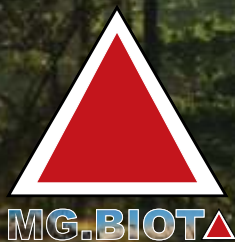


MG.BIOTA

v.12, n.2 – Janeiro / Junho 2020
ISSN online 2675-7893

INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS - MG

DIRETORIA DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO



MG.BIOTA

Publicação da Diretoria de Unidades de Conservação – Instituto Estadual de Florestas - IEF
Rodovia Papa João Paulo II, 4143 – Serra Verde – Belo Horizonte/MG – CEP: 31.630-900
Edifício Minas – 1º andar

Conselho Editorial

Cláudio Vieira Castro - IEF
Priscila Moreira de Andrade – IEF
Adriano Pereira Paglia - UFMG
Fabiano Rodrigues de Melo – UFV

Editores Associados

Flávia Campos Vieira
Luís Fernando dos Santos Clímaco

Coordenação Editorial

Janaína A. Batista Aguiar
John Eurico
Márcia Beatriz Silva de Azevedo
Mônica Maia
Priscila Moreira de Andrade
Rosinalva da Cunha dos Santos
Sandra Mara Esteves de Oliveira
Silvana de Almeida

Colaboradores deste número

Andréia Fonseca Silva
Daniele Bilate Cury Puida
Denize Fontes Nogueira
Flávia Campos Vieira
Sandra Mara Esteves de Oliveira

Foto Capa: Evandro Rodney

Imagem: Vale das Araucárias, Parque Estadual da Serra do Papagaio/MG

Foto Contracapa: Evandro Rodney

Imagem: Vale das Araucárias, Parque Estadual Serra do Papagaio/MG

MG.Biota, v.12, n.2 – janeiro/junho de 2020

Periodicidade: semestral

ISSN online 2675-7893

<http://mgbiota.ief.mg.gov.br>

projetospesquisas.ief@meioambiente.mg.gov.br

Belo Horizonte/MG

MG.BIOTA

INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS - MG

DIRETORIA DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

MG.BIOTA	Belo Horizonte	v. 12 n. 2	jan./jun.	2020
----------	----------------	------------	-----------	------

SUMÁRIO

Editorial	05
Otimização de iniciadores de loci microssatélites espécie-específicos e heterólogos para estudos de genética populacional em catetos (<i>Pecari tajacu</i>) cativos	
<i>Paula Teixeira Gomes, Carini Picardi Morais de Castro, Maykon Passos Cristiano</i>	06
Chave dendrológica das espécies da Floresta Ombrófila Mista do Parque Estadual da Serra do Papagaio (MG)	
<i>Nina Caldeira, Lucas Deziderio Santana, José Hugo Campos Ribeiro, Fabrício Alvim Carvalho</i>	18
Seriam as armadilhas de interceptação de vôo (Malaise) mais eficientes para amostragem de abelhas?	
<i>Yasmine Antonini, Júlio César Rodrigues Fontenelle, Rogério Parentoni Martins</i>	30
Formigas removedoras de sementes apresentam potencial para auxiliar na regeneração de áreas impactadas	
<i>Graziele Santiago da Silva, Mariana Azevedo Rabelo, Ernesto de Oliveira Canedo-Júnior, Carla Rodrigues Ribas</i>	44
A flora da Zona de Transição Aquático-Terrestre (ATTZ) de uma lagoa marginal perenizada no rio Pandeiros: retrato do impacto da PCH de Pandeiros sobre um gradiente ambiental	
<i>Rafaela Guimarães Silva, Eduardo van den Berg</i>	55
Mamíferos não voadores na Área de Proteção Ambiental Pandeiros, Norte de Minas Gerais	
<i>Adrielle Aparecida Pereira, Éder Costa Carvalho, Marcelo Passamani</i>	70
Em Destaque	
Cateto ou caititu: porco selvagem.....	90

EDITORIAL

Nesta edição da revista MG.Biota, apresentamos uma temática variada e que proporcionará ao leitor o contato com a diversidade da pesquisa científica produzida em Unidades de Conservação, reforçando a necessidade de sua preservação e da importância da pesquisa, como fonte inesgotável do conhecimento.

Os artigos são resultados de estudos feitos com diversos temas, como a Genética populacional de catetos, em uma fazenda inserida na área de Proteção Ambiental das Andorinhas, no limite com a Floresta Estadual Uaimii, com resultados que poderá orientar a possibilidade de reintrodução dessa espécie em seu habitat natural e também sugerir medidas para seu manejo e conservação. A edição também destaca o Cateto, proporcionando ao leitor conhecer melhor a espécie, que ocorre em todo território nacional.

Em outro estudo, a pesquisa foi feita no Parque Estadual da Serra do Papagaio e buscou identificar os caracteres vegetativos para as espécies arbóreas da Floresta Ombrófila Mista, considerada um dos ecossistemas mais ameaçados do país. Esse levantamento possibilitará identificar as plantas do Parque, auxiliando a todos os interessados no assunto, como ferramenta indispensável para estudos e pesquisas futuras.

Outro tema de grande interesse para a pesquisa foi feito com amostragem de abelhas na Estação Ecológica da Universidade Federal de Minas Gerais e na Fundação Zoobotânica, em Belo Horizonte. Nas duas áreas foram coletadas um total de 858 indivíduos e 133 espécies, utilizando para tal as armadilhas de interceptação de vôo, conhecidas como Malaise. O objetivo foi comparar a eficiência do método em relação à técnica de rede entomológica. Estudos dessa natureza geram resultados que podem ser utilizados tanto para estimar a riqueza local das espécies, como aperfeiçoar os experimentos e sua utilização para realização dos inventários tão importantes para amostragem da apifauna.

Apresentamos também mais três estudos feitos Área de Proteção Ambiental Pandeiros (APA Pandeiros): Formigas removedoras de sementes e seu potencial para auxiliar na regeneração de áreas impactadas, pesquisa feita no entorno da Pequena Central Hidrelétrica de Pandeiros, demonstrando a importância da presença das formigas nos processos de regeneração natural de ambientes modificados; “A flora da Zona de Transição Aquático-Terrestre (ATTZ) de uma lagoa marginal perenizada no rio Pandeiros: retrato do impacto da PCH de Pandeiros sobre um gradiente ambiental”, estudo considerado um ponto de referência para avaliar o comportamento da flora dessa zona de transição; finalizando os estudos na APA Pandeiros, um levantamento com uma lista de espécies de mamíferos não voadores, oportunidade de conhecer sua riqueza, novas espécies e também categorias de ameaça, dados extremamente importantes para aprimorar as estratégias de proteção da UC e preservação da fauna local.

Desejamos a todos, uma boa leitura!

Cláudio Vieira Castro

Diretor de Unidades de Conservação – IEF

Otimização de iniciadores de *loci* microssatélites espécie-específicos e heterólogos para estudos de genética populacional em catetos (*Pecari tajacu*) cativos

Paula Teixeira Gomes¹, Carini Picardi Morais de Castro², Maykon Passos Cristiano³

Resumo

O objetivo deste estudo foi otimizar a amplificação de marcadores microssatélites desenvolvidos para as espécies *Tayassu pecari*, *Sus scrofa* e *Pecari tajacu* em catetos (*P. tajacu*). Foram coletadas amostras de sangue de 20 catetos nascidos em cativeiro na Fazenda Engenho D'água (20°15'41" S, 43°36'34" W) e o DNA total de cada animal foi extraído. Dezenove marcadores microssatélites foram otimizados e os *amplicons* analisados em géis de agarose e poliacrilamida quanto ao tamanho do fragmento amplificado. Desses, 14 marcadores amplificaram. Nossos resultados indicaram que os marcadores heterólogos apresentaram maior sucesso de amplificação quando comparados aos específicos. Esses marcadores otimizados são ideais para o estudo da diversidade genética e do grau de parentesco de catetos.

Palavras chave: amplificação, marcadores microssatélites, Tayassuidae, conservação, diversidade genética.

Abstract

The aim of the present study was to optimize the amplification of microsatellite markers developed for *Tayassu pecari*, *Sus scrofa* and *Pecari tajacu* species in the collared peccary (*P. tajacu*). Blood samples of 20 collared peccaries born in captivity were collected at Fazenda Engenho D'água (20°15'41 "S, 43°36'34" W) and the total DNA of each animal was extracted. Nineteen microsatellite markers were optimized and the amplicons analyzed on agarose and polyacrylamide gels for the size of the amplified fragment. From those, 14 markers amplified. Our results indicated that heterologous markers showed greater amplification success when compared to specific markers. These markers are ideal for the study of the genetic diversity and the kinship of the collared peccaries.

Keywords: Amplification, microsatellite markers, Tayassuidae, conservation, genetic diversity.

¹Mestra em Ecologia de Biomas Tropicais – Universidade Federal de Ouro Preto - UFOP.

²Bacharel em Ciências Biológicas – Universidade Federal de Ouro Preto - UFOP.

³Prof. Dr. Adjunto do Departamento de Biodiversidade, Evolução e Meio Ambiente - Universidade Federal de Ouro Preto - UFOP.

Introdução

O *Pecari tajacu* (Linnaeus, 1758), fotografia 1, popularmente conhecido como cateto, encontra-se distribuído na América do Sul, América Central e sudoeste da América do Norte (DESBIEZ *et al.*, 2012). Atualmente, essa espécie vem sofrendo com a antropização o que pode levar a diminuição de suas populações. Apesar do *P. tajacu* não se encontrar

ameaçado em todo o território brasileiro, no estado de Minas Gerais ele se encontra na categoria “vulnerável” a extinção (COPAM, 2010). Dentre os fatores que ameaçam as populações dessa espécie, pode-se citar a caça predatória e a fragmentação de *habitat* (KEUROGHLIAN *et al.*, 2004). Assim, medidas conservacionistas devem ser adotadas, com o intuito de minimizar as ameaças que podem levar essa espécie ao declínio populacional.

Fotografia 1 - *Pecari tajacu* (Linnaeus, 1758)



Fonte: Fotografia de Carlos Magno de Faria, 2016

Uma prática que tem sido empregada para algumas espécies com risco de extinção é a criação em cativeiro, visando à reintrodução em locais onde já estejam extintas (NOGUEIRA; NOGUEIRA-FILHO, 2011) Contudo, antes da reintrodução de qualquer espécie na natureza, é importante estudar e avaliar a estrutura genética dessas populações que serão reintroduzidas no seu ambiente natural (WITZENBERGER; HOCHKIRCH, 2011), vi-

sando compreender, dentre outros aspectos, a diversidade genética e o grau de parentesco desses indivíduos. Deste modo, conhecer os níveis de diversidade genética em pequenas populações é fundamental, pois ela é responsável por manter uma população viável ao longo do tempo (RALLS; BALLOU, 1986). A perda da diversidade genética diminui a capacidade de adaptação das espécies às mudanças ambientais e, com isso, ocorre

o aumento do risco de extinção sobre elas (FRANKHAM, 2003). Portanto, é essencial entender as relações de parentesco entre os indivíduos de uma população cativa, já que o acasalamento entre indivíduos geneticamente semelhantes por muitas gerações pode levar ao aumento dos coeficientes de endogamia da população (LAWRENCE *et al.*, 2017). Altos valores dos coeficientes de endogamia promovem a redução da diversidade genética, comprometendo o sucesso reprodutivo e a sobrevivência da população a longo prazo (ARIF; KHAN, 2009). Assim, os estudos genéticos são fundamentais para o manejo e conservação de espécies ameaçadas de extinção (ARIF; KHAN, 2009).

Os marcadores moleculares microsatélites ou simples sequências repetidas (*Simple sequence repeats* – SSRs) (SELKOE; TOONEN, 2006) são amplamente utilizados em estimativas populacionais, como na quantificação de fluxo gênico entre populações, tempo de divergência, níveis de endogamia, diversidade genética, dentre outros (CHASE; KESSELI; BAWA, 1996; ELLEGREN, 2004). Esses marcadores são sequências ou motivos de repetição em tandem de 1-6 pares de bases (pb) e estão presentes em genomas eucarióticos e procarióticos (ELLEGREN, 2004; ZANE *et al.*, 2002). Os microsatélites são considerados o melhor método para o estudo de populações em cativeiro (WITZENBERGER; HOCHKIRCH, 2011), devido ao grande número de características que eles possuem como, por exemplo, são abundantes no genoma, seletivamente neutros, codominantes e altamente mutáveis (ELLEGREN, 2004). Além do mais, o número de motivos de repetição

pode variar de um indivíduo para o outro, o que torna esses marcadores polimórficos, ou seja, com formas diferentes (ZALAPA *et al.*, 2012).

A taxa de mutação desses marcadores pode variar em detrimento de alguns fatores, como por exemplo, o número de unidades de repetição, o comprimento da sequência e o motivo de repetição (ELLEGREN, 2000; BHARGAVA; FUENTES, 2010). As taxas de mutações podem variar em *locus* e alelos de indivíduos pertencentes a uma mesma espécie e ainda entre espécies diferentes (ELLEGREN, 2000).

Os marcadores microsatélites são envolvidos por sequências de nucleotídeos conhecidas como regiões flangeadoras, que são sequências utilizadas para desenhar os pares de iniciadores (*primers*) que irão amplificar a região contendo os microsatélites (SELKOE; TOONEN, 2006). O fato da região flangeadora dos microsatélites se apresentar extremamente conservada em algumas espécies relacionadas, possibilita a utilização de marcadores microsatélites em espécies próximas àquelas para as quais foram descritas (DALLA VECCHIA *et al.*, 2011).

No entanto, estudos genéticos envolvendo o uso de marcadores microsatélites em *P. tajacu* são ainda escassos, levando em consideração que eles possuem um alto custo e, por existirem poucos iniciadores específicos para a espécie (SILVA *et al.*, 2010). Sendo assim, a transferência de *loci* microsatélites entre espécies proximamente relacionadas tem sido uma estratégia com alta taxa de sucesso para obtenção desses marcadores (BARBARÁ *et al.*, 2007). Neste sentido, o ob-

jetivo deste trabalho foi otimizar as condições de amplificação de marcadores microssatélites desenvolvidos para as espécies *Tayassu pecari*, *Sus scrofa* e *P. tajacu* em catetos cativos.

Material e métodos

Área de estudo e amostragem

As análises genéticas foram realizadas no laboratório de Genética Evolutiva e de Populações da Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, Minas Gerais. Para tais análises foram coletadas amostras de sangue de 20 catetos (14 fêmeas e 6 machos) nascidos em cativeiro na fazenda Engenho D'Água, localizada no distrito de São Bartolomeu (20°15'41" S,

43°36'34" W), em Ouro Preto, Minas Gerais. A fazenda está inserida na área de Proteção Ambiental das Andorinhas e seu limite faz divisão com a Floresta Estadual Uaimii. Essa instituição é cadastrada no IBAMA sob o nº 002/2003, processo 02015.002962/2003-02 como uma Área de Soltura de Animais Silvestres (ASAS) e possui a licença IBAMA nº 3146.4756/2011-MG, para manejo de fauna silvestre. Os catetos estudados foram divididos em dois grupos com dez indivíduos que se encontravam em dois recintos de 625 m² cada, delimitados por telas de arame de 1,5 m de altura, distanciando-se um do outro por cerca de 10 metros e vegetado com gramíneas e árvores (FOTOGRAFIA 2).

Fotografia 2 - Recintos dos catetos



Fonte: Fotografia de Carlos Magno de Faria, 2016

Para a coleta de sangue foi estabelecido um jejum alimentar de doze horas e hídrico de seis horas. Após a captura e pesagem, fotografia 3, foi administrado a associação de acepromazina, na dose de 0,2 mg/Kg, por via intramuscular (IM). Após quinze minutos, diazepam (0,5 mg/Kg) e cetamina (0,5 mg/Kg) na mesma seringa, por via intramuscular. Os catetos anestesiados foram mantidos em

decúbito lateral, mantendo as vias respiratórias livres. O sangue foi coletado por meio de punção da veia cefálica com auxílio de seringa de 5 ml estéril, diretamente em tubo vacutainer, processado e acondicionado com anticoagulante (EDTA) e congelado a -20°C . As amostras de sangue coletadas dos indivíduos foram armazenadas a -20°C até o momento da extração do DNA genômico.

Fotografia 3 - Contenção dos catetos para análises clínicas e marcação



Fonte: Fotografia de Carlos Magno de Faria, 2016

Extração, amplificação do DNA e análises dos dados

O DNA total foi extraído utilizando o kit de extração DNeasy Blood & Tissue (Quiagen®, Hilden, Germany), segundo as recomendações do fabricante. A qualidade do DNA foi verificada por eletroforese em gel de agarose 1% (p/v) corado com brometo de etídio (0,3

mg/ml). O DNA total extraído foi quantificado e avaliado quanto à sua pureza, usando o Nano Drop 2000 (Thermo Scientific, Waltham, MA, Estados Unidos). Os marcadores moleculares microssatélites publicados na literatura para as famílias Tayassuidae e Suidae, tabela 1, foram testados e amplificados por meio da técnica de reação em cadeia da polimerase (PCR).

Tabela 1- Relação de *primers* microssatélites selecionados para padronização em *P. tajacu*, seqüências dos *primers*, tamanho do fragmento amplificado em pares de bases (pb) e as referências dos *primers*

(Continua...)

Locus	Seqüência do primer (5' - 3')	Relação filogenética	pb	Referência
PT0226	F - ACA CAC ATA AAT ACA CAC ACA AG R - CAG AAT AAA AAG CTC CAC GAG AG	Família: Tayassuidae Espécie: <i>Pecari tajacu</i>	122- 134	BIONDO <i>et al.</i> , 2011
JC011	F - CAC CAA TTT GCT GGG TGA TCC T R - TGT TTC TGC TTC TTC AAC TAA AGA ATG	Família: Tayassuidae Espécie: <i>Pecari tajacu</i>	97-111	COOPER <i>et al.</i> , 2010
JC033	F - GCT GGT ACA TCC TTT GCA CT R - GCT TCT GTG AGT TTT TTT GGA GAA	Família: Tayassuidae Espécie: <i>Pecari tajacu</i>	255- 285	COOPER <i>et al.</i> , 2010
JC035	F - TGC TAC CAT ATA AGG ATG TAG R - ATT AGG TAG AGA GAG TGA AGC	Família: Tayassuidae Espécie: <i>Pecari tajacu</i>	100- 120	COOPER <i>et al.</i> , 2010
JC040	F - CCG CAC AAA GCT TAC AGT CT R - AAT ACA AGC ATC CAA GGT GCC	Família: Tayassuidae Espécie: <i>Pecari tajacu</i>	313- 333	COOPER <i>et al.</i> , 2010
JC041	F CCT GGC GAC ATA AGC CAA GTA GTG AG R - CGG GGC TGC ACT GTC TAG GGA	Família: Tayassuidae Espécie: <i>Pecari tajacu</i>	358- 368	COOPER <i>et al.</i> , 2010
TPEC2	F - GGT GTT GGG AAA ATT GGA R - GGA GTT TTA TGG CTT CAT GT	Família: Tayassuidae Espécie: <i>Tayassu pecari</i>	233- 273	DALLA VECCHIA <i>et al.</i> , 2011
TPEC3	F - AAC TGT CTC CTG TAG GCA C R - TGA ACA GTT TAG AAA CGC TG	Família: Tayassuidae Espécie: <i>Tayassu pecari</i>	186- 190	DALLA VECCHIA <i>et al.</i> , 2011
TPEC4	F - CAG TGG ACC AGA GAA AAC AT R- GGT AAA TAG CTA AAC TTG CCT	Família: Tayassuidae Espécie: <i>Tayassu pecari</i>	228- 248	DALLA VECCHIA <i>et al.</i> , 2011
TPEC9	F - TCT TTG GAG AAT CGT CTG TT R - CAC TGG CAA GGG ATT AAT C	Família: Tayassuidae Espécie: <i>Tayassu pecari</i>	137- 141	DALLA VECCHIA <i>et al.</i> , 2011
TPEC10	F - GAC TAG ATC TCA TGT TAA GTG TTT R - AGG GTA TAG AGT CCA GGA GC	Família: Tayassuidae Espécie: <i>Tayassu pecari</i>	245- 255	DALLA VECCHIA <i>et al.</i> , 2011
TPEC12	F - CTA GCT GCA TCC CTG TTA CT R - CTA TCT GGA CGA AAC CGT AG	Família: Tayassuidae Espécie: <i>Tayassu pecari</i>	208- 216	DALLA VECCHIA <i>et al.</i> , 2011

Tabela 1- Relação de *primers* microssatélites selecionados para padronização em *P. tajacu*, seqüências dos *primers*, tamanho do fragmento amplificado em pares de bases (pb) e as referências dos *primers*

(Conclusão)				
Locus	Seqüência do primer (5' - 3')	Relação filogenética	pb	Referência
TPEC13	F - GCA TAG TTG TTT AGT TCT ACT CC R - CTA ATA CCT ATC TTG CTG GGA	Família: Tayassuidae Espécie: <i>Tayassu pecari</i>	186- 190	DALLA VECCHIA <i>et al.</i> , 2011
TPEC14	F - TTT TCC AAC TGG ACT GAT TC R - TGA TAA ACC GTA TGG GAA AG	Família: Tayassuidae Espécie: <i>Tayassu pecari</i>	249- 257	DALLA VECCHIA <i>et al.</i> , 2011
TPEC18	F - CTG GGA AGG TAT CTC AGC A R - ACC AGG TGG ATA CCA AGT TA	Família: Tayassuidae Espécie: <i>Tayassu pecari</i>	257- 289	DALLA VECCHIA <i>et al.</i> , 2011
SW444	F - ATA GTT TCG GTT GGC CCA G R - CTT AAG CCT CAA GCT AAC AGG C	Família: Suidae Espécie: <i>Sus scrofa</i>	103- 115	ROHRER <i>et al.</i> , 1994
SW857	F - TGA GAG GTC AGT TAC AGA AGA CC R - GAT CCT CCT CCA AAT CCC AT	Família: Suidae Espécie: <i>Sus scrofa</i>	128- 156	ROHRER <i>et al.</i> , 1994
IGF1	F - GCT TGG ATG GAC CAT GTT G R - CAC TTG AGG GGC AAA TGA TT	Família: Suidae Espécie: <i>Sus scrofa</i>	223- 237	ROHRER <i>et al.</i> , 1994
ACTG2	F - CAT CTT CCT CTT CCC TTC CC R - TGT GGA CTC AAG GCT GTA AGC	Família: Suidae Espécie: <i>Sus scrofa</i>	120- 162	ROHRER <i>et al.</i> , 1996

Nota: F: forward
R: reverse

Durante o período de otimização, os pares de iniciadores foram submetidos a ajustes no número de ciclos e na temperatura de pareamento, para atingir as condições exatas de amplificação. As PCRs foram realizadas em reações com volume final de 20,0 µL contendo 4 µL de 1x PCR tampão (Promega), 0,4 µL de dNTPs (0,25 mM de cada), 1,8 µL de MgCl₂ (25 mM), 1,0 µL de cada iniciador (10mM), 0,5 µL de Taq DNA Polimerase (5 U/µL -Promega) e 0,5 µL de DNA (20 ng/µL). As reações de amplificação incluíram uma desnaturação inicial por 3 minutos a 95°C, seguida de 32-35 ciclos de amplificação, 95°C por 1 minuto, 50-65°C por 1 minuto para pareamento dos

iniciadores, e 72°C por 1 minuto para extensão, e uma extensão final de 72°C por 7 minutos.

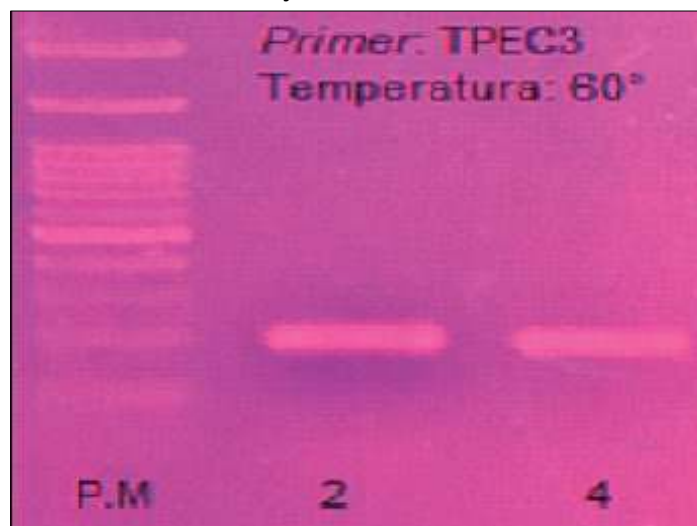
Os produtos da amplificação (*amplicons*) foram analisados quanto à amplificação e a adequabilidade do protocolo utilizado em gel de agarose 1,5 % e em gel de poliacrilamida 8% corados com nitrato de prata (SAMBROOK, 2011). O marcador de peso molecular de 100 pares de base (pb) foi utilizado para identificar os fragmentos microssatélites de interesse, e o resultado foi analisado com base na literatura (BIONDO *et al.*, 2011, COOPER *et al.*, 2010, DALLA VECCHIA *et al.*, 2011, ROHRER *et al.*, 1994 e ROHRER *et al.*, 1996).

Resultados e discussão

Dezenove marcadores moleculares microssatélites foram testados separadamente em diferentes números de ciclos e temperaturas de pareamento, com o intuito de eliminar as bandas inespecíficas geradas durante a amplificação. Os produtos obtidos na amplificação foram analisados em géis de agarose

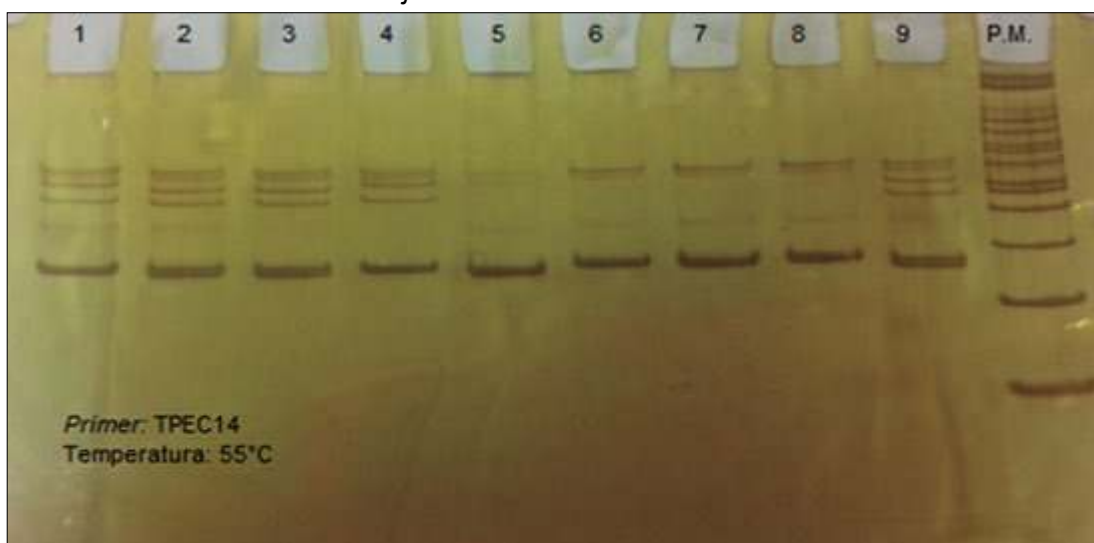
1,5%, figura 1, e em géis de poliacrilamida 8% (FIGURA 2). A partir das análises realizadas nos géis foi possível inferir que 14 marcadores foram amplificados, pois os *amplicons* correspondiam ao tamanho do fragmento descrito na literatura. Cinco marcadores microssatélites não apresentaram amplificação (JC011, JC035, JC041, SW444 e ACTG2), portanto foram retirados desse estudo.

Figura 1 – Gel de agarose 1,5% com a amplificação do *loci* microssatélite TPEC3 em dois indivíduos de *Pecari tajacu*



Nota: P.M.: Marcador de peso molecular DNA 100pb

Figura 2 - Gel de poliacrilamida 8% com a amplificação do *loci* microssatélite TPEC 14 em indivíduos de *Pecari tajacu*



Nota: P.M.: Marcador de peso molecular DNA 100pb

Dos 19 marcadores selecionados na literatura, seis eram espécie-específicos (PT0226, JC011, JC033, JC035, JC040 e JC041) e 13 heterólogos (TPEC2, TPEC3, TPEC4, TPEC9, TPEC10, TPEC12, TPEC13, TPEC14, TPEC18, SW444, SW857, IGF1 e ACTG2). Os *loci* microssatélites de 14 regiões foram

amplificados com sucesso, três eram espécies-específicos (PT0226, JC033 e JC040) e onze eram heterólogos (TPEC2, TPEC3, TPEC4, TPEC9, TPEC10, TPEC12, TPEC13, TPEC14, TPEC18, SW857 e IGF1) pertencendo ao gênero *Tayassu* (família Tayassuidae) e ao gênero *Sus* (família Suidae) (TABELA 2).

Tabela- 2 - Relação dos marcadores microssatélites amplificados em *Pecari tajacu*

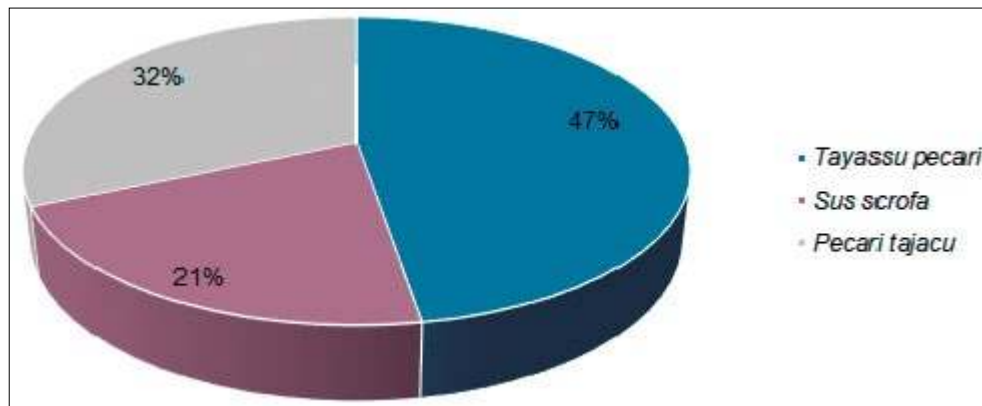
Locus	Espécie	T (°C)	Nº de ciclos	Tipo
PT0226	<i>Pecari tajacu</i>	55	32	Espécie-específico
JC033	<i>Pecari tajacu</i>	60	32	Espécie-específico
JC040	<i>Pecari tajacu</i>	60	32	Espécie-específico
TPEC2	<i>Tayassu pecari</i>	62	32	Heterólogo
TPEC3	<i>Tayassu pecari</i>	60	32	Heterólogo
TPEC4	<i>Tayassu pecari</i>	60	32	Heterólogo
TPEC9	<i>Tayassu pecari</i>	50	32	Heterólogo
TPEC10	<i>Tayassu pecari</i>	64	32	Heterólogo
TPEC12	<i>Tayassu pecari</i>	60	32	Heterólogo
TPEC13	<i>Tayassu pecari</i>	60	32	Heterólogo
TPEC14	<i>Tayassu pecari</i>	55	32	Heterólogo
TPEC18	<i>Tayassu pecari</i>	60	32	Heterólogo
SW857	<i>Sus scrofa</i>	60	32	Heterólogo
IGF1	<i>Sus scrofa</i>	57	32	Heterólogo

OBS.: Espécie para o qual o marcador foi desenvolvido, temperatura de pareamento, número de ciclos de amplificação e tipo do marcador.

Os marcadores empregados nesse estudo foram, em sua maioria, heterólogos, ou seja, foram desenvolvidos para espécies proximamente relacionadas a espécie *P. tajacu*. Sendo, 47,0% do total desenvolvidos para a espécie *T. pecari*, família Tayassuidae, e 21,0% do total desenvolvidos para a espécie *S. scrofa*, família Suidae. Foram

ainda utilizados marcadores específicos da espécie em estudo, representando 32,0% do total (GRÁFICO 1). Porém, nem todos os *loci* selecionados e testados amplificaram a região de interesse, sendo que o número de marcadores amplificados correspondeu à 73,68% do total.

Gráfico 1 - Proporção de marcadores microssatélites selecionados para otimização



Fonte: Paula Teixeira Gomes, 2018

Os marcadores utilizados foram selecionados de acordo com algumas características, sendo elas a filogenia das espécies e o número de alelos por *locus*. O número de alelos encontrados por autores que realizaram estudos genéticos em catetos (*P. tajacu*) utilizando os iniciadores selecionados para esse estudo, variou entre dois e 16 alelos por *locus* (BIONDO *et al.*, 2014; COOPER *et al.*, 2010; COOPER *et al.*, 2011; DALLA VECCHIA *et al.*, 2011; SILVA *et al.*, 2010). Uma possível explicação para esses valores seria que a maioria dos marcadores são heterólogos, sendo desenvolvidos para espécies *T. pecari* e *S. scrofa*, e marcadores moleculares microssatélites tendem a ser mais polimórficos para a espécie no qual eles foram desenvolvidos devido ao seu alto grau de especificidade (ELLEGREN *et al.*, 1997). No entanto, nesse estudo os marcadores heterólogos apresentaram maior sucesso de amplificação quando comparados aos específicos. Todos os marcadores de *T. pecari* testados em *P. tajacu* obtiveram 100% de sucesso na amplificação, sendo similar ao encontrado por Dalla Vecchia *et al.* (2011) ao testar o potencial de amplificação heteróloga desses marcadores na espécie em estudo. Barbará *et al.* (2007) ao analisar a transferibilidade de marcadores de microssatélites concluiu que, em mamíferos pode haver uma probabilidade de sucesso na transferência de microssatélites entre gêneros pertencentes a uma mesma família. Porém, na transferência entre famílias a chance de sucesso é menor (BARBARÁ *et al.*, 2007). Os marcadores transferidos da família Suidae para a Tayassuidae apresentaram menor potencial de amplificação nesse trabalho, confirmando

os estudos de Barbará *et al.* (2007).

Ao longo desse trabalho foram padronizados iniciadores de *loci* microssatélites específicos e heterólogos que serão empregados em estudos de genética populacional de catetos.

Considerações finais

No presente trabalho otimizamos as condições de amplificação de marcadores microssatélites desenvolvidos para as espécies *P. tajacu*, *T. pecari* e *S. scrofa* em catetos cativos. Os resultados obtidos indicaram que os marcadores heterólogos apresentaram maior sucesso de amplificação quando comparados aos específicos, sugerindo que eles podem ser empregados em estudos de genética populacional na espécie *P. tajacu*. Assim, posteriormente, utilizaremos os marcadores otimizados para o estudo da diversidade genética e do parentesco dos catetos mantidos em cativeiro. Deste modo, os resultados gerados irão nos orientar quanto a possibilidade de reintrodução desses indivíduos em seu *habitat* natural, bem como, poderemos sugerir medidas para o manejo e a conservação dessa espécie.

Referências

- ARIF, I. A.; KHAN, H. A. Molecular markers for biodiversity analysis of wildlife animals: a brief review. **Animal Biodiversity and Conservation**, v. 32, n.1, p. 9–17, 2009.
- BARBARÁ, T.; PALMA-SILVA, C.; PAGGI, G. M.; BERED, F.; FAY, M. F.; LEXER, C. Cross-species transfer of nuclear microssatellite markers: Potential and limitations. **Molecular Ecology**, v. 16, n. 18, p. 3759-3767, 2007.
- BHARGAVA, A.; FUENTES, F. F. Mutational dynamics

- of microsatellites. **Molecular Biotechnology**, v. 44, n. 3, p. 250-66, 2010.
- BIONDO, C.; KEUROGHLIAN, A.; GONGORA, J.; MIYAKI, C. Y. Population genetic structure and dispersal in white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) from the Brazilian Pantanal. **Journal of Mammalogy**, v.92, p.267-274, 2011.
- BIONDO, C.; IZAR, P.; MIYAKI, C. Y.; BUSSAB, V. S. R. Social structure of collared peccaries (*Pecari tajacu*): Does relatedness matter? **Behavioural Processes**, v.109, n. Part A, p. 70-78, 2014.
- CHASE, M.; KESSELI, R.; BAWA, K. Microsatellite markers for population and conservation genetics of tropical trees. **American Journal Botany**, v. 83, p. 51-57, 1996.
- COOPER, J. D.; WASER, P. M.; GOPURENKO, D.; HELLGREN, E. C.; GABOR, T.M.; DEWOODY, J. A. Measuring sex-biased dispersal in social mammals: comparisons of nuclear and mitochondrial genes in collared peccaries. **Journal of Mammalogy**, v. 91, n. 6, p. 1413–1424, 2010.
- COOPER, J. D.; WASER, P. M.; HELLGREN, E. C.; GABOR, T. M.; DEWOODY, J. A. Is sexual monomorphism a predictor of polygynandry? Evidence from a social mammal, the collared peccary. **Behav. Ecol. Sociobiol.**, v. 65, p. 775–785, 2011.
- CONSELHO DE POLÍTICA AMBIENTAL - COPAM. Deliberação Normativa nº 147, de 30 de abril de 2010. Aprova a Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção da Fauna do Estado de Minas Gerais. **Diário Oficial do Estado de Minas Gerais**- Belo Horizonte, 04 mai. 2010.
- DALLA VECCHIA, A. C.; BIONDO C.; SANCHES A.; KEUROGHLIAN A.; MIYAKI, C. Y.; GALETTI, M.; GALETTI JR, P. M. Isolation and characterization of microsatellite loci for white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) and cross-amplification in collared peccaries (*Pecari tajacu*). **Conservation Genetics Resources**, v. 3, p.151–154, 2011.
- DESBIEZ A. L. J.; KEUROGHLIAN A.; BEISIEGEL B. M.; MEDICI E. P.; GATTIA.; MENDES PONTES A. R.; CAMPOS C. B.; TÓFOLI C. F.; MORAES JUNIOR, E. A.; AZEVEDO F. C.; PINHO G. M.; CORDEIRO J. L. P.; JÚNIOR, T. S. S.; MORAIS, A. A.; MANGINI, P. R.; FLESHER K.; RODRIGUES, L. F.; ALMEIDA, L. B. Avaliação do Risco de Extinção do Cateto *Pecari tajacu* Linnaeus, no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, p.74–83, 2012.
- ELLEGREN, H.; MOORE, S.; ROBINSON, N.; BYRNE, K.; WARD, W.; SHELDON, B. C. Microsatellite evolution - a reciprocal study of repeat lengths at homologous loci in cattle and sheep. **Molecular Biology and Evolution**, v.14, p. 854-860, 1997.
- ELLEGREN, H. Microsatellite mutations in the germline: Implications for evolutionary inference. **Trends in Genetics**, v. 16, p. 551–558, 2000.
- ELLEGREN, H. Microsatellites: simple sequences with complex evolution. **Nature Reviews Genetics**, v. 5, n. 6, p. 435-445, 2004.
- FRANKHAM, R. Genetics and conservation biology. **Comptes rendus Biologies**, v.326, p.22–29, 2003.
- KEUROGHLIAN, A.; EATON, D. P.; LONGLAND, W. S. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. **Biological Conservation**, v. 120, p. 411– 425, 2004.
- LAWRENCE, M.; MASTROMONACO, G.; GOOD-ROWE, K.; SANTYMIRE, R. M.; WADDELL, W.; SCHULTE-HOSTEDDE, A. I. The effects of inbreeding on sperm morphometry of captive-bred endangered mammals. **Canadian Journal of Zoology**, v. 95, n. 8, p. 599-606, 2017.
- NOGUEIRA, S. S. C.; NOGUEIRA-FILHO, S. L. G. Wildlife farming: an alternative to unsustainable hunting and deforestation in Neotropical forests? **Biodiversity and Conservation** v. 20, p.1385–1397, 2011.
- RALLS, K.; BALLOU, J. Captive breeding programs for populations with a small number of founders. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 1, n.1, p. 19-22, 1986.
- ROHRER, G. A.; ALEXANDER, L. J.; KEELE, J. W.; SMITH, T. P.; BEATTIE, C. W. A microsatellite linkage map of the porcine genome. **Genetics**, v. 136, n. 1, p. 231-245, 1994.
- ROHRER, G. A.; ALEXANDER, L. J.; HU, Z.; SMITH T. P. L.; KEELE, J. W.; BEATTIE, C. W. A comprehensive map of the porcine genome. **Genome Research**, v. 6, n. 5, p. 371–391, 1996.
- SAMBROOK, J. **Molecular cloning: a laboratory manual**. New York: Cold Spring Harbor Laboratory Press, 2001.
- SELKOE, K. A.; TOONEN, R. J. Microsatellites for ecologists: a practical guide to using and evaluating microsatellite markers. **Ecology Letters** , v. 9, n. 5, p. 615-629, 2006.
- SILVA, R. W.; FREITAS, T. R. O.; SBALQUEIRO, I. J.

Evaluation of genetic variability in the collared peccary *Pecari tajacu* and the white-lipped peccary *Tayassu pecari* by microsatellite markers. **Genetics and Molecular Biology**, v. 33, n. 1, p. 62-67, 2010.

ZALAPA, J. E.; CUEVAS, H.; ZHU, H.; STEFFAN, S.; SENALIK, D.; ZELDIN, E.; MCCOWN, B.; HARBUT, R.; SIMON, P. Using next-generation sequencing approaches to isolate simple sequence repeat (SSR) loci in the plant sciences. **American Journal of Botany**, v. 99, n. 2, p. 193-208, 2012.

ZANE, L.; BARGELLONI, L.; PATARMELLO, T. Strategies for microsatellite isolation: A review. **Mol Ecol**, v. 11, n. 1, p. 1-16, 2002.

WITZENBERGER, K. A.; HOCHKIRCH, A. Ex situ conservation genetics: are view of molecular studies on the genetic consequences of captive breeding programmes for endangered animal species. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, p.1843–1861, 2011.

Chave dendrológica das espécies da Floresta Ombrófila Mista do Parque Estadual da Serra do Papagaio (MG)

Nina Caldeira¹, Lucas Deziderio Santana², José Hugo Campos Ribeiro³, Fabrício Alvim Carvalho⁴

Resumo

A Floresta Ombrófila Mista (FOM) é uma das fitofisionomias florestais que compõem o bioma Mata Atlântica e é um dos ecossistemas florestais mais ameaçados do país. O objetivo do presente estudo foi elaborar uma chave dicotômica de identificação baseada em caracteres vegetativos para as espécies arbóreas da Floresta Ombrófila Mista do Parque Estadual da Serra do Papagaio (PESP), que conserva um grande remanescente da FOM em Minas Gerais. A chave de identificação dicotômica é composta por 34 espécies, sendo 30 espécies de angiospermas, 2 espécies de gimnospermas e 2 espécies de pteridófitas, distribuídas em 21 famílias e 26 gêneros.

Palavras chave: Caracteres vegetativos, conservação, Floresta Atlântica, Floresta com Araucaria.

Abstract

The Mixed Rain Forest is an Atlantic Forest physiognomy, and it is one of the most threatened forest ecosystems in Brazil. The present work aimed to prepare an identification key based on vegetative morphological characteristics for the species of the Mixed Rain Forest in Parque Estadual da Serra do Papagaio, where is located a large remnant of this physiognomy in Minas Gerais state. The key comprises 34 species, in which 30 are angiosperms, 2 are gymnosperms, and 2 are pteridophytes. The 34 species belong to 21 botanical families and 26 genus.

Keywords: Vegetative characteristics, conservation, Atlantic Rainforest, Araucaria Forest

¹Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal de Juiz de Fora. E-mail: caldeira.nina@hotmail.com

² Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Lavras.

³ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sudeste de Minas Gerais – Campus Muriaé.

⁴ Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, Universidade Federal de Juiz de Fora.

Introdução

A Floresta Ombrófila Mista (FOM) é uma das fitofisionomias mais ameaçadas do país e tem como uma das espécies símbolo a Araucária (*Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze). Árvore de tronco cilíndrico e reto, cujas copas se destacam em meio à paisagem (KERSTEN; BORGIO & GALVÃO, 2015). A FOM é uma das fitofisionomias que compõem o bioma Mata Atlântica (IBGE, 2012). Originalmente ocupava cerca de 200.000 km, dos estados do Sul e Sudeste do Brasil e atualmente estima-se que apenas 3% da cobertura original dessa formação tenha restado, incluindo remanescentes em Unidades de Conservação, fragmentos em regeneração e em áreas de exploração (MMA, 2012). A extrema redução dessa cobertura vegetal se deu principalmente pela intensa exploração da *A. angustifolia* devido às qualidades de sua madeira, que é leve e sem falhas. Além da pressão exploratória de madeira, os incêndios florestais fora do controle incluem-se nas principais causas da redução dessas florestas (BRASIL, 2012; SANTANA, 2016).

O Parque Estadual da Serra do Papagaio (PESP) foi criado em 1998 pelo Decreto nº 39.793, de 5 de agosto de 1998, com a finalidade de conservar um grande remanescente da Floresta Ombrófila Mista em Minas Gerais (IEF, 2009). Dessa forma o PESP protege não só esta fitofisionomia, mas também toda a sua fauna e flora características, as nascentes de rios e córregos da região e cria condições para o desenvolvimento de pesquisas científicas e para a ampliação do turismo ecológico (IEF, 2009).

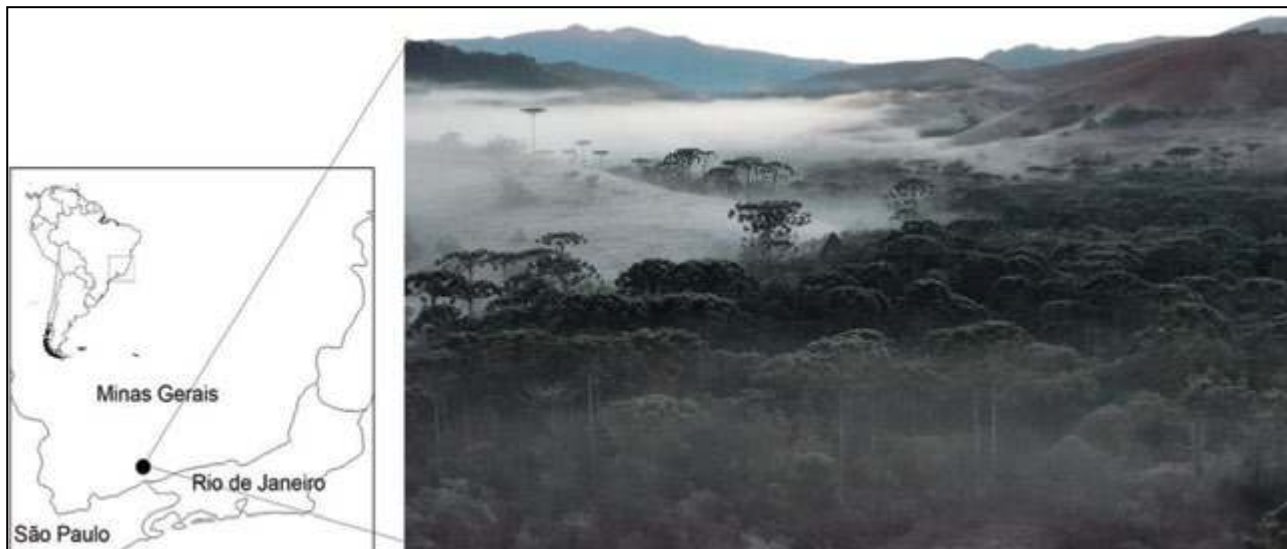
Devido à característica sazonal da reprodução de muitas espécies de plantas, não é incomum encontrar indivíduos estéreis durante a realização de trabalhos com a vegetação, o que dificulta a identificação dos táxons, pois flores e frutos são na maioria das vezes essenciais para esse processo (ELTINK *et al.*, 2011). Por estarem sempre presentes, caracteres vegetativos são de grande importância para a identificação das espécies e com isso, chaves de identificação baseadas em caracteres vegetativos podem ser utilizadas em qualquer época do ano, sem a necessidade de indivíduos em estado fértil (MANTOVANI *et al.* 1985).

O presente trabalho teve por objetivo a construção de uma chave dicotômica de identificação baseada em caracteres vegetativos para as espécies da Floresta Ombrófila Mista do Parque Estadual da Serra do Papagaio, Minas Gerais – Brasil, para facilitar a identificação destes indivíduos por interessados ou pesquisadores que venham realizar trabalhos ou visitar o parque em qualquer época do ano.

Material e métodos

O Parque Estadual da Serra do Papagaio (PESP) (22°08'34.95"S e 44°43'43.21"O) está localizado no Complexo da Mantiqueira, ao Sul do estado de Minas Gerais (IEF, 2015; SANTANA *et al.*, 2018) (FIGURA 1). O parque apresenta um relevo bastante acidentado, as cotas altimétricas variam de 1.000 a mais de 2.000 metros, sendo que cerca de metade da região está acima de 1800 m (SILVA *et al.*, 2008; IEF, 2015).

Figura 1 – Localização do Parque Estadual da Serra do Papagaio



Fonte: Fotografia de J.H.C. Ribeiro

O clima na região é do tipo Cwb, segundo a classificação de Köppen (ALVARES *et al.*, 2013), com inverno frio e seco e chuvas elevadas no verão. A precipitação média anual situa-se próxima a 1568 mm e há ocorrência de geadas (IEF, 2015) (FOTOGRAFIA 1).

Fotografia 1 - Geadas no Vale das Araucárias, localizado no Parque Estadual da Serra do Papagaio, agosto de 2016



Fonte: Fotografia de J.H.C. Ribeiro

A Floresta Ombrófila Mista (FOM) no PESP ocorre predominantemente nos fundos de vale, intercalados por campos naturais. O fragmento florestal acompanha o ribeirão Santo Agostinho de forma contínua, por aproximadamente 5 km de extensão e tem alguns pontos com cerca de 100 m de largura. A FOM nessa região

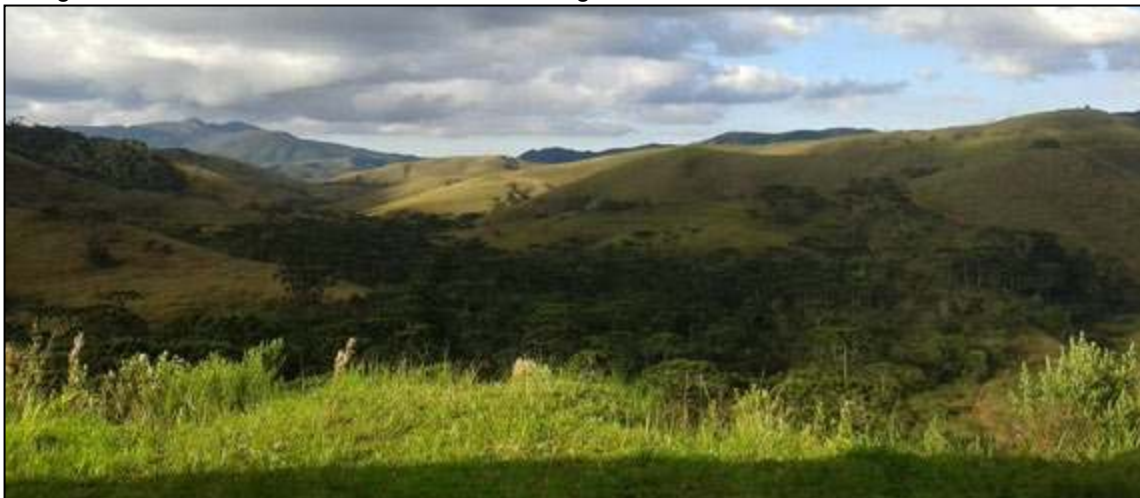
apresenta um dossel de *Araucaria angustifolia* com até 30m de altura e um segundo estrato composto em sua maioria por *Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl com alturas que variam entre 10 e 15m (SANTIAGO, 2014; FURTADO & MENINI NETO, 2015; SANTANA *et al.* 2018) (FOTOGRAFIAS 2, 3, E 4).

Fotografia 2 - *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (esquerda) e *Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl (direita), no Parque Estadual da Serra do Papagaio, agosto de 2016



Fonte: Fotografia de N. C. de Souza

Fotografia 3 – Vista externa da FOM no PESP, agosto de 2016



Fonte: Fotografia de N. C. de Souza

Fotografia 4 - Vista interna da FOM no PESP, agosto de 2016



Fonte: Fotografia de N. C. de Souza

O material botânico utilizado para a construção da chave foi o coletado e identificado por Santana (2016) no levantamento das espécies arbóreas da FOM, realizado no período de 2014 a 2015. Foram selecionadas as 34 espécies de maior ocorrência nesse levantamento para a confecção da chave, tabela 1, devido a maior probabilidade de serem encontradas na região da FOM do parque. Em auxílio à construção da chave, além da consulta ao material, foram utilizadas fotografias dos indivíduos feitas durante incursões posteriores na região da FOM, para a obser-

vação de características do tronco e hábito. A elaboração da diagnose de cada espécie que compõe a chave foi construída tendo como base as terminologias de Gonçalves & Lorenzi (2007) e as descrições de Klein (1965), Carvalho (1994) e Gaglioti & Garcia (2015). A classificação das famílias botânicas está de acordo com a proposta do Angiosperm Phylogeny Group IV (2016) e Pteridophyte Phylogeny Group (2016). A sinonímia e a grafia das espécies foram checadas segundo a Lista da Flora do Brasil 2020 (BFG, 2015).

Tabela 1 - Lista das 34 espécies que compõe a chave dicotômica do remanescente da Floresta Ombrófila Mista do Parque Estadual da Serra do Papagaio (Minas Gerais)

Famílias	Espécies	Nome popular
Annonaceae	<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H. Rainer	Araticum
Aquifoliaceae	<i>Ilex chamaedryfolia</i> Reissek <i>Ilex pseudobuxus</i> Reissek	Congonha-miúda Caúna
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	Araucária
Asteraceae	<i>Piptocarpha regnellii</i> (Sch.Bip.) Cabrera <i>Moquiniastrum polymorphum</i> (Less.) G. Sancho <i>Baccharis oreophila</i> Malme	Vassoura Cambará Vassoura
Bignoniaceae	<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	Caroba
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	Carne-de-vaca
Cyatheaceae	<i>Cyathea corcovadensis</i> (Raddi) Domin	Samambaiuçú
Dicksoniaceae	<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	Samambaiuçú
Ericaceae	<i>Agarista oleifolia</i> (Cham.) G. Don	-
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum amplifolium</i> (Mart.) O.E.Schulz	Fruta-de-pomba
Fabaceae	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	Bracatinga
Lauraceae	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	Canela-amarela
Melastomataceae	<i>Miconia budlejoides</i> Triana	-
Myrtaceae	<i>Myrceugenia bracteosa</i> (DC.) D. Legrand & Kausel	Guamirim
	<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.	Cambuí
	<i>Myrceugenia regnelliana</i> (O.Berg) D. Legrand & Kausel	Cambuí
	<i>Myrcia venulosa</i> DC.	Cambuí
	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Guamirim
	<i>Myrcia subcordata</i> DC.	-
	<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum	Chá-de-bugre
<i>Siphoneugena crassifolia</i> (DC.) Proença & Sobral	-	
	<i>Myrcia retorta</i> Cambess.	Guamirim-ferro
Podocarpaceae	<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	Pinheiro-bravo
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	Capororoca-vermelha
	<i>Myrsine glazioviana</i> Warm.	-
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	-
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Pessegueiro-bravo
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	Visgueiro, Três-folhas
Styracaceae	<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	Jaguatinga
Symplocaceae	<i>Symplocos falcata</i> Brand	-
Winteraceae	<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	Casca d'anta

Resultados e discussão

A chave de identificação dicotômica é composta por 34 espécies de porte arbóreo e arbustivo, sendo 30 espécies de angiospermas, 2 espécies de gimnospermas e 2 espécies de pteridófitas, distribuídas em 21 famílias e 26 gêneros. As famílias mais repre-

sentativas foram Myrtaceae (9), Asteraceae (3) e Primulaceae (3). Estas famílias são bem comuns nos trabalhos realizados em Floresta Ombrófila Mista, com destaque principal para família Myrtaceae, que geralmente aparece como a principal família nesta fitofisionomia (NASCIMENTO *et al.*, 2001; KLAUBERG *et al.*, 2010; HIGUCHI *et al.*, 2012).

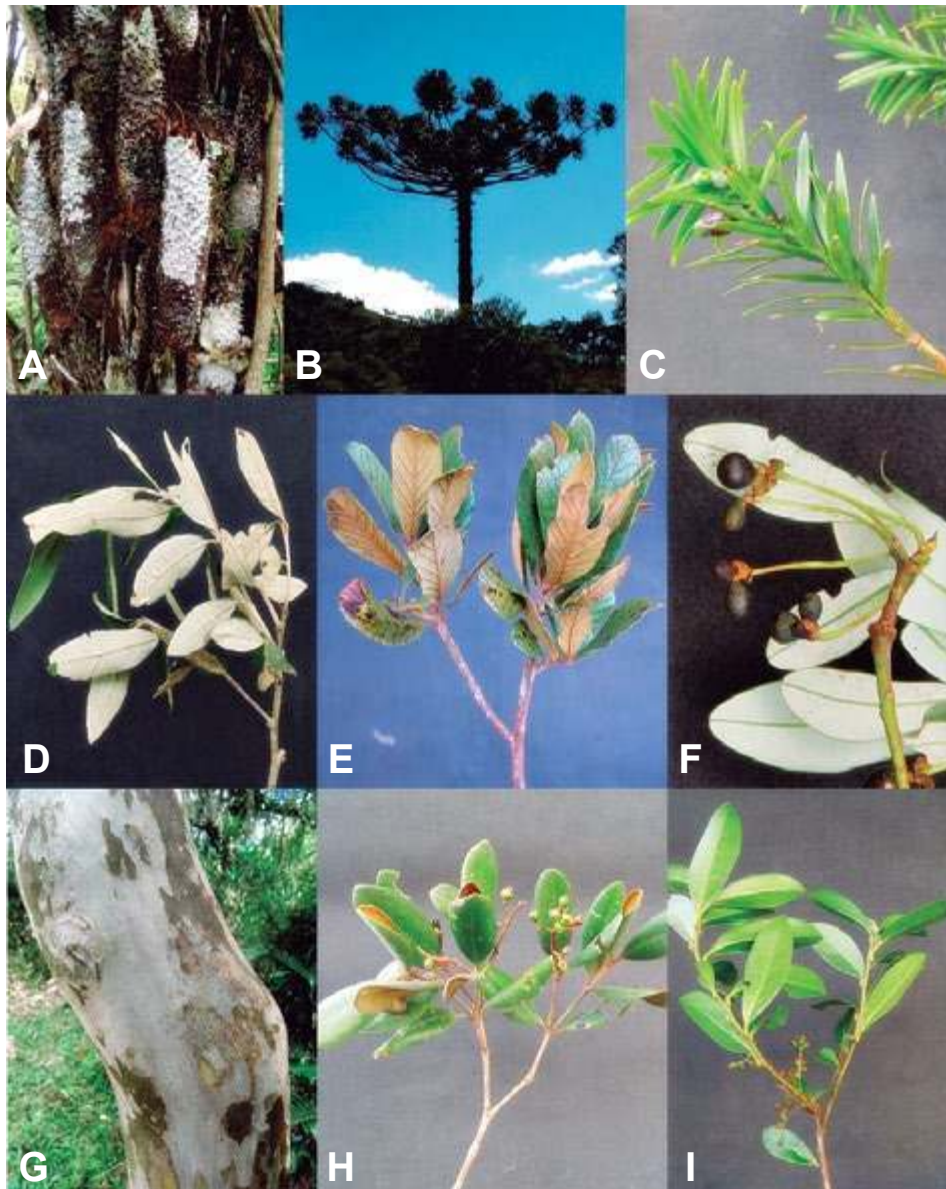
Chave dendrológica para a identificação de 34 espécies da Floresta Ombrófila
Mista do Parque Estadual da Serra do Papagaio (MG)

1.a - Plantas com cáudice (pteridófitas arborescentes)	2
1.b - Plantas com tronco (Gimnospermas e Angiospermas)	3
2.a - Cáudice e base das folhas com espinhos	<i>Cyathea corcovadensis</i>
2.b - Cáudice e base das folhas sem espinhos	<i>Dicksonia sellowiana</i>
3.a - Plantas com folhas sésseis	4
3.b - Plantas com folhas pecioladas	5
4.a - Folhas côncavas, rígidas, de ápice agudo e pungente, com nervuras pouco evidentes; indivíduos de copa alta corimbiforme	<i>Araucaria angustifolia</i>
4.b - Folhas lineares, menos rígidas, de ápice agudo, mas não pungente, nervura sulcada na face adaxial e proeminente na face abaxial; indivíduos de copa cônica quando jovens e alongada ou arredondada quando adultos	<i>Podocarpus lambertii</i>
5.a - Folhas compostas	6
5.b - Folhas simples	8
6.a - Folhas com três folíolos	<i>Allophylus edulis</i>
6.b - Folhas com 4 ou mais folíolos	7
7.a - Folíolos opostos.....	<i>Jacaranda cuspidifolia</i>
7.b - Folíolos alternos	<i>Mimosa scabrella</i>
8.a - Folhas de margem serreada	9
8.b - Folhas de margem inteira	15
9.a - Folhas com menos da metade da margem serreada	10
9.b - Folhas com mais da metade da margem serreada	12
10.a - Folhas discolores e com tricomas	<i>Piptocarpha regnellii</i>
10.b - Folhas concolores e glabras	11
11.a - Folhas de aspecto arredondado, ápice também arredondado.....	<i>Ilex pseudobuxus</i>
11.b - Folhas de aspecto lanceolar, com ápice agudo	<i>Baccharis oreophila</i>
12 a - Folhas com menos de 5 cm	<i>Ilex chamaedryfolia</i>
12.b - Folhas com mais de 5 cm	13
13.a - Folhas com poucos tricomas	<i>Symplocos falcata</i>
13.b - Folhas com muitos tricomas	14

14.a - Folhas fortemente discolores, com a face abaxial branca, nervuras curvinérvias.....	<i>Miconia budlejoides</i>
14.b - Folhas levemente discolores, com a face abaxial ferrugínea, nervuras prolongam-se além da margem	<i>Clethra scabra</i>
15.a - Folhas discolores	16
15.b - Folhas concolores ou levemente discolores	19
16.a - Folhas com mais de 9 cm	<i>Moquiniastrum polymorphum</i>
16.b - Folhas com menos de 9 cm	17
17.a - Folhas com pontos negros na face interior, folhas jovens são fortemente pubescentes e a nervura central se prolonga além da margem	<i>Myrceugenia bracteosa</i>
17.b - Folhas sem pontos negros, levemente pubescentes ou glabras, nervura central não se prolonga além da margem	18
18.a - Nervuras secundárias não visíveis, ápice da folha arredondado.....	<i>Drimys brasiliensis</i>
18.b - Nervuras secundárias visíveis, ápice da folha pontiagudo ...	<i>Styrax leprosus</i>
19.a - Folhas opostas	20
19.b - Folhas alternas	27
20.a - Tronco liso com ritidoma esfoliante	<i>Myrcia laruotheana</i>
20.b - Tronco sem ritidoma esfoliante	21
21. a - Folhas com menos de 5 cm	22
21.b - Folhas com mais de 5 cm	24
22.a - Tronco bastante ramificado; até 2 m de altura; folhas com ápice pontiagudo.....	<i>Myrceugenia regnelliana</i>
22.b - Plantas sem ou com pouca ramificação e que ultrapassam 2 m de altura, folhas com ápice arredondado a pontiagudo.....	23
23.a - Nervuras secundárias bem visíveis na face adaxial das folhas e sem pontuações enegrecidas.....	<i>Myrcia venulosa</i>
23.b - Nervuras secundárias pouco evidentes em ambas as faces das folhas e sem pontuações.....	<i>Myrcia guianensis</i>
24.a - Folhas com tricomas ferrugíneos na face abaxial, nós entumescidos ao longo dos ramos.....	<i>Myrcia subcordata</i>
24.b - Folhas com tricomas pouco evidentes, sem nós entumescidos ao longo dos ramos.....	25

25.a - Folhas de margens não revolutas	<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i>
25.b - Folhas de margens revolutas	26
26.a - Folhas de formato elíptico, com pontuações enegrecidas, nervação pouco evidente.....	<i>Siphoneugena crassifolia</i>
26.b - Folhas de formato oval, com pontuações translúcidas pouco visíveis, nervuras secundárias bem evidentes	<i>Myrcia retorta</i>
27.a - Folhas com nervuras secundárias pouco evidentes	28
27.b - Folhas com nervuras secundárias bem evidentes.....	32
28.a - Folhas com menos de 4 cm e caule com escamas (ramento).....	<i>Erythroxylum amplifolium</i>
28.b - Folhas com mais de 4 cm e caule sem ramento.....	29
29.a - Folhas nas quais a nervura central se prolonga além do ápice.....	<i>Agarista oleifolia</i>
29.b - Folhas nas quais a nervura central não se prolonga além do ápice.....	30
30.a - Folhas pilosas na face abaxial.....	<i>Myrsine coriacea</i>
30.b - Folhas com pouca pilosidade na face abaxial.....	31
31.a - Folhas com menos de 12 cm e casca interna do tronco vermelha.	<i>Myrsine gardneriana</i>
31.b - Folhas com cerca de 12 cm e casca interna do tronco verde.....	<i>Myrsine umbellata</i>
32.a - Folhas com um par de glândulas na base do limbo.....	<i>Prunus myrtifolia</i>
32.b - Folhas sem glândulas na base do limbo.....	33
33.a - Folhas com ápice arredondado, de margens revolutas, com nervuras reticuladas, pecíolos diminutos; caule sem embira.....	<i>Ocotea pulchella</i>
33.b - Folhas com ápice agudo, de margens não revolutas, com nervuras pouco evidentes na face superior, pecíolos bem evidentes; caule com embira.....	<i>Annona rugulosa</i>

Figura 2 - Prancha fotográfica com algumas das espécies utilizadas para confecção da chave dendrológica



- A) *Cyathea corcovadensis* (destaque dos espinhos na base das folhas);
B) *Araucaria angustifolia* (destaque para copa corimbiforme);
C) *Podocarpus lambertii* (Destaque para as folhas lineares e com ápice agudo, mas não pungente);
D) *Piptocarpha regnellii* (destaque para as folhas discolores);
E) *Clethra scabra* (destaque para as folhas levemente discolores e com a face abaxial ferrugínea);
F) *Drimys brasiliensis* (destaque para as nervuras secundárias não visíveis e o ápice da folha arredondado);
G) *Myrcia larotteana* (destaque para o tronco liso com ritidoma esfoliante);
H) *Myrcia subcordata* (destaque para os nós entumescidos ao longo dos ramos);
I) *Ocotea pulchella* (destaque para as folhas com ápice arredondado e com pecíolos diminutos)

Fonte: Fotografias A, B, C, D, E: N. C. de Souza

Fotografias F, G, H, I: L. D. Santana

Considerações finais

Tendo em vista a importância das chaves dicotômicas baseadas em caracteres vegetativos para a identificação de espécies em qualquer época do ano, o presente trabalho traz uma importante ferramenta de auxílio para interessados na identificação de plantas que visitam a Unidade de Conservação ou pesquisadores que venham realizar estudos na região da Floresta Ombrófila Mista do Parque Estadual da Serra do Papagaio.

Referências

- ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 181, p. 1-20, 2016.
- BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. **Proteção e recuperação da Floresta com Araucárias**. 2012. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/2002/_arquivos/folder_consulta02.pdf. Acesso em 11 de abril de 2017.
- CARVALHO, Paulo Ernani Ramalho. **Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e usos da madeira**. Colombo: EMBRAPA/CNPQ, 1994. 640 p.
- ELTINK, M., RAMOS, E., TORRES, R.B., TAMASHIRO, J.Y., GALEMBECK, E. & KIMURA, E. Chave de identificação de espécies do estrato arbóreo da Mata Atlântica em Ubatuba (SP), com base em caracteres vegetativos. **Biota Neotrop**. v.11, n.2, p.393-405, 2011.
- FURTADO, S. G.; MENINI NETO, L. Diversity of vascular epiphytes in two high altitude biotopes of the Brazilian Atlantic Forest. **Brazilian Journal of Botany**, v. 38, n. 2, p. 295–310, 2015.
- GAGLIOTI, A. L.; GARCIA, R. J. F. Gimnospermas no Parque Ibirapuera, São Paulo, SP, Brasil. **Hoehnea**. São Paulo, v. 42, n. 1, p. 93-108, 2015.
- GONÇALVES, E.G.; LORENZI, H. **Morfologia vegetal: organografia e dicionário de morfologia das plantas vasculares**. Instituto Plantarum, Nova Odessa, 2007.
- HIGUCHI, P. *et al.* Influência de variáveis ambientais sobre o padrão estrutural e florístico do componente arbóreo, em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana em Lages, SC. **Ciência Florestal**, v. 22, n. 1, p. 79–90, 2012.
- HEIDEN, G. Growing know ledge: an overview of Seed Plant diversity in Brazil. Rio de Janeiro, **Rodriguesia**, v. 66, n. 4, p. 1085–1113, 2015.
- IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012. 271p.
- IEF. **Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Papagaio**. Belo Horizonte, 2009. Disponível em: http://www.ief.mg.gov.br/images/stories/Plano_de_Manejo/serra_papagaio/encarte_i.pdf
- IEF. **Parque Estadual da Serra do Papagaio**. Disponível em: <http://www.ief.mg.gov.br/areas-protegidas/211?task=view>. Acesso em: 22 dez. 2015.
- KERSTEN, R. DE A.; BORGIO, M.; GALVÃO, F. Floresta Ombrófila Mista: aspectos fitogeográficos, ecológicos e métodos de estudo. In: EISENLOHR, P. V. *et al.* (Eds.). **Fitossociologia no Brasil: Métodos e Estudos de Casos - Volume II**. Viçosa-MG: Editora UFV, 2015. p. 156–182.
- KLAUBERG, C. *et al.* Florística e estrutura de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Planalto Catarinense. **Biotemas**, v. 23, n. 1, p. 35–47, 2010.
- KLEIN, R. M. Sugestões e dados ecológicos de algumas árvores nativas próprias a serem empregadas no reflorestamento norte e oeste paranaense. In: SIMPÓSIO DE REFLORESTAMENTO DA REGIÃO DA ARAUCÁRIA, Curitiba, 1965. **Anais...** Curitiba: FIEP, 1965, p.157-174.
- MANTOVANI W., LEITÃO FILHO, H.F. & MARTINS, F.R. Chave baseada em caracteres vegetativos para identificação de espécies lenhosas do cerrado da Reserva Biológica de Moji Guaçu, Estado de São Paulo. **Hoehnea**, v. 12, p. 35-56, 1985.
- NASCIMENTO, A. R. T.; LONGHI, J. S.; BRENA, D. A. Estrutura e padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de Floresta Ombrófila

Mista em Nova Prata, RS. **Ciência Florestal**, v. 11, n. 1, p. 105–119, 2001.

PTERIDOPHYTE PHYLOGENY GROUP I. A community-derived classification for extant lycophytes and ferns. **Journal of Systematics and Evolution**, Beijing, v. 54, n. 6, p. 563-603, 2016.

SANTANA, L.D. **Impacto do incêndio florestal na comunidade arbórea de uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial Altomontana na Serra da Mantiqueira Meridional (Minas Gerais)**. 81 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora-MG, 2016.

SANTIAGO, D. S. **Composição Florística, Similaridade e Influência de variáveis ambientais de uma Floresta de Araucária na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada). Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora-MG, 2014.

SILVA, L. V. DA C.; VIANA, P. L.; MOTA, N. F. DE O. In: VALOR NATURAL **Plano de Manejo do Parque Estadual Serra do Papagaio, Minas Gerais, Brasil - Diagnóstico Cobertura Vegetal**. Belo Horizonte, 2008.

Seriam as armadilhas de interceptação de vôo (Malaise) mais eficientes para amostragem de abelhas?

Yasmine Antonini^{1}, Júlio César Rodrigues Fontenelle², Rogério Parentoni Martins³*

Resumo

Armadilhas Malaise são pouco utilizadas em inventários da apifauna e por isso avaliou-se sua eficiência para amostrar abelhas na Estação Ecológica da Universidade Federal de Minas Gerais (EE-UFGM) e Fundação Zoobotânica de Belo Horizonte (FZB-BH). Nas duas áreas foram coletados 858 indivíduos de 133 espécies, sendo 500 indivíduos de 88 espécies na FZB e 358 indivíduos de 99 espécies na EE. Na EE-UFGM Apidae (S=36, N=181) e Halictidae (S=32, N=104) apresentaram maiores valores de riqueza e abundância, o mesmo ocorrendo na FZB (S=35, N=353 e S= 34, N=84). Em três meses de amostragem capturou-se um número semelhante de espécies ao verificado com rede entomológica, com apenas 33% de espécies em comum.

Palavras-chave: Abelha, assembleia, métodos de amostragem.

Abstract

Malaise traps are still not widely used to recorded bee diversity. We evaluate the efficiency of Malaise to sample bees as well as the effort to determine appropriate catch to estimate species richness. This study was conducted in the Estação Ecologica of Federal University of Minas Gerais (EE-UFGM) and Fundação Zoobotânica of Belo Horizonte (FZB-BH). In both areas were collected 858 individuals of 133 species. In FZB were collected 500 individuals of 88 species and 358 individuals from 99 species in EE. In the EE-UFGM, Apidae (S=36, N=181) and Halictidae (S=32, N=104) have higher values of richness and abundance, the same with FZB (S=35, N=353 and S=34, N=84). The sampling method proved to be very efficient to collect bees, because in a short sampling period (three months) were captured a significant number of species of bees when compared to that achieved in inventories using other capture methods.

Keywords: Bee, assemblage, sampling methods

¹Laboratório de Biodiversidade – Departamento de Biodiversidade Evolução e Meio Ambiente - Universidade Federal de Ouro Preto, Campus Morro do Cruzeiro, s/n. Bauxita, Ouro Preto, MG, CEP: 35400-000. *Autor correspondente: antonini.y@gmail.com

²Instituto Federal de Educação Tecnológica de Ouro Preto, Campus CEFET, Ouro Preto, MG, CEP: 35400-000.

³Professor-visitante, Dep. Biologia, Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Campus do PICI, Fortaleza, CE

Introdução

Vários tipos de armadilha para coleta de insetos têm sido utilizados em inventários de artrópodes terrestres, incluindo Malaise, armadilhas luminosas, *pitfall* e rede entomológica (SUTHERLAND, 1996). As amostras obtidas por meio desses métodos são consideradas representativas das comunidades de artrópodes estudados, mas o sucesso da captura depende de vários fatores como comportamento de vôo, amplitude de atividade e tamanho dos indivíduos (SUTHERLAND, 1996). A coleta realizada com Malaise é um dos melhores métodos para amostrar insetos voadores, pois além de poupar trabalho, também contribui significativamente para a realização de inventários biológicos e estudos ecológicos (McCRAVY *et al.*, 2016).

Entretanto, a utilização desse método em inventários quantitativos e estudos ecológicos é questionada tanto pela sua limitação na captura de certos grupos como porque sua predisposição para coletar determinados grupos é, geralmente, desconhecida. No Brasil, as armadilhas de interceptação de vôo foram utilizadas em inventários de vespas das famílias Braconidae (MARCHIORI & PENTEADO-DIAS 2002, KUMAGAI, 2002 e CIRELLI & PENTEADO-DIAS, 2003), Bethyridae (AZEVEDO *et al.*, 2002) e de abelhas sem ferrão (GONÇALVES & BRANDÃO, 2008). E alguns trabalhos desenvolvidos nos Estados Unidos (McCRAVY *et al.*, 2016 & GEROFF *et al.*, 2014) compararam a eficiência de Malaise com pan traps (armadilhas coloridas). No entanto, nenhum estudo abordou, de forma

comparativa, a eficiência desse tipo de armadilha para amostragem da comunidade de abelhas, tendo em vista que, na grande maioria dos inventários realizados no Brasil, os indivíduos foram coletados por meio de busca ativa em plantas com flores.

Tendo em vista o exposto acima, no presente buscamos avaliar, de forma comparativa, a eficiência da armadilha Malaise para amostrar a apifauna em comparação com a técnica de rede entomológica e de determinar, para estudos em regiões tropicais, o esforço de captura necessário para estimar a riqueza local em espécies.

Material e métodos

Áreas de estudo

O estudo foi conduzido em duas áreas de preservação ambiental, no município de Belo Horizonte, MG, Brasil. A Estação Ecológica da Universidade Federal de Minas Gerais (EE-UFMG), Campus Pampulha, Belo Horizonte, MG tem aproximadamente 65 ha e está preservada há aproximadamente 60 anos. Como se encontra em uma área de transição, apresenta elementos de Floresta Estacional Semidecidual e Cerrado, além de apresentar áreas abertas, dominadas por espécies invasoras em início de sucessão (ANTONINI *et al.*, 2003). Na Fundação Zoobotânica de Belo Horizonte (FZB-BH) foi amostrado um fragmento de 140 hectares, que também apresenta elementos de Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e áreas abertas (campo sujo).

O clima de Belo Horizonte tem duas estações bem definidas. As chuvas iniciam-se

por volta do mês de outubro e se encerram em março, período em que as temperaturas e umidade são elevadas. O período seco vai de maio a setembro e é marcado por baixas temperaturas e baixa precipitação (NASCIMENTO *et al.*, 2012).

Amostragem

Em cada local estudado foram selecionados pontos dentro e fora das áreas de Floresta Estacional. Durante 10 semanas, no final do período seco (agosto e setembro) e início do período chuvoso de 1999 (outubro e novembro), foram mantidas em campo, em cada área, quatro armadilhas de interceptação de vôo Malaise (modelo Townes 1962). Em cada área, foram instaladas duas armadilhas no interior do fragmento (distantes 40 metros entre si e a 60 metros da borda na EE-UFMG, e 20 metros entre si e a 60 metros da borda na FZB) e duas fora do fragmento (distantes 50 metros entre si e a 70 metros da borda do fragmento na EE-UFMG e 20 metros entre si e 100 metros da borda na FZB).

A cada sete dias o material contido no frasco coletor de cada Malaise era retirado e levado ao laboratório para triagem. Todas as abelhas foram montadas em alfinetes entomológicos e identificadas até o nível taxonômico possível.

Os resultados encontrados para a Estação Ecológica da UFMG foram comparados aos resultados de Antonini & Martins (2003), que coletaram as abelhas com rede entomológica na mesma área.

Análise dos dados

Valores de riqueza (S) e abundância (N) foram estimados para cada área amostrada, separando-se a comunidade de interior e exterior do fragmento. Análise de variância foi utilizada para avaliar a existência de diferenças na composição da comunidade entre as armadilhas e locais. Foi utilizado o Índice de Similaridade de Sorensen para comparar as comunidades de ambas as áreas e entre o interior e o exterior dos fragmentos. Uma comparação entre o número de espécies compartilhadas em cada área amostrada foi feita através de um diagrama de Venn. Análise de similaridade foi utilizada para comparar a comunidade de abelhas amostrada com Malaise e com rede entomológica na EE-UFMG. Um teste *t* de Student foi utilizado para comparar diferenças entre os valores de riqueza e abundância encontrados na EE-UFMG, por Antonini & Martins (2003) e os resultados aqui encontrados.

Resultados

Nas duas áreas (EE e FZB) foram coletados 858 indivíduos de 133 espécies, 500 deles em 88 espécies na FZB e 358 em 99 espécies na EE (TABELA 1). Apidae (S=36, N=181) e Halictidae (S=32, N=104) apresentaram maiores valores de riqueza e abundância nas duas áreas (EE-UFMG S=35, FZB N=353 e S= 34, N=84) (GRÁFICO 1A e B).

Tabela 1 - Espécies de abelhas coletadas na Estação Ecológica da UFMG e na Fundação Zoobotânica de Belo Horizonte

(Continua...)

Família	Subfamília	Espécie	Abundância			
			Local			
			FZB	EE UFMG		
Andrenidae	Oxaeinae	<i>Oxaea flavescens</i> , Klug, 1807	8	2		
	Panurginae	<i>Acamptopoeum</i> sp.1*	3	3		
Apidae	Apinae	<i>Bombus (Fervidobombus) atratus</i> Franklin, 1913*	6	0		
		<i>Bombus (Fervidobombus) morio</i> (Swederus, 1787)*	2	1		
		<i>Euglossa leucotricha</i> Rebelo & Moure, 1995	3	0		
		<i>Euglossa cordata</i>	0	1		
		<i>Euglossa</i> sp.2	0	1		
		<i>Euglossa modestior</i> Dressler 1982*	0	1		
		<i>Fresomiellita varia</i> Lepeletier 1836	1	0		
		<i>Geotrigona subterrânea</i> Friese 1901*	1	1		
		<i>Leurotrigona muelleri</i> Friese 1900	3	3		
		<i>Melipona bicolor</i> Lepeletier 1836	3	0		
		<i>Melipona quadrifasciata</i> Lepeletier 1836*	0	21		
		<i>Nannotrigona testaceicornis</i> Lepeletier 1836*	1	4		
		<i>Scaptotrigona bipunctata</i> Lepeletier 1836	1	0		
		<i>Scaptotrigona postica</i> Latreille 1807	0	1		
		<i>Tetragonisca angustula</i> Latreille 1811*	8	24		
		<i>Trigona fulviventris</i> Guérin 1837	0	1		
		<i>Trigona hialinata</i> , Lepeletier 1836	1	7		
		<i>Trigona spinipes</i> Fabricius 1793*	8	7		
		<i>Trigonisca intermedia</i> Moure, 1989	4	1		
		<i>Trigonisca</i> sp.1	1	2		
		<i>Paratrigona lineata</i> Lepeletier 1836*	0	1		
		<i>Paratrigona subnuda</i> Moure 1947	46	4		
		<i>Plebeia droryana</i> Friese 1900	50	40		
		<i>Plebeia remota</i> Holmberg 1903	60	3		
		<i>Plebeia saiqui</i> Friese 1900	125	24		
		<i>Centris (centris)</i> sp.1	1	0		
		<i>Centris (centris)</i> sp.2	1	1		
		<i>Centris (centris) aenea</i> Lepeletier 1841*	0	3		
		<i>Centris (centris) varia</i> Erichson 1848	0	1		
		<i>Centris (Hemisiella)</i> sp1 Smith 1847	5	0		
		<i>Centris (Hemisiella) trigonoides</i> Lepeletier 1841*	1	0		
		<i>Centris (Heterocentris) analis</i> Fabricius 1804	2	0		
		<i>Centris (Melacentris) violaceae</i> Lepeletier 1841	0	1		
		<i>Epicharis (Epicharana)</i> sp.1	2	1		
		<i>Epicharis (Epicharoides) grandior</i> Friese 1899	0	1		
		<i>Ancylosceles apiformis</i> *	1	0		
		<i>Mesoplia</i> sp.2	1	0		
		<i>Thygater analis</i>	2	1		
		<i>Arhizoceble</i> sp.1	1	0		
		<i>Exomalopsis analis</i> Spinola 1853*	1	0		
		<i>Exomalopsis aureopilosa</i> Spinola 1853*	1	0		
		<i>Exomalopsis minor</i> , Schrottky, 1910*	0	1		
		<i>Monoeca</i> sp.1*	0	1		
		<i>Paratetrapedia</i> sp.1	0	2		
		Xylocopinae		<i>Ceratina (Calloceratina)</i> sp.1*	1	0

Tabela 1 - Espécies de abelhas coletadas na Estação Ecológica da UFMG e na Fundação Zoobotânica de Belo Horizonte

(Continua...)

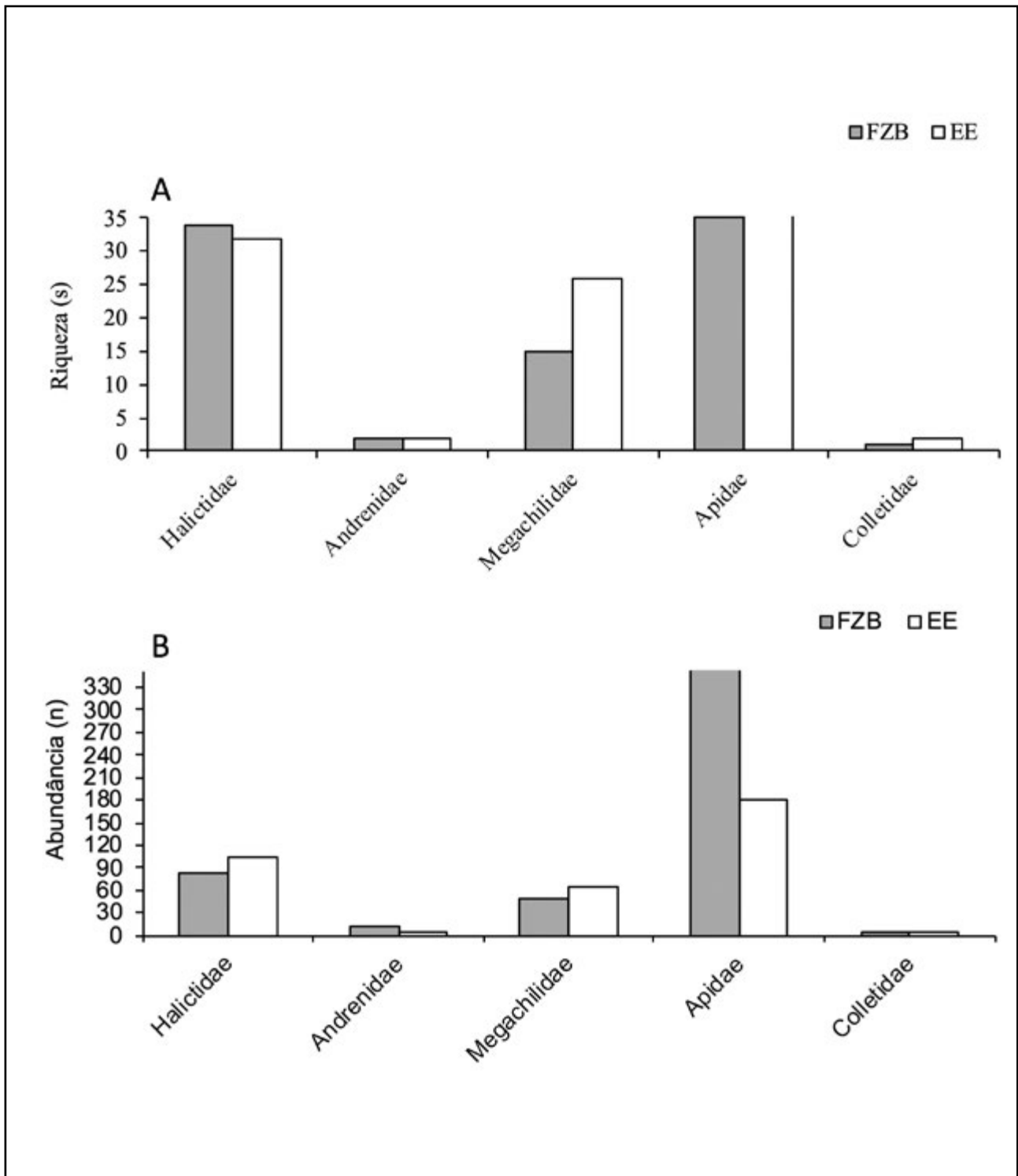
Família	Subfamília	Espécie	Abundância	
			Local	
			FZB	EE UFMG
Apinae	Xylocopinae	<i>Ceratina (Ceratinula) sp.1</i>	5	7
		<i>Ceratina (Ceratinula) sp.2</i>	0	2
		<i>Ceratina (Ceratinula) sp.3*</i>	0	3
		<i>Ceratina (Crewella) sp.1</i>	0	2
		<i>Ceratina (Crewella) sp.2</i>	2	0
		<i>Xyloca (Schonherria) subcyanea</i> Perez, 1901*	2	1
Colletidae	Colletinae	<i>Eulonchopria psauenyithioides</i> Brethes*	3	3
	Diphaglossinae	<i>Ptiloglossa sp.1</i>	0	2
Halictidae	Halictinae	<i>Augochlora esox</i> (Vachal, 1911) *	2	7
		<i>Augochlora morrae</i> Strand 1910*	1	0
		<i>Augochlora sp.1</i>	3	4
		<i>Augochlora sp.2</i>	3	4
		<i>Augochlora sp.3</i>	0	1
		<i>Augochlorella sp.1</i>	1	3
		<i>Augochlorella sp.2*</i>	2	2
		<i>Augochlorella sp.3</i>	2	0
		<i>Augochloropsis electra</i> (Smith, 1853) *	1	1
		<i>Augochloropsis patens</i> (Vachal, 1903) *	2	1
		<i>Augochloropsis terrestres</i> (Vachal, 1903)	9	1
		<i>Augochloropsis sp.1*</i>	1	0
		<i>Augochloropsis sp.2</i>	1	0
		<i>Augochlorini sp.1</i>	1	0
		<i>Augochlorini sp.2</i>	1	0
		<i>Augochlorini sp.3</i>	1	2
		<i>Augochlorini sp.4</i>	2	1
		<i>Ariphanarthra palpalis</i> Moure, 1951	0	1
		<i>Megalopta sp.1</i>	0	1
		<i>Neocorynura sp.1</i>	0	1
		<i>Neocorynura sp.2</i>	0	2
		<i>Paroxystoglossa sp.2</i>	0	1
		<i>Pseudoaugochlora graminea</i> Fabricius 1804	4	1
		<i>Agapostemon sp.1</i>	0	1
		<i>Ceratalictus sp.1</i>	7	14
		<i>Ceratalictus sp.2</i>	6	0
		<i>Ceratalictus sp.3</i>	3	1
		<i>Dialictus picadensis</i> (Strand, 1910) *	1	8
		<i>Dialictus sp.2</i>	5	1
		<i>Dialictus sp.3</i>	2	4
		<i>Dialictus sp.4</i>	2	8
		<i>Dialictus sp.5</i>	6	8
		<i>Dialictus sp.6</i>	2	1
<i>Dialictus sp.7</i>	1	3		
<i>Pseudoagapostemon brasiliensis</i> Cure, 1989*	1	2		
<i>Pseudoagapostemon sp.1</i>	1	4		
<i>Temnosoma sp.1</i>	2	2		
<i>Temnosoma sp.2</i>	1	0		
Megachilidae	Megachilinae	<i>Anthidium latum</i> Schrottky*	0	1
		<i>Anthodioctes megachiloides</i> Holmberg, 1903	0	1
		<i>Anthodioctes sp.1</i>	0	4

Tabela 1 - Espécies de abelhas coletadas na Estação Ecológica da UFMG e na Fundação Zoobotânica de Belo Horizonte

Família	Subfamília	Espécie	(Conclusão)	
			Abundância	
			Local	
			FZB	EE UFMG
Megachilidae	Megachilinae	<i>Anthodioctes</i> sp.2	1	1
		<i>Anthodioctes</i> sp.3	0	1
		<i>Austrostelis inheringi</i> (Schrottky, 1910)	1	0
		<i>Dicranthidium gregarium</i> (Schrottky, 1905) *	0	1
		<i>Epanthidium</i> sp.1	0	1
		<i>Epanthidium tigrinum</i> (Schrottky, 1905) *	8	3
		<i>Coelioxys</i> sp.1	1	10
		<i>Coelioxys</i> sp.2*	19	12
		<i>Coelioxys (Haplocoelioxys)</i> sp.1	6	6
		<i>Coelioxys (Neocoelioxys)</i> sp.1	1	0
		<i>Coelioxys (Rhinocoelioxys)</i> sp.1	1	4
		<i>Coelioxys (Platycoelioxys)</i> sp.1	0	1
		<i>Hypanthidium</i> sp.1	0	2
		<i>Hypanthidium</i> sp.2	0	2
		<i>Hypanthidium</i> sp.3	1	0
		<i>Hypanthidium</i> sp.4	1	1
		<i>Hypanthidium</i> sp.5	1	0
		<i>Megachile (Acentron) bernardina</i> (Schrottky, 1913) *	0	1
		<i>Megachile (Acentron) tupinaquina</i> (Schrottky, 1913) *	0	1
		<i>Megachile (Holcomegachile)</i> aff giraffa	1	0
		<i>Megachile (Acentron)</i> sp.2	0	1
		<i>Megachile (Leptorachis) friesei</i> (Schrottky, 1902)		
		<i>Megachile (Moureapis)</i> sp.1	0	1
		<i>Megachile (Pseudocentron) terrestris</i> (Schrottky, 1902) *	0	1
		<i>Megachile (Sayapis) dentipes</i> (Vachal, 1909)	1	0
		<i>Megachile (Schrottkyapis) assumptionis</i> *	0	1

Nota: * Espécies amostradas por Antonini & Martins (2003) na Estação Ecológica da UFMG com rede entomológica

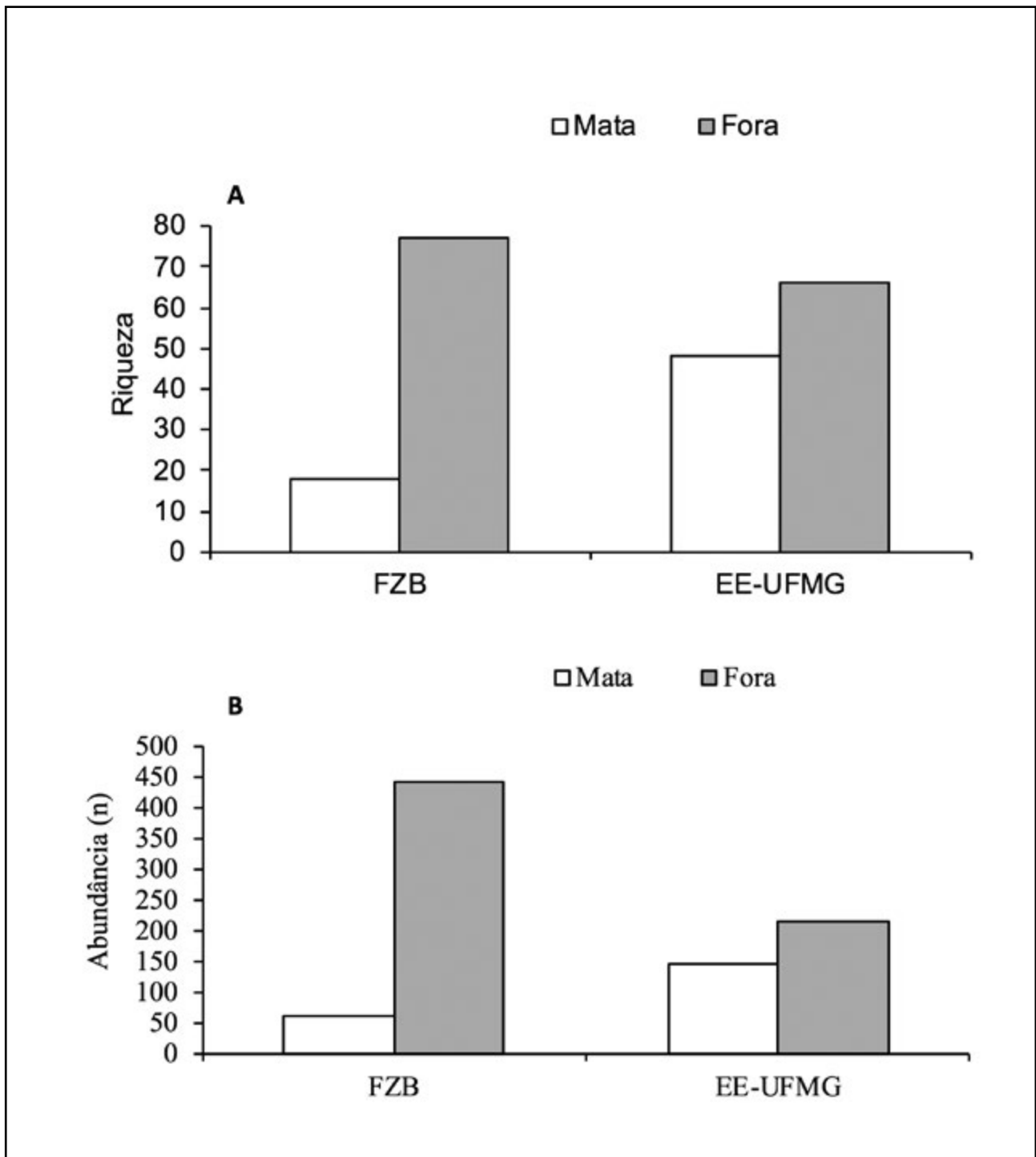
Gráfico 1A e B - Riqueza (A) e abundância (B) de espécies, por família, de abelhas coletadas na Estação Ecológica da UFMG e na Fundação Zoobotânica de Belo Horizonte



Armadilhas localizadas no interior da mata coletaram menos indivíduos (FZB-DM N=58) do que as localizadas fora da mata (FZBFM=442) em ambas as áreas

(EEDM=143 e EEFM=215) (GRÁFICO 2A). A riqueza em espécies também foi menor na mata do que entorno dos fragmentos em ambas as áreas (GRÁFICO 2A e B).

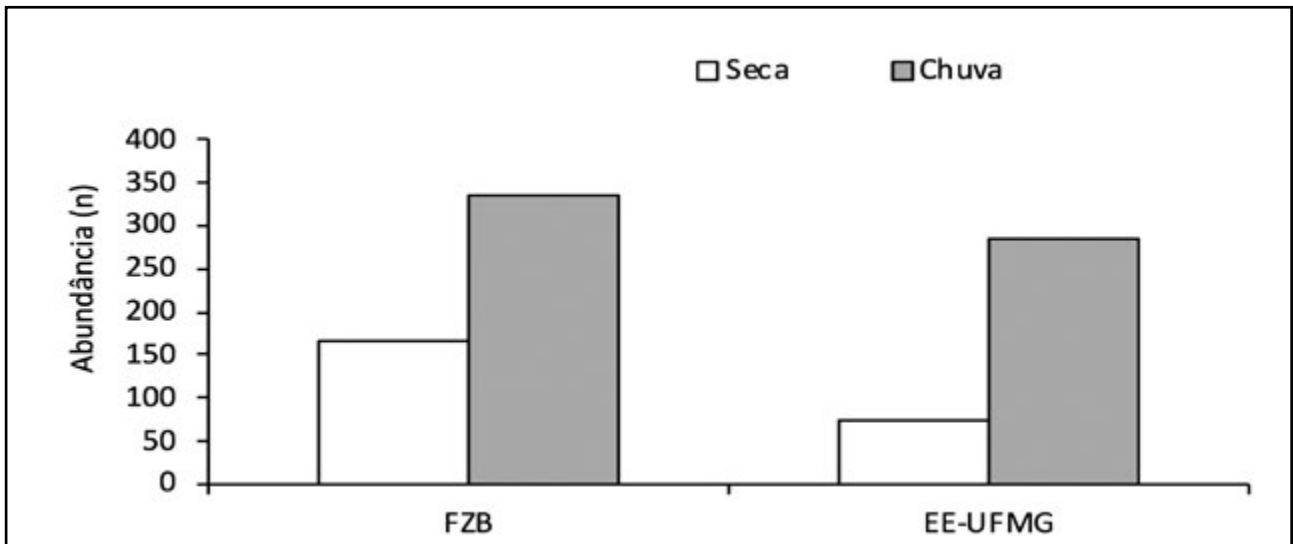
Gráfico 2A e B - Riqueza (A) e abundância (B) de espécies de abelhas coletadas dentro e no entorno dos fragmentos na Estação Ecológica da UFMG e na Fundação Zoobotânica de Belo Horizonte



O número médio de espécies capturadas, a cada semana, na FZB ($X=14,8 + 9,3$) foi maior do que da EE-UFMG ($X=14,0 + 8,7$). Na EE-UFMG, a cada amostragem, uma média de $7,1 + 3,71$ novas espécies foram acrescen-

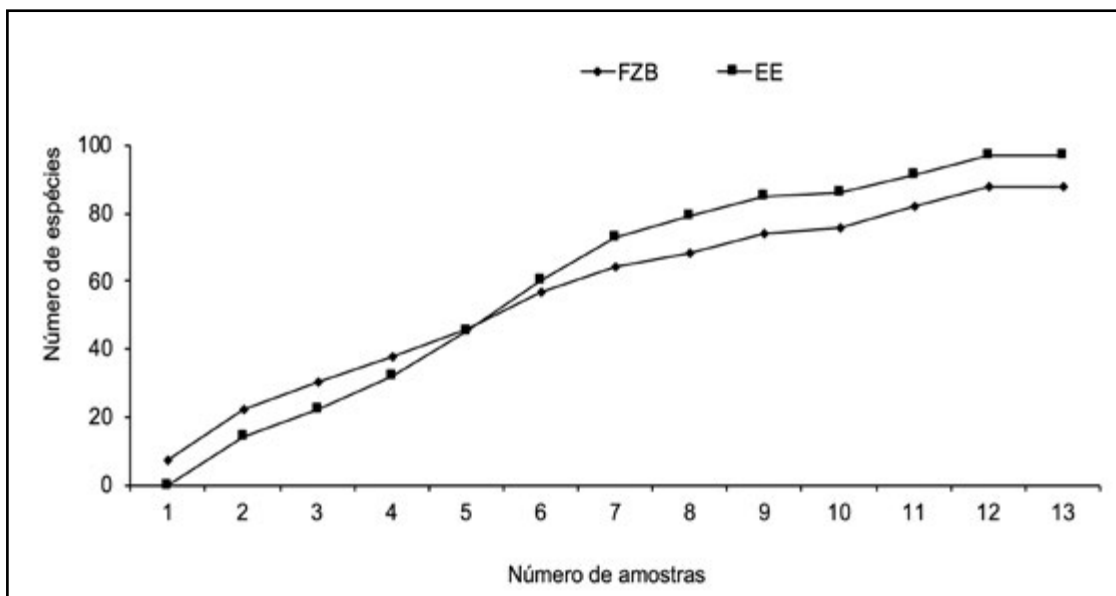
tadas na amostra e na FZB $9,0 + 5,0$ espécies. Abundâncias menores foram verificadas no período seco ($N=165$ -FZB e $N=73$ -EE) em relação ao período chuvoso ($N=335$ -FZB e 285 -EE) (GRÁFICO 3).

Gráfico 3 - Abundância de espécies de abelhas coletadas no período seco e no chuvoso na FZB e EE-UFMG em Belo Horizonte, MG



Não houve estabilização da curva de acumulação de espécies em função do número de semanas amostradas (GRÁFICO 4).

Gráfico 4 - Curva de acúmulo de espécies em função do número de semanas amostradas



O tipo de habitat influenciou na abundância das tribos. Anthidiini ($F=13.8$, $p=0,020$), Augochlorini ($F=19.52$, $p=0,012$), Halictini ($F=35.0$, $p=0,004$) e Megachilini ($F=8.3$, $p=0,045$) apresentaram diferenças na abundância quando essa foi avaliada em relação

ao local (dentro ou fora da mata). Oxaeini ($F=8.0$, $p=0,047$) apresentou diferença em relação a área (EE-UFMG e FZB). A interação entre os dois fatores (local e área) foi significativa apenas para Centridini ($F=14.4$, $p=0.019$) (TABELA 2).

Tabela 2 - Resultados da análise sobre a relação da abundância de abelhas, por tribo, dentro e fora da Mata da FZB e na EE-UFMG. Tribos em que nenhum resultado foi positivo não estão apresentadas

Tribos	Local		Área		Interação	
	F	p	F	p	F	p
Anthidiini	13.889	0.020	0.556	0.497	0.200	0.678
Augochlorini	19.462	0.012	0.297	0.615	0.199	0.679
Centridini	3.600	0.131	3.600	0.131	14.400	0.019
Halictini	35.020	0.004	5.297	0.082	5.297	0.082
Megachilini	8.291	0.045	0.363	0.579	1.009	0.372
Oxaeinae	2.000	0.230	8.000	0.047	2.000	0.230

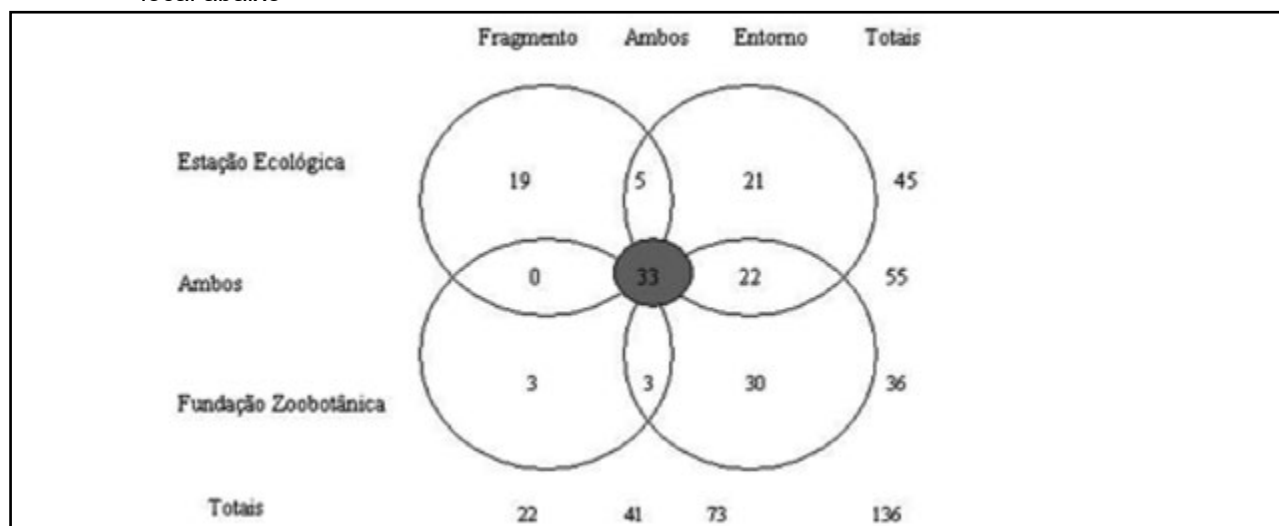
Nota: Em negrito valores significativos ($p < 0,05$)

Foram capturadas 16 espécies de abelhas sociais sem ferrão sendo que três espécies do gênero *Plebeia* foram mais abundantes (N=302) nas duas áreas compreendendo 35% do total de indivíduos coletados.

Trinta e três espécies foram comuns às duas áreas, ocorrendo tanto dentro quanto no entorno dos fragmentos (GRÁFICO 5). Na EE-UFMG 19 espécies foram coletadas exclusivamente dentro da mata e 21 no entorno. Na FZB 3 espécies foram coletadas

exclusivamente no interior da mata e 30 no entorno. Na EE-UFMG apenas cinco espécies foram coletadas nos dois locais enquanto que na FZB foram coletadas 3 espécies nos dois locais. Não houve espécie alguma comum às duas áreas dentro do fragmento. No entanto, 22 espécies foram comuns no exterior. Em ambos os locais 22 espécies foram encontradas apenas dentro do fragmento e 73 apenas em seu exterior. Verificou-se também que 41 espécies ocorreram tanto na mata quanto no entorno dos fragmentos.

Gráfico 5 - Diagrama de Venn ilustrando o número de espécies de abelhas coletadas exclusivamente em cada uma das áreas e locais (números no centro de cada um dos quatro círculos maiores), coletadas em mais de um local (números nas interseções entre os círculos da esquerda e da direita), coletadas em mais de uma área (números nas interseções entre os círculos de cima e de baixo) e coletados nas duas áreas e nos dois locais em pelo menos uma das áreas (número no círculo pequeno central). Os números fora dos círculos indicam os totais por área na direita e por local abaixo



Antonini & Martins (2003) coletaram 350 indivíduos em 98 espécies e 47 gêneros, sendo que apenas 33 espécies, tabela 3, foram comuns a esse trabalho, de forma que o resultado do índice de Sorensen apontou para um compartilhamento de apenas 33%. Somadas as espécies capturadas pelos dois métodos na EE-UFMG a riqueza aumenta em 185 e a similaridade aumenta para 66%. Não houve diferenças significativas entre o número de espécies ou de indivíduos amostrados

com Malaise nesse trabalho e com rede entomológica por Antonini & Martins (2003). No entanto, quando se faz a correção por hora de amostragem, encontramos uma diferença significativa, sendo a média nesse trabalho maior que o encontrado por Antonini & Martins (2003) ($t=23,45$ $p<0,005$) (TABELA 3). Apesar do número de gêneros (50) ter sido maior nesse trabalho, as diferenças também não são significativas.

Tabela 3 - Comparação dos dados obtidos nesse trabalho e os obtidos por Antonini & Martins 2003

	Riqueza	Abundância	Média abelhas/hora amostragem	Tempo (meses)
Este trabalho	99	358	$X= 5,02 \pm 3,75$	4
Antonini & Martins, 2003	98	350	$X= 3,95 \pm 2,72$	12

Discussão

O método de amostragem mostrou-se bastante eficiente para coletar abelhas, pois em um curto período de amostragem (três meses) capturou-se praticamente o mesmo número de espécies e indivíduos comparado ao obtido por Antonini & Martins (2003). No entanto, a composição da comunidade amostrada com Malaise e com rede entomológica foi bem diferente entre os dois estudos, pois apenas 33 espécies foram comuns, tornando ainda mais recomendável o uso de Malaise junto com inventários sistemáticos de abelhas. Gonçalves & Brandão (2008) amostraram uma alta riqueza de abelhas semelhante ao encontrado nesse estudo, utilizando armadilhas Malaise dispostas ao longo de um transecto na mata atlântica.

Armadilhas de interceptação de vôo, como a Malaise, parecem serem bem eficientes para

amostragem de vários grupos de Hymenoptera. Matthews & Matthews (1970), Darling & Packer (1988), e Noyes (1989) entre outros, demonstraram a eficiência da armadilha Malaise para capturar Hymenoptera, particularmente Ichneumonoidea. Neste trabalho, na sexta semana de amostragem, capturou-se aproximadamente 70% do total de espécies de abelhas. Resultado semelhante foi encontrado por Tanque (2009) que, utilizando armadilha Malaise para capturar microhimenopteros, também conseguiu amostrar quase 70% da fauna na metade do tempo de amostragem. Owen (1991) utilizou, na Inglaterra, uma única armadilha Malaise que permaneceu no campo por 15 anos, tendo capturado 91 espécies de moscas da família Syrphidae, das quais 78% foram capturadas nos dois primeiros anos.

As armadilhas instaladas fora da mata capturaram mais indivíduos de mais espécies do que armadilhas do interior da mata. Esse

resultado já era esperado, tendo em vista que armadilhas de interceptação instaladas em áreas abertas tem uma maior probabilidade de capturar indivíduos em voo. Essa maior eficiência da armadilha para amostrar abelhas fora da mata também foi verificada por Gonçalves & Brandão (2008).

Armadilhas Malaise parecem ser eficientes para a amostragem de abelhas sociais sem ferrão. Na FZB foram coletadas 15 espécies de abelhas sem ferrão e Antonini *et al.*, (2003) coletaram 11 espécies durante um ano de amostragem em flores. Na EE-UFMG, foram coletadas 16 espécies de abelhas sem ferrão contra apenas seis coletadas por Antonini & Martins (2003) durante um ano de coleta em flores. Gonçalves & Brandão (2008) também amostraram uma alta riqueza de abelhas sem ferrão na mata atlântica ($S=30$).

A tribo Anthidiini foi a mais abundante no exterior da mata, provavelmente porque indivíduos dessa tribo coletam pólen e néctar em várias espécies de plantas invasoras localizadas nas bordas das matas. Nas tribos Augochlorini e Halictini há várias espécies de abelhas que nidificam em agregações em áreas com solo exposto (MICHENER 2000) e na EE, Martins (1993) encontrou agregações de algumas espécies de Halictidae em trilhas fora da mata, daí sua maior abundância nas armadilhas colocadas fora da mata. Apesar da maioria dos Megachilini construir seus ninhos em cavidades pré-existentes (ocos em ramos de árvores e arbustos, ninhos de outras espécies de abelhas em solo exposto) uma maior abundância foi encontrada fora da mata. Isso pode ser explicado porque nessa tribo a maior abundância foi de machos de

Coelioxys, composto por espécies cleptoparasitas de várias espécies de abelhas, que nidificam em solo exposto e isso pode também explicar sua maior abundância fora da mata.

Grande parte dos indivíduos capturados eram machos, como em *Coelioxys* e *Megachile*. Resultados semelhantes foram encontrados por Gonçalves & Brandão (2008). Para determinadas espécies, Wayman (1994) sugere que Malaise amostra um número maior de machos em locais onde a razão sexual é próxima de 1:1, ambientes no quais a espécie se encontra apenas de passagem (dispersão). Isso ocorre em parte porque o comportamento das fêmeas faz com que sejam menos susceptíveis à captura, exceto quando estão se dispersando.

Considerações finais

Frequentemente a armadilha Malaise é utilizada com sucesso em coletas não quantitativas para estudos de sistemática. No melhor dos cenários, se pensar que essas armadilhas são ferramentas poderosas, elas podem ser utilizadas para expandir os estudos quantitativos e fazer comparações da biodiversidade entre ambientes. No pior cenário, se as armadilhas coletarem uma proporção pequena da biodiversidade local, a informação poderia ser utilizada para se desenhar melhor tais experimentos. Quantificar as limitações da Malaise ajudaria no desenho de inventários de longa escala como os desenvolvidos no All Taxon Biological Inventory (ATBI, JANZEN & HALLWACHS 1993, YOON 1993) desenvolvido em Guanacaste, Costa Rica.

Referências

- ANTONINI, Y.; MARTINS, R. P. 2003. The flowering-visiting bees at the Ecological Station of the Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG. **Neotropical Entomology**, v. 32, p. 565-575, 2003.
- ANTONINI, Y.; ACCACIO, G. B.; BRANDT, A.; CABRAL, B. C.; FONTENELLE, J. C. R.; NASCIMENTO, M. T.; THOMAZINI, A. P.; THOMAZINI, M.J. Insetos. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Coord.) **Fragmentação de Ecossistemas: causas e efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília, DF: MMA, 2003.
- AZEVEDO, C. O.; KAWADA R.; TAVARES M.T.; PERIOTO, N. W. Perfil da fauna de himenópteros parasitóides (Insecta, Hymenoptera) em uma área de Mata Atlântica do Parque Estadual da Fonte Grande, Vitória, ES, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v.46, p.133-137, 2002.
- CIRELLI, K. R.; PENTEADO-DIAS, A. M. Fenologia dos Braconidae (Hymenoptera, Ichneumonoidea) da Área de Proteção Ambiental (APA) de Descalvado, SP. **Revista Brasileira de Entomologia**. São Paulo, v.47, n.1, 2003.
- COLWELL, R. K.; CODDINGTON, J. A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, v.345, p. 101-118, 1994.
- DARLING, D. C.; OACKER, L. Effectiveness of Malaise traps in collecting Hymenoptera: The influence of trap design, mesh size and location. **The Canadian Entomologist**, v.120, p.787-796, 1988.
- GEROFF, R. K.; GIBBS, J.; MCCRAVY, K. W. Assessing bee (Hymenoptera: Apoidea) diversity of an Illinois restored tallgrass prairie: methodology and conservation considerations. **Journal of Insect Conservation**, v.18, p.951-964, 2014.
- GONÇALVES, R. B.; BRANDÃO, C. R. F. Diversidade de abelhas (Hymenoptera, Apidae) ao longo de um gradiente latitudinal na Mata Atlântica. **Biota Neotropical**, v.8, n.4, p. 051-061, 2008.
- JANZEN, D. H. Information on the bar code system that INBio uses in Costa Rica. **Insect Collection News**, v.7, p.24, 1992.
- JANZEN, D. H.; HALLWACHS, W. 1993. NSF-sponsored "All Taxa Biodiversity Inventory Workshop", 16-18, 1993-a.
- KUMAGAI, A. F. Os Ichneumonidae (Hymenoptera) da estação ecológica da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, com ênfase nas espécies de Pimplinae. **Revista Brasileira de Entomologia**, Curitiba, v.46, p.189- 194, 2002.
- LAMAS, G.; ROBBINS; R. K.; HARVEY D. J. A preliminary survey of the butterfly fauna of Pakitza, Parque Nacional del Manu, Peru, with an estimate of its species richness. **Publicaciones de Museo de Historia Natural**, Univ. National Mayor de San Marcos, v.40, p.1-19, 1991.
- LEWIN, R. A mass extinction without asteroids. **Science**, v.234, p.14-15, 1986.
- MCCRAVY, K. W.; GEROFF, R.K; GIBBS, J. Malaise trap sampling efficiency for bees (Hymenoptera: Apoidea) in a restored tallgrass Prairie. **Florida Entomologist**, v.99, n.2, p.321-323, 2016.
- MATTHEWS, R. W.; MATTHEWS, J. R. Malaise trap studies of flying insects in a New York mesic forest. I. Ordinal composition and seasonal abundance. **Journal of the New York Entomological Society**, v.78, p.52-59, 1970.
- MARTINS, R. P. The Nesting Behavior of a quasisocial or semi social *Pseudagapostemon brasiliensis* Cure (Hym. Halictidae). **Ciencia e Cultura**, v.45, p.133-134, 1993.
- MARCHIORI, C. H.; PENTEADO-DIAS, A. M. Famílias de parasitóides coletada em área de mata e pastagens no município de Itumbiara, Estado de Goiás. **Acta Scientiarum**, v.24, p.897-899, 2002.
- NASCIMENTO, D. D.; VASCONCELOS, V.V; SILVEIRA, F. C. B. V.; JARDIM, C. H. **Microclimas na Estação Ecológica da Universidade Federal de Minas Gerais**. Disponível em: <http://www.eng2012.org.br/trabalhos-completos>, 2012.
- NOYES, J. S. 1The diversity of Hymenoptera in the tropics with special reference to Parasitica in Sulawesi. **Ecological Entomology**, v.14, p.197-207, 1989.
- OWEN, J. **The ecology of a garden: the first 15 years**. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 1991.
- OWEN, J.; TOWNES, H.; TOWNES, M. Species diversity of Ichneumonidae and Serphidae (Hymenoptera) in an English suburban garden. **Biological Journal of the Linnean Society**, v.16, p.315-336, 1981.
- SUTHERLAND, W. J. 1996. **Ecological Census Techniques**. Cambridge University Press, 1996. 336 p.

WAYMAN, L. D. **Spatial distribution and sex ratios of parasitic Hymenoptera (Ichneumonidae: Campopleginae and Ichneumoninae; Braconidae: *Aphidius ervi*) in a disturbed Georgia piedmont landscape.** 123f. Dissertação (Mestrado) - University of Georgia, Athenas, 1994.

WILSON, E. O. The biological diversity crisis: A challenge to science. **Issues Science and Technology.** v.2, p.20-29, 1985.

WILSON, E. O. 1988. **The current state of biological diversity.** In: WILSON, E. O. (Ed.), Biodiversity. Washington, D.C.: National Academy Press, 1988. P.3-18.

YOON, C. K. Counting creatures great and small. **Science,** v.260, p.620-62, 1993.

Agradecimentos

Ao CNPq que concedeu bolsa de mestrado a Júlio C. R. Fontenelle e de produtividade 1B a Rogério P. Martins. À Fundação Zoobotânica de Belo Horizonte por permitir a realização dos estudos em sua propriedade.

Formigas removedoras de sementes apresentam potencial para auxiliar na regeneração de áreas impactadas

Graziele Santiago da Silva¹, Mariana Azevedo Rabelo², Ernesto de Oliveira Canedo-Júnior³, Carla Rodrigues Ribas⁴

Resumo

As formigas contribuem para a manutenção e funcionamento dos ecossistemas naturais e a remoção de sementes por esses organismos pode auxiliar a regeneração de áreas impactadas. Verificamos quais são as espécies de formigas que estão envolvidas no processo de remoção de sementes no entorno da Pequena Central Hidrelétrica de Pandeiros, a fim de discutirmos como a remoção de sementes por formigas pode auxiliar nos processos de regeneração de áreas impactadas por atividades antrópicas. Nas 12 áreas amostradas, houve uma remoção de 70,33% das sementes. Observamos 37 espécies de formigas que removeram as sementes ou consumiram o recurso no local, sendo a *Ectatomma edentatum* e *Dorymyrmex brunneus* as mais frequentes. Inferimos que a remoção de sementes por formigas pode favorecer a dispersão de sementes, a regeneração natural e o estabelecimento de manchas de vegetação em áreas impactadas.

Palavras chave: regeneração ambiental, remoção de sementes, pequenas centrais hidrelétricas.

Abstract

Ants have an important role in the maintenance and functioning of natural ecosystems, and the removal of seeds by these organisms can contribute to the regeneration of impacted areas. Aiming to discuss how the seed removal by ants can help in the regeneration process of areas impacted by anthropogenic activities, we verified the ant species involved in this process around the Small Hydropower of Pandeiros. We had a removal rate of 70.33% of the provided seeds. We observed 37 species removing seeds or consuming the resource at the place, with *Ectatomma edentatum* and *Dorymyrmex brunneus* as the most frequent species. We concluded the seed removal by ants may favor seed dispersal, natural regeneration, and vegetation spots establishment in impacted areas.

Keywords: environmental regeneration, seed removal, small hydropower plants.

¹Doutora em Ecologia pela UFLA

²Mestre em Ecologia pela UFLA

³Doutor em entomologia pela UFLA

⁴Doutora em entomologia pela UFV

Introdução

Para a manutenção e sustentabilidade de um ambiente, processos naturais como polinização, dispersão de sementes, regeneração, ciclagem de nutrientes e predação são essenciais para o funcionamento do ecossistema (KAGEYAMA & GANDARA, 2004).

Alguns organismos apresentam multifunções no ambiente. Dentre esses organismos, têm-se as formigas, insetos sociais que vivem em colônias capazes de ocupar vários níveis tróficos, assumindo o papel de predadoras e presas, com relações detritívoras, mutualísticas e herbívoras. Muitas apresentam hábitos oportunistas e dieta generalista (LIMA *et al.*, 2013), além de ocorrerem em praticamente todo o território terrestre (HOLDOBLER & WILSON, 1990).

Entre as funções desempenhadas pelas formigas, se destaca a mirmecocoria (dispersão de sementes por formigas) e elas podem atuar como dispersoras primárias ou secundárias em diversos ecossistemas (ARNAN *et al.*, 2011; BEAMOUNT *et al.*, 2009; PASSOS & OLIVEIRA, 2003). Contribuem para o estabelecimento das plântulas em solos ricos em nutrientes e distantes da planta-mãe promovendo a redistribuição e interferem positivamente no padrão espacial e temporal de abundância das espécies vegetais (ARNAN *et al.*, 2011). Os padrões de distribuição das populações vegetais na paisagem e o tempo de viabilidade das sementes em relação às perturbações influenciam a distribuição das sementes (SPRENGELMEYER & REBERTUS, 2015). No entanto, a remoção de diásporos (parte nutritiva que envolve a semente) promovida pelas formi-

gas pode sofrer interferência de acordo com o nível de perturbação dos ecossistemas, o que afeta a estrutura e a composição da vegetação local (LEAL *et al.*, 2013). Por vezes, a riqueza de espécies de formigas removedoras não varia significativamente em áreas com níveis distintos de perturbação, mas a perturbação interfere na composição de dispersoras de alta qualidade (LEAL *et al.*, 2013).

Em habitats degradados a ausência da dispersão de sementes por formigas pode comprometer o processo de regeneração, uma vez que estes insetos são responsáveis pela dispersão secundária de sementes, além de contribuírem para o aumento do recrutamento das plântulas conseguindo dispersar as sementes em maiores distâncias (GALLEGOS *et al.*, 2014). Formigas são apontadas como organismos que se recuperam rapidamente após distúrbios (PIK *et al.*, 2002, LUQUE *et al.*, 2007), sendo uns dos primeiros organismos a recolonizar ambientes pós distúrbio, ou seja, as formigas são extremamente importantes em ambientes que sofreram distúrbios, uma vez que podem auxiliar na regeneração natural por recolonizarem estes ambientes começando a remover sementes nos mesmos.

Segundo Carpanezzi *et al.* (1990), um ambiente considerado degradado passa por distúrbios e perde os meios de regeneração biótica, apresentando baixa resiliência, isto é, seu retorno ao estado anterior pode não ocorrer ou se tornar extremamente lento. Alguns trabalhos mostram que tais distúrbios antrópicos, como mineração (VAN HAMBURG *et al.*, 2004), conversão de habitats naturais (QUEIROZ *et al.*, 2017), urbanização (SANTIAGO *et al.*, 2018) e fogo (VASCONCELOS *et al.*, 2017),

modificam o ambiente transformando-o, alterando e afetando fauna, flora e funcionamento.

Nesse sentido, o objetivo deste estudo foi avaliar quais espécies de formigas estão envolvidas no processo de remoção de sementes em áreas de Cerrado, no entorno de uma Pequena Central Hidrelétrica - PCH e discutir como a realização desse processo pelas formigas pode auxiliar no processo de regeneração ambiental de áreas impactadas.

Material e métodos

Área de estudo

A Área de Proteção Ambiental Pandeiros (APA Pandeiros) (Lei Nº 11.901 de 01/09/1995) abrange uma região com 393.060 ha, situada nos municípios de Januária, Cônego Marinho e Bonito de Minas, sendo a maior unidade de conservação de uso sustentável no estado de Minas Gerais (NUNES *et al.*, 2009). O clima da região é semiárido, com variação de temperatura entre 9°C e 45°C nos períodos frios e quentes, respectivamente.

A vegetação na área apresenta várias fitofisionomias, sendo uma área de transição entre os biomas Cerrado e Caatinga, que formam também as matas de galeria, mata seca e veredas (NUNES *et al.*, 2009). A flora da região é bastante estudada (BAHIA *et al.*, 2009; MENINO *et al.*, 2012; AZEVEDO *et al.*, 2014; VELOSO *et al.*, 2014). No entanto, pouca atenção tem sido dada para a fauna local. Este estudo se concentrou no entorno da Pequena Central Hidrelétrica (PCH Pandeiros), que está desativada desde o ano de 2008 até o momento, construída no final da década de 50, localizada na comunidade de Pandeiros.

A implantação da hidrelétrica atraiu pessoas para a região aumentando a ocupação no entorno da barragem, transformando principalmente o Cerrado, em decorrência de atividades antrópicas degradantes, como a própria instalação do empreendimento hidrelétrico, desmatamento por queimadas, plantio de monoculturas (eucalipto) para atividades de carvoejamento e implantação de pastagens para agropecuária (BAHIA *et al.*, 2009; NUNES *et al.*, 2009).

Desenho amostral

As coletas foram realizadas em fevereiro e março de 2016, durante a estação chuvosa, em 12 áreas ao redor do reservatório da PCH Pandeiros e próximas às margens do rio Pandeiros (o primeiro ponto amostral se localizava a 30 m da margem do rio).

Em cada área estabeleceu-se um transecto perpendicular à margem do rio com 10 pontos amostrais, equidistantes 20 m entre si. Em cada ponto, foram colocadas 10 sementes artificiais, as quais consistiram em miçangas de plástico de 0,03 g e 2 mm de diâmetro representando uma semente (RABELLO *et al.*, 2015). A parte atrativa para as formigas (arilo) era composta por uma mistura homogênea de 75% de gordura vegetal hidrogenada, 7% de caseína, 5% de maltodextrina, 4,8% de frutose, 4,7% de glicose, 4,8% de frutose, 3% de carbonato de cálcio e 0,5% de sacarose (RAIMUNDO *et al.*, 2004; RABELLO *et al.*, 2014) (FOTOGRAFIA 1).

Fotografia 1 - Miçangas de plástico envoltas por uma mistura atrativa para as formigas representando a semente artificial



Fonte: Fotografia de Grazielle Santiago da Silva

As sementes artificiais foram dispostas às 08:00 horas da manhã e observadas durante 10 minutos em cada ponto, sendo cada ponto observado por três vezes. Ao final das observações quantificou-se o número de sementes removidas pelas formigas. Para evitar que a semente artificial fosse carregada por outros organismos maiores, foram utilizadas gaiolas metálicas com malha de 1,5 cm, o que permitiu o acesso e transporte das sementes artificiais por formigas.

As formigas que foram observadas removendo as sementes artificiais foram coletadas e armazenadas individualmente em microtubos contendo álcool 90%. As mesmas foram levadas ao Laboratório de Ecologia de Formigas da Universidade Federal de Lavras, onde foram triadas e identificadas ao nível de gênero, segundo Baccaro *et al.*, (2015) e conferência de especialista para identificação de espécies, quando possível. O material identificado foi depositado na coleção ento-

mológica da Universidade Federal do Paraná e na coleção de referência do Laboratório de Ecologia de Formigas da Universidade Federal de Lavras.

Resultados

Foram coletadas um total de 37 espécies de formigas, pertencentes a 12 gêneros e cinco subfamílias, observadas interagindo com as sementes (TABELA 1). No total, as formigas removeram 70,33% das sementes oferecidas. A espécie que teve maior ocorrência nas áreas foi a *Ectatomma edentatum* (n = 7), fotografia 2, seguida pela *Dorymyrmex brunneus* (n = 4). Entretanto, o gênero com maior número de espécies foi *Pheidole*. Algumas espécies não removeram as sementes, sendo observadas somente consumindo o recurso no local e/ou removendo somente a parte atrativa da semente para suprimento nutricional da colônia como, por exemplo, os gêneros *Camponotus* e *Crematogaster* (FOTOGRAFIA 3).

Tabela 1 - Espécies de formigas coletadas interagindo com sementes artificiais em áreas de Cerrado sobre influência de uma barragem hidrelétrica desativada na APA Pandeiros, no Norte do estado de Minas Gerais

Espécie	Descrição	Subfamília	Nº áreas
<i>Camponotus</i> sp. 2	Mayr, 1861	Formicinae	1
<i>Camponotus</i> sp. 5	Mayr, 1861	Formicinae	1
<i>Camponotus</i> sp. 10	Mayr, 1862	Formicinae	1
<i>Carebara brevipilosa</i>	Fernández, 2004	Myrmicinae	1
<i>Crematogaster</i> sp. 1	Lund, 1831	Myrmicinae	3
<i>Crematogaster</i> sp. 2	Lund, 1831	Myrmicinae	2
<i>Dorymyrmex brunneus</i>	Forel, 1911	Dolichoderinae	4
<i>Ectatomma brunneum</i>	Smith, 1858	Ectatomminae	1
<i>Ectatomma edentatum</i>	Roger, 1863	Ectatomminae	7
<i>Ectatomma opaciventre</i>	Roger, 1861	Ectatomminae	1
<i>Ectatomma permagnum</i>	Forel, 1908	Ectatomminae	1
<i>Ectatomma planidens</i>	Borgmeier, 1939	Ectatomminae	1
<i>Ectatomma</i> sp. 1	Smith, 1858	Ectatomminae	1
<i>Ectatomma</i> sp. 2	Smith, 1858	Ectatomminae	2
<i>Forelius</i> sp. 1	Emery, 1888	Dolichoderinae	1
<i>Ochetomyrmex</i> sp. 1	Mayr, 1878	Myrmicinae	1
<i>Odontomachus bauri</i>	Emery, 1892	Ponerinae	2
<i>Pheidole aberrans</i>	Mayr, 1868	Myrmicinae	1
<i>Pheidole</i> aff. <i>triconstricta</i> sp. 1	Forel, 1886	Myrmicinae	1
<i>Pheidole</i> aff. <i>triconstricta</i> sp. 2	Forel, 1886	Myrmicinae	3
<i>Pheidole caribbaea</i>	Wheeler, 1911	Myrmicinae	1
<i>Pheidole</i> cf. <i>radoszkowskii</i>	Mayr, 1884	Myrmicinae	2
<i>Pheidole</i> cf. <i>radoszkowskii</i> sp. 1	Mayr, 1884	Myrmicinae	3
<i>Pheidole</i> cf. <i>radoszkowskii</i> sp. 2	Mayr, 1884	Myrmicinae	1
<i>Pheidole</i> cf. <i>zelata</i>	Wilson, 2003	Myrmicinae	3
<i>Pheidole fracticeps</i>	Wilson, 2003	Myrmicinae	1
<i>Pheidole gigaflavens</i>	Wilson, 2003	Myrmicinae	2
<i>Pheidole</i> gr. <i>diligens</i>	Smith, 1858	Myrmicinae	3
<i>Pheidole jelskii</i>	Mayr, 1884	Myrmicinae	1
<i>Pheidole obscuritorax</i>	Naves, 1985	Myrmicinae	2
<i>Pheidole valens</i>	Wilson, 2003	Myrmicinae	1
<i>Pheidole</i> sp. 3	Westwood, 1839	Myrmicinae	1
<i>Pheidole</i> sp. 58	Westwood, 1839	Myrmicinae	3
<i>Pheidole</i> sp. 59	Westwood, 1839	Myrmicinae	1
<i>Pheidole</i> sp. 63	Westwood, 1839	Myrmicinae	1
<i>Pheidole</i> sp. 64	Westwood, 1839	Myrmicinae	1
<i>Solenopsis invicta</i>	Wheeler & Wheeler, 1977	Myrmicinae	1
<i>Solenopsis</i> sp. 4	Westwood, 1840	Myrmicinae	1
<i>Solenopsis</i> sp. 5	Westwood, 1840	Myrmicinae	1
<i>Solenopsis</i> sp. 6	Westwood, 1840	Myrmicinae	3
<i>Solenopsis</i> sp. 8	Westwood, 1840	Myrmicinae	1
<i>Solenopsis</i> sp. 10	Westwood, 1840	Myrmicinae	1
<i>Solenopsis substituta</i>	Trager, 1991	Myrmicinae	1
<i>Tetramorium simillimum</i>	Smith, 1851	Myrmicinae	3
<i>Trachymyrmex</i> sp. 1	Forel, 1893	Myrmicinae	2

Fotografia 2 - Formiga do Gênero *Ectatomma* forrageando próximo às sementes artificiais



Fonte: Fotografia de Grazielle Santiago da Silva

Fotografia 3 - Formigas do gênero *Crematogaster* consumindo a parte atrativa da semente artificial



Fonte: Fotografia de Grazielle Santiago da Silva

Discussão

Levando em consideração as espécies que interagiram com as sementes observamos que 84,44% das espécies de formigas coletadas são potenciais dispersoras de sementes. Isto ocorre, pois estas espécies foram observadas carregando as sementes artificiais do local de origem. Na natureza, o local de origem das sementes geralmente corresponde às imediações da planta-mãe. Assim, quando as formigas carregam as sementes para seus ninhos elas dispersam as sementes para longe da planta-mãe diminuindo a competição entre elas e facilitando o estabelecimento das novas plantas (CHRISTIANINI & MAYHÉ-NUNES, OLIVEIRA, 2007). Gêneros como *Ectatomma*, *Odontomachus* e *Pheidole* já são descritos como potenciais dispersores de sementes (DOMINGUEZ-HAYDAR & ARMBRECHT), apesar de terem seus hábitos alimentares primários tidos como carnívoros (CHRISTIANINI, 2015).

O gênero *Ectatomma* normalmente é composto por formigas predadoras generalistas, com algumas espécies consideradas especialistas em determinadas presas (miriápodes, por exemplo) (HOLLDOBLER & WILSON, 1990). Além disso, são observadas frequentemente coletando líquidos açucarados secretados por hemípteros, nectários extraflorais e exsudatos de flores e frutos (BACCARO *et al.*, 2015). Na região neotropical já foram documentadas em habitats urbanos como casas, centros de reciclagem, colégios, fragmentos florestais, granjas, hospitais, indústrias, jardins, parques, praças, quintais e terrenos baldios (MELO & DELABIE, 2015). Porém,

estudos têm demonstrado que áreas com poucos impactos, tais como fragmentos florestais e parques, ainda conseguem manter um maior número de espécies. Leal *et al.*, (2013) observaram que em níveis intermediários de distúrbios, ocorreu uma maior remoção de sementes pelo gênero.

A espécie *Ectatomma edentatum* esteve presente na maioria das áreas amostradas. Essa espécie possui preferência por habitats quentes (BACCARO *et al.*, 2015) e uma dieta baseada em frutas e sementes (PIZO & OLIVEIRA, 2000). Já a segunda espécie, com maior ocorrência nas áreas, foi *Dorymyrmex brunneus*. Essa espécie em geral é mais frequente em regiões áridas e semiáridas, além de estar muito presente em ambientes antropizados (CUEZZO & GUERREIRO, 2012). São formigas que forrageiam em horários mais quentes do dia, além de terem hábitos alimentares como predadoras de insetos e coletoras de substâncias açucaradas de insetos sugadores e seivas (BACCARO *et al.*, 2015).

Quanto às espécies do gênero *Pheidole*, foram as mais observadas interagindo com as sementes. Lôbo *et al.*, (2011) observaram que uma espécie pertencente a este gênero teve uma relação positiva com a dispersão de sementes de uma planta do gênero *Croton*. Estudos como os de Dominguez-Haydar & Armbrecht (2011) também mostram que esse gênero é um potencial dispersor de sementes em áreas que passaram por processos de regeneração.

O grupo de formigas cultivadoras de fungos aqui representadas pela espécie *Trachymyrmex* sp. 1, são comumente relatadas como potenciais dispersoras de sementes e

apontadas por favorecer o estabelecimento de espécies arbóreas (SUAZO *et al.*, 2013). Muitas das sementes são carregadas para dentro do ninho, o que diminui a predação das mesmas por outros organismos, como outros insetos, pássaros ou roedores (ANDERSEN *et al.*, 1998). Dentro dos ninhos, após a extração do elaiossoma a semente é descartada pelas formigas em “lixadeiras”. Nestas lixeiras ficam concentrados nutrientes essenciais para o estabelecimento de plântulas (LEAL, 2003).

Em relação à observação de que algumas espécies de formigas só consumiram a parte atrativa das sementes artificiais, Christianini *et al.*, (2007) e Henao-Gallego *et al.*, (2012) também encontraram um padrão no qual alguns gêneros só interagiram com as sementes consumindo os líquidos ou os elaiossomos das sementes. Observou-se que isto acontece muitas vezes devido a morfologia da mandíbula dessas espécies e aos seus hábitos alimentares comportamentais, que não as permitem carregar as sementes.

Por fim, Rico-Gray & Oliveira (2007) observaram que formigas ao removerem as sementes são capazes de estabelecer pequenas manchas de vegetação em regeneração, mais uma vez mostrando que estes insetos contribuem e auxiliam para recuperação de ambientes degradados.

Conclusão

Vimos que existe uma gama de formigas que removem sementes e apresentam potencial no processo de remoção de sementes que pode levar ao estabelecimento de novas plântulas atrás da dispersão, uma vez que

elas conseguiram remover cerca de 70% das sementes. O simples fato de formigas estarem presentes em ambientes impactados pode auxiliar nos processos de regeneração natural de ambientes modificados, melhorando cada vez mais a dinâmica e autonomia do funcionamento do ecossistema.

Referências

ANDERSEN, A.N.; MORRISON, S.C. Myrmecochory in Australia's seasonal tropics: Effects of disturbance on distance dispersal. **Australian Journal of Ecology**, v. 23, n. 5, p. 483-491. 1998.

ARNAN, X.; RODRIGO, A. RETANA, J. What are the consequences of ant-seed interactions on the abundance of two dry-fruited shrubs in Mediterranean scrub? **Oecologia**, v.167, n.4, p. 1027-1039. 2011.

AZEVEDO, I. F. P.; NUNES, Y. R. F.; ÁVILA, M. A.; SILVA, D. L.; FERNANDES, G. W.; VELOSO, R. B. Phenology of riparian tree species in a transitional region in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 37, p. 47-59. 2014.

BACCARO F.B., *et al.* **Guia para gêneros de formigas do Brasil**. Manaus: Ed: INPA, 2015. 338p. doi: 10.5281/zenodo.32912.

BAHIA, T.O. *et al.*, Veredas na APA Pandeiros: Importância, impactos ambientais e perspectivas. **MG Biota**, IEF, Belo Horizonte. v. 2, n. 3, p. 4-13. 2009.

BEAUMONT K. P.; MACKAY D.A.; WHALEN M.A. Combining distances of ballistic and myrmecochorous seed dispersal in *Adriana quadripartita* (Euphorbiaceae). **Acta Oecologica**, v. 35, p.429-436. 2009.

CARPANEZZI, A. A. *et al.*, Espécies pioneiras para recuperação de áreas degradadas: a observação de laboratórios naturais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990. Campos do Jordão. **Anais...** São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura/ SBEF, p.216-221, v. 3. 1990.

CHRISTIANINI, A. V. Dispersão de sementes por poneromorfas. In: DELABIE, J. H. C. *et al.*(orgs.) **As formigas poneromorfas do Brasil**. Ilhéus: Editus, 2015, p. 345-360.

CHRISTIANINI, A. V.; MAYHÉ-NUNES, A. J.; OLIVEIRA, P. S. The role of ants in the removal of non

- myrmecochorous diaspores and seed germination in a neotropical savanna. **Journal of Tropical Ecology**, v. 23, p. 343–351. 2007.
- CUEZZO, F.; GUERRERO, R. The ant genus *Dorymyrmex* Mayr (Hymenoptera, Formicidae, Dolichoderinae) in Colombia. **Psyche**, v. 2012, p.1-24. 2012.
- DOMINGUEZ-HAYDAR, Y.; ARMBRECHT, I. Response of ants and their seed removal in rehabilitation areas and forests at el cerrejon coal mine in Colombia. **Restoration Ecology**, v. 19, p. 178-184. 2011.doi: 10.1111/j.1526-100X.2010.00735. x.
- GALLEGOS, S.C.; HENSEN, I.; SCHLEUNING, M. Secondary dispersal by ants promotes forest regeneration after deforestation. **Journal of Ecology**, v.102, p.659-666. 2014. doi: 10.1111/1365-2745.12226.
- HENAO-GALLEGO, N. *et al.* An artificial aril designed to induce seed hauling by ants for ecological rehabilitation purposes. **Restoration Ecology**, v.20, n.5, p.555-556, 2011 Cali, Colombia. doi: 10.1111/j.1526-100X.2011.00852. x.
- HOLLDODLER, B.; WILSON, E.O. **The ants**. Massachusetts: Harvard University, Cambridge, 1990.
- KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B. Recuperação de Áreas Ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F (org.). **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2004. p. 249-269.
- LEAL, I.R. Dispersão de sementes por formigas na Caatinga In: Leal, I. R.; Tabarelli, M.; Silva, J. M.C. – **Ecologia e conservação da caatinga**. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2003. p.593-624.
- LEAL, L. C.; Andersen, A.N.; Leal, I. R. Anthropogenic disturbance reduces seed dispersal services for myrmecochorous plants in the Brazilian Caatinga. **Oecologia**, v.174, n.1, p.173-181, jul.2013. doi 10.1007/s00442-013-2740-6.
- LIMA, L.D.; ANTONIALLI-JUNIOR, W.F. Foraging strategies of the ant *Ectatomma vizottoi* (Hymenoptera, Formicidae). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 57, p.392-396. 2013.
- LÔBO, D.; TABARELLI, M.; LEAL, I. Relocation of *Croton sonderianus* (Euphorbiaceae) Seeds by *Pheidole fallax* Mayr (Formicidae): a Case of Post-Dispersal Seed Protection by Ants? **Neotropical Entomology**, 2011.v.40, n.4, p.440-444. <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2011000400005>.
- LUQUE, G. M.; REYES LÓPES, J.; FERNÁNDEZ-HAEGER, J. Recovery of ground ant (Hymenoptera: Formicidae) communities six years after a major environmental disaster. **Community and Ecosystem Ecology**, v. 36, n. 2, p. 337-347. 2007.
- MELO, T.S.; DELABIE, J.H. C. Ecologia de poneromorfos em ambientes urbanos. In: DELABIE, Jacques H. C. *et al.*, **As formigas poneromorfos do Brasil**. Ilhéus: Editus, 2015, p. 313-326.
- MENINO, G.C.O. *et al.* Environmental heterogeneity and natural regeneration in riparian vegetations of the Brazilian semi-arid region. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 69, n. 1, p. 29-51. 2012.
- NUNES, Y.R.F. *et al.* Pandeiros: O Pantanal Mineiro. **MG Biota**, IEF, Belo Horizonte, v. 2, n. 2, p.4-17. 2009.
- PIK, A. J. *et al.* The use of invertebrates to detect small-scale habitat heterogeneity and its application to restoration practices. **Environmental Monitoring and Assessment**. v.75, p.179–199. 2002.
- QUEIROZ, A. C. M.; RABELLO, A. M.; BRAGA, D. L.; SANTIAGO, G. S.; ZURLO, L. F.; PHILPOTT, S. M.; RIBAS, C. R. Cerrado vegetation types determine how land use impacts ant biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, London, p. 1-18. 2017. doi 10.1007/s10531-017-1379-8. 20.
- PASSOS, L.; OLIVEIRA, P. S. Interactions between ants, fruits and seeds in a restinga forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, 19, p. 261–270. 2003.
- PIZO, M. A.; OLIVEIRA, P. S. The use of fruits and seeds by ants in the Atlantic Forest of Southeast Brazil. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 851-861. 2000.
- RABELLO, A.M; BERNANRDI, L.F. O; RIBAS, C.R. Testing an artificial aril as a new ant-attractant. **Revista de Biociências**, Taubaté, v. 20, n. 1, p. 77-81. 2014.
- RABELLO, A.M.; QUEIROZ, A.C. M., LASMAR, C. J., CUISSI, R. G., CANEDO-JÚNIOR, E. O., SCHMIDT, F. A., RIBAS, C. R. When is the best period to sample ants in tropical areas impacted by mining and in rehabilitation process? **Insectes Souciaux**. v. 62, p. 227-236. 2015.
- RAIMUNDO, R.L.G.; GUIMARAES, P. R.; ALMEIDA-NETO, M.; PIZO, M. A. The Influence of fruit morphology and habitat structure on Ant-Seed Interactions: A study with Artificial fruits. **Sociobiology**. v. 44, n. 2, p. 261-270. 2004.
- RICO-GRAY, V.; P. OLIVEIRA. The ecology and evo-

lution of ant-plant interactions. Chicago: University of Chicago Press. 2007.

SANTIAGO, G.S. CAMPOS, R.B.F; RIBAS, C.R. How does landscape anthropization affect the myrmecofauna of urban forest fragments? **Sociobiology**, v.65, n.3, p.441-448, 2018. doi: 10.13102/sociobiology. V. 65, i3.,3042.

SPRENGELMEYER, E. E.; REBERTUS, A. J. Seed bank dynamics in relation to disturbance and landscape for ant-dispersed species. **Plant Ecology**, v. 216, p. 371-381. 2015.

SUAZO, A.A.; CRAIG, D.J.; VANIER, C.H.; ABELLA, S.R. Seed removal patterns in burned and unburned desert habitats: Implications for ecological restoration. **Journal of Arid Environments**, v. 88 p. 165-174. 2013.

VAN HAMBURG, H.; ANDERSEN, A. N.; MEYER, W. J., & ROBERTSON, H. G. Ant community development on rehabilitated ash dams in the South African highveld. **Restoration Ecology**, v.12, p. 551–557. 2004.

VASCONCELOS, H. L.; MARAVALHAS, J. B.; CORNELISSEN, T. Effects of fire disturbance on ant abundance and diversity: A global meta-analysis. **Biodiversity and Conservation**, v.26, p.177–188. 2017. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1234-3> 2017.

VELOSO, M. D. M. *et al.*, Floristic and structural variations of the arboreal community in relation to soil properties in the Pandeiros River Riparian Forest, Minas Gerais, Brazil. **Interciência**, v. 39, n. 9, p. 628-636. 2014.

Agradecimentos

Aos colegas do Laboratório de Ecologia de Formigas da Universidade Federal de Lavras pelo auxílio nas coletas de campo, montagem e identificação do material. Ao Rodrigo Machado Feitosa e ao Alexandre Ferreira pela conferência da identificação do material. Essa pesquisa foi financiada pelo projeto APQ-03593-12 “Desenvolvimento de ferramenta para priorização de descomissionamento de Pequenas Centrais Hidrelétricas (PHC) no estado de Minas Gerais e estudo de caso para a PCH Pandeiros” fruto da parceria entre a

Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG) e Companhia Energética de Minas Gerais S. A. (CEMIG) e apoio do CNPq e da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

A flora da Zona de Transição Aquático-Terrestre (ATTZ) de uma lagoa marginal perenizada no rio Pandeiros: retrato do impacto da PCH de Pandeiros sobre um gradiente ambiental

Rafaela Guimarães Silva¹, Eduardo van den Berg²

Resumo

Analisou-se aqui a estrutura da comunidade em uma Zona de Transição Aquático-Terrestre (ATTZ) em uma lagoa marginal perenizada. A forma de vida dominante foi a das hemicriptófitas, pertencentes às famílias Asteraceae, Poaceae e Cyperaceae. Essa forma de vida dominou tanto os períodos de chuva e seca, mas também foi a que variou mais em ambas as estações. Apesar disso, houve pouca variação na composição, nas formas de vida e na estrutura da comunidade ao longo das estações, sendo isso claramente associado à redução dos pulsos de inundação promovida pela barragem. Por outro lado, as ações antrópicas no entorno da lagoa estão claramente favorecendo espécies nativas daninhas e/ou exóticas. O monitoramento da ATTZ em longo prazo será importante para entender como a retomada dos pulsos de inundação afetará a comunidade após a remoção da barragem.

Palavras chave: pulso de inundação, Pequena Central Hidrelétrica, gradiente de inundação.

Abstract

We analyzed the community structure in an Aquatic-Terrestrial Transition Zone (ATTZ) in a perennial marginal lagoon. The dominant life form was the hemicryptophytes, belonging to families Asteraceae, Poaceae and Cyperaceae. This form of life had predominated in rain and drought, but it was also a little further away than the seasons. Despite this, there was little variation in composition, life forms and community structure throughout the seasons, which it is clearly associated with the reduction of flood pulses promoted by the dam. On the other hand, the anthropic actions around the lagoon have been favoring native and/or non-native species. ATTZ long-term monitoring will be important to understand how the resumption of flood pulses could affect the community after the dam removal.

Keywords: floodplain pulse, Small Hidropower Plant, flood gradient.

¹Doutora do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, Departamento de Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Lavras, MG.

²Professor Titular do Departamento de Ecologia e Conservação, da Universidade Federal de Lavras, MG.

Introdução

Um rio saudável engloba em suas ATTZs (Zonas de Transição Aquático-Terrestres) um complexo de habitats regulados pelas inundações longitudinais, verticais e transversais. Tais variações são essenciais para o crescimento, desenvolvimento e reprodução de diversas espécies de plantas nas ATTZs (HAYES *et al.*, 2018; JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989). A conectividade entre rios e planícies de inundação, mediada por ciclos de seca e cheia, permite trocas complexas de sedimentos, águas superficiais e subterrâneas (TOCKNER *et al.*, 2008), que interferem no ciclo biológico das espécies ali existentes. (BEJARANO; JANSSON; NILSSON, 2018). Essas planícies, sob tais regimes sazonais, possuem alta produtividade e são berçários de muitas espécies endêmicas e raras, sendo consideradas *hotspots* de biodiversidade (OPPERMAN *et al.*, 2010). No entanto, mudanças no regime hidrológico natural (POFF *et al.*, 1997) podem afetar negativamente o funcionamento desses sistemas (BEDNAREK, 2001; CUNHA; FERREIRA, 2012; MARREN *et al.*, 2014).

O sistema rio-planície de inundação forma uma unidade ecológica constituída pelos rios, tributários, planícies de inundação e ilhas (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989). Nos períodos de estiagem, as lagoas marginais se formam a partir do isolamento em planícies de inundação promovida pela interrupção da conexão entre o canal do rio e a planície (CHRISTOFOLETTI, 1981), o que diminui a disponibilidade de oxigênio dissolvido na água nesses ambientes causando a morte

de muitas plantas aquáticas que se beneficiavam de tal condição (THOMAZ *et al.*, 2009). As áreas antes inundadas, e agora ricas em matéria orgânica, decorrente da morte das plantas aquáticas, são invadidas pelas plantas terrestres, que se beneficiam dos altos teores nutrientes para seu desenvolvimento (NADAI; HENRY, 2009). Não obstante, em períodos chuvosos, com o reestabelecimento da conexão do rio com as planícies de inundação, há a entrada de matéria orgânica e sedimentos, aumento do oxigênio dissolvido na água, favorecendo a ocupação por plantas aquáticas e aumento da produtividade do sistema (BARON *et al.*, 2003).

Os regimes hidrológicos são governados pela precipitação, temperatura, topografia, geologia, cobertura do solo, posição na rede fluvial, fatores essencialmente únicos de cada sistema. Apesar de suas particularidades, similaridades nos padrões gerais de funcionamento possibilitam, a partir da compreensão de sua dinâmica, fazer previsões a priori de como cada bacia ou sistema pode funcionar (HAYES *et al.*, 2018). Nesse sentido, os pulsos de inundação produzem distúrbios similares em diferentes ecossistemas fluviais (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989) desempenhando um papel importante na estruturação de comunidades de vegetais. Assim, nas ATTZs ao longo do gradiente terra seca-área permanentemente inundada, diferentes grupos funcionais ocupam diferentes posições. Além disso, os pulsos de inundação e a variação da lâmina d'água ao longo da ATTZ proporcionam heterogeneidade ambiental no espaço e no tempo (POFF; ZIMMERMAN, 2010). Esses pulsos são considerados

a principal força que mantém a produtividade e as interações das lagoas marginais e dos demais integrantes do sistema rio-planície de inundação (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989; JUNK; WANTZEN, 2007).

A distribuição e dinâmica das plantas na ATTZ dependem das adaptações e estratégias destas para lidar com as flutuações sazonais (RODRIGUES *et al.*, 2002; TRACY-SMITH; GALAT; JACOBSON, 2012). Assim, os distúrbios gerados pelos pulsos de inundação moldam na ATTZ a distribuição das plantas nas diferentes cotas de inundação (TRACY-SMITH; GALAT; JACOBSON, 2012). Isso está associado aos requerimentos ecológicos próprios de cada espécie (história de vida, sucesso reprodutivo e morfologia), mas também associados a variações das condições ambientais locais e eventos estocásticos do sistema (presença ou ausência de uma espécie em determinada área, por exemplo) (BUDKE; JARENKOW; DE OLIVEIRA-FILHO, 2010).

Entre os fatores ambientais que moldam as ATTZs, a inundação em si é o mais importante. A distribuição das espécies nas ATTZs depende da intensidade, duração e frequência das inundações (BUDKE, JARENKOW & OLIVEIRA-FILHO, 2010), que induzem uma variedade de respostas ecológicas (BUNN & ARTHINGTON, 2002) e também exercem pressão seletiva sobre populações, moldando e regulando taxas de processos ecossistêmicos, adaptações evolutivas e a manutenção da biodiversidade nativa (HAYES *et al.*, 2018). Além da inundação em si, outros fatores, como o teor de matéria orgânica, a textura, a compactação e potencial redox do solo (ausência

ou baixo teor de oxigênio no solo em períodos chuvosos) (DWIRE; KAUFFMAN; BAHAM, 2006) e a qualidade da água (ROSSEL; DE LA FUENTE, 2015), podem controlar e afetar a estrutura e dinâmica das plantas.

Assim, todo o sistema rio-planície de inundação e os processos vinculados aos ciclos de inundação podem ser comprometidos e alterados com a construção de uma barragem, que implica na criação de um novo e complexo ecossistema feito pelo homem com regulação não natural (ROSSEL; DE LA FUENTE, 2015)

Há diversos estudos que elucidam os impactos negativos à biota e ao ecossistema como um todo à montante e à jusante de barragens hidrelétricas (BEJARANO; JANS-SON; NILSSON, 2018; CUNHA; FERREIRA, 2012; EAST *et al.*, 2015; MARREN *et al.*, 2014; SANTOS; POMPEU; KENJI, 2012). No entanto, pouco é conhecido sobre o efeito de perenização de lagoas conectadas ao reservatório de barragens que operam em fio d'água (BEJARANO; JANS-SON; NILSSON, 2018). A relativa estabilidade da lâmina d'água ao longo do ano deve afetar profundamente as comunidades vegetais das ATTZs. A lagoa conectada ao reservatório da PCH de Pandeiros apresenta-se como uma oportunidade única de avaliar esse efeito da perenização. Diante disso, nossa principal pergunta foi: quais são os grupos ecológicos (formas de vida) mais representativos na ATTZ dessa lagoa perenizada nos períodos de seca e cheia e que aspectos da história de vida dessas plantas condicionam sua presença nesses locais?

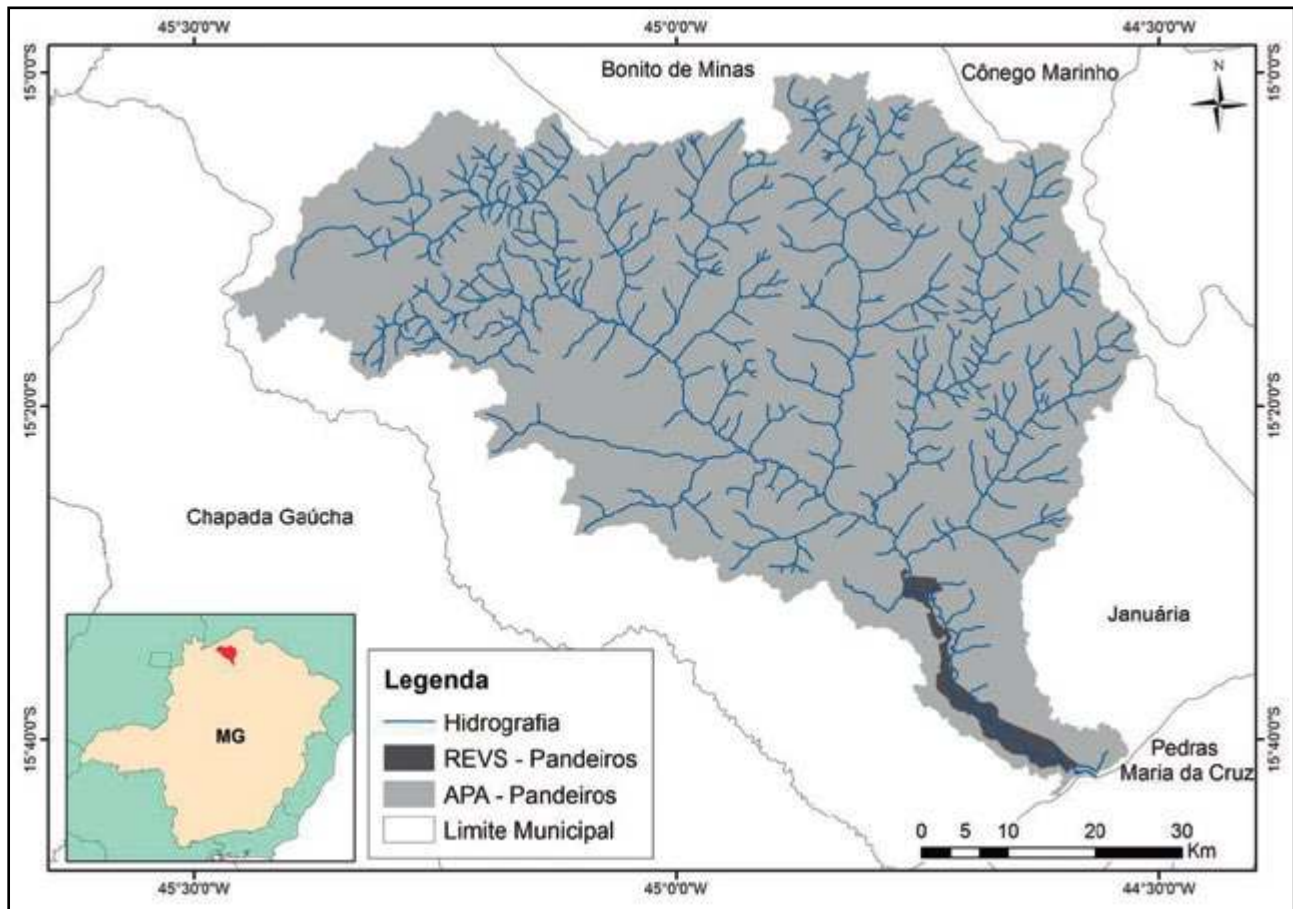
Material e métodos

Área de estudo

A área de estudo está inserida na Área de Proteção Ambiental (APA) da bacia hidrográfica do Rio Pandeiros, que é afluente do

Rio São Francisco e localiza-se no extremo norte do Estado de Minas Gerais (MAPA 1).

Mapa 1 - Localização da Área de Proteção Ambiental (APA) e de Refúgio Estadual da Vida Silvestre (REVS) de Pandeiros, norte de Minas Gerais



Elaborado por Rafaela Guimarães Silva

A APA de Pandeiros é composta pelas seguintes fitofisionomias que integram o Bioma Cerrado: Cerrado sensu stricto, Campo, Campo Cerrado, Floresta Decidual, Floresta Semidecidual e Veredas (MENINO *et al.*, 2012)

O clima da região é semiárido, com amplitude térmica variando de 9°C (período frio,

junho e julho) a 45°C (período quente, outubro a janeiro). A temperatura média anual é 26°C (NUNES *et al.*, 2009). A distribuição de chuvas na região é considerada irregular, variando entre 900 e 1250 mm anuais, com maiores concentrações nos meses de dezembro e janeiro, que totalizam 91% do total anual precipitado (NUNES *et al.*, 2009).

O rio Pandeiros apresenta extensão de aproximadamente 145 km e sua vazão média anual é de 30m³ por segundo, sendo que o volume do fluxo de água é baixo em julho e alto em dezembro, acompanhando a distribuição de chuvas. Suas áreas alagadas e veredas estão entre as áreas prioritárias para conservação por serem considerados ambientes únicos no estado e possuir alta riqueza de espécies (DRUMMOND *et al.*, 2005).

Os solos predominantes da região são do tipo latossolo vermelho-amarelo mesclados a neossolos quartzênicos.

A área de estudo é a lagoa marginal conectada ao reservatório da PCH de Pandeiros, localizada nas coordenadas 44°45' 12.50"W e 15° 29' 58.67" S. O reservatório é relativamente pequeno, ocupando cerca de 40 ha. A PCH de Pandeiros (a fio d'água) cessou sua operação em 2008 devido a negação do pedido de renovação de licença pelo Conselho Estadual de Política Ambiental de Minas Gerais (COPAM) após o desastre ambiental que provocou a morte de 29 toneladas de peixes. (NUNES *et al.*, 2009). Em funcionamento e após a cessão de sua operação (em 2008), o nível do reservatório da PCH de Pandeiros sempre foi mantido em uma cota praticamente constante. As exceções a esse padrão foram os períodos de descargas de fundo, quando por um curto período de tempo o reservatório era esvaziado, e as grandes cheias, onde a maior vazão do rio levava a um pequeno aumento do nível do reservatório e da lagoa a ele conectada. Assim, a lagoa marginal conectada ao reservatório apresenta, desde a construção da barragem, pouca variação hidrométrica (flutuações).

As campanhas de campo foram realizadas nos períodos de chuva (fevereiro de 2016) e seca (agosto de 2016) e foram analisadas as relações entre cobertura vegetal, composição florística e grupos ecológicos na ATTZ da referida lagoa.

Coleta de dados Vegetação

Na estação chuvosa (02/2016), foram distribuídas 8 transecções de 30 metros de comprimento – 15 metros no ambiente terrestre e 15 metros no interior da lagoa – e 1 metro de largura ao longo da ATTZ (MAPA 1). As transecções foram delimitadas de forma permanente com auxílio de estacas de ferro no interior da lagoa e no ambiente terrestre, distando um mínimo de 200 m entre si. As transecções foram divididas em 30 subparcelas contíguas de 1m² delimitadas por um gabarito de PVC, totalizando 240 subparcelas para a área de estudo (DESENHO 1). Nessas subparcelas, foram amostrados todos os indivíduos vegetais.

Desenho 1 - Desenho amostral ilustrando as transecções de amostragem no entorno do reservatório da PCH de Pandeiros. A sigla APP refere-se à Área de Preservação Permanente



Fonte: Desenho elaborado por Rafaela Guimarães Silva

Na estação chuvosa, na qual foi encontrado o maior nível d'água registrado na lagoa de estudo, condicionado pelo aumento da vazão do rio, delimitou-se as cotas das transecções: aquática, inundável, úmida e terrestre.

Em cada subparcela de 1 m², realizou-se a estimativa do grau de cobertura de

cada espécie de acordo com a escala de Braun-Blanquet (1979), tabela 1, sendo esse estimado independentemente para cada espécie, podendo exceder, por causa de estratificação vertical, a percentagem total de 100% para todas as espécies juntas por parcela.

Tabela 1 - Análise da cobertura vegetal, segundo a escala de Braun-Blanquet (1979)

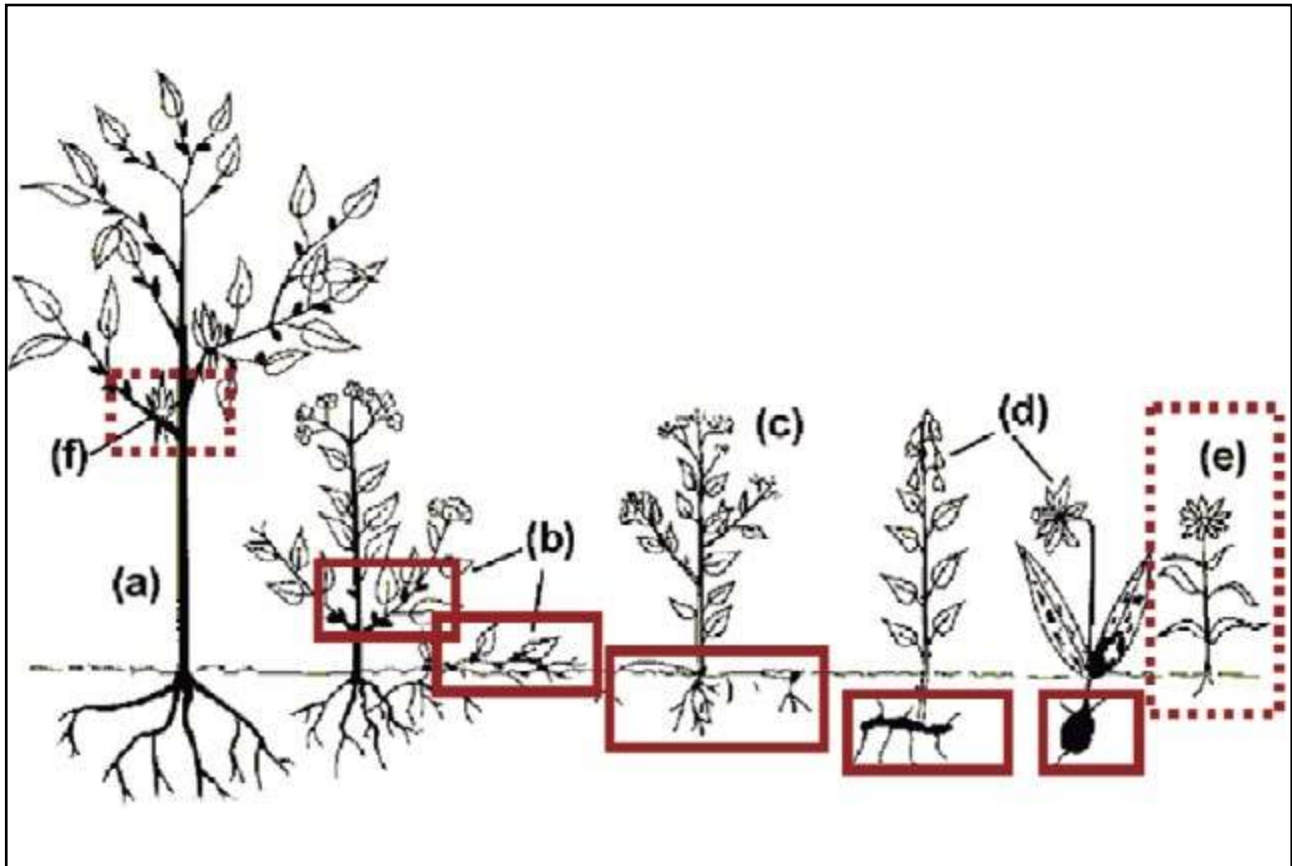
Característica da cobertura	Índice	Cobertura vegetal
Contínua ou quase contínua	1	≥ 75%
Descontínua ou em grande número	2	≥ 50 ou < 75%
Dispersa numerosos indivíduos	3	≥ 25 e 50%
Rala, com pequenos indivíduos	4	> 5 e < 25%
Esporádica e indivíduos de pequeno porte	5	< 5%
Pequena e rara	R ou +	< 1%

Fonte: Rodrigues (2011)

As espécies foram separadas em grupos ecológicos, classificadas de acordo com o sistema de Just e Raunkiaer (1934), que diferencia as plantas pela posição e proteção dos órgãos de crescimento (gemas e brotos),

o que permite inferir sobre estratégias de sobrevivência nos períodos chuvoso e seco: caméfitas, fanerófitas, geófitas, hemicriptófitas e terófitas (FIGURA 1).

Figura 1 - As formas de vida de Just e Raunkiaer (1934), com destaque para a disposição das gemas vegetativas das plantas em períodos de inverno ou atividades metabólicas reduzidas



Nota: a) Fanerófitas;
b) Caméfitas;
c) Hemicriptófitas;
d) Geófitas;
e) Terófitas;
f) Epífitas.

Fonte: Costa (2012).

A identificação do material botânico (APG II 2003) foi realizada no campo, quando possível, ou por especialistas ou consulta a literatura especializada. Exsicatas de todas as espécies amostradas foram incorporadas ao Herbário ESAL da Universidade Federal de Lavras.

Análise dos dados

Os parâmetros fitossociológicos foram calculados com base na composição florística e na cobertura de indivíduos nos períodos de seca e cheia:

-
- a) Frequência absoluta: $FA (\%) = 100 \times p/PT$
b) Frequência relativa: $FR (\%) = \left(\frac{FA}{\sum FA} \right) \times 100$
c) Área de cobertura: $AC_i = \sum (gck \times apk \div 100)$
d) Valor de cobertura (Braun-Blanquet, 1979):

$$VC = 100 \times \frac{AC}{AT},$$

Sendo $AT = \sum apk$.

p: número de parcelas

PT: número total de parcelas (n=60)

gck: grau médio de cobertura (%)

apk: área da parcela k (m²)

AT: área total amostrada (m²)

As dez espécies que apresentaram maior cobertura relativa nos períodos de seca e chuva foram ranqueadas da maior para a menor. Portanto, foram determinadas aquelas com maiores Valores de Cobertura (VC) (REBELLA-TO & CUNHA, 2005), conseqüentemente, dominantes. Além disso, foi analisada a frequência relativa dos grupos ecológicos nas ATTZ e como estas distribuíram nos períodos de chuva e seca.

Resultados

Ao todo foram encontradas 65 espécies de angiospermas distribuídas em 53 gêneros e 27 famílias (TABELA 2). Destas, apenas 10 espécies ficaram identificadas apenas em nível de gênero. As famílias mais representativas foram Fabaceae (9 spp.), Asteraceae e Poaceae (7 spp.) e Cyperaceae (5 spp.), totalizando 43% das espécies. Das 65 espécies amostradas nas sete transecções, 50 ocorreram em ambos os períodos, 15 apenas no período chuvoso e 6 espécies apenas no período de seca.

Tabela 2 - Listagem de famílias e espécies com respectivos valores de frequência relativa (FR e valor de cobertura relativa (CR), encontradas no período chuvoso e de estiagem da lagoa do reservatório da Pequena Central Hidrelétrica de Pandeiros, Januária, MG, Brasil

(Continua...)

Família	Espécie	Forma de vida	FR chuva	FR seca	CR chuva	CR seca
Alismataceae	<i>Echinodorus</i> sp.	N ID	1.467	1.311	1.328	1.761
	<i>Echinodorus tenellus</i> (Mart. ex S Schult. & Schult. F.) Buchenau	T	0.933	1.498	0.569	0.503
Amaranthaceae	<i>Alternanthera sessilis</i> (L.) R.Br.	C	0.400	0.936	0.158	0.335
Amaryllidaceae	<i>Allium schoenoprasum</i>	N ID	0.000	0.562	0.000	0.293
Apiaceae	<i>Coriandrum sativum</i> L.	N ID	0.000	0.375	0.000	0.377
	<i>Eryngium ebracteatum</i> LAM.	H	0.533	0.000	0.284	0.000
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	F	0.667	0.375	0.379	0.126
Arecaceae	<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	T	0.400	0.562	1.897	1.900
Asteraceae	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	T	1.867	3.184	0.790	1.384
	<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC. ex Wight	T	1.867	1.685	1.170	0.797
	<i>Lactuca sativa</i> L.	N ID	0.000	0.375	0.000	0.126
	<i>Praxelis clematidea</i> (Griseb.) R.M. King & H. Rob.	H	0.133	0.375	0.032	0.084
	<i>Tridax procumbens</i> L.	F	0.267	0.562	0.126	0.629
	<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H. Rob.	F	0.667	1.311	1.138	3.941
	<i>Vernonanthura brasiliiana</i> (L.) H. Rob.	F	0.400	0.000	0.443	0.000
Commelinaceae	<i>Commelina</i> cf. <i>diffusa</i> Burm. F.	G	0.533	0.000	0.158	0.000
Cyperaceae	<i>Ascolepis brasiliensis</i> (Kunth) Benth. Ex C.B. Clarke	T	4.267	1.685	4.773	1.132
	<i>Cyperus brevifolius</i> (Rottb.) Endl. Ex Hassk.	G	2.000	2.060	2.560	2.138
	<i>Cyperus lanceolatus</i> Poir.	G	1.200	0.375	0.537	0.126
	<i>Cyperus papyrus</i> L.	H	6.000	3.558	0.000	5.786
	<i>Eleocharis acutangula</i> (Roxb.) Schult.	G	5.200	6.929	6.208	6.004
Dilleniaceae	<i>Curatella americana</i> L.	F	0.400	0.375	0.474	0.587
Equisetaceae	<i>Equisetum giganteum</i> L.	H	5.600	5.993	4.899	3.438
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia hirta</i> L.	H	1.867	2.247	1.075	1.006
	<i>Euphorbia</i> sp.	N ID	0.133	0.000	0.032	0.000
	<i>Manihot esculenta</i> Crantz	C	0.400	0.000	0.759	0.000
Fabaceae	<i>Amaranthus</i> sp.	N ID	1.467	0.375	0.885	0.084
	<i>Bauhinia forficata</i> Link	F	0.533	0.562	0.158	0.126
	<i>Calliandra dysantha</i> Benth.	C	0.400	0.375	1.012	0.545
	<i>Chamaecrista</i> sp.	N ID	1.333	0.375	0.601	0.335
	<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth.	H	0.667	0.562	0.695	1.342
	<i>Mimosa pudica</i> L.	C	0.133	1.311	0.126	0.461
	<i>Mimosa</i> sp2.	N ID	0.800	0.187	0.253	0.042
	<i>Senna obtusifolia</i> (L.) H.S. Irwin & Barneby	C	2.400	0.187	2.371	0.042
<i>Senna</i> sp.	N ID	0.267	0.000	0.126	0.000	
Hydroleaceae	<i>Hydrolea spinosa</i> L.	C	2.267	3.184	1.802	1.635
Juncaceae	<i>Juncaceae</i>	N ID	1.733	0.000	1.580	0.000

Tabela 2 - Listagem de famílias e espécies com respectivos valores de frequência relativa (FR e valor de cobertura relativa (CR), encontradas no período chuvoso e de estiagem da lagoa do reservatório da Pequena Central Hidrelétrica de Pandeiros, Januária, MG, Brasil

(Conclusão)

Família	Espécie	Forma de vida	FR chuva	FR seca	CR chuva	CR seca
Lamiaceae	<i>Rosmarinus officinalis</i> L.	N ID	0.000	0.187	0.000	0.126
Lythraceae	<i>Cuphea carthagenensis</i> (Jacq.) J.F. Macbr.	H	0.267	0.000	0.126	0.000
	<i>Cuphea linarioides</i> Cham. & Schlttdl.	C	2.133	0.936	1.106	0.461
Malpighiaceae	<i>Byrsonima</i> sp.	N ID	0.533	1.873	0.316	2.390
	<i>Malpighiaceae</i>	N ID	0.267	0.000	0.759	0.000
Malvaceae	<i>Melochia regnelli</i> (K.Schum.) Gonçalves	C	4.133	11.049	3.477	5.492
	<i>Sida galheirensis</i> Ulbr.	C	0.133	0.000	0.032	0.000
Melastomataceae	<i>Rynchantera grandiflora</i> (Aubl.) DC.	C	0.267	0.187	0.158	0.084
Menyanthaceae	<i>Nymphoides indica</i> (L.) Kuntze	N ID	0.667	1.124	0.474	0.545
Não identificada	Não identificada	N ID	0.933	0.562	0.664	0.461
Onagraceae	<i>Ludwigia laruotteana</i> (Cambess.) H.Hara	N ID	0.800	0.375	1.106	0.252
	<i>Ludwigia longifolia</i> (DC.) H.Hara	H	2.800	2.247	1.833	1.258
	<i>Ludwigia sericea</i> (Cambess.) H.Hara	H	0.267	0.187	0.284	0.042
Phyllanthaceae	<i>Aeschynomena</i> sp.	N ID	1.200	1.124	0.443	0.252
Poaceae	<i>Andropogon bicornis</i> L.	H	7.867	12.734	20.673	37.817
	<i>Dactyloctenium aegyptium</i> (L.) Wild.	H	0.133	0.000	0.032	0.000
	<i>Echinochloa</i> sp.	N ID	1.600	2.434	1.492	1.803
	<i>Eragrostis ciliaris</i> (L.) R.Br.	T	0.400	0.000	0.284	0.000
	<i>Eriochrysis cayennensis</i> P. Beauv.	H	1.867	0.375	1.833	0.210
	<i>Saccharum villosum</i> Steud.	H	2.267	0.375	0.000	0.293
Pontederiaceae	<i>Steinchisma laxum</i> (SW.) Zuloaga	H	2.533	2.247	1.138	0.797
	<i>Eichhornia azurea</i> (Sw.) Kunth	H	1.333	0.000	1.580	0.000
Rubiaceae	<i>Pontederia lanceolata</i> Nutt.	G	4.000	4.120	4.394	3.396
	<i>Diodella apiculata</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Delprete	T	0.133	0.000	0.063	0.000
	<i>Diodella radula</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Delprete	H	7.333	9.551	4.331	4.109
Solanaceae	<i>Diodia</i> sp.	N ID	6.533	4.494	5.500	2.306
Solanaceae	<i>Solanum acerosum</i> Sendtn.	H	0.267	0.000	0.095	0.000
Xyridaceae	<i>Xyris savannensis</i> Miq.	H	0.133	0.375	0.032	0.210

Nota: H = hemicriptófitas;

G = geófitas;

T = terófitas;

P = fanerófitas;

C = caméfitas;

N ID = não identificadas

As espécies foram ordenadas por ordem alfabética das famílias

Analisando a cobertura relativa (CR) das 10 espécies dominantes e sua contribuição para os períodos chuvoso e de estiagem, observou-se que quando somadas, totalizam em 59.18% e 69.99%, respectivamente. Dentre elas, cinco prevaleceram como mais abundantes em ambos os períodos: *Andropogon bicornis*, *Eleocharis acutangula*, *Pontederia lanceolata*, *Diodella radulla*, *Melochia regnelli*. A espécie *Andropogon bicornis* lidera o ranking e apresentou cobertura relativa maior no período seco (37.82 %) (TABELA 2)

Das espécies levantadas, 3,61% e 4,40% da cobertura relativa do período chuvoso e de estiagem, respectivamente, correspondem às espécies não nativas presentes na lagoa do reservatório. Tais espécies foram encontradas nas transecções 1, 2, 3, 5 e 8.

A forma de vida mais abundante foi o grupo das hemicriptófitas e apresentaram maior variação quanto à frequência relativa nas estações chuvosa e seca. Os outros grupos mais abundantes em ambas as estações foram, em ordem decrescente, caméfitas, geófitas, terófitas e fanerófitas.

Discussão

A grande representatividade de espécies das famílias Asteraceae, Poaceae e Cyperaceae em áreas abertas e campestres é esperada, uma vez que grande parte delas são herbáceas, e necessitam de luz em abundância (TANNUS; ASSIS, 2004).

A quantidade de gêneros e famílias mostra que a diversidade de comunidades da lagoa de Pandeiros é resultante de diferentes usos alternativos do solo em seu entorno, que vão desde

várzea, a pastagem e cultivo de hortaliças. Na região leste da Lagoa de Pandeiros, foram encontradas casas de pequenos produtores rurais que em sua pequena gleba de terra cultivam hortaliças e/ou criam gado. As regiões norte, sul e oeste são antropizadas pela presença da pastagem e de gado. As transecções 1, 2 e 3 localizadas na região oeste apresentaram composição de espécies semelhantes.

Dentre as espécies que mais contribuíram para a cobertura relativa das ATTZs, de modo geral, nos períodos chuvoso e seco estão *Andropogon bicornis* e *Eleocharis acutangula*, de rápido crescimento, de ampla distribuição e tolerantes a solos ácidos e ambientes estressantes. Essas espécies são reconhecidas como fortes competidoras, principalmente ao colonizarem locais úmidos (KISSMANN; GROTH, 1997; LORENZI, 2000).

A forma de vida mais abundante foi o grupo das hemicriptófitas e apresentaram maior variação quanto a frequência relativa nas estações chuvosa e seca, cuja contribuição foi dada pelas espécies *Andropogon bicornis* (de 20,67% para 37,82%) e *Cyperus acicularis* (0% para 5,79%) aumentaram sua cobertura no período de seca.

Apesar da redução de cobertura relativa de algumas espécies, as hemicriptófitas são representadas por um grande grupo de plantas com características heterogêneas e diferentes estratégias de sobrevivência (gemas vegetativas protegidas por escamas, folhas ou bainhas foliares vivas ou mortas em estações adversas), tendo exemplares dessa forma de vida distribuídas em diferentes condições de inundação (MEIRA NETO; MARTINS; VALENTE, 2007).

As terófitas apresentaram aumento de sua frequência, no período de estiagem, pelo

acrécimo da cobertura relativa de *Ageratum conyzoides*. No mesmo período houve decréscimo de *Ascolepis brasiliensis*, *Diodella apiculata* e *Eragrostis ciliaris* que tiveram sua cobertura reduzida por capina em duas transecções monitoradas, não podendo inferir sobre a influência do período seco em aspectos ecofisiológicos dessas plantas.

Já as geófitas, mesmo que elas ainda sejam consideradas resistentes a alterações ambientais (REBELLATO; CUNHA, 2005), devido a proteção das gemas e o acúmulo de nutrientes e água nos tecidos vegetais (LARCHER, 2006), apresentaram redução de sua frequência do período chuvoso para o seco, devido ao decréscimo da cobertura relativa das ciperáceas e *Pontederia lanceolata*.

As caméfitas apresentaram aumento de sua frequência durante a estiagem devido principalmente o aumento da cobertura de *Melochia regnelli* (de 3,48% para 5,49%), comuns em margens de lagos, brejos ou em campos úmidos da região do Cerrado (GON; ESTEVES, 2017).

As fanerófitas aumentaram no período de estiagem e, conseqüentemente, em cobertura, sendo a maior contribuição da espécie *Vernonanthura phosphorica* (de 1,14% para 3,94%) que é considerada pioneira e com alto potencial multiplicador de sua população em áreas de pastagens. No entanto, no mesmo período, houve o decréscimo de cobertura relativa de um arbusto de *Vernonanthura brasiliana*, que se deveu ao manejo das pastagens próximo às transecções 5 e 6.

A frequência das formas de vida teve pequena variação entre os períodos de chuva e seca. O efeito da perenização e o pulso

de inundação de pequena intensidade mostram que a variação da frequência das formas de vida do período chuvoso para o seco é compensada pelo incremento/decréscimo da cobertura relativa das espécies vegetais (BEJARANO; JANSSON; NILSSON, 2018). Tal dinâmica possivelmente deve-se à substituição de espécies e/ou a eventos contínuos de recrutamento/mortalidade de indivíduos vegetais que acompanham as estações de chuva e seca (GARÓFANO-GÓMEZ *et al.*, 2011; REBELLATO & CUNHA, 2005). A redução/estabilização da variação do fluxo fluvial causam mudanças como a redução da diversidade de habitats, pela ausência da redistribuição de sedimentos. A redução da entrada de nutrientes nas planícies de inundação pode alterar a taxa de recrutamento, dispersão de sementes, dessecação de mudas, reduzir a produtividade e o índice de decomposição (ANGUS WEBB *et al.*, 2013; POFF *et al.*, 1997; POFF; ZIMMERMAN, 2010; RENÖ-FÄLT; JANSSON; NILSSON, 2010). Além disso, a susceptibilidade a invasão por espécies não nativas é aumentada decorrente da alteração das assembleias. Como exemplo, pode-se citar o crescimento excessivo de macrófitas aquáticas em canais de comunicação entre rio-planície de inundação, (BUNN; ARTHINGTON, 2002), que é um evento que já vem ocorrendo no local de estudo.

Na parte terrestre, espécies não nativas e nativas daninhas (LORENZI, 2000) configuram um ambiente perturbado e mais suscetível que outros à invasão (CONABIO, 2009), cenário esse que pode ser agravado pela pequena variação da lâmina d'água em longo prazo, levando a diversas conseqüências negativas

como homogeneização de habitats (GARÓFANO-GÓMEZ *et al.*, 2011). A susceptibilidade de locais à invasão por espécies não nativas depende das escalas de tempo e espaço no processo, dos atributos das espécies potencialmente invasoras, e da relação entre atributos ecofisiológicos das plantas e as atividades humanas presentes (WITTENBERG; COCK, 2001). Certas atividades antrópicas (comercialização, contaminação de insumos agrícolas por essas plantas, etc.) podem facilitar a dispersão de espécies exóticas, que está intimamente veiculada ao movimento humano (ZENNI, 2014, 2015). Portanto, a continuidade desse estudo em longo prazo é importante para o monitoramento dos efeitos da possível desperenização da lagoa sobre as assembleias das ATTZs e, inclusive, das espécies exóticas e nativas daninhas encontradas no entorno da lagoa do reservatório a fim de controlar suas populações, se necessário.

Considerações finais

O estudo revelou que a lagoa marginal à montante da PCH de Pandeiros é um ecossistema perturbado pela ação humana, seja pela PCH desativada que muda a variação hidrométrica da lagoa estabilizando-a, seja pelas atividades humanas encontradas ao redor da lagoa como pecuária e agricultura de subsistência. É notória a alteração das comunidades das ATTZs dada à significativa cobertura relativa de espécies nativas daninhas e exóticas nos períodos de seca e chuva. Esse estudo deve ser conduzido em longo prazo, tendo em vista que a remoção prevista da barragem da PCH de Pandeiros

poderá afetar grandemente a lagoa que foi objeto desse estudo, afetando fortemente a comunidade vegetal ali presente. O monitoramento da lagoa sob essas novas circunstâncias, tendo como o presente estudo um ponto de referência, será uma oportunidade única de avaliar como ATTZ se organiza e, possivelmente, se diferencia da presente situação, quando submetida a condições naturais de seca e inundação.

Caso a barragem seja removida são esperadas algumas mudanças:

1. A lâmina d'água será reduzida e, possivelmente, retomará ao nível que era no passado, anterior a construção da PCH de Pandeiros;
2. Modificação drástica da ATTZ, com elevada mortalidade das espécies mais dependentes de água, em especial, as aquáticas, visto que as margens da lagoa devem mudar espacialmente, migrando em direção ao seu centro;
3. Gradual reestruturação da vegetação na nova ATTZ formada agora na lagoa sem a influência do reservatório;
4. Gradiente de distúrbio das ATTZs reestabelecido de acordo com o regime hidrológico natural, fortemente dependente dos ciclos de inundação e seca;
5. Aumento da diversidade de espécies vegetais na ATTZ devido ao efeito.

Referências

- APG -THE ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 141, n. 141, p. 399-436, 2003.
- BARON, J. S. *et al.* Ecosistemas de agua dulce sustentables (Sustaining healthy freshwater ecosystems). **Tópicos en Ecología**, n.10 2003.
- BEDNAREK, A. T. Undamming rivers: A review of the ecological impacts of dam removal. **Environmental Management**, v. 27, n. 6, p. 803–814, 2001.
- BEJARANO, M. D.; JANSSON, R.; NILSSON, C. The effects of hydropeaking on riverine plants: a review. **Biological Reviews**, v. 93, n. 1, p. 658–673, 2018.
- BUDKE, J. C.; JARENKOW, J. A.; DE OLIVEIRA-FILHO, A. T. Intermediary disturbance increases tree diversity in riverine forest of southern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, p. 2371-2387.2010.
- BUNN, S. E.; ARTHINGTON, A. H. **Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity** *Environmental Management*, 2002.
- CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia fluvial**. São Paulo: E. Blucher, 1981. v. 1 il.
- COMISSÃO NACIONAL DE BIODIVERSIDADE. CO-NABIO. **Resolução nº 05, de 21 de outubro de 2009**. Dispõe sobre a Estratégia Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente e Secretaria de Biodiversidade e Florestas (MMA/SBF), 2009. 23 p.
- COSTA, J. L. P. DE O. **Caracterização geral dos sistemas de classificação da vegetação no Brasil** Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Geografia). Universidade Federal do Piauí, Terezina. 2012.
- CUNHA, D. D. E. A.; FERREIRA, L. V. Impacts of the Belo Monte hydroelectric dam construction on pioneer vegetation formations along the Xingu River, Pará State, Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 35, n. 2, p. 159–167, 2012.
- DRUMMOND, G. M. A. B. M. MACHADO, C. S. MARTINS, M. P. MENDONÇA **Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação**. 2.ed. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. 2005.
- DWIRE, K. A.; KAUFFMAN, J. B.; BAHAM, J. E. Plant species distribution in relation to water-table depth and soil redox potential in montane riparian meadows. **Wetlands**, v. 26, p. 131-146. 2006.
- EAST, A. E., *et al.* Reprint of: Large-scale dam removal on the Elwha River, Washington, USA: River channel and floodplain geomorphic change. **Geomorphology**, v. 246, p. 687–708, 2015.
- GARÓFANO-GÓMEZ, V. *et al.* Assessing hydromorphological and floristic patterns along a regulated Mediterranean river: The Serpis River (Spain). **Limnetica**, v. 30, n. 2, p. 307–328, 2011.
- GONÇALVES, V. M.; ESTEVES, G. L. Estudo taxonômico de *Melochia* L. (Byttnerioideae, Malvaceae) na região sudeste do Brasil. **Hoehnea**, v. 44, n. 3, p. 431–448, 2017.
- HAYES, D. S. *et al.* Advancing towards functional environmental flows for temperate floodplain rivers. **Science of the Total Environment**, v. 633, p. 1089–1104, 2018.
- JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences**, v.106, p. 110-127, 1989.
- JUNK, W. J.; WANTZEN, K. M. Flood pulsing and the development and maintenance of biodiversity in floodplains. In: BATZER, D. **Ecology of Freshwater and Estuarine Wetlands**. Berkeley: University of California Press. p. 407-435.
- JUST, T.; RAUNKIAER, C. The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography. **American Midland Naturalist**, 1934.
- KISSMANN, K. G.; GROTH, D. **Plantas infestantes e nocivas: plantas inferiores; monocotiledoneas**. 2.ed. São Paulo: BASF, 1997. 624p.
- LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: RIMA Artes e Textos, 2006. 532p.
- LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**. 3.ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2000. 608p.
- MARREN, P. M. *et al.* The potential for dams to impact lowland meandering river floodplain geomorphology. **The Scientific World Journal**, v. 2014, 2014.
- MEIRA NETO, J. A. A.; MARTINS, F. R.; VALENTE, G. E. Composição florística e espectro biológico na

- Estação Ecológica de Santa Bárbara, estado de São Paulo, Brasil. **Revista Árvore**, v.31, n. p.907-922 2007.
- MENINO, G. C. O; NUNES, Y. R. F; SANTOS, R. M, FERNANDES, G. W.; FERNANDES, L. A. Environmental heterogeneity and natural regeneration in riparian vegetation of the Brazilian semi-arid region. *Edinburgh Journal of Botany*, v. 69 ,n.1 , p. 29-51. 2012.
- NADAI, R.; HENRY, R. Temporary fragmentation of a marginal lake and its effects on zooplankton community structure and organization. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 3, p. 819–35, 2009.
- NUNES, Y. R. F. *et al.* Pandeiros: o Pantanal Mineiro. Belo Horizonte, IEF **MG.Biota**, v. 2 n. 2, p. 4-17, 2009.
- OPPERMAN, J. J. *et al.* Ecologically functional floodplains: connectivity, flow regime, and scale. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 46, n. 2, p. 211-226. 2010.
- POFF, N. L. *et al.* The Natural Flow Regime. **BioScience**, v. 47, p. 769-784.1997.
- POFF, N. L.; ZIMMERMAN, J. K. H. Ecological responses to altered flow regimes: A literature review to inform the science and management of environmental flows. **Freshwater Biology**, v.55, p.194–205. 2010.
- REBELLATO, L.; CUNHA, C. N. DA. Efeito do “fluxo sazonal mínimo da inundação” sobre a composição e estrutura de um campo inundável no Pantanal de Poconé, MT, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 4, p. 789–799, 2005.
- RENÖFÄLT, B. M.; JANSSON, R.; NILSSON, C. Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 49–67. 2010.
- RODRIGUES, L. C. *et al.* Seasonal fluctuation of some limnological variables on a floodplain lake (Patos lagoon) of the Upper Paraná River, Mato Grosso do Sul State, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 45, n. 4, p. 499–513, 2002.
- RODRIGUES, M. E. F. **Levantamento florístico e distribuição de macrófitas aquáticas na Represa Guarapiranga, São Paulo, Brasil**. 217 f. Dissertação (Mestrado em Biociências): Universidade de São Paulo, São Paulo, SP. 2011.
- ROSSEL, V.; DE LA FUENTE, A. Assessing the link between environmental flow, hydropeaking operation and water quality of reservoirs. **Ecological Engineering**, v. 85, p. 26–38, 2015.
- SANTOS, H. DE A. E; POMPEU, P. DOS S.; KENJI, D. O. L. Changes in the flood regime of São Francisco River (Brazil) from 1940 to 2006. **Regional Environmental Change**, v. 12, n. 1, p. 123–132, 2012.
- TANNUS, J. L. S.; ASSIS, M. A. Composição de espécies vasculares de campo sujo e campo úmido em área de cerrado, Itirapina - SP, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n.3, p. 489-506, jul.-set. 2004.
- THOMAZ, S. *et al.* Temporal and spatial patterns of aquatic macrophyte diversity in the Upper Paraná River floodplain. **Braz. J. Biol**, v. 69, n. 2. 2009.
- TOCKNER, K. BUNN, S. *et al.* Flood plains: critically threatened ecosystems. In: POLLUNIN, N. (Eds.) **Aquatic Ecosystems: trends and Global Prospects**. Cambridge: Cambridge University Press. 2008, p. 45–61.
- TRACY-SMITH, E.; GALAT, D. L.; JACOBSON, R. B. Effects of flow dynamics on the aquatic-terrestrial transition zone (Attz) of lower missouri river sandbars with implications for selected biota. **River Research and Applications**, v. 28, n. 7.2012.
- WEBB, J. A., MILLER, K. A., KING, E. L., DE LITTLE, S. C., STEWARDSON, M. J., ZIMMERMAN, J. K. H.,POFF, L.. Squeezing the most out of existing literature: A systematic re-analysis of published evidence on ecological responses to altered flows. **Freshwater Biology**, v.58,n.12, 2013.
- WITTENBERG, R.; COCK, M. J. W. (Ed.) **Invasive alien Species: a toolkit of best prevention and management practices**. Wallingford, Oxon, UK: CAB International, 2001.
- ZENNI, R. D. Analysis of introduction history of invasive plants in Brazil reveals patterns of association between biogeographical origin and reason for introduction. **Austral Ecology**, v. 39, n. 4, p. 401–407, 2014.
- ZENNI, R. D. The naturalized flora of Brazil: A step towards identifying future invasive non-native species. **Rodriguesia**, v. 66, n. 4, p. 1137–1144, 2015.

Mamíferos não voadores na Área de Proteção Ambiental Pandeiros, Norte de Minas Gerais

Adrielle Aparecida Pereira¹, Éder Costa Carvalho², Marcelo Passamani³

Resumo

Os mamíferos desempenham diversas funções no ecossistema, porém várias ameaças têm afetado este grupo, tornando clara a necessidade de aprimorar os conhecimentos sobre os habitat e status de conservação das espécies. Sendo assim, neste estudo apresentou-se uma lista de mamíferos não voadores da Área de Proteção Ambiental Pandeiros e Refúgio Estadual da Vida Silvestre Pandeiros, localizados em Januária, norte de Minas Gerais, Brasil. Ao todo, foram registradas 33 espécies de mamíferos, dentre as quais algumas ameaçadas de extinção, como *Chrysocyon brachyurus*, *Lycalopex vetulus*, *Leopardus tigrinus*, *Leopardus braccatus*, *Herpailurus yagouaroundi*, *Puma concolor*, *Kerodon rupestris* e *Thylamys velutinus*. Esse estudo contribuiu para o aumento do conhecimento da riqueza de mamíferos não voadores, revelando novas espécies, inclusive ameaçadas nos três níveis, estadual, nacional e global. Portanto, corretas estratégias que visem à proteção dessas Unidades de Conservação, são necessárias para a preservação desse grupo de fauna.

Palavras-chave: Médios e grandes mamíferos; pequenos mamíferos; espécies ameaçadas; Cerrado.

Abstract

Mammals play many functions in the ecosystem, but several threats affect this group, making clear the need to improve knowledge about habitat and conservation status of species. Therefore, in this study we present a list of non-flying mammals from the Área de Proteção Ambiental Pandeiros and Refúgio Estadual da Vida Silvestre Pandeiros, located in Januária, northern Minas Gerais, Brazil. In all, 33 species of mammals were recorded, including some endangered species, such as *Chrysocyon brachyurus*, *Lycalopex vetulus*, *Leopardus tigrinus*, *Leopardus braccatus*, *Herpailurus yagouaroundi*, *Puma concolor*, *Kerodon rupestris* and *Thylamys velutinus*. This study contributed to the increase of knowledge of non-flying mammal richness, including new species and some threatened at state, national and global levels. Therefore, correct strategies aimed at the protection of these Conservation Units are necessary for the preservation of this fauna group.

Keywords: Medium and large mammals; small mammals; endangered species; cerrado

¹Bióloga, Mestre em Ecologia Aplicada – Laboratório de Ecologia e Conservação de Mamíferos, Universidade Federal de Lavras, Campus Universitário, Caixa Postal 3037, CEP 37200-000 - Lavras/MG.

²Biólogo, Mestre em Ecologia Aplicada – Laboratório de Ecologia e Conservação de Mamíferos, Universidade Federal de Lavras, Campus Universitário, Caixa Postal 3037, CEP 37200-000 - Lavras/MG.

³Professor - Laboratório de Ecologia e Conservação de Mamíferos, Universidade Federal de Lavras, Campus Universitário, Caixa Postal 3037, CEP 37200-000 - Lavras/MG.

Introdução

Os mamíferos desempenham várias funções no ecossistema, como dispersão e predação de sementes (TABARELLI & PERES, 2002; TERBORGH *et al.*, 2008), controle de presas (TERBORGH *et al.*, 2001), e manutenção das assembleias de outros grupos de fauna (NICHOLS *et al.*, 2009). Quintela e colaboradores (2020) apontaram 751 espécies de mamíferos para o Brasil, sendo considerado por alguns autores como o país de maior riqueza de espécies deste grupo em todo o mundo (MITTERMEIER *et al.* 1997, COSTA *et al.* 2005, PÁGLIA, 2012). Para o bioma Cerrado, foram catalogadas 251 espécies, distribuídas em 30 famílias e nove ordens (PAGLIA *et al.*, 2012; ROCHA & DALPONTE, 2006), sendo classificado como o terceiro bioma brasileiro mais rico em diversidade de mamíferos (PAGLIA *et al.*, 2012). No entanto, com a inclusão de 50 espécies de mamíferos na lista atual (QUINTELA *et al.*, 2020), é possível que mais espécies ocorram nesse bioma.

O Cerrado possui 41 espécies de mamíferos enquadradas em algum grau de ameaça, sendo 12 endêmicas. Ficando atrás apenas da Mata Atlântica, esse bioma é considerado o segundo com maior número de táxons ameaçados, cuja perda e fragmentação de hábitat em decorrência das atividades agropecuárias são os principais vetores responsáveis pela inclusão de várias espécies de mamíferos no livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção (ICMbio/MMA, 2018). Devido ao grau de ameaça e às funções ecológicas que estes

animais desempenham no ecossistema, fica claro a necessidade de acrescentar informações sobre a mastofauna em inventários e diagnósticos ambientais (PARDINI *et al.*, 2003). Os inventários são ferramentas que possibilitam identificar quais espécies estão presentes numa localidade. Os dados primários podem revelar as particularidades de cada grupo, auxiliando nas tomadas de decisões adequadas sobre a gestão das áreas naturais (SILVEIRA *et al.*, 2010).

Em se tratando da Área de Proteção Ambiental do Rio Pandeiros, destacam-se os trabalhos de Nascimento-Costa *et al.* (2016) e Ferreira & Oliveira (2014), o qual este último publicaram um guia das espécies de mamíferos que ocorrem no Mosaico Sertão Veredas-Peruaçu, onde a Área de Proteção Ambiental Pandeiros e o Refúgio de Vida Silvestre Pandeiros fazem parte. Nesse contexto, visando contribuir ainda mais para o conhecimento da biodiversidade local, este estudo objetivou apresentar uma lista de espécies de mamíferos não voadores da Área de Preservação Ambiental (APA Pandeiros) e do Refúgio Estadual da Vida Silvestre (REVS Pandeiros), localizadas no norte de Minas Gerais.

Materiais e Métodos

Área de estudo

Este estudo foi realizado na Área de Proteção Ambiental do Rio Pandeiros (APA) e no Refúgio Estadual da Vida Silvestre do Rio Pandeiros (REVS), áreas localizadas na região norte do Estado de Minas Gerais (15°30'33''S; 44°45'12''W), que abrangem os

municípios de Januária, Cônego Marinho e Bonito de Minas (NEVES *et al.*, 2013). AAPA Pandeiros compreende 396.060 ha, sendo considerada a maior Unidade de Conservação de uso sustentável do Estado de Minas Gerais (AZEVEDO *et al.*, 2014). Foi criada com o intuito de proteger a bacia do rio São Francisco, da qual o Rio Pandeiros faz parte, e as áreas de grande importância para reprodução e desenvolvimento da ictiofauna. Nos limites da APA Pandeiros, está inserida o REVS, uma Unidade de Conservação de proteção integral de aproximadamente 6 mil ha (BETHÔNICO, 2009), designada a proteger e assegurar condições para a existência da flora e da fauna residente e migratória (IEF, 2016).

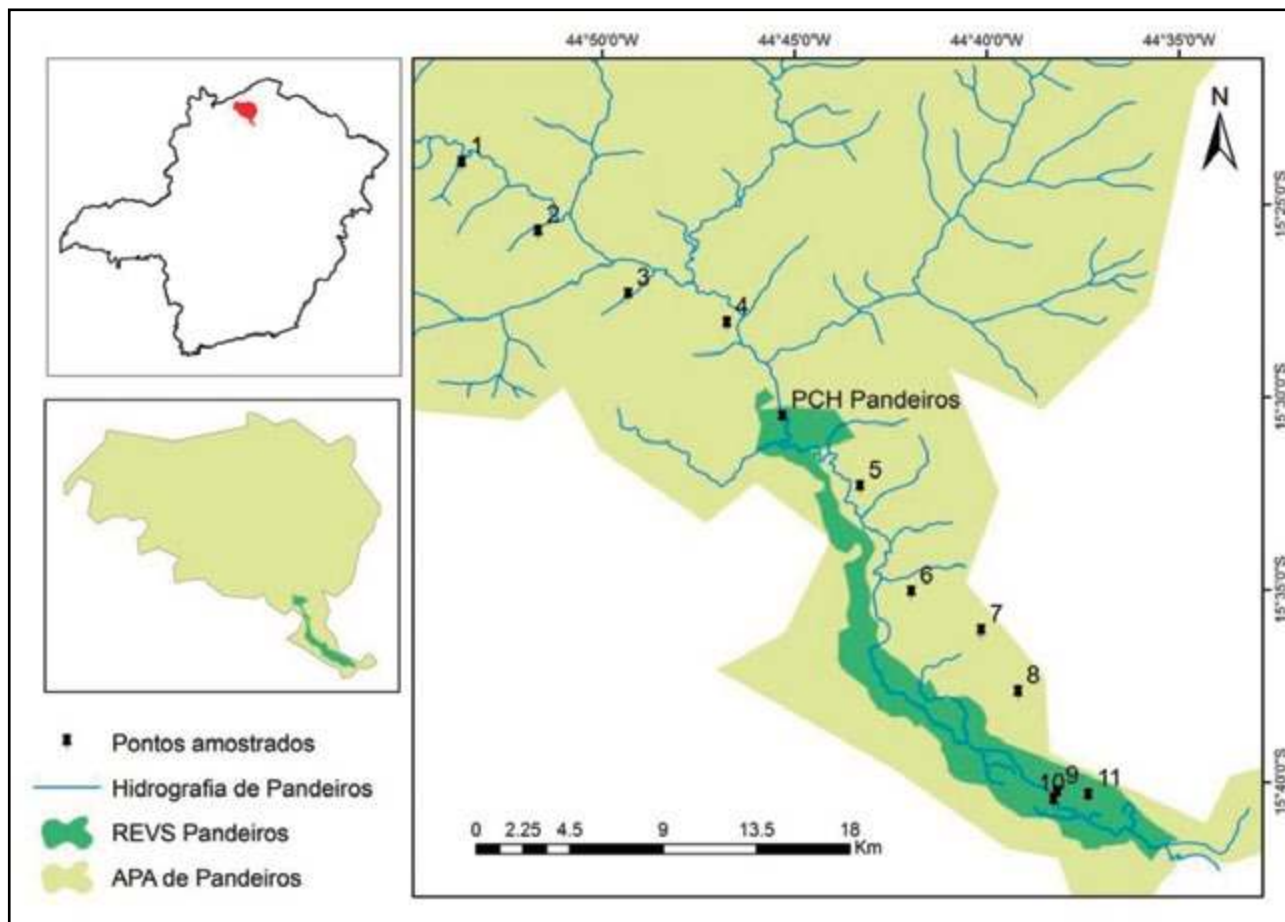
A altitude da região varia de 459 e 488 m. Segundo a classificação de Köppen, o clima é caracterizado como tropical úmido (Aw), com as estações secas e chuvosas bem definidas (ANTUNES, 1994), temperatura média anual entre 21°C a 24°C e precipitação média anual entre 900 a 1.200 mm (INMET, 2016). Por estar localizada em uma área de ecótono dos biomas Cerrado e Caatinga, a vegetação que circunda o rio Pandeiros exibe uma elevada diversidade, apresentando uma junção de mata ciliar, mata seca, cerrado (savana) e veredas, tornando a área um dos atrativos para a pesquisa científica (DRUMMOND *et al.*, 2005).

Amostragem

Para a amostragem dos mamíferos de médio e grande porte foram instaladas 8 armadilhas fotográficas da marca Bushnell® HD

em árvores com diâmetro superior a 15 cm e a cerca de 50 cm do solo, (SRBEK-ARAUJO & CHIARELLO, 2007), nos meses março de 2015 a novembro de 2016. Estas armadilhas foram dispostas em oito pontos (uma em cada ponto), sendo quatro à montante da barragem da Pequena Central Hidrelétrica (PCH - APA Pandeiros) e quatro à jusante (REVS Pandeiros). Os pontos foram distribuídos a partir de 5 km em linha reta da barragem da PCH Pandeiros, permanecendo separados entre si por essa distância nas duas áreas do estudo. Esses foram selecionados ao longo do rio Pandeiros com o intuito de abranger o maior número de fitofisionomias nas regiões acima e abaixo da PCH de Pandeiros. Além disso, foram instaladas mais 3 armadilhas fotográficas na área denominada “Pantanal Mineiro”, localizada na foz do rio Pandeiros, dispostas 6 km das demais (MAPA 1). Estas armadilhas adicionais foram instaladas com o propósito de registrar espécies que usavam esse ambiente pantanoso.

Mapa 1 - Pontos onde foram instaladas as armadilhas fotográficas para avaliação da mastofauna da Área de Proteção Ambiental Pandeiros (APA) e no Refúgio Estadual da Vida Silvestre Pandeiros (REVS)



As armadilhas fotográficas foram ajustadas para intervalo mínimo de 10 segundos entre fotografias e mantidas em funcionamento 24 horas/dia. Os equipamentos foram vistoriados em intervalos de dois meses para a coleta de dados, troca de baterias e limpeza, quando necessário. Para esse estudo, não foram utilizadas iscas ou outros atrativos, pois essas podem influenciar na amostragem, tornando-a seletiva, devido ao aumento no grau de detecção de algumas espécies (CUTLER & SWANN, 1999; SRBEK-ARAÚJO & CHIARELLO, 2007). Durante o deslocamento nas áreas, foram registrados vestígios, como rastros e fezes que indicassem a presença de espécies não amostradas pelas armadilhas

fotográficas. Todas as espécies possíveis de identificação com os métodos utilizados (armadilhas fotográficas, rastros e fezes) foram incluídas na lista de espécies.

Para a amostragem dos mamíferos de pequeno porte, foram realizadas quatro campanhas, duas na estação seca (julho e outubro de 2015) e duas na estação chuvosa (março e janeiro de 2016) em oito pontos, sendo quatro a montante da barragem da PCH Pandeiros (P1, P2, P3 e P4) e quatro pontos a jusante (P5, P6, P7 e P8). Para que não houvesse efeito de dependência espacial entre as áreas, a distância entre eles foi de cinco quilômetros.

Em cada ponto de amostragem, foram realizados três transectos lineares, distantes

300m entre si, sendo instaladas 15 armadilhas em cada, totalizando 45 por área, culminando em um esforço amostral total de 7200 armadilhas/noite. As armadilhas usadas foram do tipo Sherman (25x12x12cm) e Tomahawk (gaiola) (30x17x16cm), as quais foram dispostas no chão com distância de 30m entre uma e outra e, em pontos alternados foi instalada uma armadilha do tipo Sherman no estrato médio da vegetação. Em cada campanha de amostragem, essas permaneceram abertas durante 5 noites em cada área e foram iscadas com uma mistura de banana, óleo de fígado de bacalhau (Emulsão de Scott), pasta de amendoim e fubá, sendo trocada sempre que necessário.

Após a coleta de dados biométricos e identificação dos animais, esses foram marcados com brincos numerados e soltos no mesmo lugar em que foram capturados. Espécimes testemunhos foram coletados e tombados, sendo depositados na coleção de zoologia da Universidade Federal de Lavras. A eutanásia dos indivíduos foi realizada de acordo com as indicações da American Veterinary Medical Association's (AVMA, 2007) e do Conselho Federal de Medicina Veterinária (CFMV, 2015), quando foi administrada uma injeção intramuscular de Xilasina (100mg / Kg) seguida de uma posterior injeção intracardíaca de cloreto de potássio (KCL) (WEST, 2007).

Análise de dados

A suficiência amostral foi avaliada por meio da construção de curvas de rarefação para o total da área amostrada, utilizando o estimador não paramétrico Jackknife 1 (COLWELL,

2013). As curvas foram construídas a partir de 1000 aleatorizações por meio do *software* EstimateS 9.1. Dados obtidos por meio dos rastros e fezes não foram utilizados para o cálculo da riqueza estimada. Para definir o *status* de ameaça global, nacional e local de cada espécie foram consultadas a última lista vermelha da IUCN Red List (<http://www.iucnredlist.org>), a lista brasileira (ICMBio, 2018) e a lista do estado de Minas Gerais (COPAM, 2010). Neste estudo, para garantir independência entre os registros fotográficos da mesma espécie, foram utilizados como registros independentes, fotografias em um período de uma hora (SRBEK-ARAUJO *et al.*, 2013).

Resultados

Foram registradas 33 espécies de mamíferos na área de estudo distribuídas em 7 ordens e 15 famílias, Tabela 1, sendo 23 espécies de mamíferos de médio e grande porte e 10 de pequenos mamíferos. Destas, 19 espécies foram registradas somente por armadilhas fotográficas, 9 por meio de captura viva, 3 por meio de pegadas, 1 por meio das fezes e 1 (*Didelphis albiventris*) tanto por armadilha fotográfica quanto por captura viva (TABELA 1; FOTOGRAFIAS 1A a N).

Tabela 1 - Espécies de mamíferos não voadores na APA Pandeiros, bem como tipo de registro e os pontos onde foram registrados

(Continua...)

Taxon			Nome comum	Tipo de registro	Pontos
Ordem	Família	Espécie			
Artiodactyla	Cervidae	<i>Mazama gouazoubira</i>	Veado-catingueiro	CT	Todos, exceto P9
	Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i>	Cateto	CT	P3
Carnivora	Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	Cachorro-do-mato	CT	Todos, exceto P7
		<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Lobo-guará	PE	Próximo ao P2
		<i>Lycalopex vetulus</i>	Raposa-do-campo	CT	P2 e P8
	Felidae	<i>Leopardus pardalis</i>	Jaguaririca	CT	P2, P4, P6, P7, P9, P10 e P11
		<i>Leopardus tigrinus</i>	Gato-do-mato-pequeno	CT	P1, P2, P3, P6, P7, P8 e P10
		<i>Leopardus braccatus</i>	Gato-palheiro	CT	P4 e P10
		<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	Gato-mourisco	CT	P1, P2, P4, P5, P6, P9 e P10
		<i>Puma concolor</i>	Onça-parda	CT	P6, P7, P9, P10 e P11
	Mephitidae	<i>C. amazonicus</i>	Jaritataca	CT	P2
	Procyonidae	<i>Procyon cancrivorus</i>	Mão-pelada	CT	P5, P9 e P10
		<i>Nasua nasua</i>	Coati	PE	Próximo ao P3
	Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	Irara	PE	Próximo ao P5
		<i>Galictis cuja</i>	Furão	CT	P2
Cingulata	Dasypodidae	<i>Cabassous unicinctus</i>	Tatu-do-rabo-mole	CT	P6
		<i>Dasypus novemcinctus</i>	Tatu-galinha	CT	P9
		<i>Euphractus sexcinctus</i>	Tatu-peba	CT	P2, P3, P6 e P7

Tabela 1 - Espécies de mamíferos não voadores na APA Pandeiros, bem como tipo de registro e os pontos onde foram registrados

					Conclusão...
Taxon			Nome comum	Tipo de registro	Pontos
Ordem	Família	Espécie			
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis albiventris</i>	Gambá-de-orelha-branca	CT, CV	P4, P6, P10 e P11
		<i>Gracilinanus agilis</i>	Cuíca	CV	Todos, exceto P8
		<i>Thylamys velutinus</i>	Cuíca	CV	P2 e P8
Logomorpha	Leporidae	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Tapeti	CT	P1, P4, P6, P9, P10 e P11
Primates	Atelidae	<i>Alouatta caraya</i>	Bugio-preto	CT	P9 e P11
	Callitrichidae	<i>Callithrix penicilata</i>	Sagui-de-tufos-pretos	CT	P10
Rodentia	Caviidae	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Capivara	CT	P9 e P10
		<i>Kerodon rupestris</i>	Mocó	FE	Próximo ao P7
	Cricetidae	<i>Calomys tener</i>	Rato-do-mato	CV	P2
		<i>Calomys</i> sp.	Rato-do-mato	CV	P1, P2, P4 e P8
		<i>Cerradomys subflavus</i>	Rato-do-mato	CV	P4, P5 e P7
		<i>Oxymycterus delator</i>	Rato-do-mato	CV	P1
		<i>Rhipidomys</i> sp.	Rato-do-mato	CV	P1 e P4
		<i>Wiedomys pyrrhorhinos</i>	Rato-do-mato	CV	P2, P5 e P7
	Echimydae	<i>Trichomys</i> sp.	Rato-do-mato	CV	P2 e P7

Nota: CT – câmera trap; PE – pegadas; CV – captura viva; FE – fezes.



A















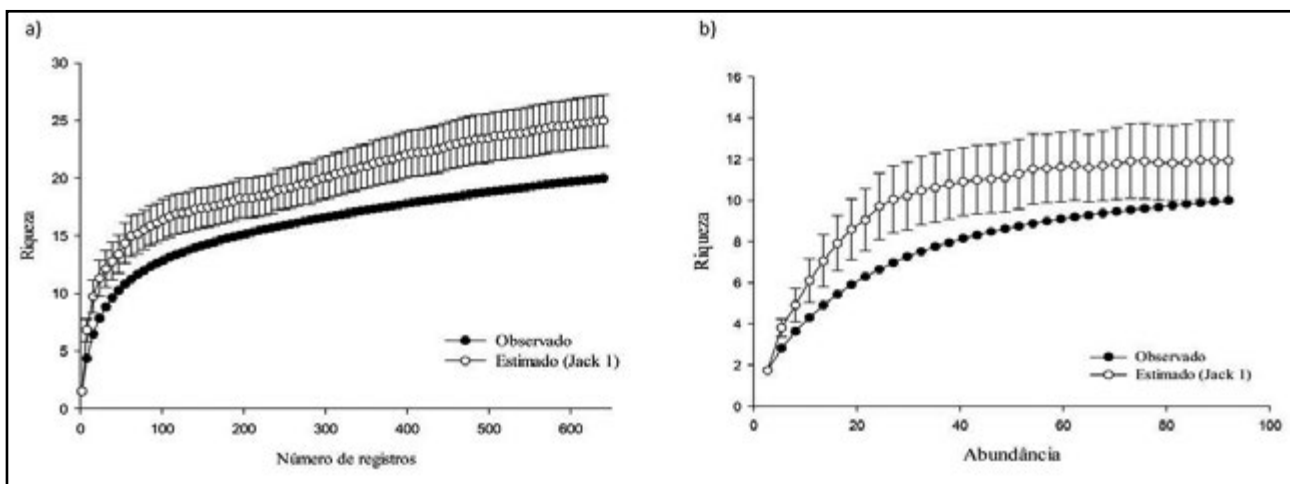
FIGURA 1A a N – Algumas espécies de mamíferos não voadores registradas na APA Pandeiros durante o estudo:

- A) *Cerdocyon thous* (cachorro-do-mato);
- B) *Mazama gouazoubira* (veado-catingueiro);
- C) *Puma concolor* (onça-parda);
- D) *Herpailurus yagouaroundi* (gato-mourisco);
- E) *Leopardus pardalis* (jaguar);
- F) *Lycalopex vetulus* (raposa-do-campo);
- G) *Procyon cancrivorus* (mão-pelada);
- H) *Euphractus sexcinctus* (tatu-peba);
- I) *Hydrochoerus hydrochaeris* (capivara);
- J) *Eira barbara* (irara) (pegada);
- K) *Chrysocyon brachyurus* (lobo-guará) (pegada);
- L) *Nasua nasua* (quati) (pegada);
- M) *Gracilinanus agilis* (cuíca);
- N) *Wiedomys pyrrhorhinos* (rato-do-mato).

A amostragem efetiva da riqueza de espécies de mamíferos para as áreas é confirmada pela análise das curvas de rarefação, construída apenas com os dados obtidos por meio das armadilhas fotográficas, para médios e grandes mamíferos e armadilhas de captura viva, para pequenos mamíferos. Nesse contexto, a riqueza estimada por Jackknife 1a partir de um esforço de 5.599 armadilhas fotográficas/hora totalizou 24,98 (± 2.2) espécies, o que representa 80,06% das espécies observadas (GRÁFICO 1 A e B). Para os pe-

quenos mamíferos não voadores houve um total de 91 capturas, além de 21 recapturas, o que representa um sucesso de captura de 1,56%. A curva de rarefação mostrou certa estabilização no final, capturando a maior parte da fauna, ou seja, cerca de 80% da riqueza média estimada para a área, que foi de 12 espécies (GRÁFICO 1 B). Portanto, ambas as curvas apresentaram tendência assintótica, o que indica o registro da maioria das espécies ocorridas na área de estudo.

Gráfico 1A - Curva de rarefação para médios e grandes mamíferos
1B - Curva de rarefação para pequenos mamíferos não voadores



A ordem Carnivora foi a mais representativa, correspondendo a 39,4% ($n=13$) dos registros de espécies, seguido por Rodentia (27,3%; $n=9$), Didelphimorphia (9,1%; $n=3$), Cingulata (9,1%; $n=3$), Artiodactyla (6,06%; $n=2$), Primates (6,06%; $n=2$) e Logomorpha (3,03%; $n=1$). Sete espécies registradas neste estudo encontram-se em alguma categoria de ameaça, de acordo com a última lista nacional de espécies ameaçadas de extinção (ICMBio, 2018), sendo elas *Chrysocyon brachyurus* (lobo-guará), *Lycalopex vetulus* (raposa), *Leo-*

pardus tigrinus (gato-do-mato-pequeno), *Leopardus braccatus* (gato-palheiro), *Herpailurus yagouaroundi* (gato-mourisco), *Puma concolor* (onça-parda) e *Kerodon rupestris* (mocó). Dentre essas espécies, *Leopardus tigrinus* é a única que consta nas três listas de espécies ameaçadas, avaliada como “Vulnerável” a nível mundial IUCN Red List (<http://iucnredlist.org>) e no estado de Minas Gerais (COPAM, 2010) e “Em perigo” a nível nacional (ICMBio, 2018). Por outro lado, registrou-se espécies muito comuns e abundantes, inclusive em

áreas antropizadas, como por exemplo, o cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) que foi a espécie mais frequente nesse estudo.

Gracilinanus agilis foi a espécie de pequenos mamíferos não voadores mais abundante, com 56 indivíduos o que representa 61% do total de capturas, seguida por *Cerradomys subflavus*, com 9 indivíduos, *Calomys* sp. e *Wiedomys pyrrhorhinos* com 6 representantes cada, *Rhipidomys* sp. com 5, *Thylamys velutinus* com 3, *Thrichomys apereoides* e *Calomys tener* com 2 e *Didelphis albiventris* e *Oxymycterus delator* com apenas um indivíduo cada. Dentre essas espécies, destaca-se o marsupial *Thylamys velutinus*, que se encontra ameaçado de extinção a nível nacional na categoria “Vulnerável” (ICMBio, 2018) e quase ameaçada a nível mundial (IUCN, 2016).

Discussão

A riqueza de espécies de mamíferos não voadores registrada na APA Pandeiros é semelhante a encontrada em outros trabalhos realizados também no Bioma Cerrado (MOREIRA *et al.*, 2008; PORFIRIO *et al.*, 2014, FALCÃO *et al.*, 2012). Para mamíferos de médio e grande porte, a riqueza registrada no cerrado varia entre 17 e 46 espécies (CARMIGNOTTO & AIRES, 2011; OLIVEIRA *et al.*, 2009; FERREIRA *et al.*, 2011; FREITAS *et al.*, 2005; BRUNA *et al.*, 2010). Com relação às áreas protegidas mais próximas da Área de Proteção Ambiental do rio Pandeiros, Freitas (2005) registrou 31 espécies para o Parque Nacional Grande Sertão Veredas, enquanto 28 espécies foram registradas para o Parque Nacional Cavernas do Peruaçu (FERREIRA *et al.*, 2011).

Considerando o mesmo local de estudo, Nascimento-Costa *et al.* (2016) registraram 24 espécies de mamíferos não voadores, sendo 15 espécies de médio e grande porte e 9 espécies de pequenos mamíferos. Neste estudo, foram adicionadas 10 novas espécies de mamíferos de médio e grande porte e 5 espécies de pequenos mamíferos que não haviam sido registradas no estudo citado acima.

A predominância de espécies da ordem Carnívora também tem sido observada em outros estudos no bioma Cerrado (PORFIRIO *et al.*, 2014; BOCCHIGLIERI *et al.*, 2010; ESTRELA *et al.*, 2015; LESSA *et al.*, 2012; ALVES *et al.*, 2014; BRUNA *et al.*, 2010; DELCIELLOS, 2016, SANTOS *et al.*, 2016). Isso pode estar associado ao fato dessa ordem apresentar o maior número de espécies de mamíferos de médio e grande porte no bioma (PAGLIA *et al.*, 2012), ter áreas de vida relativamente grandes devido à elevada demanda energética (AZEVEDO & MURRAY, 2007; CAVALCANTI & GESE, 2009; SRBEK – ARAUJO, 2013) e grande mobilidade e habilidade em explorar vários tipos de ambiente, inclusive os antropizados (LYRA-JORGE *et al.*, 2008), como por exemplo a espécie *Cerdocyon thous* que foi a mais frequente em todos os pontos de amostragem, inclusive naqueles próximos às habitações humanas.

Com relação aos pequenos mamíferos a riqueza média encontrada também foi semelhante a outras áreas no Cerrado brasileiro, apresentando valores que variam de 7 a 23 espécies (MARES *et al.*, 1986; VIEIRA & MARINHO-FILHO, 1998; VIEIRA, 1999; TALAMONI & DIAS, 1999; HENRIQUES *et al.*, 2000; LACHER JR & ALHO, 2001; VIEIRA, 2003; BRIANI *et al.*, 2004; RIBEIRO & MARI-

NHO-FILHO, 2005; HENRIQUES *et al.*, 2006; BECKER *et al.*, 2007; CARMIGNOTTO *et al.*, 2014; MENDONÇA *et al.*, 2015; GOMES *et al.*, 2015).

Em áreas de florestas tropicais, como a Mata Atlântica, o grau de preservação, bem como o tamanho da área são importantes para determinar a composição de pequenos mamíferos (PARDINI *et al.*, 2005; CARVALHO *et al.*, 2009; PASSAMANI & FERNANDEZ, 2011). Esse padrão encontrado parece não se repetir no Cerrado, já que este apresenta grande variedade de fitofisionomias vegetais e com isso diversos tipos de ambientes, o que contribui para que os pequenos mamíferos apresentem elevada plasticidade ambiental e suportem ambientes severos e menos preservados (NAPOLI & CACERES, 2012), como é o caso da APA Pandeiros, que apesar da visível perda de *habitat* em função da presença humana, além da pressão vinda de animais domésticos, ainda mantém algumas áreas de Cerrado bem preservadas (NUNES *et al.*, 2009).

As espécies de pequenos mamíferos registradas são, em sua maioria, generalistas quanto à dieta e ao *habitat* (PAGLIA *et al.*, 2012; MENDONÇA *et al.*, 2015). O marsupial *G. agilis* foi o mais abundante na Área de Proteção Ambiental, sendo capturado em sete dos oito pontos de amostragem. Espécies raras e de hábitos crípticos, como *O. delator*, só foram capturadas uma vez e em associação a áreas alagadas, já que esta espécie pode ser considerada semiaquática (PAGLIA *et al.*, 2012).

Dentre as espécies ameaçadas, a mais crítica é *Leopardus tigrinus* por estar ameaçada nos níveis global, nacional e estadual.

Portanto, é provável que esta região seja muito importante para a conservação desse felino, pois uma das maiores populações conhecidas para a espécie no Brasil, localiza-se no PARNA Cavernas do Peruaçu a pouco mais de 100 Km desta área (OLIVEIRA, 2008). Além disso, a raposa-do-campo (*Lycalopex vetulus*), considerada o único canídeo endêmico do Cerrado (ROCHA & DALPONTE, 2006), encontra-se vulnerável na lista brasileira de espécies ameaçadas (ICMBio, 2018).

Nesse contexto, deve-se salientar que por meio deste trabalho foi possível identificar vários registros importantes para a biodiversidade local, tais como espécie endêmica, espécie de topo de cadeia, além de espécies ameaçadas de extinção que, caracterizam, portanto, a necessidade especial de conservação da Área de Proteção Ambiental do rio Pandeiros.

Considerações finais

Este estudo contribuiu para o aumento do conhecimento da riqueza de mamíferos da APA Pandeiros, revelando novas espécies para a área. Os impactos mencionados, somados ao processo de perda e fragmentação de *habitat*, competição e predação por espécies domésticas, desempenham fortes pressões na riqueza de espécies de mamíferos, sendo motivo de preocupações para a proteção desse grupo, principalmente para com as oito espécies que se encontram ameaçadas na Lista Brasileira. Portanto, o aumento da fiscalização nas áreas da reserva e a criação do plano de manejo levando em consideração as ameaças aos mamíferos, são necessários para a conservação da mastofauna na região.

Referências

- ALVES, G. B. *et al.* Medium and large-sized mammals of a fragment of cerrado in the Triângulo Mineiro region, southeastern Brazil= Mamíferos de médio e grande porte de um fragmento de cerrado na região do Triângulo Mineiro, sudeste do Brasil. **Bioscience Journal**, v. 30, n. 3, 2014.
- ANTUNES, F. Z. Caracterização climática. **Informe Agropecuário**. EPAMIG, Belo Horizonte, v. 17, n. 181, p. 15-19, 1994.
- AZEVEDO, F.; MURRAY, D. Spatial organization and food habits of jaguars (*Panthera onca*) in a floodplain forest. **Biological Conservation**, v. 137, p. 391–402, 2007.
- AZEVEDO, I. F. P. *et al.* Phenology of riparian tree species in a transitional region in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, n.1, v.37, p. 47-59, 2014.
- BECKER, R.G *et al.*, Estrutura de comunidades de pequenos mamíferos e densidade de *Necomys lasiurus* (Rodentia, Sigmodontinae) em áreas abertas de cerrado no Brasil, **Mastozoologia Neotropical**, v. 14, n. 2, p. 157–168, 2007.
- BETHONICO, M. B. M. Rio Pandeiros: território e história de uma Área de Proteção Ambiental no Norte de Minas Gerais. **Revista Acta Geográfica**, v.3, n.5, p. 23 - 38 2009.
- BOCCHIGLIERI, A., MENDONÇA, A.F.; HENRIQUES, R.P.B. Composição e diversidade de mamíferos de médio e grande porte no Cerrado do Brasil central. **Biota Neotropica** v.10, p. 169–176. 2010. [https:// doi.org/10.1590/S1676-06032010000300019](https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000300019)
- BRASIL- Ministério do Meio Ambiente. **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**: Brasília, DF: ICMBIO, 2018. 492 p. v. 1.
- BRIANI, D. C.; PALMA, A. R.T.; VIEIRA, E. M.; *et al.* Post-fire succession of small mammals in the Cerrado of Brasil. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, n. 5, p. 1023–1037, 2004
- BRUNA, E.M., *et.all.*, (Mammalia), Estação Ecológica do Panga, a Cerrado protected area in Minas Gerais state, Brazil. **Check List**, v.6, p. 668–675. 2010. <https://doi.org/10.15560/8.2.192>.
- CARMIGNOTTO, A. P; AIRES, C. C. Mamíferos não voadores (Mammalia) da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1, 2011.
- CARMIGNOTTO, A. P.; BEZERRA, A. M. R.; RODRIGUES, F. H. G., Nonvolant small mammals from a southwestern area of Brazilian Cerrado: diversity, habitat use, seasonality, and biogeography, **Therya**, v. 5, n. 2, p. 535–558, 2014.
- CARVALHO, F. M V; DE MARCO, P.; FERREIRA, L. G. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. **Biological Conservation**, v. 142, n. 7, p. 1392–1403, 2009.
- CAVALCANTI, S. M. C; GESE, E. M. Spatial ecology and social interactions of jaguars (*Panthera onca*) in the southern Pantanal, Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 4, p. 935-945, 2009.
- COLWELL, R. K., A. CHAO, N. J. GOTELLI, S.-Y. LIN, C. X. MAO, R. L. CHAZDON, AND J. T. LONGINO. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblages. **Journal of Plant Ecology**, v. 5, p. 3-21, 2013.
- CONSELHO DE POLÍTICA AMBIENTAL - COPAM. Deliberação Normativa nº 147, de 30 de abril de 2010. Aprova a Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção da Fauna do Estado de Minas Gerais. **Diário Oficial do Estado de Minas Gerais**- Belo Horizonte, 04 mai. 2010.
- COSTA, L. P. *et al.*, Conservação de mamíferos no Brasil. **Megadiversidade**, v.1, n.1, p. 103 – 112, 2005.
- CUTLER, T. L.; SWANN, D. E. Using remote photography in wildlife ecology: a review. **Wildlife Society Bulletin**, v.23, p. 571–581, 1999.
- DELICIELLOS, A. C. Mammals of four Caatinga areas in northeastern Brazil: inventory, species biology, and community structure. **Check List**, v. 12, n. 3, 1916, 2016.
- DRUMMOND, G. M. *et al.* **Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005. 222 p.
- ESTRELA, C. D. *et al.* Medium and large-sized mammals in a Cerrado area of the state of Goiás, Brazil. **Check List**, v.11, n.4, 1690, 2015.
- FALCÃO, F.C.; GUANAES, D.H.A.; PAGLIA, A. Medium and large-sized mammals of RPPN Estação Veracel, southernmost Bahia, Brazil. **Check List**, v.8, n.5, p. 929–934. 2012.
- FERREIRA, G. B. *et al.* Mamíferos de médio e grande porte do Parque Estadual Veredas do Peruaçu: riqueza, composição e estratégias de conservação. **MG-Biota**, v. 4, p. 6-19, 2011.

- FREITAS, R. L. A. **Diversidade de mamíferos em diferentes fitofisionomias do Cerrado do Parque Nacional Grande Sertão Veredas: um estudo com foto-armadilhas.** 2005. 48f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2005.
- GARY, W. *et al.* (Eds.) **Zoo Animal and Wildlife Immobilization and Anesthesia.** Ames, Iowa, USA: Blackwell Publishing, 2007. 718 p.
- GOMES, L.P *et al.* Mammal richness and diversity in Serra do Facão region, Southeastern Goiás state, central Brazil, **Biota Neotropica**, v. 15, n. 4, p. 1–11, 2015.
- HENRIQUES, R P B. *et al.* A simple graphical model of small mammal succession after fire in the Brazilian cerrado. **Mammalia**, v. 70, n. 3-4, p. 226–230, 2006.
- HENRIQUES, R.P.B.; BIZERRIL, M.X.A.; PALMA, A.R.T. Changes in small mammal populations after fire in a patch of unburned cerrado in Central Brazil. **Mammalia**, v. 64, n. 2, p. 173–185, 2000.
- IEF - INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS DE MINAS GERAIS. **APA do Rio Pandeiros.** Disponível em <http://www.ief.mg.gov.br/component/content/article/3306-nova-categoria/1769-apa-pandeiros> - Acesso em: 20/11/2016.
- INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. **Dados do período de 1912-2010.** Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/> Acesso em: 08/12/2016.
- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE – IUCN. **The IUCN red list of threatened species.** Version 2019.1. <http://www.iucnredlist.org> .Acesso em: 02/04/2019).
- LACHER JR, THOMAS E.; ALHO, CLEBER J. R. Terrestrial Small Mammal Richness and Habitat Associations in the Amazon Forest-Cerrado Contact Zone. **Biotropica**, v. 33, n. 1, p. 171–181, 2001.
- LEMOS, F. G *et al.* Human threats to hoary and crab-eating foxes in central Brazil. **Canid News**, v. 14, n.2, p. 1-6, 2011.
- LESSA, L.G. *et al.* Mammals of medium and large size in a fragmented cerrado landscape in northeastern Minas Gerais state, Brazil. **Check List**, v. 8, n. 2, p. 192 - 196, 2012.
- LYRA-JORGE, M. C. *et al.* Comparing methods for sampling large- and medium-sized mammals: camera traps and track plots. **European Journal of Wildlife Research**, v. 54, n. 4, p. 739 - 744. 2008.
- MARES, M.; ERNEST, K.; GETTINGER, D D. Small mammal community structure and composition in the Cerrado Province of central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 2, p. 289–300, 1986.
- MEGID, J. *et al.* First identification of canine distemper virus in hoary fox (*Lycalopex vetulus*): pathologic aspects and virus phylogeny. **Journal of Wildlife Diseases**, v. 46, n.1, p. 303- 305, 2010.
- MENDONÇA, A. F. *et al.*, Effects of an extensive fire on arboreal small mammal populations in a neotropical savanna woodland, **Journal of Mammalogy**, v. 96, n. 2, p. 368–379, 2015.
- NAPOLI, R. P.; CACERES, N. C., Absence of edge effect on small mammals in woodland-savannah remnants in Brazil, **Community Ecology**, v. 13, n. 1, p. 11–20, 2012.
- NEVES, F. S. *et al.* Ants of Three Adjacent Habitats of a Transition Region Between the Cerrado and Caatinga Biomes: The Effects of Heterogeneity and Variation in Canopy Cover. **Neotropical Entomology**, v. 42, p. 258 - 268, 2013.
- NICHOLS, E. *et al.* Codeclining mammals and dung beetles: an impending ecological cascade. **Oikos**, v. 118, p. 481-487. 2009.
- NUNES, Yule Roberta Ferreira; AZEVEDO, IslaineFrancieli Pinheiro; NEVES, Walter Viana; *et al.*, Pandeiros: o Pantanal Mineiro. **MG.BIOTA**, IEF, Belo Horizonte, v. 2, n. 2, p. 4–17, 2009.
- OLIVEIRA, M. J. R. **Estimativas populacionais de jaguatiricas (*Leopardus pardalis*) e gatos-do-mato (*Leopardus tigrinus*) em duas unidades de conservação do Cerrado de Minas Gerais.** 80 f.2008 Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.
- OLIVEIRA, V.B., CÂMARA, E.M.V.C.; OLIVEIRA, L.C. Composição e caracterização da mastofauna de médio e grande porte do Parque Nacional da Serra do Cipó, Minas Gerais, Brasil. **Mastozoologia Neotropical**, v. 16. n. 2, p. 355 – 364, 2009.
- PAGLIA, A.P., *et al.* **Annotated checklist of Brazilian mammals. Occasional papers in conservation biology.** 2. ed..Arlington: Conservation International. 2012 76 p.
- PARDINI, R *et al.* Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. In: CULLEN JÚNIOR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Orgs.). **Métodos de estudos em biologia da**

conservação e manejo da vida silvestre. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, p. 181 – 201, 2003.

PARDINI, R.; SOUZA, S.M.; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J.P. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, v.124, p. 253- 266, 2005.

PASSAMANI, M.; FERNANDEZ, F. A. S. Abundance and richness of small mammals in fragmented Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Journal of Natural History**, v. 45, n. 9, p. 553-565, 2011.

PORFIRIO, G., *et al.* Medium to large size mammals of southern Serra do Amolar, Mato Grosso do Sul, Brazilian Pantanal. **Check List**, v10, p. 473–482. 2014. <https://doi.org/10.15560/10.3.473>

QUINTELA, F.; DA ROSA, C. A.; FEIJÓ, A. **Updated and annotated checklist of recent mammals from Brazil.** Anais da Academia Brasileira de Ciências, v.92, 2020.

REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; *et al.* **Mamíferos do Brasil**, 2. ed, 2011.

RIBEIRO, R.; MARINHO-FILHO, J., Estrutura da comunidade de pequenos mamíferos (Mammalia, Rodentia) da Estação Ecológica de Águas Emendadas, Planaltina, Distrito Federal, Brasil, **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 898–907, 2005.

ROCHA, C. E; DALPONTE, C. J. Composição e caracterização da fauna de mamíferos de médio e grande porte em uma pequena reserva de Cerrado em Mato Grosso, Brasil. **R. Árvore**, v. 30, n. 4, p. 669 – 678, 2006.

SANTOS, K.K., PACHECO, G.S.M.; PASSAMANI, M. Mediumsized and large mammals from Quedas do Rio Bonito Ecological Park, Minas Gerais, Brazil. **Check List** 12: 1830. 2016.

SILVEIRA, L. F. *et al.* Para que servem os inventários de fauna? **Estudos avançados**, v. 24, n. 68, p. 173-207, 2010.

SRBEK-ARAUJO, A. C. **Conservação da onça-pintada (*panthera onca linnaeus, 1758*) na Mata Atlântica de tabuleiro do Espírito Santo.** 2013. 224 f. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

SRBEK-ARAUJO, A. C.; CHIARELLO, A. G. Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: considerações

metodológicas e comparação de equipamentos. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 3, p. 647–656, 2007.

SRBEK-ARAUJO, A.C. & CHIARELLO, A.G. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 21, p. 121–125. 2005. <https://doi.org/10.1017/S0266467404001956>

TABARELLI, M.; PERES, C. A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, v. 106, n. 2, p. 165-176, 2002.

TALAMONI, S.A.; DIAS, M M. Population and community ecology of small mammals in southeastern Brazil. **Mammalia**, v.2, p. 167–181, 1999.

TERBORGH, J. *et al.* Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**, v. 294, p. 1923 – 1926, 2001.

TERBORGH, J. *et al.* Tree recruitment in an empty forest. **Ecology**, v. 89, p. 1757 – 1768, 2008.

VIEIRA, E. M. Small mammal communities and fire in the Brazilian Cerrado. **J. Zool.**, London, v. 249, p. 75–81, 1999.

VIEIRA, E. M.; MARINHO-FILHO, JADER. Pre and Post-Fire Habitat Utilization by Rodents of Cerrado from Central Brazil. **Biotropica**, v. 30, n. 3, p. 491–496, 1998.

VIEIRA, M. Seasonal Niche Dynamics in Coexisting Rodents of the Brazilian Cerrado. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 38, n. 1, p. 7–15, 2003.

WEST, G; HEARD, D; CAULKETT, N. **Zoo Animal & Wildlife - Immobilization and Anesthesia**, 2007

Agradecimentos

Agradecemos a CEMIG e a FAPEMIG pelo apoio ao projeto "Desenvolvimento de metodologia de avaliação da viabilidade de descomissionamento de uma Pequena Central Hidrelétrica (PCH)". Agradecemos também a Universidade Federal de Lavras, ao Laboratório de Ecologia e Conservação de Mamíferos e a toda a equipe da APA Pandeiros e REVS Pandeiros, por dar todo suporte para a realização deste trabalho.

Em Destaque

Cateto ou caititu: porco selvagem

Nome científico: *Pecari tajacu* (FOTOGRAFIA 1)

Área de ocorrência: desde o sul dos Estados Unidos até o norte da Argentina

Situação em Minas Gerais: espécie da fauna ameaçada de extinção

Situação no Brasil: nenhuma categoria de ameaça

Distribuição em Minas Gerais: ocorre em todo o estado

Fotografia 1 - Cateto (*Pecari tajacu*, Tayassuidae, Cetartiodactyla)



Fonte: Fotografia de Carlos Magno de Faria, 2016

Pecari tajacu, conhecido no Brasil como cateto ou caititu, é uma das espécies de porco nativo das Américas, com ocorrência em todo o território nacional e registros em todos os biomas brasileiros. Outra espécie de porco ocorre naturalmente no Brasil, o queixada (*Tayassu pecari*) e, às vezes, pode ser encontrada no mesmo território do cateto (KEIROGHLIAN *et al.*, 2004). A diferença entre as duas espécies reside no tamanho, morfologia e comportamento, sendo o queixada maior que o cateto (queixada adulto: 75-100 cm e 55 cm de altura; cateto adulto: 75-100 cm e 45 cm de altura), além de possuir uma coloração da pelagem negra e mandíbula branca (o cateto apresenta a pelagem acinzentada, com um colar de pelos brancos ao redor do pescoço) e ser mais agressivo que o cateto. Era colocado dentro do gênero *Tayassu*, mas estudos genéticos o colocaram em um gênero exclusivo (*Pecari*) (TABER *et al.*, 2011).

É um mamífero social, que vive em bandos de até 32 indivíduos (média entre 6-9 indivíduos) (BISSONETTE, 1982; SOWLS, 1997). Os grupos são formados por machos, fêmeas e seus filhotes, apresentando comportamentos que reforçam a coesão do grupo, como por exemplo, esfregarem-se com frequência (REIS *et al.*, 2011). São animais onívoros, com dieta predominantemente herbívora (SOWLS, 1997); podem inclusive comer filhotes mortos do grupo. São considerados excelentes dispersores de sementes. Bissonette (1976) descreveu a organização social dos catetos como uma hierarquia de dominância não linear, com fêmeas e machos ocupando os mais altos postos da hierarquia. Estudos realizados em cativeiro, entretanto, não conseguiram detectar lineari-

dade na hierarquia dos catetos (DIAZ, 1978; SOWLS, 1984; NOGUEIRA-FILHO, 1995). Apresentam hábitos mais diurnos que noturnos (SOWLS, 1997).

Apesar de o cateto não figurar na lista de espécies ameaçadas de extinção do Brasil (BRASIL, 2014) ou do mundo (GONGORA *et al.*, 2011), ele se encontra como vulnerável da lista de espécies ameaçadas de extinção do estado de Minas Gerais (COPAM, 2010), devido principalmente à destruição dos habitats e caça. Como os catetos são versáteis, conseguem se adaptar a ambientes perturbados. Portanto, o desaparecimento da espécie nos habitats pode ser considerado como um indicador de péssima qualidade ambiental (MAZZOLI, 2006). A reprodução dos catetos ocorre durante todo o ano, sendo a maturidade sexual atingida com um ano de idade; o número de filhotes por reprodução varia entre um e quatro filhotes, paridos após uma gestação de 140-150 dias (GARCIA *et al.*, 2009).

Dr. Cristiano Schetini de Azevedo
Universidade Federal de Ouro Preto –
Laboratório de Zoologia dos Vertebrados.

Dra. Yasmine Antonini
Universidade Federal de Ouro Preto –
Laboratório de Biodiversidade.

Referências

- BISSONETTE, J.A. **The relationship of resource quality and availability to social behavior and organization in the collared peccary**, 137 f. Tese (Doutorado), University of Michigan, Ann Arbor, 1976.
- BISSONETTE, J.A. Ecology and social behavior of the collared peccary in Big Bend National Park, Texas. **Scientific Monograph Series**, v. 6, p. 1-95, 1982.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Portaria nº444, de 17 de dezembro de 2014. Lista Nacional Oficial das Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 dez. 2014 seção 1, p.245.
- CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL- COPAM. **Deliberação Normativa nº 147, de 30 de abril de 2010**, Lista das Espécies Ameaçadas de Extinção do Estado de Minas Gerais. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=13192>
- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE- CONAMA. **Resolução n. 9, de 24 de outubro de 1996**. Dispõe de corredor de vegetação entre remanescentes como área de trânsito para a fauna. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=208>.
- DIAZ, G.A.C. Social behavior of the collared peccary (*Tayassu tajacu*) in captivity. **CEIBA**, v. 22, n.2, p. 73-126, 1978
- GARCIA, A. R.; KAHWAGE, P R.; OHASHI, O.M. Aspectos reprodutivos de caititus (*Tayassu tajacu*). **Revista Brasileira de Reprodução Animal**, v. 33, n. 2, p. 71-81, 2009.
- GONGORA, J.; REYNA-HURTADO, R.; BECK, H.; TABER, A.; ALTRICHTER, M.; KEUROGHLIAN, A. **Pecari tajacu**. The IUCN Red List of Threatened Species e.T41777A10562361, 2011.
- KEUROGHLIAN, A.; EATON, D.P.; LONGLAND, W.S. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. **Biological Conservation** v. 120, p. 411-425, 2004.
- MAZZOLLI, M. **Persistência e riqueza de mamíferos focais em sistemas agropecuários no planalto meridional brasileiro**. 105 f. Tese (Doutorado em Ecologia), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.
- NOGUEIRA-FILHO, S.L.G.; LAVORENTI, A. Manejo de catitu e queixada em cativeiro. **Ciência Hoje**, v. 19, p. 3-7, 1995.
- REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. **Mamíferos do Brasil**. 2ed. Londrina: Universidade Estadual do Paraná, 2011, 439 p.
- SOWLS, L.K. **The Peccaries**. Tucson: The University of Arizona Press, 1984, 251 p.
- SOWLS, L.K. **Javelinas and other peccaries: their biology, management and use**. Texas: Texas A&M University Press, 1997, 325 p.
- TABER, A.B.; ALTRICHLER, M.; BECK, H.; GONGORA, J. Family Tayassuidae (Peccaries). In: WILSON, D.E.; MITTERMEIER, R.A. **Handbook of the Mammals of the World - Hoofed Mammals**. Barcelona: Lynx Editions. 2011, p. 308–320. v.2

