of *Mabea fistulifera* (Euphorbiaceae) by northern muriquis (*Brachyteles hypoxanthus*). *Neotropical Primates*, 15, 40-45.

Paraná. (2009). Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos / Instituto Ambiental do Paraná. Estabelece e define o mapeamento das Áreas

- Estratégicas para a Conservação e a Recuperação da Biodiversidade do Estado do Paraná e dá outras providências. Resolução nº 005, de 27 de setembro de 2009. Disponível em <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao_ambiental/Legislacao_estadual/RESOLUCOES/RESOLUCAO_SEMA_IAP_05_2009_AREAS_PRIO_RITARAS.pdf>. Acesso em: 30 jul. 2011
- Peres, C. A. (1993). Notes on the ecology of buffy saki monkeys (*Pithecia albicans*, Gray 1860): a canopy seed predator. *American Journal of Primatology*, 31, 129-140.
- Peres, C. A. (2000). Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology*, 14(1), 240-253.
- Reis, A.; Kageyama, P.; Reis, M.; Fantini, A. (1996). Demografia de *Euterpe edulis* Martius (Arecaceae) em uma Floresta Ombrófila Densa Montana, em Blumenau (SC). *Sellowia*, 45-48, 13-45.
- Rocha-Mendes, F. (2010). Efeitos da defaunação na herbivoria, pisoteio de plântulas, remoção e predação de sementes na Floresta Atlântica. Tese de doutorado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 92p.
- Rocha, V. J.; Reis, N. R.; Sekiama, M. L. (1998). Uso de ferramentas por *Cebus apella* (Linnaeus) (Primates, Cebidae) para obtenção de larvas de coleoptera que parasitam sementes de *Syagrus romanzoffianum* (Cham.) Glassm. (Arecaceae). *Revista Brasileira de Zoologia*, 15(4), 945-950.
- Roldán, A. I.; Simonetti, J. A. (2001). Plant-mammal interactions in tropical Bolivian forests experiencing different hunting pressures. *Conservation Biology*, 15(3), 617-623.
- Santos, C. V.; Morais Jr., M. M.; Oliveira, M. M.; Mikich, S. B.; Ruiz-Miranda, C. R.; Moore, K. P. L. (2007). Ecologia, manejo e comportamento de primatas invasores e populações-problema. In.: Bicca-Marques, J. C. (Ed.). *A Primatologia no Brasil*, 10, 101-118. Porto Alegre.
- Silman, M. R.; Terborgh, J. W.; Kiltie, R. A. (2003). Population regulation of a dominant rain forest tree by a major seed predator. *Ecology*, 84(2), 431-438.
- Soares, F. S.; Medri, M. E. (2002). Alguns aspectos da colonização da bacia do Rio Tibagi. In.: Medri, M. E. et al. (Orgs.). *A Bacia do rio Tibagi*. Londrina.
- Spironello, W. R. (1991). Importância dos frutos de palmeiras (Palmae) na dieta de um grupo de *Cebus apella* (Cebidae, Primates) na Amazônia Central. In.: Rylands, A. B.; Bernardes, A. T. (Eds.). *A Primatologia no Brasil*, 3, Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.

- Taira, J. T. (2007). Consumo do palmito juçara (*Euterpe edulis*) por macacos-prego (*Cebus nigritus*): estratégia de forrageamento ótima ou requinte de um gourmet? Dissertação (Mestrado em Psicologia experimental) – Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Terborgh, J. (1986). Community aspects of frugivory in tropical forests, p. 371-384. In.: Estrada, A.; Fleming, T. H. (Eds.). Frugivores and seed dispersal. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, Netherlands.
- Tomé, M. V. D. F.; Miglioranza, E.; Vilhena, A. H. T.; Fonseca, E. P. (1999). Composição florística e fitossociológica do Parque Estadual Mata São Francisco. *Revista do Instituto Florestal*, 11(1), 12-23.
- Viana, V. M.; Pinheiro, L. A. F. V. (1998). Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. *Série Técnica IPEF*, 12(32), 25-42.
- Vidolin, G. P.; Mikich, S. B. (2004). *Cebus nigritus* (Primates: Cebidae) no P.E. Vila Rica do Espírito Santo, Fênix-PR: estimativa populacional e área de vida, composição e dinâmica de grupos. In: *Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação* (pp. 196-205). Curitiba, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza.
- Visalberghi, E.; Frigaszy, D. (1995). The behaviour of capuchin monkeys, *Cebus apella*, with novel food: the role of social context. *Animal Behaviour*, 49(4), 1089-1095.
- Wright, S. J.; Duber, H. C. (2001). Poachers and forest fragmentation alter seed dispersal, seed survival, and seedling recruitment in the palm *Attalea butyraceae*, with implications for tropical tree diversity. *Biotropica*, 33(4), 583-595.
- Wright, S. J.; Hernández, A.; Condit, R. (2007). The bushmeat harvest alters seedling banks by favoring lianas, large seeds, and seeds dispersed by bats, and wind. *Biotropica*, 39(3), 363-371.

Considerações finais

Foi avaliado se as diferenças nas densidades populacionais de *Sapajus nigritus* em dois remanescentes de Floresta Atlântica estariam relacionadas à predação de plantas jovens de *Euterpe edulis*. Encontrou-se uma relação direta entre elas, tendo sido maior a predação na área com elevada densidade deste primata, o PEVR. No PEMSf, o macaco-prego parece não representar uma ameaça à regeneração natural de *Euterpe edulis*, uma vez que houve poucos registros de predação sobre os indivíduos jovens dessa palmeira.

No PEVR, o milho é um recurso muito utilizado pelo macaco-prego, diferentemente do PEMSf, onde o consumo é observado em menor escala. Medidas para reduzir a invasão de lavouras no entorno das áreas de estudo são necessárias. No entanto, como bem alertado por Sitati *et al.* (2003), o contexto da invasão do cultivo deve ser plenamente compreendido antes de se implementar quaisquer medidas de dissuasão. Além disso, a percepção dos agricultores sobre os danos deve ser avaliada para antever qual a melhor forma de intervenção no contexto estudado (Gillingham e Lee 1999).

Conforme proposto por Santos *et al.* (2007), o macaco-prego pode ser um dos principais responsáveis pela predação de indivíduos jovens do palmito-juçara em áreas onde sua densidade populacional esteja elevada, mas também que esse e outros primatas devem ter suas populações tratadas isoladamente quando frente a algum problema, como a predação de ninhos de aves, lavouras, plantios florestais ou do próprio palmito. Dessa forma, como proposto por aqueles autores, devem ser identificadas as populações-problema de cada espécie e, estas sim, manejadas para a solução dos danos por elas causados. Portanto, com base nos resultados desse estudo e de outros conduzidos no PEVR, a população dessa unidade de conservação deve ser tratada como uma população-problema e manejada como tal. Adicionalmente sugerem-se ações diretas no sentido de aumentar a densidade e sobrevivência de palmiteiros jovens.

