

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DE BOTUCATU
PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA

EFEITOS DO FOGO SOBRE COMUNIDADES DE AVES NO
PANTANAL MATO-GROSSENSE

FLÁVIO KULAIF UBAID

BOTUCATU
2014



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DE BOTUCATU
PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA

EFEITOS DO FOGO SOBRE COMUNIDADES DE AVES NO
PANTANAL MATO-GROSSENSE

FLÁVIO KULAIF UBAID

Tese apresentada ao Instituto de Biociências de Botucatu da Universidade Estadual Paulista como parte dos requisitos para a obtenção de Título de Doutor em Ciências Biológicas, área de Zoologia.

Orientador: Prof. Adjunto Reginaldo José Donatelli

BOTUCATU
2014

Agradecimentos

Por diversas vezes e por diferentes razões, o Pantanal surgiu em meu caminho de forma aparentemente casual. Mas não foi. Os motivos que me direcionaram ao “*pântano*” e culminaram com a realização deste trabalho são frutos da contribuição de muitas pessoas, às quais sou extremamente grato.

Primeiramente agradeço à minha mãe Maria Lúcia pelo incentivo aos meus estudos e por ter dedicado sua vida para sempre me proporcionar o melhor.

À minha esposa Pauline um agradecimento mais que especial, por sempre me apoiar em todos os momentos e compreender as infundáveis viagens de campo. Seu companheirismo foi fundamental para o desenvolvimento deste estudo.

Agradeço ao meu orientador Prof. Reginaldo José Donatelli, por ter aberto as portas do Laboratório de Ornitologia ainda durante minha graduação em 2005, pela confiança em meu potencial e pelas inúmeras oportunidades proporcionadas desde então.

Sou especialmente grato ao Dr. Paulo de Tarso Zuquim Antas, que tanto estimulou a realização deste trabalho e que tenho como meu maior exemplo de conduta ética e profissional. Agradeço por compartilhar suas experiências e seu conhecimento, especialmente sobre o Pantanal e suas aves, e também pela confiança durante os diversos projetos desenvolvidos no Pantanal.

Ao grande parceiro Fábio Maffei, pelas conversas diárias sobre “as teses”, pelas ideias, pelas corujadas, pelos brejos e pelos sapos.

À equipe de gerência do SESC Pantanal, em nome do Dr. Leopoldo G. Brandão, Waldir W. Valutky, Sílvia Y. Kataoka, Nelson Alves, Cristina Cuiabália e Afonso Ferreira, pelo pronto atendimento às solicitações do projeto e ao apoio em todos os momentos da pesquisa.

Agradeço imensamente o apoio e entusiasmo dos guardas-parque, brigadistas e auxiliares da RPPN SESC Pantanal durante as campanhas de campo. Alessandro, Joaquim, Pedro Paulo, Rodrigo, Cássio, Antônio Carlos, Antônio Coelho, Agno, Benedito, Waldemir, Zezé, Brás, Oilton, Prata, Vitor, Wilson, Zé Baitaca, Odair, Ticão, Jóca, Cesão, Amauri, Neguinho, Clarindo, “Seo” Gonçalo e tantos outros. Vocês são os verdadeiros conhecedores e guardiões do pântano! De maneira especial agradeço a

ajuda do “Xô” Ivo, um grande conhecedor dos segredos do Pantanal. Me sinto honrado pela sua presença na maioria dos trabalhos de campo. Agradeço também pela ajuda na abertura e limpeza das picadas (especialmente no tabocal), pelas orientações nos trajetos mais complicados, por sempre zelar pela segurança dos colegas de campo, por acordar as 2:30 da madrugada para selar os cavalos e pelos pães e bolos.

Ao “Seo” Alfredinho que mesmo debilitado pela idade avançada, embarcou em uma canoa e nos apresentou o Capão das Araras, após mais de 30 anos sem retornar ao local. Incrível!

Os trabalhos de campo foram cansativos e desgastantes - especialmente na cheia - mas muito descontraídos e prazerosos ao lado dos colegas que resolveram encarar o pântano. Agradeço à Fernanda Maciel, Guilherme Moya, Guilherme L. Silva (GLS), Homero Ferreira, Cesar Medolago, Kleber Evangelista, Marcelo Barros, Bruno Tayar, Fred Ovinha, Vagner Cavarzere, Tarcilla Valtuile, Anderson Lucindo, Vinícius Silvério, Letícia Advincola, Ana Luiza Catalano, Iara Niero, Juliana Guandalin, Luciana Ferreira, Natália Moretti, Paulo Neto, Rodrigo Carvalho e Samuel Borges.

Aos colegas da extinta República Kissassa Helan, João Grilo, Netão, Paulinho, Marcião, Felipão, Bife, Gigi, Mel e Bob, pela acolhida e pela descontração durante as pernoites em Botucatu.

Um item indispensável para o trabalho foi a carreta emprestada gentilmente pelo Chico Moya, fundamental para transportar tanta bagagem.

Ao Dr. Wilson Uieda, Dra. Elza Guimarães, Dr. Domingos Garrone Neto e Guilherme Silva pelo apoio nos estágios de docência.

Ao Dr. Guarino Colli, pelo fornecimento de algumas referências sobre o fogo ainda no prelo.

Ao Gaúcho pela disponibilização de alguns mapas da RPPN SESC Pantanal.

À Maria Cecília Barbosa de Toledo pela contribuição com o delineamento do projeto na fase inicial.

Ao colega Lucas Carrara pelas dicas e sugestões de análises.

À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela concessão da bolsa de estudo.

Ao SISBIO (autorização 25590) e CEMAVE (autorização 3296) pela concessão das licenças de captura e anilhamento.

SUMÁRIO

Resumo	1
Abstract	2
Introdução geral	3
Capítulo 1. Efeitos do fogo sobre a comunidade de aves em matas secas do Pantanal.....	12
1.1 Introdução	13
1.2 Material e Métodos	16
1.2.1 Área de estudo.....	16
1.2.2 Histórico do fogo na RPPN SESC Pantanal.....	20
1.2.3 Desenho experimental e amostragem das aves.....	21
1.2.4 Grupos funcionais.....	23
1.2.5 Caracterização ambiental.....	24
1.2.6 Análises.....	25
1.3 Resultados	27
1.4 Discussão	35
1.4.1 Caracterização da avifauna.....	35
1.4.2 Influência do fogo sobre as espécies de aves.....	37
1.4.3 Influência do fogo sobre a estrutura da vegetação.....	41
1.4.4 Influência do fogo sobre os grupos funcionais e sua relação com a vegetação.....	44
1.4.5 Conclusão.....	48
Capítulo 2. Efeitos do fogo sobre a comunidade de aves em uma mata inundável do Pantanal.....	50
2.1 Introdução	51
2.2 Material e Métodos	55
2.2.1 Área de estudo.....	55
2.2.2 Histórico de fogo no cambarazal.....	58
2.2.3 Desenho experimental e amostragem das aves.....	58
2.2.4 Grupos funcionais.....	59
2.2.5 Caracterização ambiental.....	60

2.2.6 Análises.....	62
2.3 Resultados.....	63
2.3.1 Caracterização da comunidade de aves.....	63
2.3.2 Influência do fogo sobre as espécies de aves.....	66
2.3.3 Influência do fogo sobre a arquitetura da vegetação.....	67
2.3.4 Influência do fogo sobre os grupos funcionais.....	68
2.3.5 Influência da arquitetura da vegetação sobre a avifauna.....	70
2.4 Discussão.....	72
2.4.1 Caracterização da avifauna.....	72
2.4.2 Influência do fogo sobre as espécies de aves.....	75
2.4.3 Influência do fogo sobre a arquitetura da vegetação.....	78
2.4.4 Influência do fogo sobre os grupos funcionais e sua relação com a vegetação.....	83
2.4.5 Conclusão.....	86
Considerações finais.....	89
Referências.....	91
Apêndices.....	104

Resumo

O Pantanal é a maior área úmida do planeta e responsável por deter uma porção representativa da biodiversidade da América do Sul. Ao longo do seu processo histórico de ocupação humana, o fogo foi intensamente utilizado como a principal forma de manejo dos solos, e atualmente representa uma das principais ameaças para o ecossistema. O presente estudo avaliou o impacto do fogo sobre as aves e sobre a vegetação em três fitofisionomias florestais do Pantanal (duas matas secas - acurizal e tabocal; e uma mata inundável - cambarazal), e determinou como a estrutura da vegetação influenciou a avifauna dessas formações antes e depois do fogo. O estudo foi realizado na RPPN SESC Pantanal, situada na porção norte do Pantanal. Em cada floresta foram selecionadas duas áreas de amostragem da avifauna, uma queimada em 2005 e outra sem ação do fogo. Uma terceira área foi amostrada no cambarazal, queimada em 2010. As aves foram amostradas entre 2011-2013 pelo método de pontos de contagem e capturas com redes-ornitológicas. Em cada ponto amostral, parâmetros relacionados à estrutura da vegetação foram estimados e relacionados com a avifauna. O fogo promoveu a redução do número de espécies e da abundância total de aves no acurizal, enquanto no tabocal e no cambarazal não houve diferenças significativas. Mais aves foram prejudicadas pelo fogo no acurizal (31%), enquanto no tabocal e no cambarazal essa proporção foi menor (15 e 10%). Insetívoros especialistas e frugívoros foram os grupos mais prejudicados nos três ambientes. Proporcionalmente, poucas espécies foram beneficiadas pelo fogo, na sua maioria aves generalistas e características de áreas mais abertas, enquanto a maioria diferiu significativamente entre os tratamentos. O fogo promoveu a mortalidade de árvores grandes e alterações em diversas estruturas do ambiente, que por sua vez influenciaram de maneira distinta a avifauna em cada tipo de floresta. Conclui-se que o fogo agiu como fator determinante da avifauna nas três florestas estudadas, embora parâmetros como a riqueza a abundância não tenham fornecido uma visão clara desses efeitos. Em futuras ações de manejo, as floresta mais desenvolvidas devem ser priorizadas na prevenção do fogo. Queimadas futuras devem ser encaradas como oportunidades de avaliação do impacto do fogo sobre a biodiversidade, especialmente sobre as aves cujo conhecimento adquirido até o momento é escasso para o Pantanal.

Abstract

Pantanal is the largest wetland on the planet and supports a considerable portion of the South American biodiversity. Throughout its history of human occupation, fire was widely used as the main method of soil management, and currently is one of the main threats to the ecosystem. The present study evaluated the impact of fire on birds and on the vegetation of three physiognomies of Pantanal (two dry forests - acurizal and tabocal; and a floodplain forest – cambarazal), and determined how the vegetation structure influenced the bird assemblage of these plant formations pre and post-fire. The study was conducted at the RPPN SESC Pantanal, located in north Pantanal. In each forest, the bird assemblage was sampled in two areas, one area burned in 2005 and an unburned one. A third area, burned in 2010, was sampled in cambarazal. Birds were sampled between 2011-2013 by point counts and mist netting. In each sampling point, parameters associated with the vegetation structure were estimated and correlated with bird assemblage. Fire reduced the number of species and the total bird abundance in acurizal, while in tabocal and cambarazal, no significant differences were found. More birds were affected in acurizal (31%), while in tabocal and cambarazal, this proportion was lower (15 and 10%). Specialist insectivores and frugivores were the most affected groups in the three habitats. Proportionally, few species benefited by the fire, mainly generalist birds and typical of more open areas, while most were significantly different among treatments. The fire burned large trees and changed several structures in the habitat, that in turn affected the bird assemblage of each type of forest differently. Thus, the fire was a defining factor in the bird assemblage of the tree forests examined. However parameters such as richness and abundance did not provide a clear picture of these effects. In future management actions, mature forests should be prioritized regarding fire prevention. Future fires should be seen as opportunities to evaluate the impact of fire on biodiversity, especially on birds which are poorly known in areas such as Pantanal.

INTRODUÇÃO GERAL

Dentre os países conhecidos pela sua rica diversidade biológica, o Brasil tem se destacado no cenário mundial devido ao rápido ritmo de desenvolvimento (Lewinsohn e Prado 2002). O país tem importância fundamental para a biodiversidade do planeta e para o campo da biologia da conservação, por possuir ecossistemas globalmente importantes, sendo que em nenhum outro lugar as necessidades de proteção da natureza são tão críticas (Lovejoy 2005). Apesar de possuir tantos privilégios naturais, o país pouco atrai a atenção pelo que possui; particularmente, é criticado pelo que está perdendo através do desmatamento e modificação das paisagens naturais, como resultado do desenvolvimento econômico (Mittermeier *et al.* 2005). Embora o país possua uma forte e crescente base científica, acima de todos os países tropicais, ainda resta uma quantidade grande de desafios conflitantes com a preservação dos ambientes naturais (Brandon *et al.* 2005). Dois dos 25 *hot-spots* de conservação mundial estão no Brasil – o Cerrado e a Mata Atlântica – além da maior floresta tropical (Amazônia) e o maior sistema de áreas úmidas do mundo, o Pantanal (Swartz 2000). Esses ecossistemas possuem características únicas e têm seus próprios desafios de conservação.

O Pantanal

O Pantanal é uma depressão no interior da América do Sul (Figura 1), com altitude média de 100 m em relação ao nível do mar, cercada por serras e planaltos ao redor de 800 m de altura (alguns picos próximos a 1.000 m). Ocupa uma área de mais de 150.000 km², com mais de 90% (~140.000 km²) em território brasileiro, 10% (~14.000 km²) na Bolívia (Aguirre 2000) e menos de 5% (~5.000 km²) no Paraguai (Carron 2000). Sua extensão é de aproximadamente 500 km de norte a sul e 300 km de leste a oeste (Antas 2004). Está limitado a leste pelo Planalto Central Brasileiro, enquanto ao norte está a Chapada dos Parecis e a Serra de Cuiabá. Ao sul é margeado pelas serras da Bodoquena, São Domingos e Maracaju, enquanto no seu extremo oeste estão o Maciço do Urucum, a Serra do Amolar, a Serra de Santa Bárbara e as serranias de Santiago e Sunsas, na Bolívia (Antas e Nascimento 1996). O Pantanal se estende para o sul ao longo da calha do rio Paraguai, após passar pelo chamado Fecho

dos Morros, em Mato Grosso do Sul. Nessa porção está delimitado pela Serra da Bodoquena, a leste, e pelas planícies do Chaco paraguaio, a oeste (Brandão *et al.* 2011).

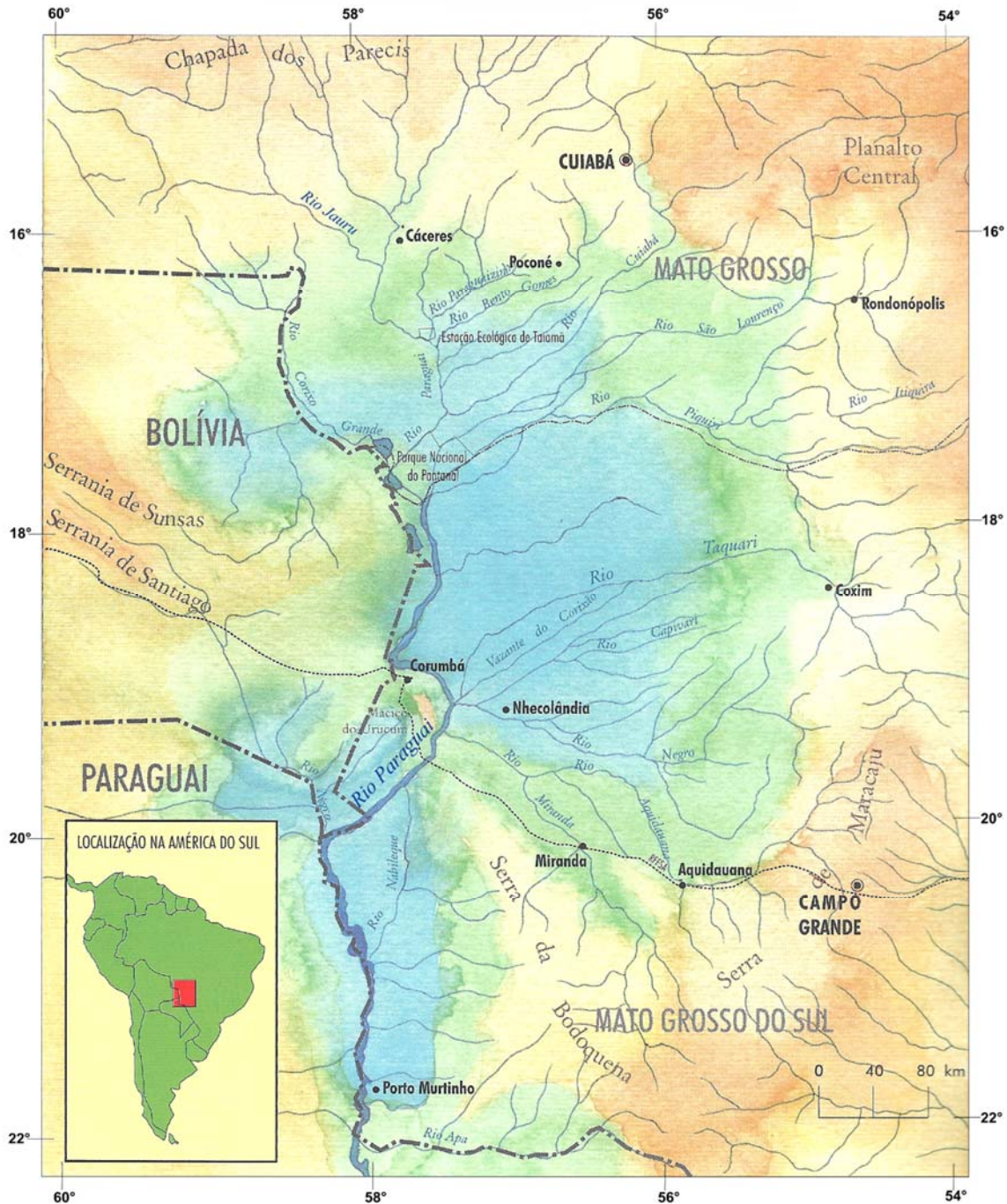


Figura 1. Região do Pantanal. Adaptado de Antas e Nascimento (1996).

A planície pantaneira está totalmente inserida na Bacia do Alto Paraguai, que por sua vez é responsável por uma porção significativa da drenagem hidrográfica

central do continente sul-americano (ANA 2004). A declividade na planície é pouco expressiva, em média, cerca de 2,3 cm/km de norte a sul e, ainda menor, de leste para oeste (Antas 2006). Por isso, há um atraso de cerca de quatro meses até que o nível máximo das águas atravesse o Pantanal de norte a sul (Heckman 1999). Enquanto a estação seca se inicia no norte do Pantanal, o nível das águas atinge seu pico na região sul. Essa baixa declividade é de grande importância para os fenômenos bioecológicos do Pantanal, especialmente pelo complexo sistema de cheias e vazantes dos rios, resultante da baixa velocidade de escoamento das águas (Antas 2004). Além da baixa declividade, uma barragem natural (Fecho dos Morros) também contribui para o represamento das águas (Antas e Nascimento 1996). No norte do Pantanal, os níveis de inundação, em qualquer temporada, são extremamente variáveis, sofrendo grande influência das chuvas. Mais ao sul da planície, por outro lado, a oscilação dos níveis de inundação é mais suave durante o ano, pois a retenção das inundações naturais amortece as flutuações ocasionadas por chuvas torrenciais (Heckman 1999). Além disso, o Pantanal também está sujeito a uma variação plurianual na intensidade de inundação, com alternância de anos de alta inundação e outros substancialmente mais secos (Mourão *et al.* 2000).

Embora a região do Pantanal seja delimitada pela planície de inundação, os ciclos naturais que ocorrem nas porções mais altas do seu entorno provocam significativos reflexos na parte baixa. Desse modo, ao considerar os processos ecológicos no Pantanal, deve-se também considerar a área com influência sobre ele, que possui quase o dobro do seu tamanho e está localizada nas planícies e serras de Mato Grosso do Sul, Mato Grosso e da Bolívia (Brandão *et al.* 2011). Nessas áreas se originam a maioria dos sedimentos e nutrientes que atualmente preenchem a depressão pantaneira e asseguram a sua riqueza biológica.

A planície é composta por um grande mosaico de ambientes aquáticos, permanente ou estacionalmente inundados, mesclados a uma série de ambientes de terra firme, ocasionalmente ou nunca inundados. Todos os rios pantaneiros iniciam-se largos e vão diminuindo em tamanho à medida que chegam a sua foz, formando deltas internos ou leques aluviais (Brandão *et al.* 2011). Há também grande influência de

quatro grandes ecossistemas da América do Sul, em termos da origem de sua flora e fauna. A principal delas é do Cerrado do Brasil Central, penetrando por toda a planície pantaneira e dominando as porções central e leste da região. Ao norte, outra influência importante vem da Amazônia (em especial ao longo do rio Paraguai). As matas ciliares e as extensas matas da região de Cáceres, Poconé e do rio Jauru apresentam vínculos biogeográficos com a bacia amazônica, tanto na parte da fauna como da flora. Em sua porção sudoeste, há notável influência do Chaco paraguaio/boliviano (Antas 2004). Penetrando pela porção sudeste, há influência da Mata Atlântica (Ab'Saber 1988).

A planície pantaneira é formada por um conjunto de paisagens diversificadas, ou seja, o Pantanal é formado por várias sub-regiões ou “pantanais”, relacionados principalmente às sub-bacias hidrográficas do rio Paraguai. Em cada sub-bacia o regime hídrico é distinto, assim como os tipos de solos e a geologia, que acabam influenciando na distribuição da flora e fauna (Antas e Nascimento 1996). Inúmeras tentativas de delimitação foram propostas para o Pantanal, tanto descritivas como mapeamentos em escalas variadas e baseadas em diferentes parâmetros, tais como topografia, geomorfologia, hidrologia, pedologia e fitogeografia (Cordeiro 2004). A proposta de Adámoli (1982), por exemplo, sugere uma divisão fisiográfica da Bacia do Alto Paraguai em duas grandes unidades: as terras elevadas da alta bacia formadas por planaltos, serras, chapadas e planícies onduladas, que se distribuem em forma de arco contornando a depressão do Pantanal, e o Pantanal mato-grossense, formado por um conjunto de planícies deprimidas com altitudes entre 80 e 160 m.

Ressaltando as características fitogeográficas e hidrológicas da Bacia do Alto Paraguai, Adámoli (1982) identifica 10 sub-regiões (Figura 2), em agrupamentos que variam de acordo com a proporção relativa da ocorrência de vegetação típica da província fitogeográfica do Cerrado.

Diferentes habitats, tipos de solo e regimes de inundação são responsáveis pela grande variedade de formações vegetais e paisagens irregulares, que permitem a coexistência de uma biota terrestre e aquática rica e diversificada (Pott e Adámoli 1999). Toda essa riqueza corre risco de se tornar ameaçada em um futuro breve, em

função das alterações no ambiente promovidas pelas atividades humanas. Além disso, há poucas Unidades de Conservação (UC) no Pantanal, que é o segundo bioma menos representado em UCs no Brasil, à frente apenas do Pampa. As 24 UCs existentes atualmente no Pantanal cobrem apenas 4,6% (6.932 km²) de toda sua extensão (Cadastro Nacional de Unidades de Conservação/Ministério do Meio Ambiente 2014).

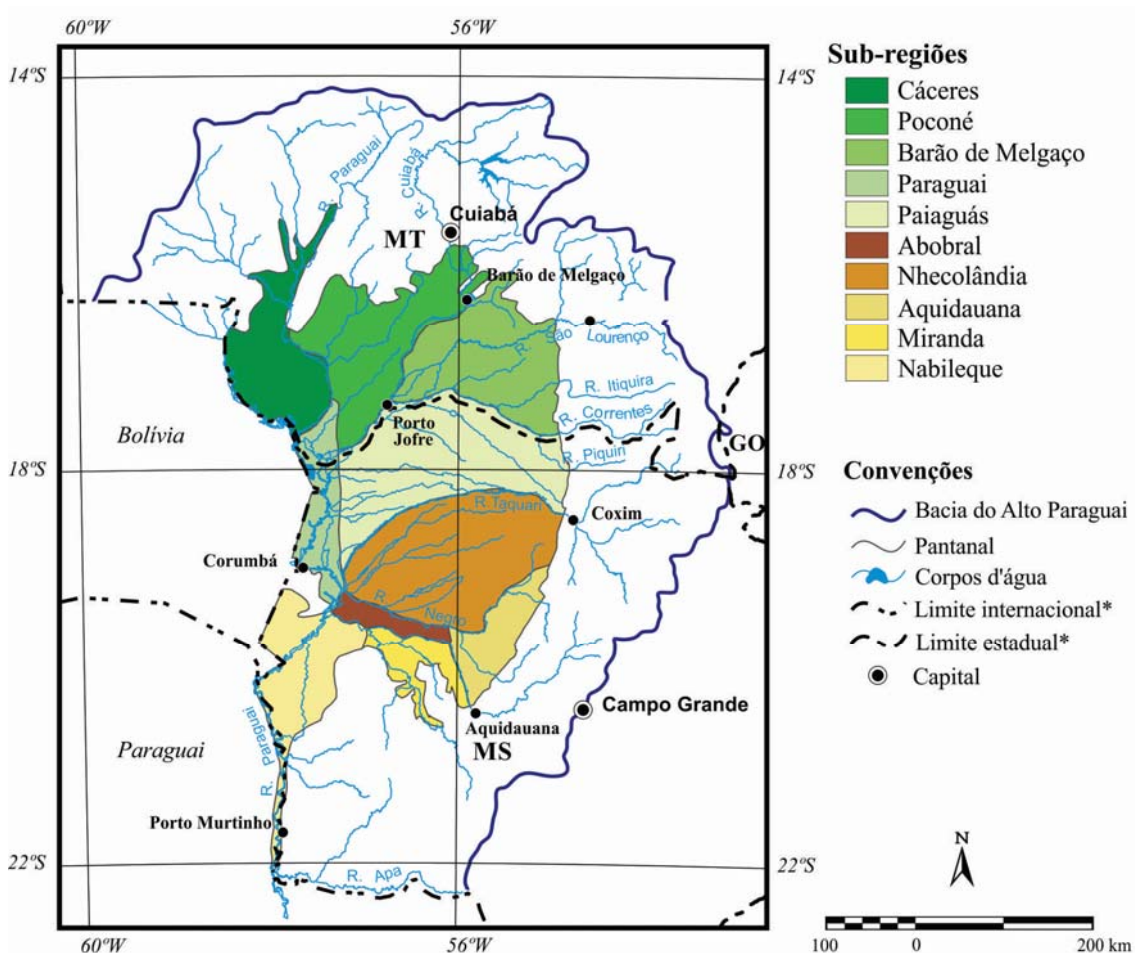


Figura 2. Sub-regiões do Pantanal, segundo Adámoli (1982). *Limites deslocados para sul para melhor visualização da hidrografia. Adaptado de Cordeiro (2004).

Histórico de ocupação

A planície pantaneira é habitada por humanos há pelo menos oito mil anos (Brandão *et al.* 2011). Durante a colonização europeia no século XVI, a parte baixa da planície era dominada pelos índios guatós. O processo de ocupação do Pantanal se intensificou com a chegada dos bandeirantes paulistas e com a descoberta de ouro de

aluvião na região de Cuiabá e Poconé, no século XVIII (Costa 1999). A descoberta de ouro atraiu um contingente populacional para a região e, no entorno das minas, estabeleceram-se engenhos de cana, lavoura e pecuária (Harris *et al.* 2006). A ocupação do território acarretou mudanças importantes no uso do solo na região do vale do rio Cuiabá, inicialmente devido ao aprisionamento de indígenas para a escravidão e, depois, à mineração no leito dos rios (Brandão *et al.* 2011).

Após o esgotamento das minas no século XIX e um longo período de estagnação, a região voltou a prosperar no início do século XX com a chegada de pecuaristas e das primeiras atividades industriais: fabricação de caldo e extrato de carne e curtimento de couro (Harris *et al.* 2006). Na década de 1980, um novo ciclo de exploração do ouro atraiu para a região milhares de pessoas, principalmente das regiões sul e sudeste do Brasil. Nessa época, a expansão da fronteira agrícola trouxe para a planície agricultores de várias regiões do Brasil, motivados pelos baixos preços das terras (Por *et al.* 2003).

O início da pecuária extensiva no Pantanal decorreu principalmente da necessidade de abastecer as minas e as cidades surgidas à sua volta. Devido ao clima e diferenças dos ciclos hidrológicos, as porções leste e norte, geralmente mais secas, foram as mais utilizadas para esta atividade (Fortney 2000). Atualmente, a base da economia regional é a pecuária de corte praticada de forma extensiva, uma vez que a agricultura é pouco recomendada para a planície pantaneira, devido às inundações periódicas e solos pouco férteis (Harris *et al.* 2006).

Principais ameaças

As atuais tendências de desenvolvimento econômico são a principal fonte de ameaça ao Pantanal. Nas últimas décadas, o desenvolvimento agropecuário na planície pantaneira cresceu substancialmente, ocasionando níveis acelerados de desmatamento. Na realidade esse é um processo histórico de séculos, que tem ocasionado gradativamente a modificação da paisagem pantaneira. Atualmente, as principais fontes de ameaça para a biodiversidade do Pantanal incluem: (1) conversão da vegetação natural em pastagens e culturas agrícolas, (2) destruição e degradação

dos habitats pelo fogo, (3) exploração excessiva das espécies, principalmente pela caça, pesca e captura para o tráfico, (4) poluição, erosão e sedimentação dos cursos d'água, (5) alteração do fluxo dos rios com a implantação de barragens nos planaltos de entorno, (6) turismo insustentável, (7) introdução de espécies exóticas, (8) introdução de patógenos e (9) mudanças ambientais ligadas ao clima (Swartz 2000, Harris *et al.* 2005, Alho e Sabino 2011). No atual sistema de pastoreio do Pantanal, o fogo é intensamente utilizado a cada estação seca para manter as pastagens abertas e forçar a rebrota (Brandão *et al.* 2011), e se tornou mais frequente nas últimas décadas (Pott e Pott 2004).

O fogo

O fogo é um dos maiores causadores de distúrbios ambientais no mundo (Bond e Keeley 2005), devido à extensão da área que pode afetar e sua elevada frequência de ocorrência em muitos ecossistemas (Forman e Godron 1986). Poucos fenômenos se comparam com a capacidade de um grande incêndio em transformar totalmente um ecossistema natural, em um curto espaço de tempo (Hunter e Gibbs 2007).

O fogo sempre ocorreu de maneira ocasional no Pantanal, produzido naturalmente por raios. Entretanto, raios são responsáveis por uma parcela insignificante de incêndios (0,2% no Brasil), sendo o restante ocasionado pelo homem (Soares 1992). A chegada do homem leva a um incremento do fogo na planície pantaneira, usado inicialmente na caça como forma de afugentar os animais e, com a chegada da agricultura e pecuária, no preparo das áreas para o plantio e pastagens. O subsequente adensamento da população humana e o aumento do rebanho bovino foram fatores aceleradores do uso do fogo na pecuária e na agricultura de subsistência, até o quadro atual de queimadas anuais em praticamente toda extensão do Pantanal (Brandão *et al.* 2011). Estudos apontam que 17% do Pantanal foi desmatado por meio do uso do fogo (Harris *et al.* 2005), que é utilizado como um meio prático para limpeza do terreno, pois elimina restos de cultura. O fogo também pode promover o aumento na disponibilidade de nutrientes no solo e, conseqüentemente, da sua capacidade produtiva, a redução da incidência de pragas, doenças e gastos com mão-de-obra para limpeza e a redução dos custos de produção (Bonfim *et al.* 2003).

Efeitos do fogo sobre a biodiversidade

Incêndios podem alterar drasticamente as propriedades do solo (Certini 2005, Silva e Batalha 2008) e as características da vegetação (Moreira *et al.* 2003, Cianciaruso *et al.* 2010), que conseqüentemente afetam a composição específica da fauna associada. Sendo assim, a ocorrência do fogo pode moldar as comunidades de um ecossistema, pela exclusão de espécies mais sensíveis e pelo favorecimento de espécies mais tolerantes (Cavalcanti e Alves 1997).

Diversos estudos apontam a capacidade do fogo em alterar a composição de comunidades animais, incluindo artrópodes (Uehara-Prado *et al.* 2010), anfíbios (Schurbon e Fauth 2003, Allingham e Harvey 2013), lagartos (Costa *et al.* 2013), serpentes (Cavitt 2000, Perry *et al.* 2009), aves (Ukmar *et al.* 2007, Barlow *et al.* 2002), grandes mamíferos (Silveira *et al.* 1999) e morcegos (Alho *et al.* 2011).

Estudos sobre os efeitos diretos do fogo sobre mamíferos de médio e grande porte têm revelado resultados contrastantes no que diz respeito às taxas de mortalidade (*e.g.* Singer *et al.* 1989, Silveira *et al.* 1999, Prada e Marinho-Filho 2004). Para as aves, estudos indicam uma baixa mortalidade de adultos causada pelo fogo (Finch *et al.* 1997, Di Giacomo *et al.* 2011). Entretanto, algumas espécies de aves parecem se favorecer pela vegetação queimada (Hutto 1995), enquanto outras habitam somente ambientes sem interferência do fogo (Clarcke *et al.* 2005). Dessa forma, o estudo das respostas ao fogo entre múltiplas espécies pode fornecer uma maior compreensão da importância do fogo na estruturação da fauna e a generalidade das respostas entre as espécies.

Com o abandono das áreas queimadas, a vegetação normalmente tende a retornar a um estágio igual ou semelhante ao da condição pré-fogo (Moreira 2000), processo conhecido como sucessão secundária. Muitos ecossistemas demoram um longo tempo para se recuperar ao seu estado original pré-fogo (Forman e Godron 1986). Além disso, a dinâmica de populações e comunidades de plantas e animais durante o processo de sucessão é pouco conhecida, especialmente em regiões tropicais, com pouca literatura especializada (Soares *et al.* 2006).

Embora o histórico de ocupação da planície pantaneira tenha alterado de maneira importante o uso das terras e, conseqüentemente, o estoque de recursos naturais, o Pantanal possui um baixo nível de conhecimento sobre sua complexa dinâmica anual, além de pouco conhecimento científico sobre sua biodiversidade (Swarts 2000a). A necessidade de preservação, principalmente pelo fato da região ainda se manter relativamente preservada, é eminente, visto que esse cenário não deve durar muito tempo, frente ao acelerado ritmo de desenvolvimento e crescimento populacional na Bacia do Alto Paraguai. Mesmo em áreas com histórico de queimadas antigo, como o Pantanal, os impactos de longo prazo e do uso repetitivo do fogo sobre sua fauna e flora são praticamente desconhecidos. Em especial, isso é válido para as aves, com raros trabalhos que avaliam as respostas das espécies ao longo do processo de sucessão pós-fogo (Watson *et al.* 2012), especialmente no Pantanal.

A proposta do presente estudo foi avaliar como as aves respondem ao evento do fogo em três tipos de formações florestais do Pantanal norte, na sub-região de Barão de Melgaço, MT. Adicionalmente, também foram avaliados os impactos das queimadas na estrutura da vegetação em cada floresta, assim como a associação das aves com a vegetação.

No Capítulo 1 foram avaliados os efeitos do fogo sobre as aves em dois tipos de matas secas, assim chamadas por não serem atingidas pelo pulso de inundação anual, o acurizal e o tabocal. Essas matas possuem como principal característica o sub-bosque dominado pela palmeira acuri *Attalea phalerata* e pela taquara ou taboca *Guadua* sp., respectivamente. Parâmetros quali-quantitativos da comunidade de aves e da vegetação foram medidos em áreas atingidas pelo fogo em 2005 e comparados com os resultados obtidos em matas controle, sem ocorrência recente de fogo.

No capítulo 2 foram avaliados os efeitos do fogo sobre as aves e a vegetação em uma floresta inundável dominada pelo cambará *Vochysia divergens*, localmente conhecida como cambarazal. Nesta floresta foram estudadas três áreas com tratamentos de fogo distintos: uma área queimada em 2005, uma queimada em 2010 e uma área controle, sem histórico conhecido de fogo.

CAPÍTULO 1

EFEITOS DO FOGO SOBRE COMUNIDADES DE AVES EM MATAS SECAS DO PANTANAL



Incêndio florestal no Pantanal. Foto: Haroldo Palo Jr.

1.1 INTRODUÇÃO

O Pantanal corresponde a maior área úmida do planeta, formado pela planície de inundação do alto rio Paraguai e seus afluentes (Antas 2006). Está localizado na porção oeste do Brasil, nos Estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, se estendendo até a Bolívia e Paraguai (Harris *et al.* 2005). A vegetação é heterogênea e influenciada por quatro grandes ecossistemas adjacentes: Floresta Amazônica, Cerrado, Chaco e Mata Atlântica (Adámoli 1982). Diferente de outras áreas úmidas do planeta, o Pantanal é uma planície intermitente e sazonalmente inundada, com áreas significativas de ambiente terrestre não alagáveis intercaladas com áreas anualmente inundáveis. A oscilação anual do nível da água é responsável por grande parte dos processos ecológicos que ali ocorrem (Junk *et al.* 1989). Diferenças locais do regime hidrológico, somadas às variações da topografia e do solo, proporcionam zonas permanentes e periodicamente alagadas (Nunes da Cunha e Junk 2001) e outras raramente alagadas (Por 1995, Brandão *et al.* 2011).

O Pantanal é considerado um dos grandes reservatórios de vida selvagem do planeta. Seu sistema de planícies alagáveis e grande variedade de habitats são altamente produtivos, abrigando uma rica biota aquática e terrestre em elevada concentração de indivíduos (Pott e Adámoli 1999, Swarts 2000). Além do mais, a confluência dos sistemas hidrográficos Paraguai-Paraná, influenciada pelos ecossistemas circundantes, possibilita um intercâmbio biótico extraordinário (Carron 2000).

Embora o valor ecológico e as funções hidrológicas do Pantanal tenham sido cada vez mais reconhecidos, a região enfrenta crescentes desafios. As principais fontes de pressão sobre a biodiversidade do Pantanal resultam de atividades humanas, destacando-se como principais ameaças a destruição de habitats para pecuária, caça e pesca excessivas, captura e tráfico de espécies ameaçadas ou em perigo, construção de barragens nos planaltos de entorno, afetando o ritmo hidrológico e a descida de nutrientes para a planície, introdução de espécies exóticas e o fogo (Swarts 2000, Harris *et al.* 2005). Historicamente, o fogo sempre ocorreu no Pantanal, na forma de episódios ocasionais produzidos por raios (Brandão *et al.* 2011). É provável que as queimadas

fossem menos frequentes, mas muito mais severas que atualmente, devido ao acúmulo de biomassa de gramíneas não pastadas (Pott 2007). Com a chegada do homem, há cerca de 8.000 anos, houve um incremento nos eventos de queimadas na planície (Pott e Pott 2004).

Inicialmente o fogo era usado para afugentar animais de caça e, logo que a agricultura iniciou-se, no preparo das áreas para plantio (Rodriguez 2004). A partir do século XVI, com a colonização europeia, o fogo foi intensamente usado na preparação das pastagens naturais para o gado, aumentando a extensão das áreas queimadas e tornando-o frequente na planície pantaneira (Brandão *et al.* 2011). O subsequente adensamento da população humana e o aumento do rebanho bovino foram fatores aceleradores do uso do fogo na pecuária e na agricultura de subsistência (Brandão *et al.* 2011). Atualmente incêndios anuais de origem humana são frequentes em virtualmente toda extensão do Pantanal e planaltos do entorno, principalmente de agosto a outubro.

O fogo representa um dos distúrbios ambientais que mais acarretam mudanças drásticas no ambiente. No Pantanal, os efeitos do fogo nas diferentes fitofisionomias são controversos, variando de acordo com o tipo de vegetação predominante (Pott 2007). Há ainda de se considerar a dinâmica de enchentes e vazantes, que influenciam diretamente no regime de queimadas do Pantanal. Dessa forma, as respostas do meio biótico à ação do fogo podem ser percebidas nas diferentes fisionomias e níveis biológicos de organização.

Ainda que o equilíbrio dos ecossistemas do Pantanal seja determinado pela dinâmica das inundações periódicas, ocorrem ambientes cuja influência da cheia é pouco evidente. Dentre esses ambientes destacam-se as florestas semidecíduas, também chamadas de matas secas, pois não são atingidas pelo pulso de inundação anual e caracterizadas pela deciduidade de grande parte das espécies arbóreas no período da seca. Essas florestas apresentam distribuição disjunta no Pantanal, como resultado das inundações anuais, e devido às necessidades ecológicas próprias da sua flora característica, a água superficial é fator limitante à sua expansão (Brandão *et al.* 2011).

Dentro da floresta semidecídua no Pantanal, duas formações caracterizam-se pelo aspecto monodominante da vegetação do sub-bosque: o acurizal e o tabocal, cujos sub-bosques são dominados pela palmeira acuri *Attalea phalerata* Mart. ex Spreng (Arecaceae) e pela taboca *Guadua* sp. (Poaceae), respectivamente. Os acurizais apresentam ampla ocorrência em todo Pantanal, enquanto os tabocais são mais significativos no interflúvio Cuiabá-São Lourenço e ao longo do rio Miranda, com pouco destaque em outras matas secas da planície (Antas com. pess.). Por se localizarem em áreas não atingidas pelas águas da cheia, essas formações são alvo constante da ocupação humana e suas atividades, que incluem a retirada de madeiras nobres utilizadas nas construções, cercas e para exportação.

O baixo nível de conhecimento adquirido sobre a complexa dinâmica anual do Pantanal, aliado ao baixo conhecimento científico sobre sua biodiversidade (Swartz 2000), tornam esse ecossistema especialmente interessante do ponto de vista científico. De forma complementar, o conhecimento acumulado sobre os efeitos do fogo sobre comunidades de aves florestais ainda é escasso (Watson *et al.* 2012), sendo praticamente inexistente para o Pantanal.

Em ambientes florestais, diferentes espécies de aves exigem características estruturais específicas, como árvores grandes, sub-bosque denso ou certa quantidade de serrapilheira, que fornecem locais de nidificação adequados ou áreas de forrageio. O fogo tem o potencial de alterar a disponibilidade de alguns ou de todos esses recursos e, portanto, afetar a comunidade de aves florestais associada (Artman *et al.* 2001).

Estudos sobre a resposta das aves ao fogo em escalas temporais longas são raros, assim como o comportamento das espécies durante os processos de sucessão (Watson *et al.* 2012). Estudos de longa data raramente são realizados em escalas geográficas amplas, o que pode resultar em efeitos localizados obscurecendo padrões sucessionais (Johnson e Miyanishi 2008). Além disso, grande parte do conhecimento adquirido provém de estudos realizados em regiões de clima temperado (*e.g.* Apfelbaum e Haney 1981, Artman *et al.* 2001) e ambientes savânicos (Cavalcanti e Alves 1997, Cintra e Sanaiotti 2005, Sousa 2009).

Nesse sentido, o presente estudo teve como principais objetivos (1) verificar o impacto do fogo à médio prazo (6-7 anos) na riqueza e abundância de aves em dois tipos de matas secas do Pantanal norte (acurizal e tabocal) e (2) avaliar quais espécies de aves são prejudicadas ou beneficiadas pela ação do fogo. Também foi foco deste estudo (3) determinar os impactos do fogo sobre a estrutura da vegetação e (4) verificar quais estruturas da vegetação influenciam a abundância das aves nos ambientes antes e após o fogo.

A hipótese considerada foi a de que o fogo não age como fator determinante das comunidades de aves nas fitofisionomias estudadas, quando considerado o período de 6-7 de sucessão. A realização deste estudo poderá elucidar aspectos populacionais da avifauna em áreas atingidas pelo fogo e como alterações na estruturação do ambiente podem afetar as aves. As informações obtidas com a presente pesquisa podem subsidiar ações de manejo florestal na região do Pantanal, possibilitando a manutenção da biodiversidade em uma escala regional.

1.2 MATERIAL E MÉTODOS

1.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na RPPN SESC Pantanal (RSP), localizada na porção norte do Pantanal (16°40' S, 56°20' W), no município de Barão de Melgaço, estado de Mato Grosso (Figura 3). A RSP possui área de 106.308 ha, tendo seus limites terrestres com fazendas destinadas à criação de gado, pequenas e médias propriedades rurais e com a Reserva Indígena Perigara, ao sul.

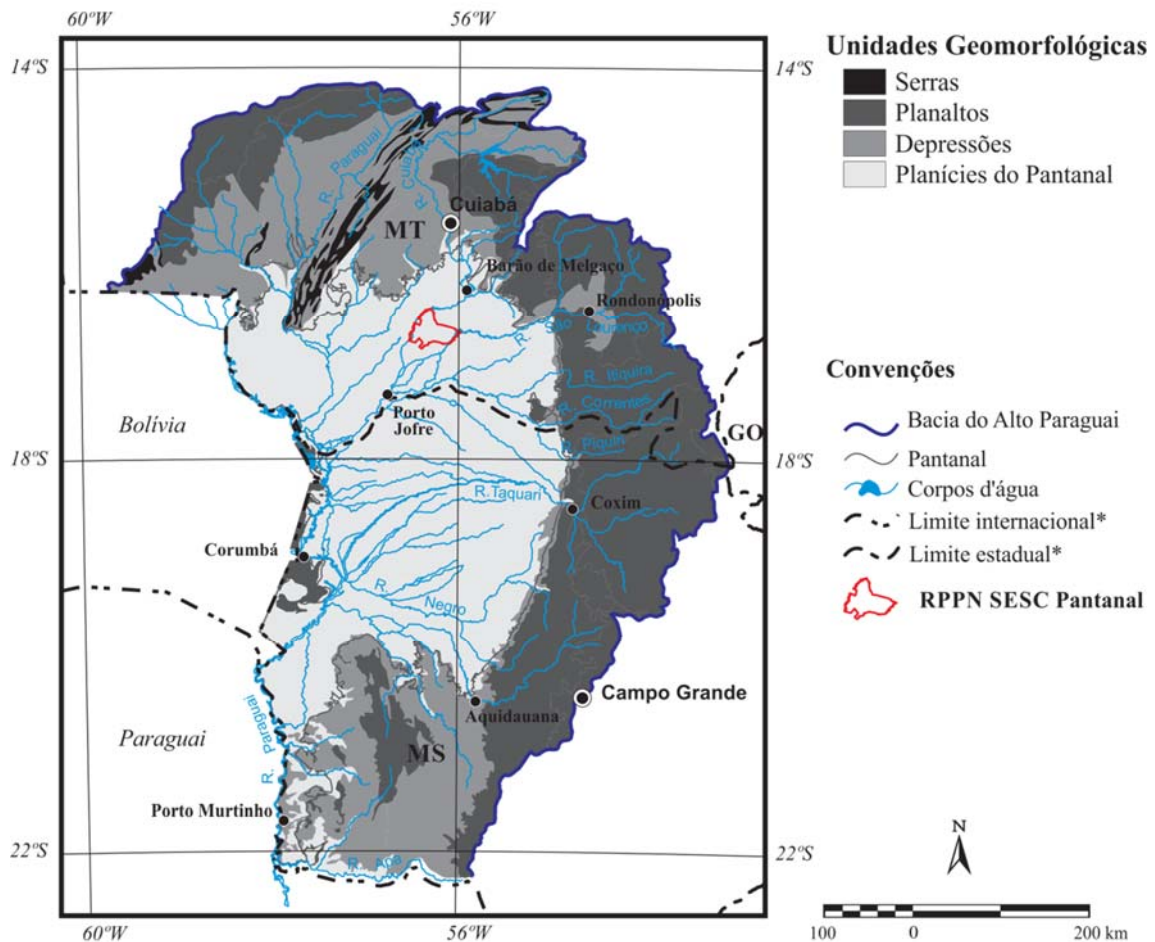


Figura 3. Unidades geomorfológicas do Pantanal segundo PCBAP (1997), com localização da RPPN SESC Pantanal. *Limites deslocados para Sul para melhor visualização da hidrografia. Adaptado de Cordeiro (2004).

O clima da região é definido como savana tropical ou Aw, segundo a classificação de Köppen (Peel *et al.* 2007). Duas estações são bem definidas ao longo do ano, uma seca que vai de abril a setembro, e outra chuvosa que vai de outubro a março (Figura 4), com cerca de 80% da precipitação anual ocorrendo nesse período (Dolabella 2000). A altitude média gira em torno de 100 m.

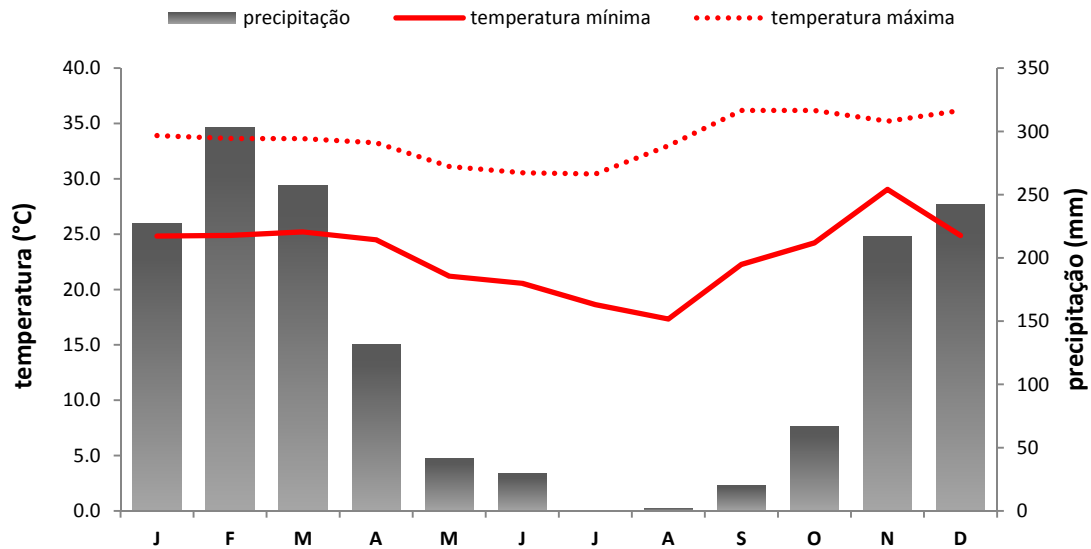


Figura 4. Climograma com a média mensal de precipitação, temperatura mínima e máxima ao longo do período de estudo (2011 a 2013) na região da RPPN SESC Pantanal. Fonte: ANA (2013).

No interior da RSP estão representadas diferentes fitofisionomias e ambientes, tanto característicos da planície pantaneira como da região de transição com ecossistemas do entorno (Figura 5). As regiões central e norte são dominadas por cerrados e cerradões, entremeados por pequenos brejos estacionais e campos sem inundação. Existe grande variedade de ambientes aquáticos lânticos e lóticos, destacando-se as lagoas (baías, na terminologia local), braços de rios (corixos), rios, brejos e tanques artificiais (Brandão *et al.* 2011). Entre as formações florestais, ocorrem matas estacionalmente inundáveis e matas secas, pouco influenciadas pelo fluxo de inundação. Dentre as matas não atingidas pelo fluxo de inundação, destacam-se as formações semidecíduas, com extensões representativas do acurizal e tabocal.

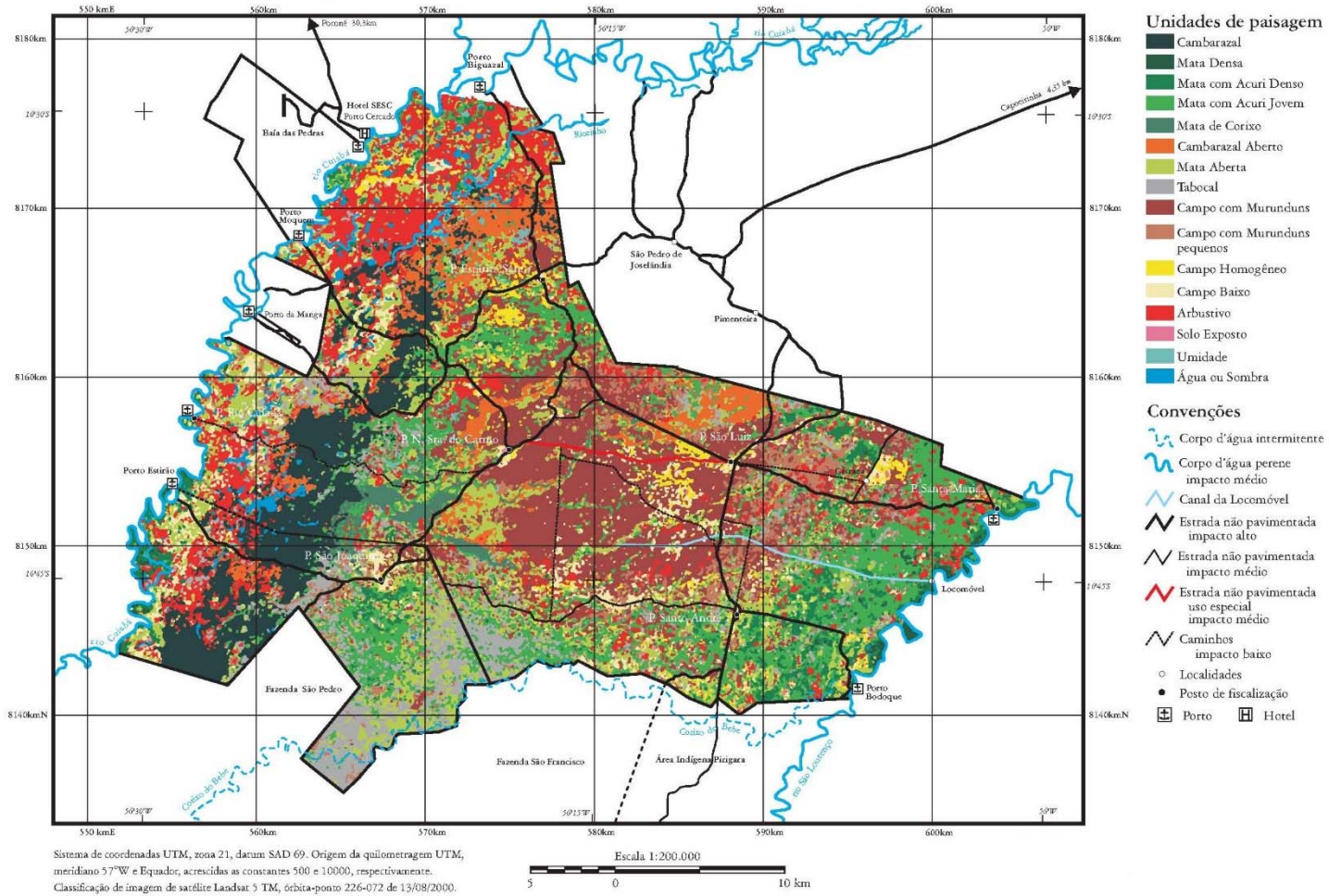


Figura 5. Mapa temático de cobertura do solo da RPPN SESC Pantanal, produzido através de classificação de imagem Landsat 7 ETM+. Descrição da legenda de acordo com o Apêndice 1. Adaptado de Cordeiro (2004).

1.2.2 Histórico do fogo na RPPN SESC Pantanal

Nas propriedades do entorno da RSP e na terra indígena ao sul, o fogo é utilizado como uma das principais formas de manejo de terreno. Esse procedimento, rápido e de baixo custo, elimina os arbustos e gramíneas e antecede o plantio de diversas culturas ou o preparo de pastagens para o gado. O fogo é utilizado também como forma de afugentar animais para a caça anualmente, no caso dos indígenas. As queimadas originadas dessas duas maneiras muitas vezes ultrapassam os limites da RSP, causando grandes alterações na estrutura do ambiente natural. Além disso, o fogo pode ter origem num processo natural menos frequente, no caso de raios. Os dois primeiros anos da RSP correspondem ao momento de maior efeito do fogo sobre seus ambientes (Tabela 1).

Tabela 1. Histórico do fogo na RPPN SESC Pantanal.

Ano	Área Afetada (ha)	Observações
1998	15.000	Incêndio provocado por um andarilho na região do Posto de Proteção Ambiental São Luís.
1999	52.420	Fogo a partir da Reserva Indígena Perigara.
2000	170	Fogo provocado por raio na região da Catraca.
2001	140	Fogo na região da antiga Fazenda Santa Luzia.
2002	350	Fogo na região do Biguazal.
2003	8.000	Fogo na região da fazenda São Joaquim, nessa época ainda não incorporada à RSP. Fogo de maior extensão iniciado por raio desde o estabelecimento da RSP.
2004	150	Fogo na região do Biguazal.
2005	14.360	A maior parte na fazenda São Joaquim. Fogo associado à queimada de 279.000 ha na área da Reserva Indígena Perigara e margens do rio São Lourenço, fora da RSP.
2010	-	Fogo na região entre o corixo Riozinho e o Posto de Proteção Ambiental Espírito Santo.

Fonte: Brandão *et al.* (2011).

1.2.3 Desenho experimental e amostragem das aves

Para a realização deste estudo foram selecionadas duas fitofisionomias de matas secas, o acurizal e o tabocal, sendo avaliados os efeitos do fogo sobre as comunidades de aves e sobre a estrutura da vegetação. Em cada fitofisionomia, foram selecionadas duas áreas de amostragem com diferentes históricos de ocorrência do fogo: uma área queimada em 2005, com 6-7 anos sem ocorrência do fogo, nesse trabalho denominada como área queimada (AQ – acurizal queimado; TQ – tabocal queimado), e uma área sem histórico de fogo conhecido, ao menos desde a implantação da RSP, denominada área controle (AC e TC, respectivamente).

Nessas duas fisionomias o dossel varia de 15 a 20 m, com árvores emergentes que chegam a 25 m. Entre as espécies arbóreas características destacam-se o angico *Anadenanthera colubrina*, o cedro *Cedrela fissilis*, o jatobeiro-mirim *Hymenaea courbarili*, e a ximbuva *Enterolobium contortisiliqua*. Ainda são frequentes a maminha-de-porca *Fagara hassleriana*, o carvoeiro *Calliandra parviflora*, a aroeira *Myracrodruon urundeuva*, o manduvi *Sterculia apetala*, o gonçaleiro *Astronium fraxinifolium*, o chico-magro *Guazuma ulmifolia*, o cumbaru *Dipteryx alata*, a mulateira *Albinizia niopiodes* e figueiras *Ficus* sp. Grande parte dessas espécies apresenta características semidecíduas, com a queda das folhas na estação seca.

O acurizal representa uma fisionomia florestal cujo sub-bosque é dominado pela palmeira acuri *Attalea phalerata*. Ocorre em diversos trechos da RSP, ora como uma forma de transição entre as matas densas e formações semiabertas, ora em aglomerados mais no interior da mata, distante das bordas. Na porção sul da RSP, o acurizal faz contato com o tabocal, onde gradativamente o sub-bosque passa a ser dominado pela taboca. As variações térmicas nessa fisionomia, durante o dia, são similares às formações com dossel mais denso (*e.g.* cambarazal), e com grande perda de calor durante à noite, nesse aspecto se assemelhando às formações com menor cobertura de dossel (Hofmann *et al.* 2010).

No tabocal o sub-bosque apresenta adensamentos significativos da taboca *Guadua* sp. Em razão da elevada densidade de tabocas, o sub-bosque apresenta baixa abundância de plântulas, conferindo a essa formação um aspecto de monodominância. Os tabocais ocorrem em extensas áreas na porção sul da RSP, embora sejam encontrados em menor extensão em outros pontos da RSP. As características térmicas dessa formação revelaram maior proximidade com áreas abertas do que com áreas florestais (Hofmann *et al.* 2010).

As aves foram amostradas em oito campanhas de campo entre 2011/2013, distribuídas sazonalmente nos seguintes períodos: cheia, vazante, seca e enchente, com duas coletas realizadas em cada estação. A divisão sazonal das coletas teve como objetivo registrar o maior número de espécies nos ambientes, considerando os principais períodos sazonais e as mudanças que ocorrem em muitos ambientes da planície, embora a avaliação sazonal da avifauna não tenha sido foco do presente estudo. Dois métodos complementares (Rappole *et al.* 1998) foram utilizados para a amostragem das aves:

a) Pontos de contagem

Foi utilizado o método de pontos de contagem com distância ilimitada (Blondel *et al.* 1981, Bibby *et al.* 1993), onde foram demarcados 10 pontos fixos em cada área amostral, preferencialmente em trilhas e acessos já existentes e a uma distância mínima de 150 m entre si. Os pontos foram numerados de 1 a 10, e foram amostrados em sequência crescente e decrescente ao longo das campanhas, alternadamente. A cada campanha, uma manhã foi utilizada para a amostragem por área, onde cada ponto foi amostrado durante 10 min, com início 20 min antes do nascer do sol. Foram obtidas 80 amostras e um esforço de 800 min por área. Cada indivíduo detectado de forma auditiva ou visual durante as contagens foi considerado como um contato. Foram descartadas das análises amostras com ocorrência de ventos ou chuvas fortes, a ponto de influenciar na detecção das aves. Dessa forma, 3 amostras (pontos) não foram consideradas para as análises do TC, devido à chuva.

b) Capturas com redes-ornitológicas

Esse método foi utilizado de modo complementar, visando a captura de espécies pouco conspícuas e/ou abundantes, não detectadas na amostragem por pontos. A cada campanha foram utilizadas 10 redes por área amostral, sendo cinco redes de 12 x 2,5 e malha 36 mm e cinco redes de 12 x 2,5 e malha 61 mm, dispostas de forma contínua e em linha reta. As redes eram abertas no início da manhã e fechadas após 5 h, durante duas manhãs consecutivas. O esforço amostral empregado por área, calculado de acordo com Straube e Bianconi (2002), foi de 25.035 m².h para o AC, 24.340 m².h para o AQ, 23.395 m².h para o TC e 24.145 m².h para o TQ.

1.2.4 Grupos funcionais

O conceito de “grupos funcionais” considerado no presente estudo agrupa espécies funcionalmente interligadas por compartilhar recursos em comum do hábitat ou associações de acordo com os padrões de utilização do ambiente (French e Picozzi 2002). Esse conceito fornece um meio eficaz de interligar a biodiversidade de aves com padrões ambientais, pois espécies de aves que possuem exigências ecológicas similares tendem a responder de forma semelhante às mudanças na disponibilidade desses recursos. As espécies foram agrupadas em duas categorias de grupos funcionais, uma considerando as (1) categorias tróficas de acordo com o hábito alimentar preferencial e a (2) estratificação, considerando a utilização vertical do ambiente florestal. A classificação foi baseada em obras de referência (Willis 1979, Sick 1997, Donatelli *et al.* 2004) além de observações *in situ*. Foram consideradas as seguintes categorias tróficas: frugívoros – dieta predominante baseada em frutos, grãos e sementes; carnívoros – dieta baseada em vertebrados, incluindo menor fração de artrópodes; insetívoros – dieta composta basicamente de insetos e outros artrópodes; onívoros – espécies com capacidade de explorar diversas fontes alimentares de maneira similar; nectarívoros – dieta composta principalmente por néctar, incluindo pequenos artrópodes para algumas espécies; detritívoros – dieta composta especialmente de vertebrados em decomposição. Os estratos verticais considerados foram: solo – espécies que vivem preferencialmente no solo; copa – espécies que habitam preferencialmente o dossel

florestal; sub-bosque – espécies que utilizam preferencialmente o estrato situado entre o solo e a copa.

1.2.5 Caracterização ambiental

Em cada ponto de amostragem da avifauna foram estabelecidas duas estações de coleta de dados ambientais, perpendiculares à estrada, considerando um raio de 30m. Em cada estação, estimativas visuais de sete variáveis (Tabela 2) sobre a estrutura da vegetação foram determinadas em um raio de aproximadamente 25m.

Tabela 2. Variáveis estruturais da vegetação estimadas em cada ponto de amostragem da avifauna na RPPN SESC Pantanal.

Variável	Descrição
1. Altura do dossel	Altura média do estrato superior (m)
2. Cobertura do dossel	Estimativa da cobertura do dossel (%)
3. Taboca	Densidade de taboca no sub-bosque (%)
4. Acuri	Densidade de acuri no sub-bosque (%)
5. Árvores mortas	DAP > 50cm, em relação ao total de árvores (%)
6. Altura da copa	Altura média da copa das árvores (m)
7. Densidade do sub-bosque	Categorias de altura (%); 0-1m; 1-2m; 2-3m

A Figura 6 ilustra como as medidas foram estimadas. Para o cálculo da altura do dossel (c) e da copa (a) foi utilizado um clinômetro de 180° (Figueiredo 1988) posicionado à altura dos olhos. À uma distância conhecida de uma árvore (e) com dossel mediano, foi calculado o ângulo formado entre o observador e a copa da árvore (α). Em posse dessas informações, a altura do dossel foi calculada e estimada em cada estação com a aplicação de funções trigonométricas, sendo acrescentada ao final a altura do clinômetro em relação ao solo ($d = 1,75$ m), de acordo com a seguinte fórmula (Figueiredo 1988): $c = (e \cdot \text{tg}\alpha) + d$, onde $\text{tg}\alpha$ representa a tangente do ângulo α . O mesmo princípio foi utilizado para o cálculo da altura das copas, subtraindo-se a altura inferior da copa (b) da altura superior (c). A estimativa da cobertura do dossel foi realizada em cinco pontos por estação, sendo um central e os demais distribuídos num

raio de 25m nos sentidos norte, sul, leste e oeste. Um tubo cilíndrico foi usado para visualizar a copa, verticalmente, onde foi estimado o percentual de cobertura foliar (Korhonen *et al.* 2006). Para a estimativa da densidade do sub-bosque, foi utilizada como referência uma vara de três metros, graduada a cada metro com coloração alternada entre vermelho e branco (adaptado de Nudds 1977). Essa variável foi estimada em quatro pontos por estação, sendo que em cada ponto foram consideradas três faixas de altura: do nível do solo até 1m, entre 1-2m e entre 2-3m.

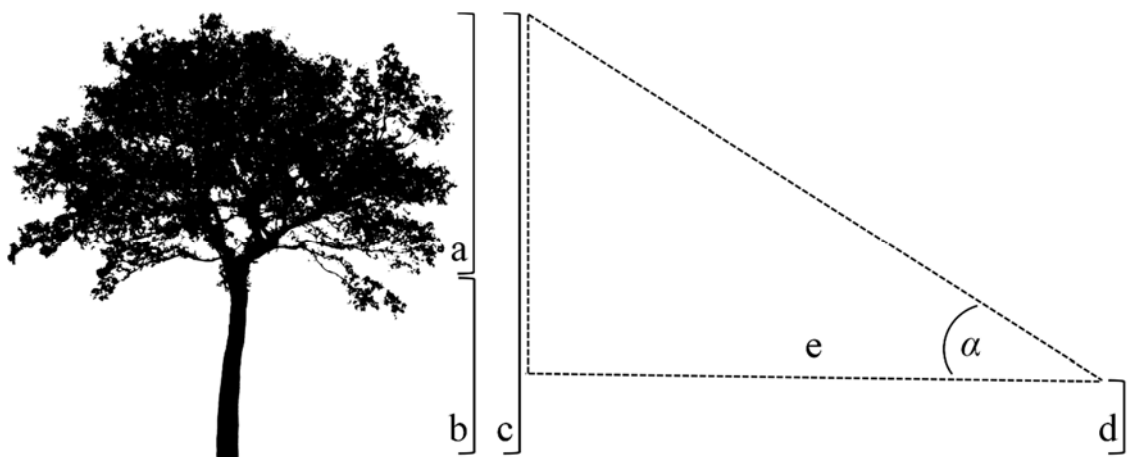


Figura 6. Medidas utilizadas para o cálculo da altura do dossel e da copa.

1.2.6 Análises

Para expressar a abundância relativa das espécies registradas pelo método de pontos de contagem foi utilizado o índice pontual de abundância (IPA), calculado pela divisão do número de contatos de cada espécie pelo número total de amostras (Vielliard e Silva 1990). A abundância relativa das aves capturadas nas redes foi expressa pela taxa de captura, obtida pelo número de capturas de cada espécie em função do esforço de 100 horas/rede (Karr 1981).

A estimativa do número de espécies para cada área amostral foi calculada pelo método não-paramétrico Jackknife 1 (Smith e Belle 1984, Gotelli e Cowell 2001), tendo como base o número de indivíduos. Os cálculos foram realizados com base em 100

randomizações. Para essa estimativa foram utilizados os resultados da contagem por pontos, considerando cada ponto como uma amostra. O estimador Jackknife 1 é recomendado por levar em conta variações na detectabilidade das espécies, apresentando bom desempenho em simulações (Burnham e Overton 1979, Norris e Pollock 1996). As curvas foram construídas utilizando o programa EstimateS 9.1 (Coowell 2013), e o intervalo de confiança (95%) das estimativas foi calculado de acordo com Zar (2010).

O teste de Mann Whitney (teste U) foi utilizado para verificar diferenças nas medianas dos dados de abundância (IPA) das aves entre as áreas queimadas e controle, inclusive para as categorias de grupos funcionais. Detritívoros foram excluídos dessa análise por não apresentarem o número mínimo de scores para o teste ($n = 4$). O teste U também foi utilizado para verificar diferenças entre as variáveis estruturais da vegetação. Diferenças no número de espécies foram verificadas com o teste G (McDonald 2008).

O fogo foi considerado prejudicial para uma espécie ou guilda quando sua abundância em uma ou em ambas áreas atingidas pelo fogo foi significativamente menor que na área controle. Inversamente, foram consideradas beneficiadas pela ação do fogo as espécies ou guildas cuja abundância foi significativamente maior em uma ou em ambas áreas queimadas.

Em estudos ecológicos, análises estatísticas para reduzir o número de variáveis, tais como a Análise de Componentes Principais (ACP), têm sido usadas para resumir as variáveis de hábitat ou para explorar gradientes ambientais em alguns eixos (Garaffa *et al.* 2009, Leveau 2013). A ACP foi empregada com o objetivo de determinar quais variáveis ambientais melhor caracterizam as áreas controles e queimadas. Os dados foram transformados (Log) para normalizar a distribuição (Zar 2010).

Para testar a relação entre as variáveis estruturais da vegetação e a comunidade de aves foi utilizado o método de regressão linear simples (Zar 2010). A finalidade deste teste foi determinar quais características do ambiente (variáveis independentes)

influenciaram na abundância da avifauna (variável dependente) em cada localidade amostrada. Foi desenvolvido um modelo para cada uma das variáveis considerando a abundância total e a abundância em cada um dos grupos funcionais, utilizando o programa Bioestat 5.0 (Ayres *et al.* 2007). Em todas as análises o nível de significância considerado foi de $p < 0,05$.

1.3 RESULTADOS

Foram registradas 177 espécies de aves no acurizal e tabocal, considerando os dois métodos de amostragem (Apêndice 2). Deste total, quatro espécies foram excluídas das análises (*Dendrocygna viduata*, *Ardea alba*, *Egretta thula* e *Ara ararauna*), pois não foram observadas pousadas ou utilizando recursos nas áreas de estudo, sendo registradas somente em sobrevoo.

Considerando os dois métodos, foram registradas 161 espécies de aves no acurizal, 146 no AC e 112 no AQ ($G = 4,494$; $gl = 1$; $p < 0,05$). De acordo com o método de pontos de contagem, foram registradas mais espécies no AC ($n = 140$) do que no AQ ($n = 110$; $G = 3,609$; $gl = 1$; $p > 0,05$). No tabocal foram registradas 137 espécies, sendo que 127 foram registradas no TC e 116 no TQ ($G = 0,498$; $gl = 1$; $p > 0,05$). Na aplicação do método de pontos de contagem, foram registradas 121 espécies no TC e 111 no TQ ($G = 0,431$; $p > 0,05$). A heterogeneidade ambiental promovida pelo fogo não influenciou significativamente o número de espécies no acurizal ($G = 0,733$; $p > 0,05$) e no tabocal ($G = 0,379$; $p > 0,05$).

Os resultados das capturas com redes revelaram que o número de espécies e indivíduos apresentaram pouca variação entre as áreas controle e queimada nas duas fisionomias (Tabela 3). No AC, 20% das espécies ($n = 6$) capturadas foram registradas exclusivamente por esse método. Já no AQ essa proporção foi menor, apenas 6% ($n = 2$). No acurizal, *Dendrocolaptes platyrostris* e *Neopelma pallescens* foram registradas somente nas redes do AC.

No TC, 19% das espécies (n = 6) apareceram somente nas redes, enquanto no TQ apenas 12% (n = 5) foram exclusivas desse método. *Coccyzus melacoryphus* foi capturado somente no TC, enquanto *Attila phoenicurus* somente no TQ.

Tabela 3. Sumário dos resultados das capturas com redes no camarazal. $p \leq 0,05$ para o teste G.

	AC	AQ	p*	TC	TQ	p*
Espécies	30	31	ns	31	42	ns
Capturas	131	131	ns	115	123	ns
Taxa de captura**	15,7	16,15	ns	14,75	15,28	ns

ns: não significativo; *: graus de liberdade = 1; **: em função de 100 h/rede.

O número de espécies estimado para o AC e AQ foi de 166 e 135 ($G = 3,198$; $gl = 1$; $p > 0,05$), respectivamente (Figura 7).

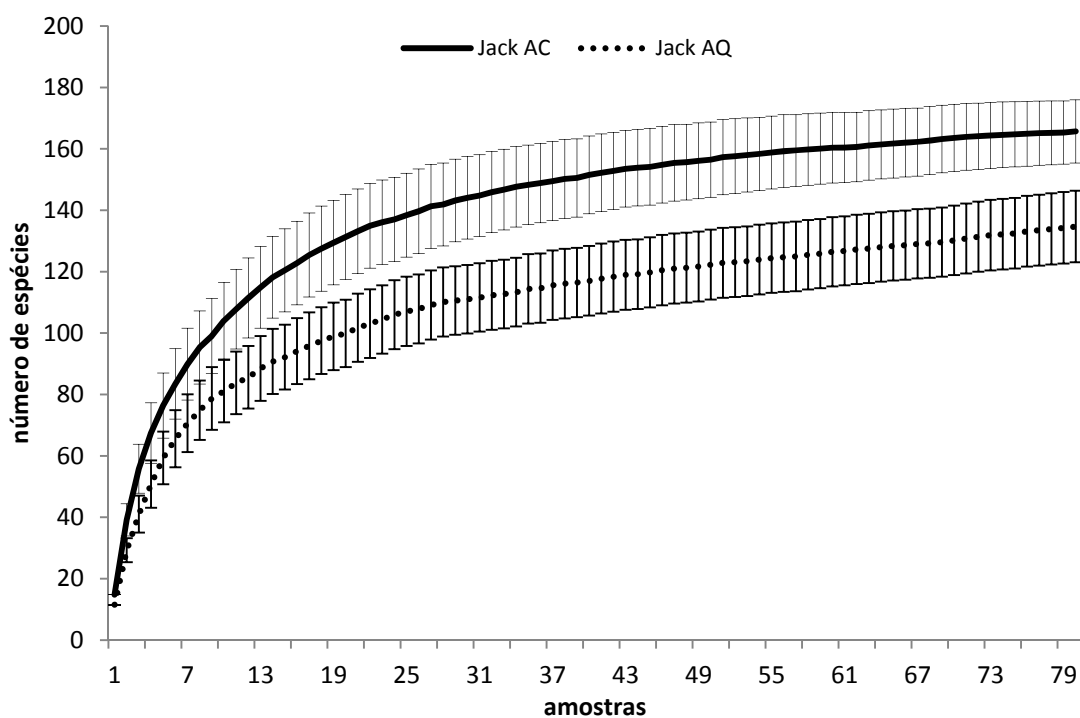


Figura 7. Curva cumulativa do número de espécies estimado pelo método Jackknife 1 para o acurizal controle (AC) e o acurizal queimado (AQ). Barras transversais representam o intervalo de confiança (95%).

Os intervalos de confiança das curvas do acurizal apresentaram uma pequena sobreposição nas primeiras amostras, na sequencia distanciando-se e mostrando uma

maior riqueza para o AC. As duas curvas apresentaram tendência à estabilização. No tabocal foram estimadas 154 espécies para o TC e 137 para o TQ ($G = 0,994$; $g1 = 1$; $p > 0,05$). Os intervalos de confiança apresentaram grande sobreposição, indicando comunidades com número de espécies semelhante (Figura 8). Para as quatro áreas amostradas, foram estimadas 207 ± 12 (intervalo de confiança) espécies de aves.

O número de contatos no AQ ($n = 1.696$) foi significativamente menor do que no AC ($n = 2.060$; $U = 9.746$; $p < 0,01$). A média de contatos/amostra foi de $25,75 \pm 9,36$ (desvio padrão) no AC, e de $21,20 \pm 7,19$ no AQ. No tabocal não houve variação significativa no número de contatos entre as o TC ($n = 1.927$) e o TQ ($n = 1.699$; $U = 8.106$; $p > 0,05$), com média de contatos/amostra muito semelhante entre os tratamentos (TC = $21,13 \pm 8,92$; TQ = $21,24 \pm 8,16$).

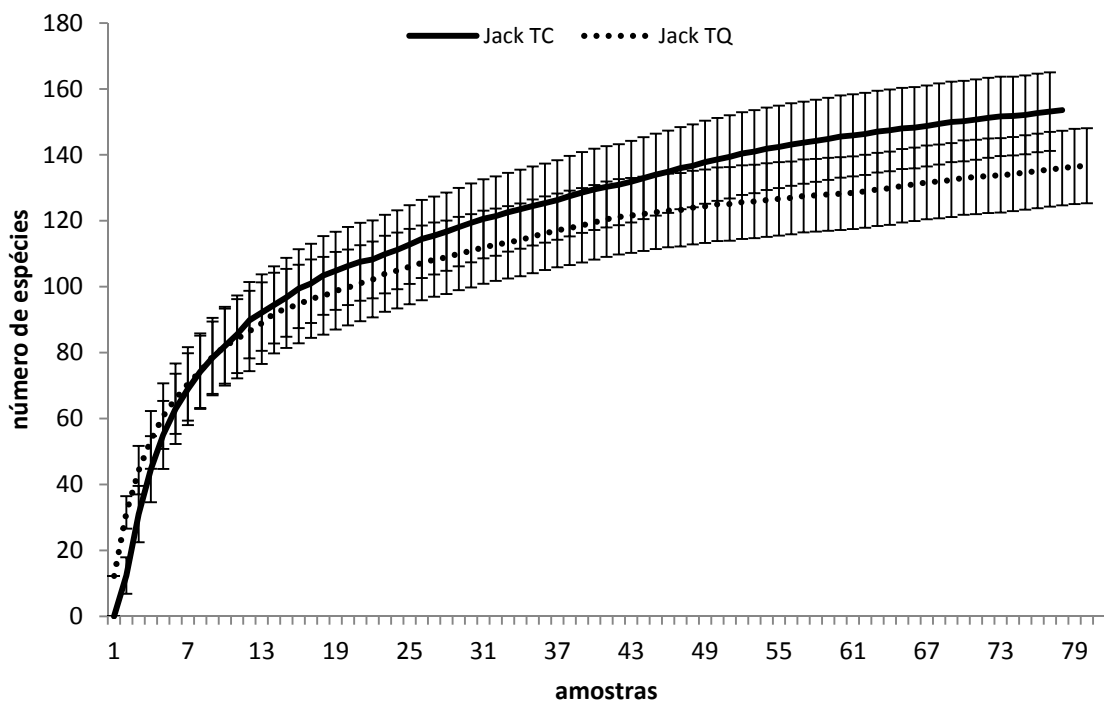


Figura 8. Curva cumulativa do número de espécies estimado pelo método Jackknife 1 para o tabocal controle (TC) e o tabocal queimado (TQ). Barras transversais representam o intervalo de confiança (95%).

O IPA por espécie variou entre 0,013 (um contato) e 1,400 (112 contatos) no acurizal, e entre 0,013 (um contato) e 1,488 (119 contatos) no tabocal. A relação das 10

espécies com maiores IPA em cada localidade revelou pouca variação específica (Tabela 4). Espécies como *Crypturellus undulatus*, *Amazona amazonica* e *Leptotila verreauxi*, por exemplo, destacaram-se por estarem entre as mais abundantes nas quatro localidades. A 10 espécies mais abundantes no AC representaram 34% do total de contatos para essa área, valor semelhante aos 35% no TC. Tanto no AQ quanto no TQ, as 10 espécies mais abundantes representaram 39% da abundância total em cada área.

Tabela 4. Relação decrescente das 10 espécies de aves mais abundantes em cada área amostral na RPPN SESC Pantanal, baseada no índice pontual de abundância (IPA).

Acurizal Controle	IPA	Acurizal Queimado	IPA
<i>Amazona amazonica</i>	1,388	<i>Amazona aestiva</i>	1,400
<i>Pheugopedius genibarbis</i>	1,175	<i>Amazona amazonica</i>	1,163
<i>Ramphocelus carbo</i>	1,113	<i>Leptotila verreauxi</i>	0,963
<i>Monasa nigrifrons</i>	0,863	<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	0,838
<i>Leptotila verreauxi</i>	0,838	<i>Crypturellus undulatus</i>	0,775
<i>Poecilotriccus latirostris</i>	0,738	<i>Monasa nigrifrons</i>	0,763
<i>Crypturellus undulatus</i>	0,713	<i>Ortalis canicollis</i>	0,738
<i>Brotogeris chiriri</i>	0,713	<i>Momotus momota</i>	0,600
<i>Casiornis rufus</i>	0,675	<i>Brotogeris chiriri</i>	0,563
<i>Conirostrum speciosum</i>	0,600	<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	0,563

Tabocal Controle	IPA	Tabocal Queimado	IPA
<i>Pheugopedius genibarbis</i>	1,468	<i>Pheugopedius genibarbis</i>	1,488
<i>Amazona aestiva</i>	0,987	<i>Leptotila verreauxi</i>	1,000
<i>Crypturellus undulatus</i>	0,974	<i>Poecilotriccus latirostris</i>	0,813
<i>Leptotila verreauxi</i>	0,766	<i>Amazona aestiva</i>	0,800
<i>Amazona amazonica</i>	0,636	<i>Brotogeris chiriri</i>	0,775
<i>Conirostrum speciosum</i>	0,610	<i>Crypturellus undulatus</i>	0,725
<i>Cacicus cela</i>	0,571	<i>Ramphocelus carbo</i>	0,688
<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	0,506	<i>Amazona amazonica</i>	0,663
<i>Poecilotriccus latirostris</i>	0,494	<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	0,625
<i>Casiornis rufus</i>	0,481	<i>Campylothamphus trochilirostris</i>	0,625

No acurizal, 31% das espécies (n = 48) foram prejudicadas pelo fogo, enquanto que 16% (n = 25) foram beneficiadas (Apêndice 2). A maior parte das espécies (53%) não apresentou diferença significativa na abundância entre os tratamentos. No tabocal, 15% das espécies (n = 20) foram prejudicadas pelo fogo, ao passo que 11% (n = 15) encontraram melhores condições na área queimada. A abundância da grande maioria (73%) não variou significativamente entre os tratamentos.

O fogo promoveu alterações significativas em várias estruturas do hábitat nas duas fitofisionomias (Tabela 5). Apenas a altura do dossel e a densidade de acuris não diferiram significativamente entre os tratamentos do acurizal. No tabocal, a altura do dossel e densidade do sub-bosque entre 1-2 m foram os únicos parâmetros com estimativas semelhantes entre os tratamentos.

Tabela 5. Comparação das variáveis estruturais da vegetação entre as florestas controle e queimada do acurizal e tabocal. Valores representados pela média \pm desvio padrão. p = p-valor ($\alpha < 0,05$) para o teste U.

Variável	Acurizal			Tabocal		
	Controle	Queimado	p	Controle	Queimado	p
Altura do dossel	18,2 \pm 2,5	17,1 \pm 2,3	ns	18,9 \pm 1,5	18,2 \pm 1	ns
Cobertura do dossel	82,8 \pm 13,1	67,8 \pm 14,2	*	82,5 \pm 7,7	62 \pm 18,2	*
Taboca	4 \pm 4,5	0	*	69,8 \pm 18,8	82,3 \pm 11,3	*
Acuri	61 \pm 13,7	61,5 \pm 10,4	ns	10,5 \pm 9,6	4,4 \pm 5,5	*
Árvores mortas	1,5 \pm 1,5	4,1 \pm 2	*	1,5 \pm 1	3,3 \pm 2,2	*
Altura da copa	5,4 \pm 0,7	6,2 \pm 0,8	*	6,1 \pm 0,8	7,5 \pm 0,8	*
Densidade sub-bosque						
0-1 m	12,3 \pm 4,4	32 \pm 11,1	*	63 \pm 17,8	76 \pm 10,8	*
1-2 m	28,5 \pm 5,6	35 \pm 6,7	*	69 \pm 19,2	74,5 \pm 14,9	ns
2-3 m	30 \pm 6,9	42,3 \pm 8,2	*	29 \pm 7,2	52,5 \pm 16,5	*

ns: não significativo; *: p < 0,05.

A ACP para as matas de acuri permitiu a extração de duas componentes que explicaram 79,6% da variação dos dados entre o AC e AQ. A componente 1 representou 57,3% dessa variação, e apresentou correlação positiva com a proporção de árvores mortas ($r = 0,75$) e a densidade do sub-bosque entre 0-1m ($r = 0,58$). A componente 2,

com 22,3% da variação, apresentou correlação positiva com o percentual de árvores mortas ($r = 0,6$) e negativa com a densidade do sub-bosque entre 0-1m ($r = -0,76$). A cobertura do dossel foi a variável mais relacionada ao AC, enquanto que a maior proporção de árvores mortas e maior densidade do sub-bosque entre 0-1m estiveram relacionadas ao AQ (Figura 9).

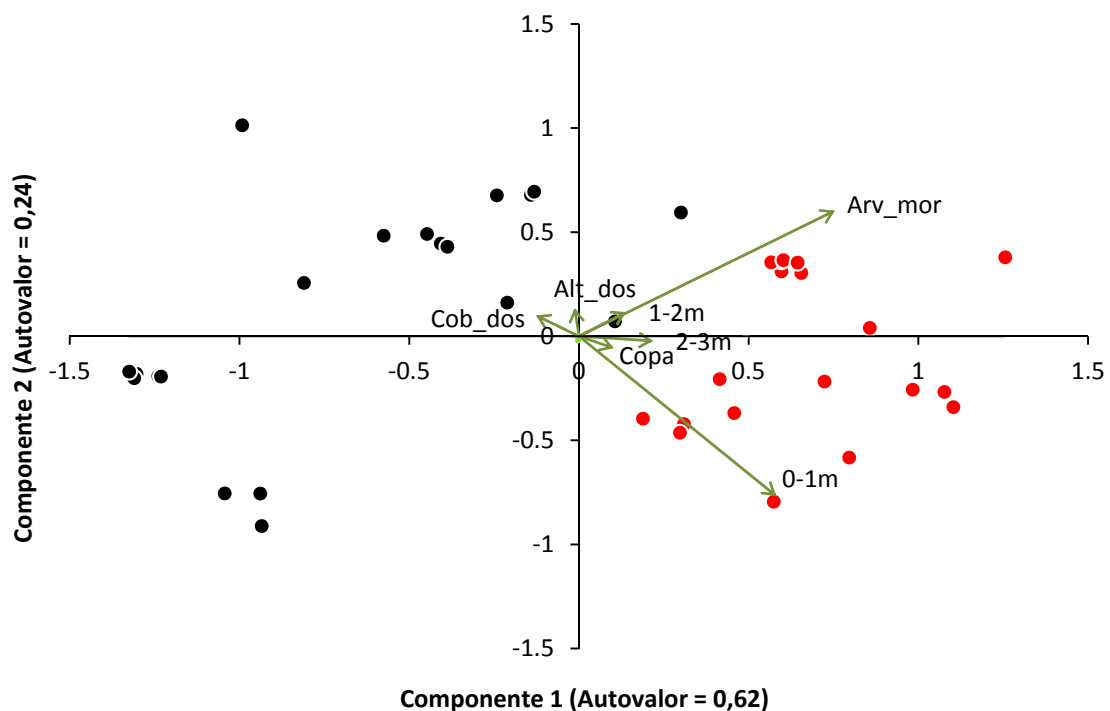


Figura 9. Análise de componentes principais em relação às variáveis ambientais no acurizal controle (círculos pretos) e acurizal queimado (círculos vermelhos).

Para as amostras do tabocal a ACP permitiu a extração de duas componentes que explicaram 80,7% da variação dos dados entre o TC e TQ. A componente 1 representou 65,2% da variação e apresentou forte correlação positiva com a densidade de acuris ($r = 0,96$). A componente 2, com 15,5% da variação, apresentou correlação positiva com o percentual de árvores mortas ($r = 0,71$) e densidade do sub-bosque entre 2-3m ($r = 0,52$). A densidade de acuris e a cobertura do dossel estiveram positivamente correlacionadas ao TC, enquanto que a proporção de árvores mortas e a densidade do sub-bosque entre 2-3m estiveram positivamente correlacionadas ao TQ (Figura 10).

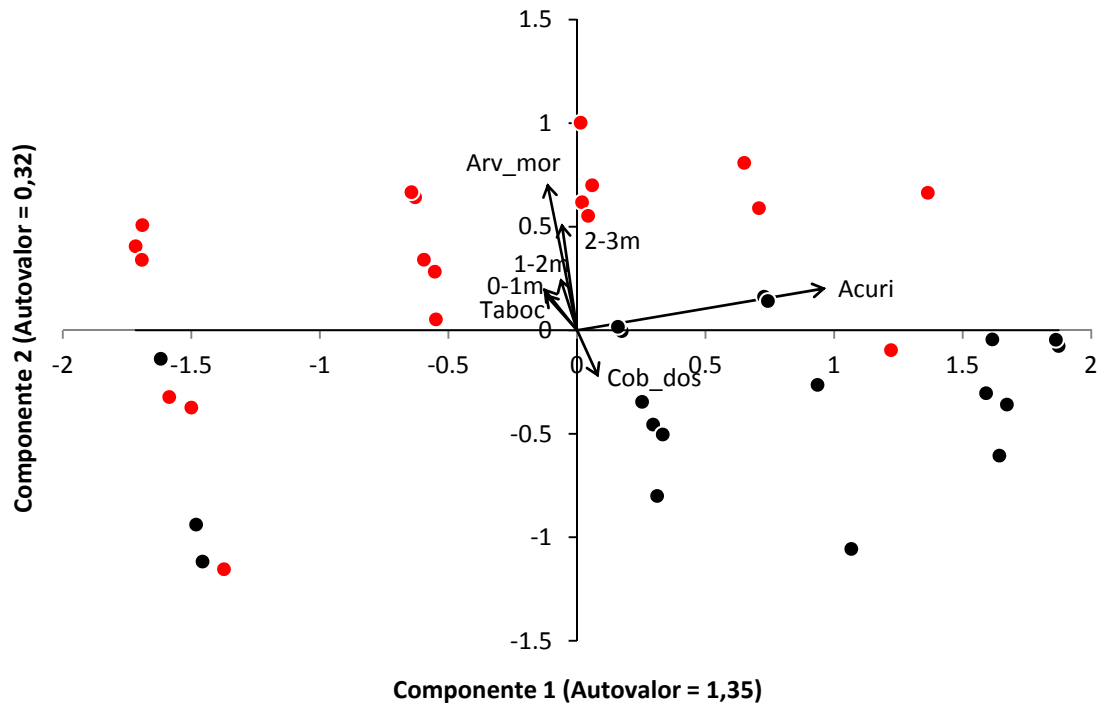


Figura 10. Análise de componentes principais em relação às variáveis ambientais no tabocal controle (círculos pretos) e tabocal queimado (círculos vermelhos).

Três grupos funcionais foram afetados negativamente pelo fogo no acurizal, carnívoros ($U = 82,5$; $p < 0,05$), insetívoros ($U = 2406$; $p < 0,01$) e aves de solo ($U = 207$; $p < 0,05$). Nenhum grupo diferiu significativamente entre os tratamentos do tabocal, embora a maioria das espécies prejudicadas pelo fogo ($n = 12$, 60%) sejam insetívoras, seguidas pelas frugívoras e onívoras, ambas com quatro espécies cada (20%). Aves de copa e sub-bosque foram as mais prejudicadas com 40% das espécies ($n = 8$) em cada grupo, seguidas pelas aves de solo com 20% ($n = 4$).

A avifauna no acurizal foi influenciada pela densidade de acuris, cobertura do dossel e densidade do sob-bosque (Tabela 6). No AC a abundância de carnívoros apresentou relação negativa com a densidade de acuris e a abundância de frugívoros diminuiu na medida em que a cobertura do dossel foi maior. Insetívoros foram influenciados positivamente pela cobertura do dossel e a abundância de aves de solo diminuiu com a maior densidade de acuris. No AQ, a abundância total das aves, abundância de insetívoros e de aves do sub-bosque diminuiram com o aumento da

densidade de acuris. Aves insetívoras e aves do sub-bosque se beneficiaram com a maior densidade do sub-bosque entre 0-1 m. A densidade do sub-bosque entre 1-2 m apresentou relação positiva com aves da copa, e a maior densidade do sub-bosque entre 2-3 m beneficiou aves onívoras e aves da copa.

Tabela 6. Relação entre as variáveis ambientais e a avifauna no acurizal controle (AC) e acurizal queimado (AQ). Os valores representam o coeficiente de regressão ajustado (r^2).

AC	Acuri	Cob_d	Sub_0-1	Sun_1-2	Sub_2-3
Carnívoros	(-)0,67**				
Frugívoros		(-)0,61**			
Insetívoros		(+)0,46*			
Solo	(-)0,44*				
Sub-bosque		(+)0,35*			
AQ					
IPA total	(-)0,51*				
Insetívoros	(-)0,73**		(+)0,46*		
Onívoros					(+)0,55**
Sub-bosque	(-)0,69**		(+)0,60**		
Copa				(+)0,70**	(+)0,46*

(+): correlação positiva; (-): correlação negativa; *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$.

No tabocal a altura e cobertura do dossel, densidade de tabocas e densidade do sub-bosque foram as variáveis que exerceram influência sobre a abundância da avifauna (Tabela 7). A abundância de insetívoros e aves do sub-bosque diminuiu com a maior cobertura do dossel, enquanto os nectarívoros foram mais abundantes onde a cobertura do dossel foi maior. Nectarívoros foram menos abundantes onde a altura da copa foi maior. No TQ a abundância de onívoros apresentou correlação positiva com a densidade de tabocas, enquanto a abundância de nectarívoros diminuiu com a maior densidade do sub-bosque (1-2 e 2-3 m).

Tabela 7. Relação entre as variáveis ambientais e a avifauna no tabocal controle (TC) e tabocal queimado (TQ). Os valores representam o coeficiente de regressão ajustado (r^2).

TC	Taboca	Alt_d	Cob_d	Sub_1-2	Sub_2-3
Insetívoros			(-)0,42*		
Nectarívoros		(-)0,41*	(+)0,37*		
Sub-bosque			(-)0,60**		
TQ					

Onívoros	(+)0,35*		
Nectarívoros		(-)0,51*	(-)0,61**

(+): correlação positiva; (-): correlação negativa; *: p < 0,05; **: p < 0,01.

1.4 DISCUSSÃO

1.4.1 Caracterização da avifauna

Em nível de comunidade, as consequências do fogo à médio prazo sobre a avifauna nas matas de acuri foram mais evidentes do que no tabocal. Em um período de 6-7 anos pós-fogo, a avifauna do acurizal não se reestabeleceu completamente, sendo observado um menor número de espécies e indivíduos em relação a área controle. No AQ foram registrados 20% menos indivíduos que no AC. Já no tabocal, os resultados demonstram que o mesmo período foi suficiente para a recomposição da avifauna a um estágio semelhante ao da área controle, embora o impacto do fogo sobre as aves em um período de tempo menor do que o avaliado seja desconhecido.

O potencial de recuperação da avifauna nas duas fitofisionomias é reforçado pelas curvas cumulativas do número de espécies estimadas para os dois ambientes. Os intervalos de confiança das curvas do acurizal apresentaram pouca sobreposição, e em concordância com os dados observados indicaram um empobrecimento da avifauna na área atingida pelo fogo. De acordo com o estimador essa diferença gira em torno de 31 espécies. No tabocal os intervalos de confiança das curvas apresentaram sobreposição ao longo de todas as amostras, refletindo numa riqueza semelhante entre as áreas. A diferença no número de espécies estimado entre o TC e TQ foi de 17 espécies.

Estudos de longo prazo que buscam avaliar a resposta das comunidades de aves ao longo do processo sucessional pós-fogo e seu potencial de reestabelecimento são raros (ver Raphael *et al.* 1987, Watson *et al.* 2012). A maior parte dos estudos ocorre num curto prazo após a ocorrência do fogo (*e.g.* Apfelbaum e Haney 1981, Cavalcanti e Alves 1997, Braz 2008).

Resultados semelhantes aos aqui obtidos foram encontrados em outros estudos onde as aves podem responder de maneira distinta à ação do fogo em diferentes

fitofisionomias. Ao avaliar os efeitos do fogo sobre a densidade de aves reproduzindo em florestas de carvalho (*Quercus* spp.) no sul de Ohio, Artman *et al.* (2001) verificaram que, a curto prazo, poucas espécies são afetadas pela queimada, e que a comunidade apresentou um alto potencial de recuperação. De forma geral, aves campestres apresentam maior tolerância ao fogo do que espécies florestais. Em outro estudo, Taylor *et al.* (2012) verificou que mais de 90% das espécies de aves influenciadas pelo fogo em dois tipos de vegetação da Austrália foram mais frequentes em estágios mais avançados de sucessão (> 20 anos pós-fogo).

A heterogeneidade ambiental e a existência de florestas com longo histórico sem ação do fogo também são tidas como condições fundamentais para a manutenção da avifauna florestal. Em paisagens com diferentes estágios de recuperação pós-fogo na Austrália, incluindo áreas com mais de 35 anos sem a ocorrência de queimadas, Taylor *et al.* (2012) constataram que a heterogeneidade de ambientes com idades pós-fogo distintas, por si só, não beneficiou a diversidade de aves, conforme proposto em outros trabalhos (Huston 1994, Tews *et al.* 2004). Os autores concluíram que mais importante do que a heterogeneidade de ambientes pós-fogo é a manutenção das paisagens mais antigas, ou seja, com mais tempo sem interferência do fogo, já que alguns atributos estruturais da vegetação apresentam lenta recuperação (alguns ao menos 110 anos, Haslem *et al.* 2011). A mesma conclusão talvez seja válida para as matas secas do Pantanal, visto que a criação de mosaicos de vegetação em diferentes estágios de sucessão não alterou de maneira significativa o número de espécies no acurizal e no tabocal.

Embora a composição avifaunística das matas secas do Pantanal seja pouco conhecida, esse ambiente talvez seja um dos mais importantes para as aves no Pantanal. Em um estudo realizado no Pantanal de Poconé, área próxima ao local do presente estudo, Pinho (2005) estudou dois tipos de matas secas, cordilheira e carvoal, e registrou 145 e 112 espécies respectivamente em cada ambiente. Em outro estudo na mesma região, Signor e Pinho (2011) registraram 66 espécies de aves em matas de cordilheira, totalizando 155 espécies para esse ambiente com espécies exclusivas das florestas semidecíduas. No presente estudo, foram estimadas 207 espécies de aves para o

acurizal e tabocal. Além disso, espécies registradas exclusivamente nos pontos e nas redes evidenciam a eficiência da aplicação dos dois métodos em conjunto para a amostragem da avifauna florestal. Nessa mesma região do Pantanal, Figueira *et al.* (2006) verificaram que os ambientes florestais (florestas semidecíduas e matas de galeria) foram os mais representativos em termos de número de espécies, num total de nove ambientes estudados. Nessas duas matas em conjunto, os autores observaram mais de 60% das espécies, sendo a floresta semidecídua a mais representativa (188 espécies). No presente estudo, muitas espécies registradas são dependentes do ambiente florestal (*e.g.* *Eurypyga helias*, *Celeus flavus*, *Xiphorhynchus guttatus*), reforçando a importância desse ambiente no contexto do mosaico de paisagens do Pantanal.

Em um estudo da avifauna em fragmentos naturais de florestas não alagáveis (capões) no Pantanal do Abobral, Mato Grosso do Sul, Yabe e Marques (2001) verificaram que a principal ameaça à avifauna nesses fragmentos são as queimadas anuais e o desmatamento, como práticas rotineiras da pecuária. Seja qual for a origem do fogo na região da RSP, muitas vezes as queimadas tomam grandes proporções e adentram seus limites, atingindo muitos de seus ambientes e afetando as populações de aves.

1.4.2 Influência do fogo sobre as espécies de aves

Em termos de composição específica, mais espécies foram afetadas pelo fogo no acurizal do que no tabocal, embora algumas espécies tenham apresentado declínios populacionais nas duas áreas atingidas pelo fogo. Exemplos de espécies afetadas negativamente pelo fogo nas duas formações são *Vireo olivaceus*, *Hylophilus pectoralis*, *Lanio penicillatus* e *Basileuterus flaveolus*, todas dependentes de habitats florestais. As quatro espécies são comuns em toda planície e apresentam a capacidade de ocupar diferentes ambientes florestados, incluindo cerrados e arbustos baixos na borda da vegetação mais densa (Antas 2006). Os efeitos do impacto do fogo nas populações dessas espécies e sua capacidade de recuperação ao longo do tempo eram até então desconhecidos, e essa informação é escassa para a maioria das espécies de aves do

Pantanal. É possível que o fogo tenha sido responsável pela redução de algumas populações de aves na planície pantaneira antes que qualquer estudo tenha detectado esse potencial. No Chile, o fogo é apontado como uma das principais causas do desaparecimento de *Pteroptochos tarnii*, um rinocriptídeo especializado em tabocais (Reid *et al.* 2004).

De modo geral, poucas espécies em uma comunidade de aves são adaptadas ao fogo. O fogo normalmente diminui a riqueza de espécies e afeta a maior parte das populações locais (Stanton 1986, Cavalcanti 1988, Alves e Cavalcanti 1996, Watson *et al.* 2012). No sudoeste da Austrália, a ocorrência de *Stipiturus malee*, uma ave especialista em habitats abertos com adensamentos da gramínea *Triodia*, está vinculada à vegetação que não foi queimada por pelo menos 15 anos, e o tempo transcorrido desde o último incêndio foi fator fundamental para determinar sua densidade (Brown *et al.* 2009). Na Argentina, o fogo tem um efeito negativo no estabelecimento de grupos reprodutivos de *Alectrurus risora* em ambiente campestre (Di Giacomo *et al.* 2011), e de maneira geral, declínios populacional de aves são observados em praticamente todos os estudos com fogo. Entretanto, isso não pode ser generalizado para todos os membros da comunidade por causa de diferentes graus de tolerância ao fogo e à capacidade de deslocamento para áreas não queimadas. No presente estudo, proporcionalmente, poucas espécies apresentaram incremento populacional nas duas áreas queimadas.

É conhecido que a ação do fogo promove o aumento ou redução na disponibilidade de recursos específicos em cada ambiente (Fulé *et al.* 2004, Morrison *et al.* 2006), que acaba por influenciar os níveis populacionais de certas espécies de forma distinta. No tabocal, por exemplo, *Capsiempis flaveola* foi beneficiada pelo fogo, provavelmente pela maior densidade de bambus na área queimada. No acurizal essa espécie só foi registrada na área controle, que apresentou maior densidade de tabocas que a área queimada. Esse é um típico caso em que uma espécie está intimamente associada à ocorrência de um microhabitat. A mesma relação foi observada em remanescentes florestais do norte do Paraná, onde *C. flaveola* aparece associada aos ambientes com maior disponibilidade de bambu (Santana e Anjos 2010). No mesmo caso se encaixa *Campylorhamphus trochilirostris*, espécie geralmente associada aos

tabocais (Kratzer 1997). Esse arapaçu foi mais abundante no tabocal queimado e no acurizal controle, muito embora essa espécie apresente uma capacidade maior de ocupação dos ambientes (Marantz *et al.* 2003). Outros exemplos de espécies prejudicadas pelo fogo no acurizal e beneficiadas no tabocal são *Veniliornis passerinus*, *Taraba major* e *Poecilatriccus latirostris*, todas habitantes das porções mais densas da vegetação.

Grupos normalmente mais sensíveis a alterações no ambiente, como Cracidae e Psittacidae (grandes frugívoros), mostraram incremento na abundância nas áreas atingidas pelo fogo. As quatro espécies de cracídeos registradas no presente estudo (*Ortalis canicollis*, *Penelope ochrogaster*, *Aburria cumanensis* e *Crax fasciolata*) foram claramente beneficiadas no acurizal queimado, enquanto no tabocal seus níveis populacionais se mostraram semelhantes entre os tratamentos. Da mesma forma, quatro espécies de psitacídeos (*Anodorhynchus hyacinthinus*, *Primolius auricollis*, *Aratinga leucophthalma* e *Amazona aestiva*) apresentaram agrupamentos maiores no acurizal queimado, enquanto apenas duas (*A. hyacinthinus* e *Brotogeris chiriri*) se beneficiaram no tabocal queimado. Tais incrementos podem ser atribuídos à alterações na estrutura do hábitat, particularmente à menor cobertura do dossel nas áreas queimadas, que por sua vez facilita a localização de alimento. Na RSP foi constatado que grupos de *A. hyacinthinus* concentram-se em áreas queimadas em busca de alimento (Antas *et al.* 2010), especialmente em locais onde os acuris apresentam menor cobertura de árvores maiores. Seria subjetivo afirmar que a arara-azul ou qualquer uma dessas espécies depende do fogo para se alimentar. O mais coerente é essas espécies apenas aproveitam oportunidades que facilitam o processo de obtenção do alimento (Antas *et al.* 2010).

Nesses casos, a dependência dos grupos ou espécies a recursos específicos pode ser um fator determinante de suas populações. Na região do presente estudo, foi verificado que a disponibilidade de alimento e cavidades para construção de ninhos são fatores limitantes para as populações de *A. hyacinthinus* (Antas *et al.* 2010).

Cracídeos e psitacídeos consomem grande quantidade de frutos e sementes ao longo de todo ano, e embora essa avaliação não tenha sido realizada, é provável que o fogo tenha gerado uma maior oferta de alimento nas áreas queimadas, seja pelo estímulo a frutificação de algumas espécies ou pelo favorecimento na obtenção de alimento, por meio da remoção da densa folhagem do dossel, o que parece mais provável. No acurizal, o fogo também pode atuar como fator de quebra de dormência dos cocos de acuri ou, de alguma forma, como estímulo à maior produção de cocos pelas palmeiras. No tabocal, Couto *et al.* (2006) verificaram que o percentual de germinação não diferiu entre áreas atingidas ou não pelo fogo.

No Cerrado é bem documentada a associação de algumas aves com áreas recém-queimadas, como é o caso de *Geositta poeciloptera* e *Xolmis cinereus*, por exemplo, cujo incremento na abundância está relacionado aos primeiros meses pós-fogo. O mesmo ocorre com *Nothura maculosa* e *Rhynchotus rufescens*, enquanto outras espécies não apresentam resposta clara ao evento de fogo (Braz 2008). Há ainda o caso de espécies tidas como totalmente dependentes de queimadas. A supressão de queimadas no sudoeste dos EUA foi identificada como a principal causa do declínio de *Empidonax fulvifrons* (Conway e Kirkpatrick 2007), especialmente queimadas de alta intensidade. Para essa espécie, um mosaico de fragmentos florestais com diferentes frequências de queima parece ser o mais apropriado. É improvável que incêndios prescritos ajudem a restaurar suas populações, ao menos que sejam incêndios de alta intensidade, uma condição tipicamente evitada por razões de segurança (Conway e Kirkpatrick 2007).

No Pantanal, a manutenção de um gradiente de vegetação com diferentes estágios de sucessão pós-fogo parece ser o mais apropriado, incluindo áreas totalmente protegidas do fogo por longos períodos. Em termos práticos, as áreas com estágios de sucessão mais avançados devem ser priorizadas quanto à fiscalização e combate ao fogo.

Estudos sobre como as espécies respondem ao fogo em longo prazo, de acordo com os processos de sucessão, continuam raros (Watson *et al.* 2012). Além disso, estudos que investigam alteração a longo prazo raramente o fazem através de escalas

geográficas amplas, o que pode resultar em efeitos localizados obscurecendo padrões sucessionais (Johnson e Miyanishi 2008). Watson *et al.* (2012) analisa os tipos de curvas de resposta das espécies ao impacto de queimadas, mostrando que são ferramentas úteis para o entendimento de como as espécies se comportam ao regime pós-fogo.

1.4.3 Influência do fogo sobre a estrutura da vegetação

Populações de plantas possuem diferentes padrões de desenvolvimento durante o processo de sucessão pós-fogo (Soares *et al.* 2006). As alterações promovidas pelo fogo na estrutura da vegetação permitiram uma nítida diferenciação entre as áreas (Figura 9 e 10). No acurizal, a região atingida pelo fogo foi caracterizada, principalmente, pela alta proporção de árvores mortas e alta densidade do sub-bosque, o que caracteriza os estágios serais iniciais em outros tipos de floresta (Ribeiro *et al.* 2012).

Com ampla distribuição pelo Pantanal, as matas de acuri carecem de estudos fitosociológicos e levantamentos faunísticos, desconhecendo-se os impactos do fogo sobre esse tipo de vegetação. Como característica marcante, os acuris apresentam a capacidade de hospedar uma grande quantidade de epífitas, devido ao acúmulo de material orgânico nas bainhas interfoliares (Miranda e Neto 2012). Dessa forma, há uma maior complexidade estrutural da vegetação e, conseqüentemente, da avifauna associada, proporcionada pela maior disponibilidade de recursos.

A maior taxa de árvores mortas registrada no acurizal e tabocal queimados coincide com outros estudos da região Neotropical (Barlow *et al.* 2002), e pode explicar a variação em outros parâmetros da vegetação. Naturalmente, a luminosidade que atinge o solo nas florestas semidecíduas aumenta no período da seca, devido à deciduidade de várias espécies arbóreas (Ramos *et al.* 2008). Isso favorece o crescimento de lianas, herbáceas e arbustos, e torna o sub-bosque mais denso. Com a morte das árvores, há maior penetração de luz atingindo o solo, e o sub-bosque torna-se mais denso em vários trechos. Em florestas de *Pinus* de Minnesota, EUA, foi constatado que a cobertura do dossel em áreas não atingidas pelo fogo era de 98%, e

após o fogo essa taxa caiu para 48% (Apfelbaum e Haney 1981). No entanto, plantas herbáceas e plântulas tiveram um incremento de 28 para 51% em um ano após o fogo.

Estimativas da mortalidade de árvores registradas em curtos períodos após o incêndio são pouco confiáveis por poderem subestimar o verdadeiro impacto do fogo sobre as árvores, visto que a mortalidade tende a aumentar vários anos após o fogo (Kinnaird e O'Brien 1998). Em uma floresta primária na Amazônia, foi constatada a mortalidade de 44% das árvores com DAP > 51 cm após 5 anos da ocorrência do incêndio (Holdsworth e Uhl 1997), e uma mortalidade pós-fogo de 39% em uma floresta primária no Panamá (Kauffman 1991).

As tabocas são notadamente adaptadas ao déficit hídrico, sendo que o fogo não afeta o banco de sementes nesse ambiente (Couto *et al.* 2006). Nos tabocais, o fogo afeta incrementando a mortalidade na comunidade. A mortalidade das árvores reduz a densidade de espécies, influenciando diretamente na composição do sub-bosque com a mudança de quantidade de luz incidente nessa camada de vegetação adaptada a sombreamento (Kartawinata *et al.* 1981, Woods 1989, Cannon *et al.* 1998, Uuttera *et al.* 2000).

Os tabocais são microhabitats particulares dentro dos ecossistemas florestais, cuja dinâmica afeta diretamente a ocorrência e sobrevivência de muitas espécies de aves (Kratte 1997, Areta *et al.* 2009). Por exemplo, a distribuição de *Celeus obrieni* no Brasil central está limitada pela distribuição do bambu *Guadua paniculata* (Leite *et al.* 2013). Quando os bambuzais são mais escassos ou eliminados pela ação de incêndios florestais, a sobrevivência desse pica-pau depende criticamente de sua capacidade em se dispersar para outros bambuzais.

Em termos de conservação, os tabocais são especialmente importantes para as espécies que se alimentam de suas sementes. Muitas espécies de bambu neotropicais são caracterizadas por apresentarem floração sincronizada após décadas de crescimento vegetativo (*e.g.* mais de 30 anos em *Guadua trinii* e *Merostachys fistulosa*), sucedida de uma massiva produção de sementes e posterior degeneração (Janzen

1974). Além da disponibilidade de alimento durante a frutificação, os agrupamentos de bambu oferecem abrigo e, especialmente, presas em potencial para aves insetívoras (Olmos 1996, Reid *et al.* 2004, Cockle e Areta 2013).

Muitas espécies generalistas podem utilizar os bambuzais como área de repouso durante a migração, o que reforça a importância desse microhabitat para a manutenção de uma avifauna florestal diversificada (Reid *et al.* 2004). É o caso de *Elaenia chilensis*, capturada nos dois tratamentos do tabocal. Essa espécie possui populações reprodutivas na Cordilheira dos Andes e Patagônia, que migram para o norte até o Brasil e outros países da região neotropical (Ridgely e Tudor 1994). Os tabocais também funcionam como uma excelente área de escape contra potenciais predadores, pois normalmente são muito densos e apresentam ramificações complexas, o que impede movimentos rápidos de predadores (Reid *et al.* 2004).

O incremento na frequência de queimadas no Pantanal após a ocupação humana pode ter reduzido o número de árvores sensíveis ao fogo nas florestas, ao passo que árvores de cerrado com súber espesso são favorecidas, gerando o aumento das porções de cerrado (Pott e Pott 2004).

Conforme observado, o fogo promove a alteração de muitos parâmetros do ambiente, que variam de acordo com o tipo de vegetação. No Pantanal, há um número elevado de espécies de plantas tolerantes ao fogo, comparado com as danificadas, conforme exemplos dados por Pott e Pott (1994). Em florestas, o fogo tem consequências mais graves, pois interfere na diversidade de plantas causando a “cerradização”, pelo aumento de espécies de cerrado mais adaptadas ao fogo, como aquelas com casca grossa e propagação vegetativa (Pott *et al.* 2006). O fogo também promove a diminuição de espécies mais sensíveis, sem ritidoma corticoso, como *Genipa americana*, e de muitas espécies tolerantes a inundações, com gemas expostas. Há o caso de árvores sensíveis ao fogo somente na fase jovem, até os caules desenvolverem um tecido de isolamento térmico, caso de *Vochysia divergens* (Nunes da Cunha *et al.* 2002).

A recomposição de florestas ao estado original é muitas vezes um processo lento. Johns (1989) observou que o reestabelecimento de um dossel fechado em uma floresta explorada de dipterocarpos na Malásia pode levar de 7 a 12 anos para recriar as condições micro-climáticas semelhantes às da floresta não explorada. No entanto, a questão crucial em longo prazo pode ser o risco significativo de incêndios recorrentes (Cochrane *et al.* 1999, Barlow *et al.* 2002). Incêndios subsequentes tendem a ser mais destrutivos devido ao maior número de clareiras, árvores mortas e estrato herbáceo mais denso. Queimadas recorrentes são particularmente mais desastrosas em ambientes florestais, podendo causar a mortalidade de mais de 40% das árvores remanescentes após a primeira queimada (Cochrane e Schulze 1999). É evidente que queimadas recorrentes teriam um impacto sobre a avifauna florestal, e pode ser esperado um efeito muitas vezes maior do que aqueles aqui examinados.

1.4.4 Influência do fogo sobre os grupos funcionais e sua relação com a vegetação

O potencial de recuperação da avifauna no tabocal é reforçado pela análise dos grupos funcionais, onde nenhum grupo diferiu significativamente entre o TC e TQ, enquanto no AQ foi verificado declínio de carnívoros, insetívoros e aves de solo.

O declínio de insetívoros no acurizal queimado reflete a vulnerabilidade desse grupo de aves florestais em áreas atingidas pelo fogo (Borges e Stouffer 1999). Na Amazônia brasileira foi constatado que as aves insetívoras foram as mais afetadas negativamente após o fogo (Barlow *et al.* 2002). Normalmente as aves insetívoras florestais são sensíveis às mínimas alterações no ambiente e declinam mediante os mais diversos distúrbios, incluindo o corte de madeira (Canaday 1996, Mason 1996), a fragmentação florestal (Bierregaard e Lovejoy 1989, Stouffer e Bierregaard 1995) e, como dito anteriormente, o fogo.

Os resultados apontaram que a densidade de insetívoros no acurizal controle esteve positivamente correlacionada com a cobertura do dossel. A cobertura do dossel também apresentou correlação com a densidade de aves de sub-bosque, o que tem influência direta na dieta das aves, já que mais de 90% das aves do sub-bosque no

acurizal controle são insetívoras. Aves insetívoras de sub-bosque estão adaptadas à forragear em ambientes sombreados e sem a incidência de luz solar direta. Com a diminuição da cobertura do dossel, há aumento de luz atingindo o sub-bosque, o que confundiria seus padrões de forrageamento e aumentaria a vulnerabilidade desse grupo (Pearson 1977). A abundância reduzida de insetívoros no acurizal queimado também pode estar ligada com a diminuição na disponibilidade de recursos alimentares. Por exemplo, o declínio de insetívoros especializados (*e.g.* seguidores de correição) pode ser explicado pela ausência conspícua de exércitos de formigas de correição na floresta queimada (Barlow *et al.* 2002). Insetívoros especializados em seguir correições, como é o caso de *Lanio penicillatus*, tendem a ser mais prejudicados em ambientes perturbados. No presente estudo, essa espécie apresentou declínios populacionais nas duas áreas atingidas pelo fogo.

As matas de acuri abrigam uma grande quantidade de artrópodes, que utilizam a palmeira como fonte de recurso alimentar, local de reprodução e abrigo (Santos *et al.* 2003), sendo uma importante fonte de recurso alimentar para aves insetívoras.

Tanto no acurizal quanto no tabocal, o fogo diminuiu a heterogeneidade estrutural da vegetação. Como a maioria das aves insetívoras depende da vegetação para empoleirar-se e alimentar-se, esse grupo de aves é afetado pela diminuição na qualidade do habitat, uma vez que com a diminuição drástica da heterogeneidade estrutural da vegetação, são reduzidas as oportunidades de forrageamento (Stanton 1986, Barlow *et al.* 2002).

Um efeito indireto do fogo na composição da comunidade de aves também pode resultar de seu impacto negativo sobre a comunidade de invertebrados, e estudos têm mostrado que grupos de artrópodes podem responder de forma diferente ao fogo. O fogo pode reduzir significativamente a abundância de algumas espécies de besouros (*e.g.* Scarabaeidae, Lousada *et al.* 1996) e algumas espécies de formigas arborícolas (*e.g.* *Cephalotes*, *Crematogaster*, *Azteca*, *Zacryptocerus* e *Pseudomyrmex*, Naves 1996). Embora as aves geralmente não se alimentem de formigas, a distribuição e abundância

de muitos outros artrópodes (aranhas, lagartas, borboletas, besouros) pode ser afetada negativamente pela presença e abundância de formigas (Halaj *et al.* 1997).

O fogo nas florestas de carvalho reduziu a abundância de Homoptera e Lepidoptera, mas não afetou os níveis populacionais como um todo ou a riqueza de espécies da comunidade (Siemann *et al.* 1997). A queima de pinheirais resultou no aumento dos níveis de atividade de besouros carabídeos (Neumann 1997), sugerindo que a visibilidade e acessibilidade de presas artrópodes aumenta após o fogo. Woinarski (1990) defende que incêndios não reduzem a disponibilidade de recursos alimentares para aves que forrageiam no solo, pois podem aumentar a acessibilidade de alimentos através da remoção de serapilheira, expondo insetos e sementes.

Insetívoros escaladores (Picidae, Dendrocolaptidae) são particularmente beneficiados pelo fogo (Blackford 1955, Saab e Vierling 2001). Verificamos no presente estudo que esse grupo de aves foi mais abundante nas áreas queimada, com diferença significativa para o tabocal.

Para os carnívoros, que apresentaram correlação negativa com a densidade de acuris, é provável que um sub-bosque mais limpo facilite a visualização e captura de presas. Ambientes densos funcionam como refúgio para muitas espécies, pois dificultam movimentos rápidos de predadores pela vegetação (Reid *et al.* 2004). Embora a abundância de carnívoros não tenha se relacionado significativamente com a densidade do sub-bosque no acurizal, a menor densidade do sub-bosque no AC pode ser um fator adicional na maior abundância de carnívoros nessa área. A ocorrência de alguns carnívoros no acurizal está diretamente relacionada à existência de ambientes aquáticos (*e.g.* *Tigrisoma lineatum*, *Cochlearius cochlearius*), enquanto que outras espécies parecem estar mais relacionadas à estrutura da vegetação e maior disponibilidade de presas (*e.g.* *Micrastur semitorquatus* e *Pulsatrix perspicillata*, ambos registrados somente no AC).

Aves que forrageiam no solo foram mais abundantes no AC e estiveram negativamente correlacionadas com a densidade de acuris. Essa relação inversa pode

estar associada à maior área de forrageio na área controle, proporcionada pela menor ocupação de caules e também pela menor densidade do sub-bosque entre 0-1m. Mason (1996) constatou que a similaridade entre a comunidade de aves registrada com a floresta não explorada diminuiu com a cobertura do dossel recuperado, uma resposta atribuída ao aumento da densidade de caules no sub-bosque. Isso demonstra que as mudanças na estrutura do sub-bosque podem afetar a avifauna mesmo depois da cobertura do dossel reestabelecida.

Da mesma forma, a densidade do sub-bosque no tabocal queimado pode ter influenciado negativamente a abundância de nectarívoros. Esse grupo inclui na sua maioria espécies de beija-flores, que se deslocam em grande velocidade pelo sub-bosque. Com o adensamento da vegetação, a realização de manobras rápidas seria limitada, o que prejudicaria a ocorrência desse grupo de aves.

Reid *et al.* (2004) estudaram a abundância de cinco espécies de rinocriptídeos especialistas em bambu e encontrou correlação positiva entre a abundância e a densidade de bambus, sendo quatro delas mais abundantes nas áreas mais densas. No presente estudo, a densidade de bambus esteve correlacionada com a abundância de onívoros no TQ. Onívoros incluem espécies generalistas, capazes de explorar uma gama maior de recursos alimentares. As alterações estruturais da vegetação, proporcionadas pelo fogo, podem ter afetado negativamente as populações de aves com dieta mais especializada (frugívoros, insetívoros), disponibilizando um nicho para aves capazes de explorar vários recursos. Em florestas de *Pinus*, Apfelbaum e Haney (1981) verificaram que algumas espécies não registradas durante os levantamentos antes da ocorrência do fogo, estabeleceram territórios um ano após a queimada, enquanto outras espécies desapareceram após o fogo. Grupos como insetívoros de tronco, ausentes na floresta original, apareceram somente após o fogo.

No acurizal controle a abundância de frugívoros apresentou correlação negativa com a cobertura do dossel. Ao analisar as três espécies mais abundantes desse grupo, *Amazona aestiva*, *A. amazonica* e *Leptotila verreauxi*, nota-se que as duas primeiras são capazes de explorar uma grande variedade de ambientes em busca de frutos, desde a

copa das florestas até cerrados com árvores mais baixas, e a terceira forrageia preferencialmente no solo. A menor cobertura do dossel propicia maior quantidade de luz atingindo o solo, e beneficia a germinação de muitas espécies frutíferas (Souza 2008). Em um prazo de 6-7 anos pós-fogo, essas árvores não atingiram altura suficiente para preencher as lacunas do dossel, mas é tempo suficiente para produção de frutos em muitas espécies.

Quaisquer que sejam as causas de declínio, para fins de conservação, é importante notar que incêndios afetam guildas específicas como ocorre com outros tipos de perturbação da floresta, e que as aves insetívoras de sub-bosque são particularmente as mais afetadas (Canaday 1996, Stouffer e Bierregaard 1995).

1.4.5 Conclusão

O fogo promoveu alterações nas comunidades de aves das duas florestas estudadas, embora seus efeitos tenham sido mais pronunciados no acurizal. Com a ocorrência do fogo, o número de espécies e a abundância total de aves foram reduzidos no acurizal, enquanto no tabocal esses parâmetros apresentaram valores semelhantes ao da área controle.

O maior impacto do fogo sobre a avifauna do acurizal é evidenciado pelo número de espécies prejudicadas nesse ambiente, praticamente o dobro do observado no tabocal. Espécies mais sensíveis ao fogo não reestabeleceram suas populações nas áreas queimadas, enquanto outras se beneficiaram claramente após o fogo.

A passagem do fogo ocasionou a mortalidade de árvores grandes (DAP > 50 cm) e alterações em diversas estruturas dos ambientes, que por sua vez influenciaram de maneira distinta a avifauna em cada tipo de floresta.

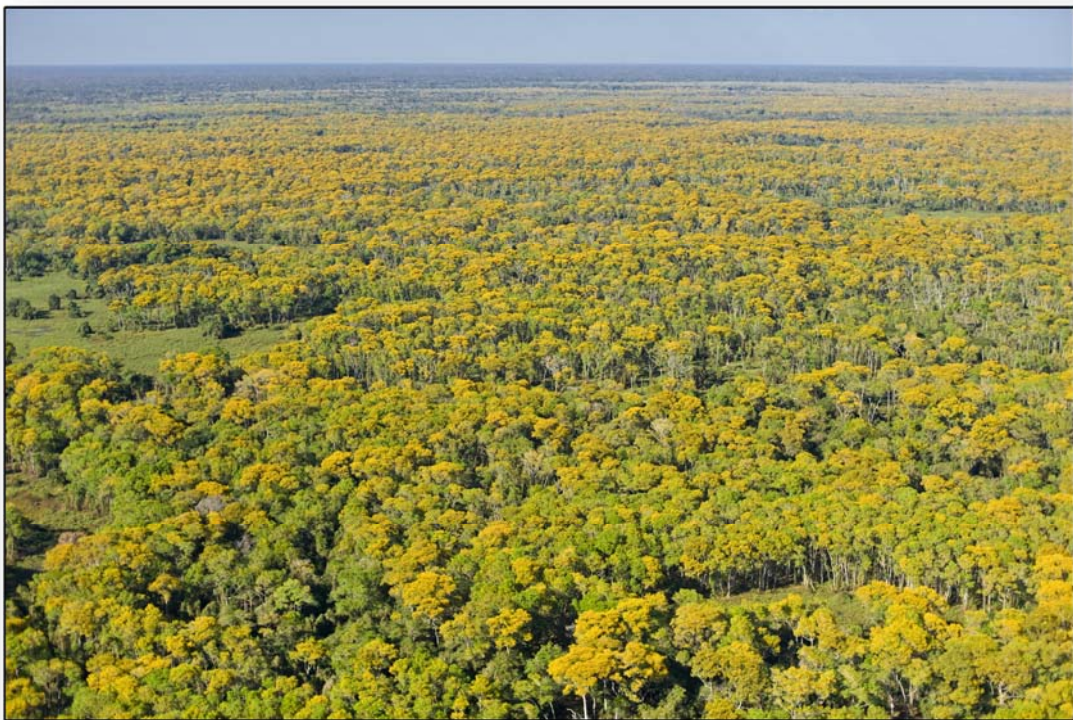
Tanto no acurizal quanto no tabocal os insetívoros foram o grupo mais prejudicado pelo fogo. No acurizal o fogo também prejudicou carnívoros e aves que habitam o solo, enquanto no tabocal os frugívoros e onívoros também foram prejudicados. A redução quantitativa de alguns grupos no tabocal foi compensada pelo

incremento de outros, o que pode ter ocultado alterações mais pronunciadas. Portanto, pode-se concluir que o fogo promoveu a simplificação da avifauna pela redução de aves especialistas e incremento de aves mais generalistas e características de bordas e áreas abertas.

Poucos estudos abordam a questão da recuperação das populações de aves ao longo dos estágios de sucessão pós-fogo, de modo que o tempo necessário para as populações se recuperarem é desconhecido para a grande maioria das espécies. Essa recuperação pode depender de muitos fatores, entre eles o intervalo entre as queimadas, eventos climáticos distintos, o tempo para restauração da estrutura da vegetação e a presença de populações viáveis adjacentes e capazes de repovoar as áreas em regeneração. Dessa forma, estudos sobre o impacto do fogo na comunidade de aves e na estrutura da vegetação, como aqui apresentados, representam o primeiro passo para o entendimento dos estágios de sucessão e como as espécies respondem ao estímulo do fogo. Considerando as duas formações de matas secas analisadas no presente estudo, e em casos onde a escassez de recursos financeiros para o manejo e controle do fogo é um fator limitante, recomenda-se a alocação de recursos para as matas de acuri, por apresentarem menor potencial de recuperação pós-fogo.

CAPÍTULO 2

EFEITOS DO FOGO SOBRE A AVIFAUNA EM UMA FLORESTA INUNDÁVEL NO PANTANAL



Cambarazal florido. Foto: Haroldo Palo Jr.

2.1 INTRODUÇÃO

Incorporando extensas áreas no Brasil, Bolívia e Paraguai, o Pantanal corresponde a maior planície alagável do mundo (Dolabella 2000). É formado pelo alto rio Paraguai e seus tributários e, no Brasil, está localizado nos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. O Pantanal foi declarado como Patrimônio Nacional pela constituição Brasileira de 1988, além de abrigar sítios de relevante importância internacional pela Convenção de Áreas Úmidas – RAMSAR. Fatores como a baixa declividade da planície e a influência de quatro grandes ecossistemas – Cerrado, Chaco, Amazônia e Mata Atlântica – exercem grande influência nos fenômenos biológicos e ecológicos que ali ocorrem (Junk *et al.* 1989), principalmente pelo complexo sistema de cheias e vazantes dos rios, que resultam em uma baixa velocidade de escoamento das águas (Brandão *et al.* 2011). Diferenças locais do regime hidrológico, somadas às variações da topografia e do solo, proporcionam zonas permanente e periodicamente alagadas e outras raramente alagadas (Nunes da Cunha e Junk 2001).

O pulso de inundação é o principal fator ecológico que determina os padrões e processos no Pantanal (Junk e Silva 1999, Oliveira e Calheiros 2000), e segue um ciclo anual com amplitudes de 2 a 5 m e duração de três a seis meses (Harris *et al.* 2005). A dinâmica de oscilações dos níveis da inundação, causadas pela variação pluviométrica e mudanças na dinâmica sedimentológica ao longo do tempo, levaram algumas espécies de plantas a enfrentar mudanças frequentes e fundamentais das condições dos habitats, como as de extremo estresse hídrico, seja pela falta ou pelo excesso de água (Junk e Silva 1999). Esta condição tem levado à permanência de grande quantidade de espécies pioneiras no Pantanal, que mantêm suas populações em altas densidades, de acordo com os requerimentos fisiológicos e ecológicos da espécie (Pott e Pott 1994, Silva *et al.* 2000). Este é o caso do cambará *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae), espécie que forma estandes monodominantes no Pantanal, localmente chamados de cambarazal (Arieira e Nunes da Cunha 2006). Segundo Connell e Lowman (1989), a dominância (ou outro parâmetro como densidade e valor de cobertura) de mais de 50% de uma única espécie formadora do dossel determina a

monodominância de estandes florestais. As causas da ocorrência de tais formações monodominantes ainda são bastante discutidas, porém já existem algumas evidências neste sentido, como a presença de distúrbio atuando em algumas destas comunidades, onde poucas espécies conseguem se estabelecer (Nascimento e Nunes da Cunha 1989, Hart 1990, Ikeda-Castrillon *et al.* 2001, Parolin *et al.* 2002).

O cambarazal é uma formação florestal densa característica do Pantanal (Nascimento e Nunes da Cunha 1989), onde ocorre na forma de estandes monoespecíficos (Nunes da Cunha *et al.* 2007). Cambarazais ocorrem sobretudo no norte do Pantanal, ao longo dos rios Cuiabá e São Lourenço (Anon 1982), com estandes ocorrendo também em áreas periodicamente inundadas ao longo do rio das Mortes e Araguaia, na bacia amazônica (Marimon *et al.* 2001) e no rio Jauru, próximo a Cáceres (P.T.Z. Antas, com. pess.). Estudos tem indicado a propagação de *V. divergens* no Pantanal desde as grandes cheias do início da década de 1970 (ver Nunes da Cunha e Junk 2004). Apesar de ser nativa, *V. divergens* é considerada uma espécie invasora (Anon 1974, Pott 1982, Allen e Valls 1987), pois é tolerante à inundação (Arieira e Nunes da Cunha 2006) e se espalha vigorosamente pelos campos inundáveis (Harris *et al.* 2005). Períodos de inundação plurianuais favorecem o desenvolvimento do cambará, que se espalha ao longo das savanas e pastagens, criando sérios problemas para os fazendeiros. O potencial de expansão dos cambarazais é neutralizado pela ocorrência de anos extremamente secos (Nunes da Cunha *et al.* 2007).

O frágil equilíbrio do cambarazal – e dos demais ecossistemas do Pantanal – definido pela dinâmica das inundações periódicas, está ameaçado por tendências recentes de desenvolvimento econômico (Swarts 2000). Os modelos tradicionais de pesca e pecuária estão sendo rapidamente substituídos pela exploração intensiva, acompanhada pelo desmatamento e degradação da vegetação natural e dos cursos d'água. Até recentemente, a maior ameaça para a região era o desmatamento do planalto circundante. Nas últimas décadas, no entanto, este é um problema crítico dentro do próprio Pantanal (Harris *et al.* 2005). Mais de 8% das florestas e savanas já foram alteradas para a criação de gado, por meio da introdução de espécies de gramíneas exóticas (Padovani *et al.* 2004). O fogo, utilizado como prática que renova

as pastagens e controla ervas daninhas, está aumentando e frequentemente ocasiona queimadas descontroladas (Harris *et al.* 2006).

No Pantanal, o fogo sempre ocorreu de forma ocasional, gerado por raios (Brandão *et al.* 2011). Com a chegada do homem, há cerca de 8.000 anos, houve um incremento nos eventos de fogo na planície. Inicialmente usado para caça e, logo que a agricultura iniciou-se, no preparo das áreas para plantio. A colonização de base europeia, principiada no século XVI pelos espanhóis e incrementada pelos portugueses ainda no período colonial, levou ao intenso uso do fogo na preparação das pastagens naturais para o gado, aumentando a extensão das áreas queimadas e tornando-o frequente na planície pantaneira (Brandão *et al.* 2011). O subsequente adensamento da população humana e o aumento do rebanho bovino foram fatores aceleradores do uso do fogo na pecuária e na agricultura de subsistência. Atualmente incêndios anuais de origem humana são frequentes em virtualmente toda extensão do Pantanal e planaltos do entorno, principalmente no período mais seco que vai de agosto a outubro (Brandão *et al.* 2011).

Seja de origem humana ou natural, o fogo age por meio de efeitos diretos e indiretos sobre os componentes biocenóticos e estruturais dos ecossistemas (Braun-Blanquet 1926, Kulmhiltz-Lordat 1938, Kozlowski e Ahlgren 1974, Prodon *et al.* 1987, Trabaund 1989). Os efeitos do fogo nas diferentes fitofisionomias do Pantanal são controversos, variando de acordo com o tipo de vegetação predominante (Pott 2007). Há ainda de se considerar a dinâmica de enchentes e vazantes, que influenciam diretamente no regime de queimadas do Pantanal. Dessa forma, as respostas do meio biótico à ação do fogo podem ser percebidas nas diferentes fisionomias e níveis biológicos de organização (Sousa 2009).

Ainda que os incêndios naturais tenham seu papel ambiental, a extensão e o regime das queimadas induzidas pelo homem é bastante notável e altamente destrutiva. Em casos onde a floresta original sofre um processo de degeneração, seja pela frequência alta ou baixa de incêndios, muito provavelmente outros componentes da comunidade também serão afetados, e um grupo particularmente sensível são as aves florestais (Borges e Stouffer 1999, Artman *et al.* 2001). Declínios populacionais de

várias espécies florestais já foram identificados mediante a ação do fogo (e.g. Peterjohn e Sauer 1994, Artman *et al.* 2001, Barlow *et al.* 2002), visto que grandes extensões de hábitat florestal são importantes para muitas espécies de aves (Robbins *et al.* 1989). Nesse aspecto, as aves são particularmente importantes, pois apresentam grande diversidade de formas e determinados grupos ocorrem em grandes concentrações no Pantanal, podendo ser utilizadas como indicadores dos efeitos do fogo sobre os diversos ambientes pantaneiros.

No entanto, o Pantanal é insuficientemente conhecido do ponto de vista científico (Swartz 2000). No que diz respeito às aves, isto é extremamente condizente com a realidade da região, sendo que o conhecimento adquirido sobre os efeitos do fogo em comunidades de aves ainda é escasso (Watson *et al.* 2012) e praticamente inexistente para o Pantanal.

As aves são consideradas ferramentas úteis para estudos em ecologia, especialmente pelo fato de existirem métodos bem desenvolvidos para seu estudo (Wiens 1989). Além disso, muitas espécies podem ser consideradas como bioindicadores da qualidade ambiental (Antas e Almeida 2003, Piratelli *et al.* 2008), permitindo uma avaliação de como os ecossistemas e organismos reagem às alterações ambientais. Entretanto, pouco se sabe sobre como as comunidades de aves reagem ao regime de queimadas, naturais ou não, em distintos ambientes. Grande parte do conhecimento adquirido provém de estudos realizados em regiões de clima temperado (e.g. Apfelbaum e Haney 1981, Artman *et al.* 2001) e ambientes savânicos (Cavalcanti e Alves 1997, Cintra e Sanaiotti 2005, Sousa 2009).

Considerando o baixo nível de conhecimento acumulado sobre a avifauna do Pantanal e os impactos de atividades humanas sobre esse grupo, especificamente o fogo, o presente estudo teve como principais objetivos (1) avaliar o impacto de queimadas em intervalos de 1-2 e 6-7 anos na riqueza e abundância de aves em uma floresta dominada por *Vochysia divergens* na porção norte do Pantanal e (2) verificar quais espécies de aves são prejudicadas ou beneficiadas pela ação do fogo. Buscou-se também (3) determinar os impactos do fogo sobre algumas características da

vegetação do cambarazal e (4) verificar como a estrutura da vegetação influencia a abundância das aves no cambarazal antes e depois do fogo.

A hipótese levantada no presente estudo foi a de que o fogo não age como fator determinante das comunidades de aves no cambarazal. Como hipótese alternativa, o fogo influenciaria de maneira significativa a avifauna no cambarazal, por meio de alterações na composição específica e pela redução ou incremento na riqueza e abundância de aves nas áreas atingidas pelo fogo.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na RPPN SESC Pantanal (RSP), localizada na porção norte do Pantanal (16°40' S, 56°20' W), no município de Barão de Melgaço, estado de Mato Grosso (Figura 11). Possui área de 106.308 ha, tendo seus limites terrestres estabelecidos com fazendas destinadas à criação de gado, pequenas e médias propriedades rurais e com a Reserva Indígena Perigara, ao sul. A RSP é uma das zonas-núcleo da Reserva da Biosfera do Pantanal, reconhecida em 2000 pela Unesco, e um dos oito sítios designados pelo Brasil como área de atuação dos mecanismos da Convenção de Ramsar, para conservação dos ambientes aquáticos de importância internacional (Brandão *et al.* 2011).

O clima da região é definido como savana tropical ou Aw, segundo a classificação de Köppen (Peel *et al.* 2007). Duas estações são bem definidas ao longo do ano, uma seca que vai de abril a setembro, e outra chuvosa que vai de outubro a março, com cerca de 80% da precipitação anual ocorrendo nesse período (Dolabella 2000). A altitude média gira em torno de 100 m.

A RSP sofre influência do regime de cheias e vazantes dos rios Cuiabá (ao norte e oeste) e São Lourenço (a leste). O período de cheia, nos dois rios, têm início em outubro/novembro, quando ocorrem as primeiras chuvas, com as vazantes ocorrendo em junho/julho, normalmente (Brandão *et al.* 2011). A mata ciliar do rio Cuiabá é intermitente e a maior parte sazonalmente inundável. Já o rio São Lourenço possui

uma aparência de rio amazônico no trecho da RSP, com mata ciliar pouco ou não inundável e estrato de copa preservado, devido à maior estabilidade de seu leito (Brandão *et al.* 2011).

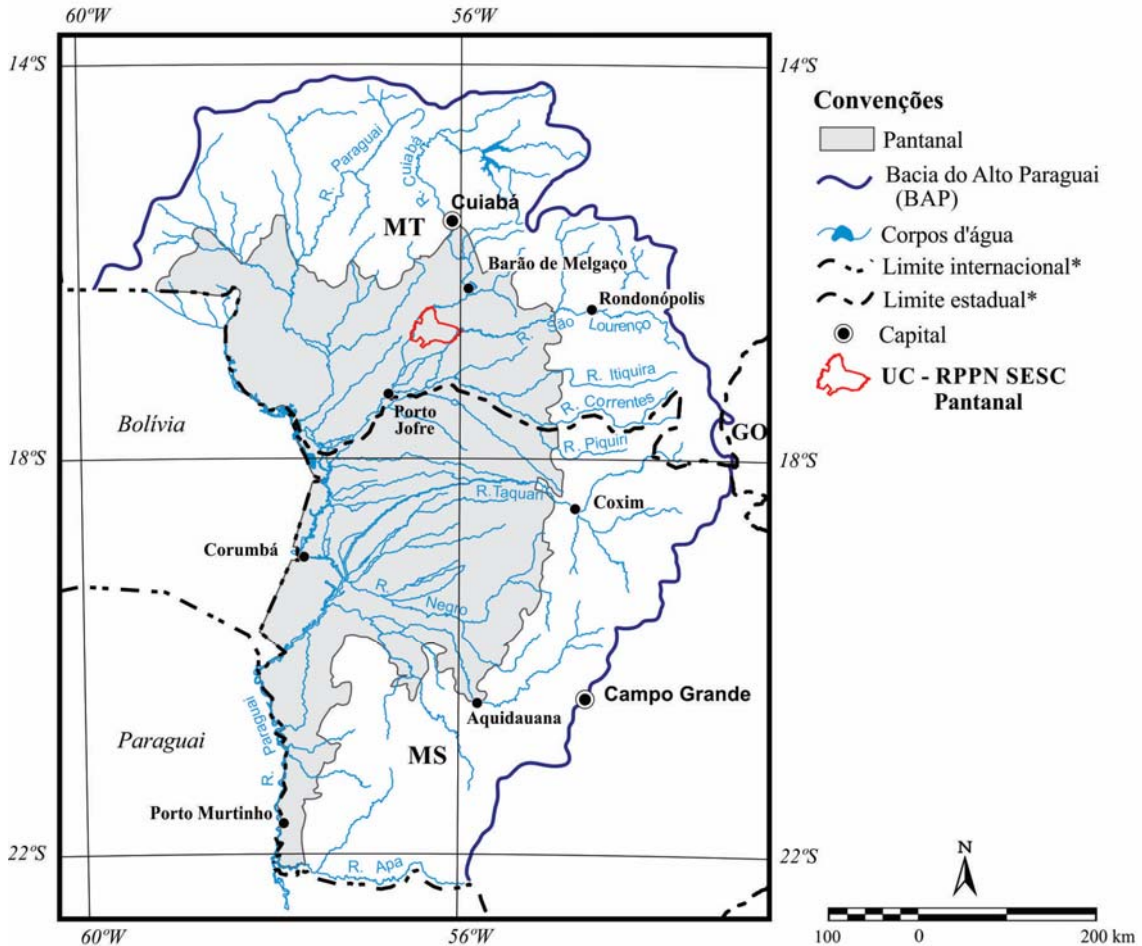


Figura 11. Delimitação do Pantanal e da Bacia do Alto Paraguai segundo IBGE (2004), com a localização da RPPN SESC Pantanal. *Limites deslocados para Sul para melhor visualização da hidrografia. Adaptado de Cordeiro (2004).

No interior da RSP estão representadas diferentes fitofisionomias e ambientes, tanto característicos da planície pantaneira como da região de transição com ecossistemas do entorno. As regiões central e norte são dominadas por cerrados e cerradões, entremeados por pequenos brejos estacionais e campos sem inundações. Existe grande variedade de ambientes aquáticos lânticos e lóticos, destacando-se as lagoas, braços de rio (corixos), rios, brejos e tanques artificiais. Entre as formações florestais, ocorrem as matas semidecíduas, pouco influenciadas pelo fluxo de inundações anuais, e as matas inundáveis, atingidas pelas águas no período da cheia.

A floresta inundável mais representativa é o cambarazal, uma formação monodominante formada pelo cambará *Vochysia divergens*, cuja distribuição está relacionada às áreas periodicamente inundáveis do Pantanal (Prance e Schaller 1982, Arieira e Nunes da Cunha 2006). Essa formação ocorre em diversos pontos da RSP (Figura 12) em locais sujeitos a inundações periódicas ou encharcamento do solo, com adensamentos mais extensos entre o corixo Riozinho e a margem esquerda da planície de inundação do rio Cuiabá (Brandão *et al.* 2011). Em habitats não inundados *V. divergens* é raro ou inexistente (Nunes da Cunha e Junk 2004).

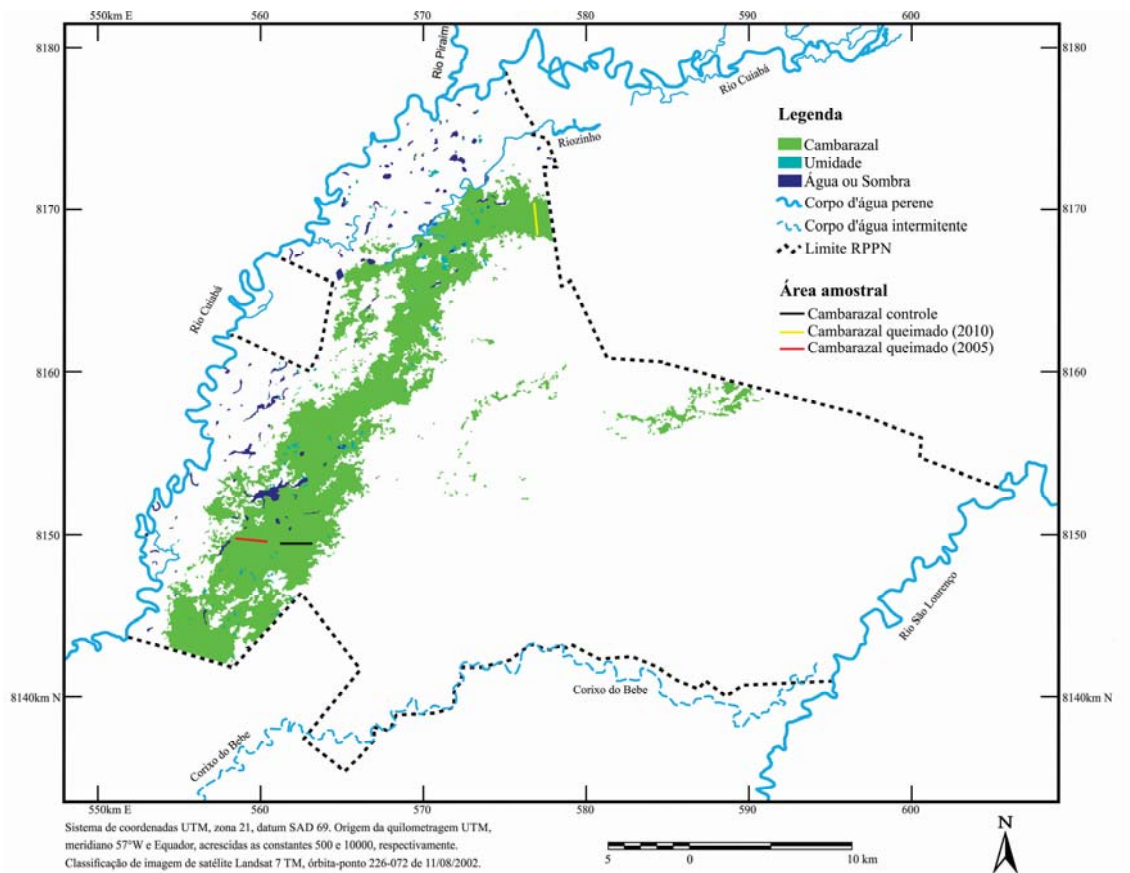


Figura 12. Distribuição dos estandes de *Vochysia divergens* na RPPN SESC Pantanal, com indicação dos pontos amostrais da avifauna. Adaptado de Cordeiro (2004).

O regime hidrológico na área da RSP é complexo e pode ser afetado pelo transbordamento das águas dos rios Cuiabá e São Lourenço, mas também por chuvas locais que inundam as depressões do solo, mesmo em períodos onde o nível dos rios está relativamente baixo.

2.2.2 Histórico de fogo no cambarazal

O fogo é utilizado frequentemente nas propriedades que cercam a RSP como uma das principais formas de manejo do terreno e para caça. Seja qual for sua origem, muitas vezes o fogo ultrapassa os limites da RSP e atinge seus ambientes. Além disso, o fogo pode ter origem num processo natural menos frequente, no caso de raios.

Em 2005 uma queimada iniciada na região da reserva indígena Perigara atingiu uma extensão de 279.000 ha, incluindo trechos da margem do rio São Lourenço e grande parte da fazenda São Joaquim, na época ainda não incorporada à RSP (Brandão *et al.* 2011). Em 2010, um novo incêndio de origem e extensão desconhecida atingiu a área entre o corixo Riozinho e o Posto de Proteção Ambiental Espírito Santo. Nessas duas ocasiões, as queimadas atingiram porções do cambarazal da RSP.

2.2.3 Desenho experimental e amostragem das aves

Para a realização deste estudo foram selecionados três trechos do cambarazal com diferentes históricos de queimadas: uma área atingida pelo fogo em 2010 (há 1-2 anos), denominada “CR”, uma área queimada em 2005 (há 6-7), denominada “CA”, e uma área controle, sem ocorrência conhecida de fogo, denominada “CC” (ver Figura 12).

Foram realizadas oito campanhas de campo entre 2011/2013, distribuídas sazonalmente nos seguintes períodos: cheia, vazante, seca e enchente, com duas coletas realizadas em cada estação. A divisão sazonal das coletas teve como objetivo registrar o maior número de espécies nos ambientes, considerando os principais períodos sazonais e as mudanças que ocorrem em muitos ambientes da planície, embora análises sobre a sazonalidade da avifauna não tenham sido foco do presente estudo. Dois métodos complementares (Rappole *et al.* 1998) foram utilizados para a amostragem das aves:

a) Pontos de contagem

Foi utilizado o método de pontos de contagem com distância ilimitada (Blondel *et al.* 1981, Bibby *et al.* 1993), onde foram demarcados 10 pontos fixos em cada área amostral, preferencialmente em trilhas e acessos já existentes e a uma distância mínima de 150m entre si. A cada campanha, uma manhã foi utilizada para a amostragem por área, onde cada ponto foi amostrado durante 10 min, com início 20 min antes do nascer do sol. Dessa forma, foram obtidas 80 amostras e um esforço de 800min por área. Cada indivíduo detectado (tanto de forma auditiva quanto visual) durante as contagens foi considerado como um contato. Foram descartadas amostras com ocorrência de ventos ou chuvas muito fortes, a ponto de influenciar na detecção das aves. Sendo assim, 3 amostras (pontos) foram excluídas das análises no CR, devido à chuva.

b) Capturas com redes-ornitológicas

Esse método foi utilizado de modo complementar, visando a captura de espécies pouco conspicuas e/ou abundantes, não detectadas na amostragem por pontos. A cada campanha foram utilizadas 10 redes por área amostral, sendo cinco redes de 12 x 2,5 e malha 36mm e cinco redes de 12 x 2,5 e malha 61mm, dispostas de forma contínua e em linha reta. As redes eram abertas no início da manhã e fechadas após 5 horas, durante duas manhãs consecutivas. Devido ao nível de inundação nas áreas amostrais, não foi possível aplicar esse método durante três campanhas. Sendo assim, o esforço amostral empregado por área, calculado de acordo com Straube e Bianconi (2002), foi de 15.465 m².h para o CC, 15.552m².h para o CA e 15.445m².h para o CR.

2.2.4 Grupos funcionais

O conceito de “grupos funcionais” considerado no presente estudo agrupa espécies funcionalmente interligadas por compartilhar recursos em comum do hábitat ou associações de acordo com os padrões de utilização do ambiente (French e Picozzi 2002). Esse conceito fornece um meio eficaz de interligar a biodiversidade de aves com padrões ambientais, pois espécies de aves que possuem exigências ecológicas similares tendem a responder de forma semelhante às mudanças na disponibilidade

desses recursos. As espécies foram agrupadas em duas categorias de grupos funcionais, uma considerando as (1) categorias tróficas de acordo com o hábito alimentar preferencial e a (2) estratificação, considerando a utilização vertical do ambiente florestal. A classificação foi baseada em obras de referência (Willis 1979, Sick 1997, Donatelli *et al.* 2004) além de observações *in situ*. Foram consideradas as seguintes categorias tróficas: frugívoros – dieta predominante baseada em frutos, grãos e sementes; carnívoros – dieta baseada em vertebrados, incluindo menor fração de artrópodes; insetívoros – dieta composta basicamente de insetos e outros artrópodes; onívoros – espécies com capacidade de explorar diversas fontes alimentares de maneira similar; nectarívoros – dieta composta principalmente por néctar, incluindo pequenos artrópodes para algumas espécies; detritívoros – dieta composta especialmente de vertebrados em decomposição. Os estratos verticais considerados foram: solo – espécies que vivem preferencialmente no solo; copa – espécies que habitam preferencialmente o dossel florestal; sub-bosque – espécies que utilizam preferencialmente o estrato situado entre o solo e a copa.

2.2.5 Caracterização ambiental

Em cada ponto de amostragem da avifauna foram estabelecidas duas estações de coleta de dados ambientais, perpendiculares à estrada, considerando um raio de 30m. Em cada estação, estimativas visuais de sete variáveis sobre estrutura da vegetação (Tabela 8) foram determinadas em um raio de aproximadamente 25m.

Tabela 8. Variáveis estruturais da vegetação estimadas em cada ponto de amostragem da avifauna na RPPN SESC Pantanal.

Variável	Descrição
1. Altura do dossel	Altura média do estrato superior (m)
2. Cobertura do dossel	Estimativa da cobertura do dossel (%)
3. Árvores mortas	DAP > 50cm, em relação ao total de árvores (%)
4. Altura da copa	Altura média da copa das árvores (m)
5. Densidade do sub-bosque	Por categorias de altura (%); 0-1m; 1-2m; 2-3m

A Figura 13 ilustra como as medidas foram estimadas. Para o cálculo da altura do dossel (c) e da copa (a) foi utilizado um clinômetro de 180° (Figueiredo 1988) posicionado à altura dos olhos. À uma distância conhecida de uma árvore (e) com dossel mediano, foi calculado o ângulo formado entre o observador e a copa da árvore (α). Em posse dessas informações, a altura do dossel foi calculada e estimada em cada estação com a aplicação de funções trigonométricas, sendo acrescentada ao final a altura do clinômetro em relação ao solo ($d = 1,75$ m), de acordo com a seguinte fórmula (Figueiredo 1988): $c = (e \cdot \text{tg}\alpha) + d$, onde $\text{tg}\alpha$ representa a tangente do ângulo α . O mesmo princípio foi utilizado para o cálculo da altura das copas, subtraindo-se a altura inferior da copa (b) da altura superior (c).

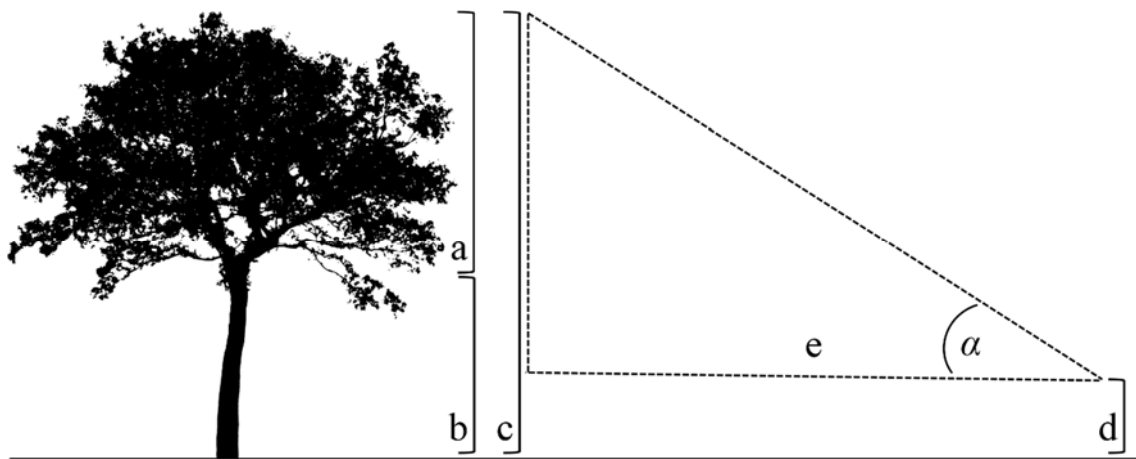


Figura 13. Medidas utilizadas para o cálculo da altura do dossel e da copa.

A estimativa da cobertura do dossel foi realizada em cinco pontos por estação, sendo um central e os demais distribuídos num raio de 25m nos sentidos norte, sul, leste e oeste. Um tubo cilíndrico foi usado para visualizar a copa, verticalmente, onde foi anotado o percentual de cobertura foliar (Korhonen *et al.* 2006). Para a estimativa da densidade do sub-bosque, foi utilizada como referência uma vara de três metros, graduada a cada metro com coloração alternada entre vermelho e branco (adaptado de Nudds 1977). A densidade do sub-bosque foi estimada em quatro pontos por estação, sendo que em cada ponto foram consideradas três faixas de altura: do nível do solo até 1 m, entre 1-2 m e entre 2-3 m.

2.2.6 Análises

Para expressar a abundância relativa das espécies registradas pelo método de pontos de contagem foi utilizado o índice pontual de abundância (IPA), calculado pela divisão do número de contatos de cada espécie pelo número total de amostras (Vielliard e Silva 1990). A abundância relativa das aves capturadas nas redes foi expressa pela taxa de captura, obtida pelo número de capturas de cada espécie em função do esforço de 100 horas/rede (Karr 1981).

A estimativa do número de espécies para cada área amostral foi calculada pelo método Jackknife 1 (Smith e Belle 1984, Gotelli e Cowell 2001), tendo como base o número de indivíduos. Os cálculos foram realizados com base em 100 randomizações. Para essa estimativa foram utilizados os resultados da contagem por pontos, considerando cada ponto como uma amostra. O estimador Jackknife 1 é recomendado por levar em conta variações na detectabilidade das espécies, apresentando bom desempenho em simulações (Burnham e Overton 1979, Norris e Pollock 1996). As curvas foram construídas utilizando o programa EstimateS 9.1 (Coowell 2013), e o intervalo de confiança (95%) das estimativas foi calculado de acordo com Zar (2010).

Diferenças na abundância total e por grupo funcional entre os tratamentos foram verificadas por meio do teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis (teste H). Detritívoros foram excluídos dessa análise por não apresentarem o número mínimo de scores para o teste ($n = 4$). Esse teste também foi utilizado para verificar diferenças entre as variáveis estruturais da vegetação. Em todos os casos, diferenças no número de espécies foram verificadas com o teste G (McDonald 2008).

O fogo foi considerado prejudicial para uma espécie ou guilda quando sua abundância em uma ou em ambas áreas atingidas pelo fogo foi significativamente menor que na área controle. Inversamente, foram consideradas beneficiadas pela ação do fogo as espécies ou guildas cuja abundância foi significativamente maior em uma ou em ambas áreas queimadas.

Em estudos ecológicos, análises estatísticas para reduzir o número de variáveis, tais como a Análise de Componentes Principais (ACP), têm sido usadas para resumir as

variáveis de hábitat ou para explorar gradientes ambientais em alguns eixos (Garaffa *et al.* 2009, Leveau 2013). A Análise de Componentes Principais (ACP) foi empregada com o objetivo de determinar quais variáveis ambientais melhor caracterizam as áreas controles e queimadas. Os dados foram transformados (Log) para normalizar a distribuição (Zar 2010).

Para testar a relação entre as variáveis estruturais da vegetação e a comunidade de aves foi utilizado o método de regressão linear simples (Zar 2010). A finalidade deste teste foi determinar quais características do ambiente (variáveis independentes) influenciaram a abundância da avifauna (variável dependente) em cada localidade amostrada. Foi desenvolvido um modelo para cada uma das variáveis considerando a abundância total e a abundância em cada um dos grupos funcionais, utilizando o programa Bioestat 5.0 (Ayres *et al.* 2007). Em todas as análises o nível de significância considerado foi de $p < 0,05$.

2.3 RESULTADOS

2.3.1 Caracterização da comunidade de aves

O número de espécies registrado com os dois métodos de amostragem não apresentou diferença significativa entre os tratamentos, sendo registradas 126 espécies no CC, 133 no CR e 149 no CA ($G = 2,026$; $gl = 2$; $p > 0,05$), num total de 188 espécies. Considerando os métodos separadamente, também não houve diferença significativa em termos de riqueza entre os tratamentos ($G_{\text{ponto}} = 1,949$; $gl = 2$; $p > 0,05$; $G_{\text{rede}} = 4,472$; $gl = 2$; $p > 0,05$).

Os resultados das capturas com redes revelaram pouca variação na riqueza e abundância entre os tratamentos (Tabela 9). A proporção de espécies registradas exclusivamente nas redes foi semelhante entre as áreas, sendo de 3% ($n = 4$) no CC (*Chloroceryle americana*, *Platyrhinchus mystaceus*, *Leptopogon amaurocephalus* e *Turdus subalaris*), 4% ($n = 5$) no CR (*Glaucis hirsutus*, *Phaethornis nattereri*, *Thalurania furcata*, *Amazilia versicolor* e *P. fasciicauda*) e de 3% ($n = 5$) no CA (*Dysithamnus mentalis*, *Pipra fasciicauda*, *Myiopagis viridicata*, *Lathrotriccus euleri* e *Sporophila collaris*). Considerando os dois métodos em conjunto, apenas 2% das espécies ($n = 4$)

foram registradas exclusivamente nas redes (*L. amaurocephalus*, *T. subalaris*, *S. collaris* e *A. versicolor*).

Tabela 9. Sumário dos resultados das capturas com redes no cambarazal. $p < 0,05$ para o teste G.

	CC	CR	CA	p*
Espécies	29	21	37	ns
Capturas	110	84	107	ns
Taxa de captura**	21,3	16,3	20,7	ns

ns: não significativo; *: graus de liberdade = 2; **: em função de 100 h/rede.

No entanto, o fogo alterou de maneira significativa o número de espécies quando considerado o mosaico formado pelas áreas queimadas e controle em conjunto. O número de espécies registrado no CC + CA ($n = 177$) foi superior ao número de espécies registrado somente no CC ($G = 8,625$; $gl = 1$; $p < 0,01$), assim como o número de espécies registrado no CC + CR + CA ($G = 12,323$; $gl = 1$; $p < 0,001$). O mosaico formado pelo CC + CR não influenciou significativamente o número de espécies ($n = 158$) no cambarazal ($G = 3,613$; $gl = 1$; $p > 0,05$).

De acordo com o método Jackknife 1, foram estimadas 144 espécies para o CC, 152 para o CR e 173 para o CA (Figura 14), sendo que o número de espécies estimado para o CA foi significativamente maior que o das outras áreas (Kruskal-Wallis, $H = 33,25$; $p < 0,001$).

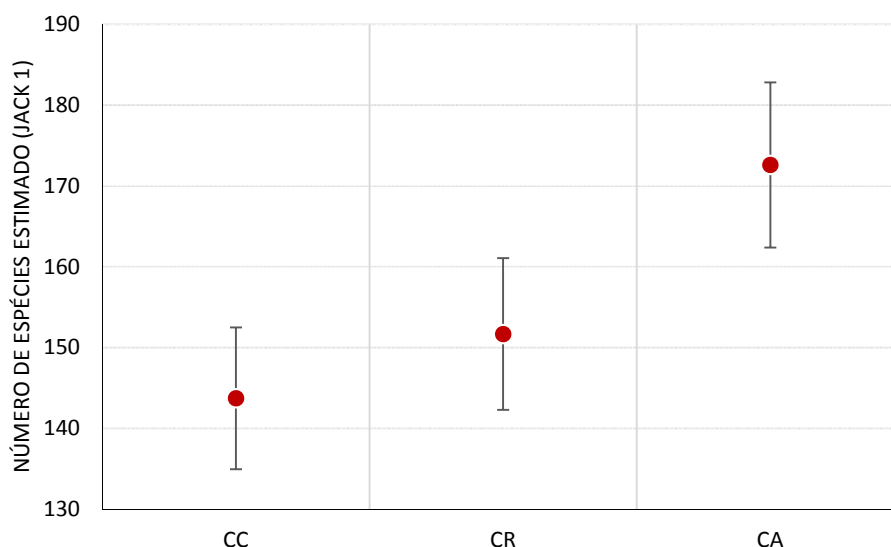


Figura 14. Número de espécies estimado para os diferentes tratamentos de fogo no cambarazal da RPPN SESC Pantanal. Barras transversais representam os intervalos de confiança (95%).

Em concordância com os dados qualitativos, o número de contatos não diferiu significativamente entre os tratamentos (Kruskal-Wallis, $H = 0,25$; $p > 0,05$), embora o número total de contatos tenha sido maior nas áreas queimadas (CC = 1911; CR = 2331; CA = 2432), assim como a frequência média de contatos/amostra (CC = $23,9 \pm 7$, desvio padrão; CA = $30,5 \pm 8,9$; CR = $30,3 \pm 7,2$).

O IPA por espécie variou entre 0,013 (um contato) e 1,325 (106 contatos) no CC, entre 0,013 e 1,597 (123 contatos) no CR e entre 0,013 e 1,338 (107 contatos) no CA. A relação das 10 espécies mais abundantes em cada localidade (Tabela 10) indica um agrupamento de espécies em comum entre os tratamentos, incluindo *Myiopagis gaimardii*, *Cranioleuca vulpina*, *Pheugopedius genibarbis*, *Synallaxis albilora* e *Polioptila dumicola*. As 10 espécies mais abundantes no CC representaram 37% do total de contatos, enquanto no CA representaram 36% e no CR, 39%.

Tabela 10. Relação decrescente das 10 espécies de aves mais abundantes em no cambarazal controle (CC), cambarazal queimado há 1-2 anos (CR) e cambarazal queimado há 6-7 anos (CA), baseada no índice pontual de abundância (IPA).

CC	IPA	CR	IPA	CA	IPA
<i>Herpsilochmus longirostris</i>	1,32	<i>Ramphocelus carbo</i>	1,59	<i>Cercomacra melanaria</i>	1,33
<i>Myiopagis gaimardii</i>	1,23	<i>Synallaxis albilora</i>	1,57	<i>Polioptila dumicola</i>	1,32
<i>Cranioleuca vulpina</i>	1,20	<i>Pheugopedius genibarbis</i>	1,45	<i>Synallaxis albilora</i>	1,27
<i>Pheugopedius genibarbis</i>	0,91	<i>Herpsilochmus longirostris</i>	1,23	<i>Cranioleuca vulpina</i>	1,23
<i>Conirostrum speciosum</i>	0,87	<i>Myiopagis gaimardi</i>	1,13	<i>Saltator coerulescens</i>	1,23
<i>Synallaxis albilora</i>	0,77	<i>Polioptila dumicola</i>	1,05	<i>Ortalis canicollis</i>	1,00
<i>Polioptila dumicola</i>	0,76	<i>Cercomacra melanaria</i>	1,00	<i>Campylorhynchus turdinus</i>	0,90
<i>Hypocnemoides maculicauda</i>	0,60	<i>Conirostrum speciosum</i>	1,00	<i>Myiopagis gaimardii</i>	0,86
<i>Amazilia fimbriata</i>	0,55	<i>Cranioleuca vulpina</i>	0,94	<i>Brotogeris chiriri</i>	0,86
<i>Ramphocelus carbo</i>	0,51	<i>Cantorchilus leucotis</i>	0,79	<i>Pheugopedius genibarbis</i>	0,85

2.3.2 Influência do fogo sobre as espécies de aves

Foram excluídas dessa análise as quatro espécies registradas exclusivamente nas redes. As espécies de aves apresentaram respostas distintas ao longo do tempo decorrido após o fogo no cambarazal. A grande maioria (75%, n = 138 spp.) não apresentou variação significativa na abundância entre os tratamentos. Dezoito espécies (10%) foram prejudicadas pelo fogo, das quais 12 (6%) o impacto só foi detectado após 6-7 anos e 5 (3%) apresentaram declínio gradativo na abundância, ou seja, suas populações apresentaram um decréscimo em 1-2 anos depois do fogo e continuaram declinando 6-7 anos depois, algumas delas desaparecendo do CA. As demais espécies prejudicadas pelo fogo (n = 4, 2%) apresentaram abundância semelhante entre os diferentes períodos pós-fogo. Nenhuma espécie prejudicada inicialmente pelo fogo (1-2 anos) conseguiu reestabelecer suas populações decorridos 6-7 anos.

A ocorrência do fogo no cambarazal beneficiou, em algum momento, 27 espécies de aves (15%). Para 10 espécies (5%) foi constatado incremento na abundância somente 6-7 após o fogo, enquanto 3 espécies (2%) apresentaram incremento no período de 1-2 anos pós-fogo e reestabeleceram suas populações após 6-7 anos em níveis semelhantes ao da área controle. Outras 6 espécies (3%) apresentaram incremento gradativo da abundância, com o aumento relacionado ao período de tempo decorrido após o fogo. As 7 espécies (4%) restantes beneficiaram-se

pela passagem do fogo e apresentaram abundância semelhante entre as áreas queimadas.

2.3.3 Influência do fogo sobre a arquitetura da vegetação

No período de 6-7 anos pós-fogo, as alterações de algumas características estruturais da vegetação do cambarazal tornaram-se mais evidentes. Das sete variáveis ambientais estimadas em cada localidade, apenas a altura da copa não diferiu significativamente entre os tratamentos (Tabela 11). A altura do dossel não variou significativamente depois de 1-2 anos da ocorrência do fogo, mas apresentou uma redução média de 2,6m após 6-7 anos. A cobertura do dossel apresentou uma resposta rápida à ação do fogo e foi reduzida em cerca de 40% em 1-2 anos, mantendo o mesmo percentual após 6-7 anos. Da mesma maneira, o percentual de árvores mortas apresentou resposta rápida ao fogo e manteve-se estável após 6-7 anos. O sub-bosque entre 0-1 e 1-2m se tornou gradativamente mais denso com a passagem do fogo, enquanto o sub-bosque entre 2-3m apresentou uma relação inversa, tornando-se gradativamente mais aberto com o tempo decorrido após o incêndio. Nenhuma estrutura da vegetação alterada pelo fogo se reestabeleceu após 6-7 anos.

Tabela 11. Comparação das variáveis estruturais da vegetação entre as florestas com diferentes estágios de recuperação pós-fogo no cambarazal controle (CC), cambarazal queimado há 1-2 anos (CR) e cambarazal queimado há 6-7 anos (CA). Valores representados pela média \pm desvio padrão. Letras sobrescritas diferentes nos valores indicam diferença significativa detectada por meio do teste de Kruskal-Wallis.

Variável	CC	CR	CA	p
Altura do dossel (m)	24,4 \pm 1,8 ^a	23,7 \pm 1,6	21,8 \pm 2,6 ^b	*
Cobertura do dossel (%)	81 \pm 7,7 ^a	50,8 \pm 21,5 ^b	50,5 \pm 18,7 ^b	**
Árvores mortas (%)	1,2 \pm 2 ^a	16 \pm 16,3 ^b	16,5 \pm 8,8 ^b	**
Altura da copa (m)	7 \pm 0,9	6,8 \pm 1,8	9,3 \pm 3,2	ns
Densidade sub-bosque (%)				
0-1m	29,3 \pm 14,6 ^a	56,5 \pm 16,9 ^b	80,5 \pm 12,8 ^b	**
1-2m	34,5 \pm 8,1 ^a	38,8 \pm 13,2 ^a	62 \pm 12,4 ^b	**
2-3m	32,5 \pm 7 ^a	20,8 \pm 15 ^b	16,3 \pm 9,6 ^b	**

ns: não significativo; *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$.

A ACP para o cambarazal permitiu a extração de duas componentes que explicaram 86% da variação dos dados entre os três tratamentos (Figura 15). A componente 1 representou 71% dessa variação, e apresentou correlação positiva com a proporção de árvores mortas ($r = 0,81$) e negativa com a densidade do sub-bosque de 2-3m ($r = 0,41$), enquanto a componente 2 representou 15% da variação e apresentou correlação positiva com a densidade do sub-bosque de 2-3m ($r = 0,68$). A maior proporção de árvores mortas e maior densidade do sub-bosque (0-1 e 1-2m) estiveram relacionadas às áreas queimadas.

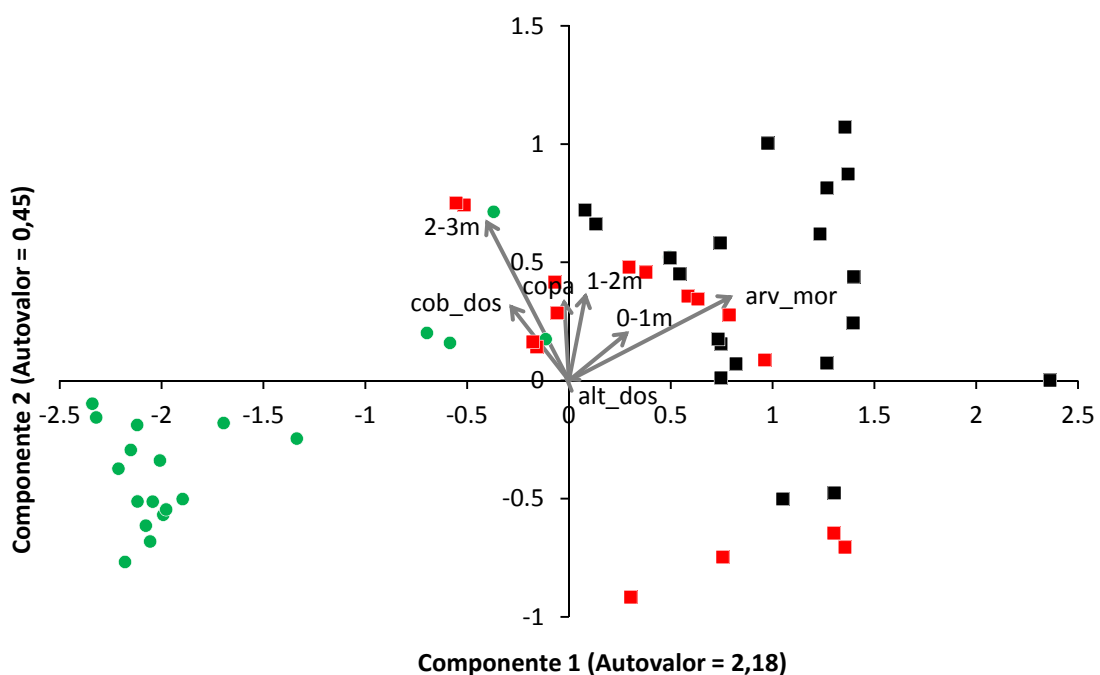


Figura 15. Análise de componentes principais em relação às variáveis ambientais no cambarazal controle (círculos verdes), cambarazal queimado há 1-2 anos (quadrados vermelhos) e há 6-7 anos (quadrados pretos).

2.3.4 Influência do fogo sobre os grupos funcionais

A abundância relativa dos grupos funcionais se mostrou estatisticamente semelhante entre os tratamentos (Figura 16). Houve um incremento na abundância de frugívoros nas áreas atingidas pelo fogo, além de pequenas variações nos demais grupos, embora a variação entre os tratamentos não tenha sido significativa.

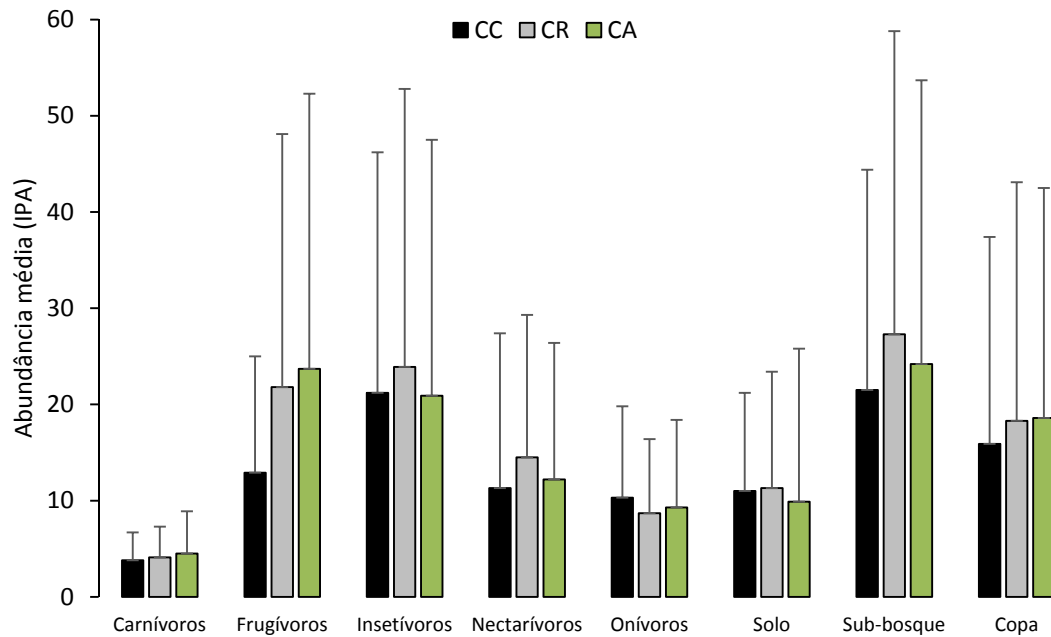


Figura 16. Representatividade dos grupos funcionais no cambarazal controle (CC), cambarazal queimado há 1-2 anos (CR) e cambarazal queimado há 6-7 anos (CA), com base no índice pontual de abundância (IPA) médio. Barras verticais representam o desvio padrão.

No entanto, o conjunto de espécies afetadas negativamente pelo fogo no cambarazal indicou que 72% são insetívoras, com menor representatividade de frugívoros (22%) e onívoros (6%). Dentre as espécies prejudicadas, a maior parte (50%) habita o sub-bosque, seguidas pelas aves de copa (33%) e solo (17%) (Figura 17).

A distribuição das espécies beneficiadas pelo fogo em relação ao hábito alimentar apresentou o mesmo padrão das prejudicadas, com dominância dos insetívoros (56%), seguidos pelos frugívoros (33%) e onívoros (11%). As aves de copa foram as mais beneficiadas pelo fogo (59%), seguidas pelas aves do sub-bosque (30%) e solo (11%).

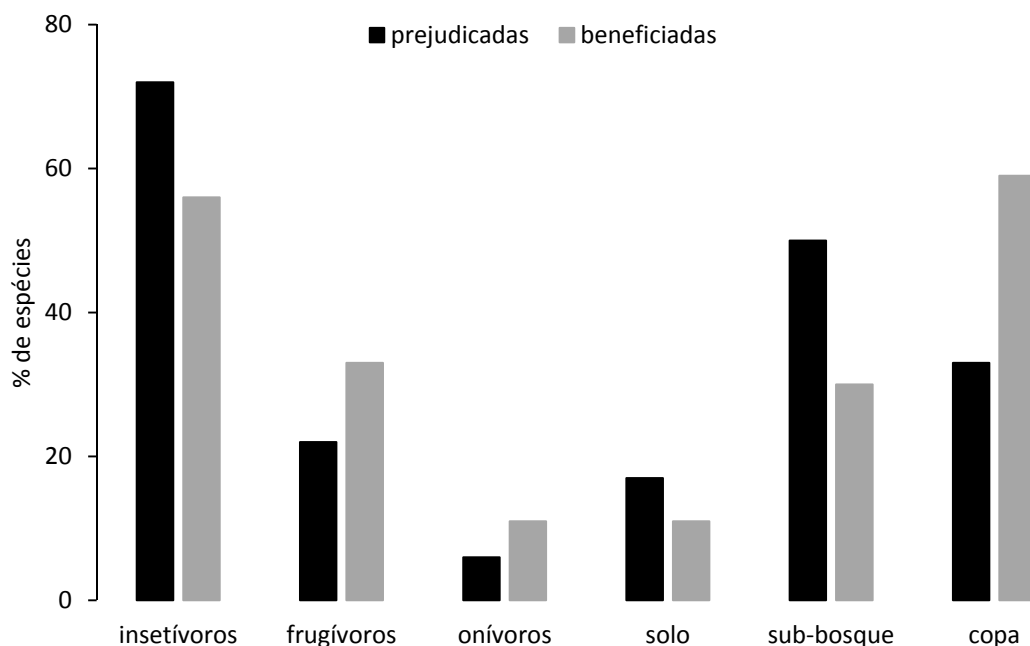


Figura 17. Representatividade das espécies prejudicadas e beneficiadas pelo fogo no cambarazal, baseada nos grupos funcionais.

2.3.5 Influência da arquitetura da vegetação sobre a avifauna

No CC, as variáveis ambientais que exerceram influência sobre a avifauna foram a proporção de árvores mortas e densidade do sub-bosque entre 0-1 m e 2-3 m (Tabela 12). A abundância de frugívoros e aves de copa esteve positivamente relacionada com a proporção de árvores mortas e densidade do sub-bosque entre 0-1m, enquanto a abundância de nectarívoros e aves do sub-bosque apresentou relação positiva com a densidade do sub-bosque entre 2-3 m.

Tabela 12. Relação entre as variáveis ambientais e a avifauna no cambarazal controle (CC). Os valores representam o coeficiente de regressão ajustado (R^2).

	Variáveis ambientais		
	Arv_m	Sub_0-1	Sub_2-3
Frugívoros	(+)0,44*	(+)0,54**	
Nectarívoros			(+)0,42*
Sub-bosque			(+)0,36*
Copa	(+)0,42*	(+)0,56**	

(+): correlação positiva; *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$

No CR, a altura da copa, altura e cobertura do dossel, proporção de árvores mortas e densidade do sub-bosque entre 2-3 m foram as variáveis que influenciaram a abundância das aves nos grupos funcionais (Tabela 13). A abundância total de aves apresentou relação negativa com a densidade do sub-bosque entre 2-3 m, que também influenciou negativamente as aves de copa. A abundância de frugívoros apresentou relação negativa com a densidade do sub-bosque entre 2-3 m e com a altura da copa, e positiva com a proporção de árvores mortas. Árvores mortas também influenciaram de maneira negativa a abundância de aves insetívoras e aves do sub-bosque, e de maneira positiva as aves do solo. A altura da copa e do dossel estiveram positivamente relacionadas com a abundância das aves de sub-bosque e apresentaram relação negativa com as aves de solo. A altura do dossel ainda influenciou de maneira positiva a abundância de insetívoros. A abundância de nectarívoros aumentou a medida em que a altura da copa e cobertura do dossel aumentaram. Aves do sub-bosque também estiveram positivamente relacionadas com a cobertura do dossel, que influenciou de maneira negativa as aves de solo.

Tabela 13. Relação entre as variáveis ambientais e a avifauna no cambarazal queimado há 1-2 anos (CR). Os valores representam o coeficiente de regressão ajustado (R^2).

	Alt_d	Cob_d	Arv_m	Alt_c	Sub_2-3
IPA total					(-)0,37*
Frugívoros			(+)0,48*	(-)0,51*	(-)0,49*
Insetívoros	(+)0,36*		(-)0,36*		
Nectarívoros		(+)0,39*		(+)0,36*	
Solo	(-)0,48*	(-)0,69**	(+)0,38*	(-)0,42*	
Sub-bosque	(+)0,32*	(+)0,37*	(-)0,62**	(+)0,44*	
Copa					(-)0,40*

(+): correlação positiva; (-): correlação negativa; *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$

Já no CA, as variáveis que exerceram influência sobre a avifauna foram a cobertura e altura do dossel, proporção de árvores mortas, altura da copa e densidade do sub-bosque entre 1-2 e 2-3 m (Tabela 14). A abundância total de aves aumentou a medida em que a cobertura do dossel foi maior, assim como a abundância de insetívoros. Aves insetívoras também foram influenciadas positivamente pela proporção de árvores mortas, que influenciou de maneira negativa a abundância de nectarívoros e aves de sub-bosque. A abundância de aves do sub-bosque foi menor em

áreas cujo sub-bosque entre 1-2 m foi mais denso e onde a copa era menor. A altura do dossel apresentou relação positiva com as aves de copa, e aves de solo foram mais abundantes onde o sub-bosque entre 2-3 m foi mais denso.

Tabela 14. Relação entre as variáveis ambientais e a avifauna no cambarazal queimado há 6-7 anos (CA). Os valores representam o coeficiente de regressão ajustado (R^2).

CA	Alt_d	Cob_d	Arv_m	Alt_c	Sub_1-2	Sub_2-3
IPA total		(+)0,53*				
Insetívoros		(+)0,34*	(+)0,45*			
Nectarívoros			(-)0,42*			
Solo						(+)0,35*
Sub-bosque			(-)0,36*	(-)0,34*	(-)0,32*	
Copa	(+)0,49*					

(+): correlação positiva; (-): correlação negativa; *: $p < 0,05$.

2.4 DISCUSSÃO

2.4.1 Caracterização da avifauna

Em termos qualitativos, os resultados indicam que o fogo não agiu como fator determinante do número de espécies nos diferentes tratamentos do cambarazal, separadamente. Ainda que mais espécies tenham sido registradas nas áreas queimadas (CR e CA), a diferença não foi significativa em relação a área controle. Entretanto, os resultados mostram que o surgimento de um mosaico de áreas com idades pós-fogo distintas e áreas sem interferência do fogo proporcionou um aumento significativo no número de espécies no cambarazal. Esse resultado reafirma a noção geral de que o aumento da heterogeneidade ambiental da paisagem, nesse caso proporcionado pela queima da vegetação, pode promover a diversidade de alguns elementos da fauna em determinados ambientes (Huston 1994, Tews *et al.* 2004).

Em ambientes propensos ao fogo, pesquisadores sugerem que uma variedade de estágios serais pós-fogo é fundamental para manter a assembleia de aves característica do ambiente (Smith 2000, Kotliar *et al.* 2002, Saab e Powel 2005). Embora o cambarazal não seja uma formação naturalmente propensa ao fogo (Nunes da Cunha e Junk 2004), os estágios de sucessão aqui analisados incrementaram

substancialmente o número de espécies. A princípio o aumento da riqueza de aves com a criação de mosaicos atingidos pelo fogo no cambarazal pode parecer um resultado positivo vinculado à ocorrência do fogo, mas uma análise da composição específica (ver Apêndice 3) mostra que um maior número de espécies generalistas foi beneficiada e colonizou as áreas queimadas, enquanto outras mais especialistas desapareceram. Na Amazônia, espécies de aves que usavam apenas um ou dois tipos de habitats (especialistas) diminuíram significativamente na floresta queimada, enquanto aquelas que usavam três ou quatro habitats (generalistas) mostraram maior aumento relativo (Barlow *et al.* 2002).

Embora a riqueza não tenha diferido significativamente entre os tratamentos, o número de espécies estimado foi maior para o CA, e esse pode ser um indicativo de que o número de espécies seja influenciado pelo fogo, mas que a resposta da avifauna parece não ser tão imediata nesse tipo de vegetação. Neste sentido, é possível que a comunidade de aves no cambarazal apresente um relaxamento até que os efeitos do fogo sejam mais perceptíveis em um tempo maior do que 6-7 anos (efeito de relaxamento, Lomolino 2000), e o período de tempo coberto por este estudo representa apenas uma fração de toda sucessão pós-fogo.

Estudos sobre como as aves respondem ao fogo em outras florestas monodominantes revelaram resultados semelhantes ao do presente estudo. Em uma floresta dominada por *Populus tremuloides* no norte dos Estados Unidos, Dieni e Anderson (1999) verificaram que a riqueza de aves não diferiu entre a floresta queimada e controle em um ano após o fogo. O fogo também não alterou o número de espécies em uma floresta dominada por *Pinus pinea* em Roma, Itália, após quatro anos do fogo, mas alterou drasticamente a composição de espécies e a abundância total da comunidade (Ukmar *et al.* 2007). Nas áreas queimadas, esses autores verificaram que boa parte das espécies florestais desapareceram e espécies típicas de borda e habitats abertos aumentaram em termos de riqueza, abundância e regularidade.

Inúmeros trabalhos apontam o incremento no número de espécies em florestas queimadas como um benefício da passagem do fogo, em resultado das alterações na

estrutura do hábitat original. Com a ocorrência do fogo são criados hábitats intermediários e altamente heterogêneos (Connell 1978), e uma floresta perturbada muitas vezes abriga uma maior riqueza de espécies de aves do que uma floresta intacta (Mason 1996, Thiollay 1999).

Desse ponto de vista, uma análise dos efeitos do fogo sobre a avifauna baseada somente em termos qualitativos se mostra superficial e pode ocultar alterações mais complexas na estrutura da comunidade. Um ano após a ocorrência de um incêndio em uma floresta de *Pinus* da América do Norte, o número de espécies de aves aumentou, embora a densidade e biomassa da avifauna tenham diminuído praticamente pela metade (Apfelbaum e Haney 1981). Resultados semelhantes foram observados na região amazônica, em um trecho de mata de terra firme atingido pelo fogo. Em torno de um ano após o incêndio, pesquisadores observaram que o fogo parece ter tido pouco efeito sobre a riqueza de espécies de aves que habitam o sub-bosque, embora a abundância tenha caído quase pela metade na floresta queimada (Barlow *et al.* 2002). Em uma região campestre da África do Sul (Cape Floristic Region), Chalmandrier *et al.* (2013) observaram que, em um gradiente de áreas com diferentes estágios de sucessão pós-fogo variando de 1 a 18 anos, a riqueza de espécies não variou com o tempo desde o último incêndio, embora a abundância da comunidade tenha sido alterada ao longo dos anos.

No entanto, diferente dos casos discutidos anteriormente, a abundância total no cambarazal, assim como a riqueza, não variou significativamente entre os tratamentos. Novamente, os resultados dão indícios de que a avifauna parece responder de forma lenta ao evento do fogo no cambarazal. Embora não tenham variado estatisticamente, a abundância nas duas áreas queimadas foi maior do que a controle, e existe uma perceptível tendência de aumento na abundância total de acordo com o tempo decorrido após o fogo. Chalmandrier *et al.* (2013) verificaram que a abundância total de aves aumentou significativamente com o tempo desde o último incêndio, especialmente durante os primeiros 10 anos, e a abundância da maioria das espécies apresentou alterações significativas entre um e 18 anos após o incêndio. Nesse estudo, praticamente metade das espécies apresentaram redução significativa

na abundância de acordo com o tempo decorrido após o fogo, e a outra metade mostrou aumento.

Na RSP o cambarazal estudado forma uma faixa contínua extensa que margeia toda baixada do rio Cuiabá. Os focos de incêndio atingiram determinadas porções dessa faixa de cambarazal, sendo que a maior parte manteve-se intacta à ação do fogo. Dessa forma, o fluxo de indivíduos entre as áreas queimadas e controle deve ocorrer de maneira rápida, talvez ocultando efeitos mais pronunciados sobre a avifauna. É provável que grande parte das aves tenham emigrado para regiões do cambarazal não queimadas, o que já foi observado para aves em floresta de terra firme na Amazônia (Barlow *et al.* 2002). Possivelmente os efeitos do fogo seriam mais nítidos em cambarazais menores e com sua área totalmente atingida pelo fogo, já que muitas aves florestais apresentam capacidade de voo limitada (Sick 1997), o que dificultaria seu deslocamento para matas mais distantes.

A maioria das espécies com altos valores de IPA são comuns em diversas formações do Pantanal (Antas 2006, Signor e Pinho 2011), como *Herpsilochmus longirostris*, *Conirostrum speciosum* e *Polioptila dumicola*, e algumas delas restritas aos ambientes alagáveis e matas ciliares, como *Cranioleuca vulpina*, *Hypocnemoides maculidauda* e *Cercomacra melanaria* (Pinho *et al.* 2006).

2.4.2 Influência do fogo sobre as espécies de aves

A perturbação causada pelo fogo é potencialmente prejudicial para algumas espécies, abrindo oportunidades para o estabelecimento de novas espécies ou incremento nas populações de espécies já existentes na área (Caswell 1976, Huston 1979). Ainda que a maioria das espécies (75%) não tenha apresentado uma resposta nítida à ação do fogo no cambarazal, com pouca variação em termos quantitativos, algumas espécies foram beneficiadas pelo fogo (15%), enquanto outras foram prejudicadas (10%). Esse quadro é normalmente observado em comunidades perturbadas pelo fogo, com espécies beneficiadas e prejudicadas (Hagar 1960, Lawrence 1966, Bock e Lynch 1970, Kreisel e Stein 1999, Barlow *et al.* 2002).

O padrão de resposta ao fogo pelas aves no cambarazal foi complexo e diferente para muitas espécies. Algumas espécies não responderam prontamente ao fogo (em 1-2 anos), e nesse sentido estudos realizados em um curto prazo podem ocultar possíveis impactos nas populações. Para certas espécies, o declínio quantitativo só pôde ser constatado após 6-7 anos da ocorrência do fogo. Entre essas espécies, estão incluídos frugívoros de grande porte (e.g. *Crypturellus undulatus*, *Aburria cumanensis*, *Crax fasciolata*) e insetívoros do sub-bosque (e.g. *Herpsilochmus longirostris*, *Xiphorhynchus guttatus*, *Basileuterus hypoleucus* e *B. flaveolus*), normalmente dois dos grupos mais sensíveis à perturbações no ambiente (Borges e Stouffer 1999, Barlow *et al.* 2002, Galetti *et al.* 2002). O declínio em populações de *X. guttatus* mediante os distúrbios causados pelo fogo também foi observado na Amazônia (Barlow *et al.* 2002), sendo que para as demais espécies informações dessa magnitude são escassas, especialmente no Pantanal.

Uma outra parcela das aves prejudicadas pelo fogo no cambarazal inclui aquelas cuja abundância apresentou declínio gradativo com o tempo decorrido após o fogo. Nesse agrupamento aparece, por exemplo, *Hypocnemoides maculicauda*, espécie associada as florestas inundáveis no Pantanal (Pinho *et al.* 2009). Essa espécie habita o sub-bosque denso e bem sombreado das florestas alagáveis do Pantanal e Amazônia, sendo que as alterações na vegetação após o fogo devem ter alterado as características necessárias do hábitat dessa espécie. Outros exemplo de espécies prejudicadas gradativamente pelo fogo são *Hemitriccus striaticollis* e *Myiopagis viridicata*.

Em termos de conservação, um resultado que merece especial atenção é o de que nenhuma espécie prejudicada inicialmente pelo fogo (1-2 anos) conseguiu se reestabelecer no cambarazal queimado decorridos 6-7 anos. Apenas uma espécie prejudicada pelo fogo, *Attila bolivianus*, manteve a abundância semelhante entre as áreas queimadas. Para essa espécie foram obtidos 24 contatos no CC, sendo constatado seu desaparecimento da área queimada há 1-2 anos, e apenas um contato na área queimada há 6-7 anos, indicando claramente um efeito deletério do fogo.

Kreisel e Stein (1999) verificaram que algumas espécies presentes em áreas queimadas há um ou dois anos desapareceram de áreas queimadas há mais de dois anos. No cambarazal, exemplos de espécies registradas somente no CC são *Corythopsis delalandi*, *Tolmomyias sulphurescens* e *Hemithraupis guira*.

Dentre as espécies que se beneficiaram, há aquelas que apresentaram incremento na abundância em 1-2 anos após o fogo, com posterior redução a níveis semelhantes ao do cambarazal controle, detectada após 6-7 anos. No geral, são espécies comuns no Pantanal e não apresentam especializações ecológicas, como *Pheugopedius genibarbis* e *Ramphocelus carbo*, cujo beneficiamento em áreas recém-queimadas já foi detectado em florestas de terra firme na Amazônia (Barlow *et al.* 2002).

Um outro agrupamento de espécies apresentou um lapso de tempo até que sua abundância tenha aumentado significativamente, nesse caso verificado somente após 6-7 anos. Nesse grupo aparecem principalmente espécies de hábitos generalistas e de ampla ocorrência em bordas de florestas e áreas mais abertas no Pantanal, como *Lepidocolaptes angustirostris*, registrado somente no CA. Outras espécies desse grupo são *Pitangus sulphuratus*, *Campylorhynchus turdinus*, *Sporophula leucoptera*, *Procacicus solitarius* e *Icterus croconotus*.

As espécies beneficiadas de forma progressiva pelo fogo, ou seja, aquelas que apresentaram incremento quantitativo após 1-2 anos e maior incremento após 6-7 anos, são representadas basicamente por espécies comuns em todas as formações florestadas do Pantanal e ambientes mais abertos adjacentes (*e.g.* *Leptotila verreauxi*, *Saltator coerulescens*, *Icterus pyrrhopterus*, Antas 2006), algumas delas comuns até mesmo em áreas mais perturbadas como centros urbanos, como *Thamnophilus doliatus* (Oniki 1988), *Todirostrum cinereum* e *Camptostoma obsoletum*. As demais espécies beneficiadas pelo fogo, com abundâncias semelhantes entre as áreas queimadas, também são comuns em ambientes de borda e formações abertas (*e.g.* *Picumnus albosquamatus*, *Veniliornis passerinus*, *Taraba major*, *Synallaxis albilora*, *Cyclarhis gujanensis* e *Polioptila dumicola*).

Alguns estudos apontam que as espécies mais afetadas negativamente pelo fogo são aquelas mais sensíveis e com maior probabilidade de estar em risco pela perturbação da floresta (conforme Barlow *et al.* 2002). Do ponto de vista conservacionista, tem sido sugerido que é mais importante considerar as respostas de espécies sensíveis ou vulneráveis ou invés de todas espécies em conjunto, uma vez que estas são as espécies com maior chance de ameaça no futuro (Canaday 1996).

Mesmo que o mosaico formado pelo fogo tenha favorecido o aumento do número de espécies, os resultados indicam que a ocorrência do fogo no cambarazal promoveu a simplificação da avifauna, pela exclusão de aves especialistas das áreas queimadas e colonização de aves generalistas. Em muitas regiões, a queima intencional da vegetação está sendo implementada para converter as florestas de dossel fechado em uma mistura de floresta e áreas abertas, gerando assim uma maior heterogeneidade ambiental (Groom *et al.* 2006). Esse tipo de tratamento resulta em mudanças substanciais nas comunidades de aves associadas, aumentando os níveis populacionais de aves características de áreas abertas (Wilson *et al.* 1995) e pode não ser a melhor opção de manejo das florestas.

Por vezes, a proporção de espécies beneficiadas e prejudicadas pelo fogo é semelhante, causando pouca variação na riqueza. Nesses casos, diferenças significativas na abundância total de aves sugere que o aumento na abundância das espécies beneficiadas mais do que compensa a diminuição das espécies prejudicadas, e vice-versa (Chalmandrier *et al.* 2013). Este padrão é consistente com o aumento, diminuição ou modificação dos recursos disponíveis que ocorrem quando a complexidade da vegetação é modificada.

2.4.3 Influência do fogo sobre a arquitetura da vegetação

Alterações das estruturas da vegetação ao longo do processo de sucessão pós-fogo foram detectadas nos diferentes estágios de avaliação no cambarazal, onde apenas a altura da copa não diferiu entre os tratamentos. A análise em conjunto das variáveis estruturais da vegetação diferenciou de forma nítida o cambarazal controle das áreas queimadas, e de forma mais discreta também permitiu a diferenciação entre

o CR e o CA (Figura 15). As áreas atingidas pelo fogo foram caracterizadas, principalmente, pela alta proporção de árvores mortas, pela maior densidade do sub-bosque entre 0-1 e 1-2 m e pela baixa densidade do sub-bosque entre 2-3 m.

Em alguns casos, alterações observadas entre o CC e as áreas queimadas foram mínimas, sendo difícil atribuir essas modificações ao fogo, como a pequena redução detectada na altura média do dossel entre o CC e o CR (0,7m), uma vez que essa variação é baixa e pode ser resultado de um viés amostral. No entanto, a diferença na altura média do dossel entre o CC e o CA (2,6m) indica uma redução significativa desse atributo florestal e pode ser atribuída sobretudo a mortalidade das árvores maiores, nesse caso *V. divergens* que domina o estrato superior.

De fato, a maior taxa de mortalidade de árvores pós-fogo registrada no cambarazal coincide com outros estudos no Pantanal. Em um cambarazal no Pantanal de Poconé, Nunes da Cunha e Junk (2004) observaram uma taxa de mortalidade de 75% dos cambarás em um ano após o fogo, e verificaram que árvores de pequeno porte morreram completamente. Esses autores observaram que em cambarazais não afetados pelo fogo as árvores mortas representavam menos de 5%, e que queimadas recorrentes podem ser mais severas pois as árvores mortas em queimadas anteriores são fonte adicional de combustível para queimadas repetidas. A constância de queimadas, em especial durante os anos mais secos, pode eliminar cambarazais inteiros (Nunes da Cunha e Junk 2004). No caso de *V. divergens*, indivíduos jovens são mais sensíveis ao fogo, e queimadas recorrentes podem impedir o desenvolvimento de estágios sucessionais mais avançados. Além disso, incêndios posteriores podem ser mais graves devido à alta densidade de clareiras e maior número de árvores mortas e arbustos, que servem de combustível. Queimadas recorrentes podem ser mais desastrosas para a floresta pois podem causar a mortalidade de mais de 40% das árvores que sobreviveram ao primeiro incêndio (Cochrane e Schuze 1999).

Taxas significativas de mortalidade de árvores também foram observadas em uma mata de terra firme na Amazônia (Barlow *et al.* 2002). Além dos efeitos diretos do fogo sobre as árvores, ocasionando sua morte pelo contato direto com estruturas vitais, o fogo pode influenciar indiretamente a mortalidade de árvores ao longo de

vários anos pós-fogo. Kinnaird e O'Brien (1998) observaram que a mortalidade de árvores tende a aumentar vários anos após o incêndio, seja pela infestação por fungos, insetos e patógenos, e é possível que isso ocorra no cambarazal, embora essa avaliação não tenha sido realizada. Dessa forma, os valores registrados 6-7 anos após o incêndio também são susceptíveis de subestimar a verdadeira taxa de mortalidade, visto que ela tende a aumentar até mesmo vários anos após o fogo.

No período de 1-2 anos após o fogo, a proporção de árvores mortas foi muito superior no cambarazal queimado (> 1.200%), mantendo-se praticamente a mesma após 6-7 anos. As taxas de mortalidade de árvores registradas no cambarazal queimado coincidem com outros estudos na região Neotropical. Na Amazônia foi constatada a mortalidade de 55% das árvores em uma floresta primária após 5 anos da ocorrência do incêndio (Holdsworth e Uhl 1997), e uma mortalidade pós-fogo de 39% em uma floresta primária no Panamá (Kauffman 1991).

A mortalidade dos cambarás influencia diretamente a alteração de outros atributos da vegetação, entre eles a redução da cobertura do dossel, detectada já nos primeiros anos após o fogo. A cobertura do dossel é uma característica importante na estruturação de uma floresta e frequentemente é alterada pela ação do fogo. No cambarazal, a cobertura do dossel foi reduzida em cerca de 40% 1-2 anos após o fogo e não se recompôs decorridos 6-7 anos. A redução da cobertura do dossel mediante a ação do fogo já foi verificada em outros tipos de florestas (Woods 1989, Kinnaird e O'Brien 1998, Holdsworth e Uhl 1997). Em um ano após a ocorrência do fogo, a cobertura do dossel diminuiu cerca de 50% em florestas dominadas por *Pinus* na América do Norte (Apfelbaum e Haney 1981), e chegou a mais de 60% em uma floresta dominada por *Populus tremuloides* (Dieni e Anderson 1999). Na floresta amazônica, a cobertura do dossel foi reduzida em cerca de quatro vezes na floresta queimada (Barlow *et al.* 2002).

A passagem do fogo também promove a abertura do sub-bosque pela eliminação de grande quantidade de material vegetal acumulado no solo e ocasiona a mortalidade de grande parte das plantas herbáceas e arbustos. A grande quantidade de nutrientes produzida a partir das cinzas (Christensen 1985), aliada a maior

quantidade de luz atingindo o sub-bosque, proporcionada pela diminuição da cobertura do dossel, favorecem o desenvolvimento de um grande número de plântulas, lianas e arbustos, tornando o sub-bosque mais denso. Isso foi observado no cambarazal, onde sub-bosque entre até 2 m de altura se tornou gradativamente mais denso após o fogo, enquanto o sub-bosque entre 2-3 m apresentou uma relação inversa, tornando-se gradativamente mais aberto com o passar do tempo, pela eliminação de árvores e arbustos mais desenvolvidos. Pode-se dizer que o fogo alterou a configuração do sub-bosque no cambarazal, tornando-o mais baixo e mais denso. O mesmo foi observado por Dieni e Anderson (1999), que constataram a redução da altura do sub-bosque um ano após o incêndio.

No entanto, o desenvolvimento da vegetação do sub-bosque frente a ação do fogo pode variar entre diferentes fitofisionomias. Em florestas de carvalho, diferentes tratamentos de fogo não alteraram a densidade do sub-bosque, já que as plantas queimadas brotaram rapidamente ou foram substituídas por plantas recém-germinadas (Artman *et al.* 2001). No estudo citado anteriormente, Apfelbaum e Haney (1981) constataram que, além da redução da cobertura do dossel, a densidade de arbustos e plântulas praticamente duplicou na floresta queimada, aumentando a densidade da vegetação próximo ao solo, inclusive com o aparecimento de arbustos ausentes antes do fogo. Na floresta amazônica o aumento significativo na regeneração do sub-bosque foi atribuído em grande parte pela redução da cobertura do dossel (Barlow *et al.* 2002).

A análise do ciclo de alterações da vegetação após o fogo mostra como a modificação de uma ou poucas estruturas da vegetação podem desencadear modificações mais profundas nos diferentes estratos de uma floresta. Tais atributos alterados pela ação do fogo invertem o processo de sucessão (Dieni e Anderson 1999) e retornam essas florestas a estágios serais iniciais (Ribeiro *et al.* 2012), geralmente dominado por árvores jovens (Bradley *et al.* 1992).

Além dos parâmetros avaliados no cambarazal, o fogo tem o potencial de causar inúmeras alterações qualitativas e quantitativas na estrutura das comunidades de plantas (Eiten e Sambuichi 1996), entre elas o tempo e intensidade de floração

(Coutinho 1982), a dinâmica de populações de plantas (Raw e Hay 1985) e a competitividade entre as espécies (Viro 1974). O fogo também promove fisionomias mais abertas, com menos elementos lenhosos.

Diferentes espécies de aves exigem características estruturais específicas no ambiente florestal, como árvores grandes, vegetação do sub-bosque mais ou menos densa, pouca luminosidade entre outras, que fornecem locais de nidificação e áreas de forrageamento adequados (Artman *et al.* 2001). Com a alteração na disponibilidade desses recursos ocasionada pelo fogo, muitas aves em uma comunidade são afetadas.

Ao contrário dos ecossistemas savânicos (*e.g.* Cerrado), onde a recuperação da vegetação após o fogo é relativamente rápida, as florestas apresentam recuperação lenta e os efeitos do fogo podem ser percebidos muitos anos após o incêndio. Sendo assim, é fundamental a manutenção de paisagens florestais íntegras, sem ação do fogo, já que alguns atributos estruturais da vegetação apresentam lenta recuperação (Taylor *et al.* 2012). Barlow *et al.* (2002) observaram que a proporção de árvores mortas diminuiu significativamente com o aumento do DAP, ou seja, a mortalidade de árvores na floresta queimada era claramente desigual entre as classes de tamanho das árvores. Árvores pouco desenvolvidas apresentaram maior mortalidade, onde os principais determinantes da tolerância ao fogo são o tamanho da árvore e a espessura da casca (Uhl e Kauffman 1990). Essa informação é importante quando se considera o risco de queimadas recorrentes, detectado como prejudicial para a floresta e para as aves em outros estudos. Artman *et al.* (2001) verificaram que algumas populações de aves em florestas de carvalho não declinaram após o primeiro incêndio, sendo prejudicadas somente após queimadas subsequentes.

No cambarazal, a sobrevivência das árvores a longo prazo só é possível em áreas não atingidas pelo fogo. Nestas áreas o desenvolvimento da comunidade continua a atingir estágios serais avançados, com maior proporção de árvores velhas mais resistentes ao fogo e poucas árvores novas, mais susceptíveis (Nunes da Cunha e Junk 2004).

Portanto, o presente estudo reafirma o conceito generalizado de que incêndios alteram a complexidade estrutural da vegetação florestal e que determinados atributos em uma floresta podem não se reestabelecer rapidamente. No cambarazal o fogo alterou significativamente a maioria das estruturas do hábitat analisadas, que por sua vez exercem grande influência sobre a avifauna.

2.4.4 Influência do fogo sobre os grupos funcionais e sua relação com a vegetação

O baixo impacto do fogo na avifauna do cambarazal é reforçado pela análise dos grupos funcionais, onde nenhum grupo diferiu significativamente entre os tratamentos. Entretanto, uma análise a nível específico indicou que cerca de $\frac{3}{4}$ das espécies prejudicadas pelo fogo no cambarazal são insetívoras. Aves insetívoras florestais são às mais vulneráveis à ação do fogo (Borges e Stouffer 1999, Barlow *et al.* 2002) e, de modo geral, sensíveis às mínimas alterações no ambiente, declinando mediante os mais diversos distúrbios (Bierregaard e Lovejoy 1989, Stouffer e Bierregaard 1995, Canaday 1996, Mason 1996). A vulnerabilidade de insetívoros florestais pode estar associada com as mudanças na disponibilidade de recursos (Barlow *et al.* 2002) e também com o aumento da luz solar no sub-bosque, o que confundiria seus padrões de forrageamento (Pearson 1977).

As demais espécies prejudicadas pelo fogo estão representadas pelos frugívoros (22%) e onívoros (6%). A redução na produção de frutos específicos pode justificar o declínio de algumas espécies frugívoras. Dieni e Anderson (1999) observaram uma redução marcante na produção de frutos no sub-bosque de uma floresta queimada.

As espécies beneficiadas pelo fogo apresentaram o mesmo padrão das prejudicadas, com dominância de insetívoros (56%), frugívoros (33%) e menor representatividade es onívoros (11%). Proporcionalmente, o número de espécies beneficiadas pelo fogo é semelhante ao das prejudicadas, indicando que o declínio ou extinção de algumas espécies nas áreas queimadas é compensado pelo incremento ou colonização de outras, que encontram melhores condições em explorar recursos no cambarazal queimado. Este resultado pode estar associado com o aumento ou

diminuição de recursos disponíveis que ocorrem quando a complexidade da vegetação é modificada, e de como as espécies são capazes de explorar esses recursos.

Em alguns casos, a redução na abundância de aves mais especialistas foram compensadas pelo incremento de espécies mais frequentemente associadas a áreas abertas ou de crescimento secundário. Por exemplo, *H. maculicauda*, um insetívoro especialista de florestas alagadas e bem sombreadas, foi substituído por *C. melanaria*, uma ave também característica de áreas sujeitas ao regime de inundação, porém típica de áreas mais abertas e menos sombreadas. O aumento na abundância de *Taraba major* nas áreas queimadas, por exemplo, deve estar associado a maior quantidade de luz e maior adensamento do sub-bosque.

Outros estudos têm mostrado, no entanto, que a disponibilidade de artrópodes varia distintamente em resposta ao fogo (Artman *et al.* 2001). A queima nas florestas de carvalho reduziu a abundância de Homoptera e Lepidoptera, mas não afetou os níveis populacionais e a riqueza de espécies das comunidades de artrópodes (Siemann *et al.* 1997). O fogo em pinhais resultou no aumento dos níveis de atividade de besouros carabídeos (Neumann 1997), sugerindo que a visibilidade e acessibilidade de artrópodes aumenta após a queima. Incêndios, portanto, podem não reduzir a disponibilidade de recursos alimentares para aves que forrageiam no solo, e sim aumentar a acessibilidade ao alimentos através da remoção de serapilheira e vegetação densa, expondo insetos e sementes (Woinarski 1990). No cambarazal a variação na disponibilidade de artrópodes após o fogo não parece ter sido um fator limitante para aves insetívoras, já que o decréscimo de algumas espécies insetívoras foi compensado pelo incremento na abundância de outras.

A disponibilidade de recursos alimentares em florestas queimadas pode sofrer diferentes alterações de acordo com o tipo de vegetação. No norte de Minnesota, após três anos de um incêndio florestal foi verificado que apenas o grupo dos pica-paus foi beneficiado nas áreas queimadas (Niemi 1978), mesmo resultado observado em outras localidades (Blackford 1955, Koplín 1969). Em florestas de *Pinus* da região temperada, foi constatado que insetívoros verticais (Picidae) apareceram somente após a vegetação queimada (Apfelbaum e Haney 1981). Uma das explicações para o

aumento desse grupo é que há maior concentração de besouros em coníferas atingidas pelo fogo (Miller e Kenn 1960). Independente das causas de declínio, é importante notar que incêndios florestais afetam, invariavelmente, os mesmos grupos funcionais, e frequentemente os insetívoros especialistas são o grupo mais prejudicado.

Ao que tudo indica, a interligação das áreas atingidas pelo fogo com áreas íntegras pode ter favorecido o fluxo de indivíduos entre os diferentes tratamentos, e que independente das causas de declínio, é importante notar que incêndios florestais afetam, invariavelmente, os mesmos grupos funcionais, e frequentemente os insetívoros são o grupo mais prejudicado.

Incêndios florestais podem alterar de maneira significativa a disponibilidade de recursos alimentares, locais para nidificação e ambientes adequados para muitas espécies de aves (Kreisel e Stein 1999), portanto a estrutura de uma floresta parece ser o fator determinante que influencia a comunidade de aves (Herrando *et al.* 2002). No camarazal, as áreas queimadas parecem suportar uma sucessão de espécies de aves, com as condições iniciais pós-fogo propícias ou prejudiciais para muitas espécies, e isso pode ser atribuído fundamentalmente as alterações do hábitat (Dieni e Anderson 1999). Foi verificado também que poucas estruturas da vegetação analisadas no presente estudo estiveram relacionadas à avifauna no CC (3 de 7), enquanto nas áreas queimadas mais estruturas influenciaram a abundância de aves (5 no CR e 6 no CA).

Duas das alterações de habitat importantes encontradas neste estudo estavam relacionadas com a estrutura do dossel nas áreas queimadas. A cobertura e altura do dossel foram diminuídas nessas áreas, e podem explicar a redução na abundância de algumas espécies. Reduções na folhagem da copa podem provavelmente explicar a menor abundância de *Aburria cumanensis* e *Amazona amazonica*, aves frugívoras que forrageiam principalmente nas copas das árvores. A redução da cobertura do dossel pode ter levado à menor produção de alimento e conseqüentemente alterado a utilização das áreas queimadas por essas aves. A destruição do dossel como conseqüência do fogo pode produzir um impacto significativo na produção de recursos

alimentares e habitats reprodutivos para as espécies florestais (Guerrieri e Castaldi 2003).

A abundância de frugívoros e aves de copa esteve positivamente relacionada com a proporção de árvores mortas e a densidade do sub-bosque entre 0-1 m, enquanto a abundância de nectarívoros e aves do sub-bosque apresentou relação positiva com a densidade do sub-bosque entre 2-3 m.

Certamente outras estruturas não avaliadas neste estudo podem ter influenciado a avifauna nas áreas queimadas. Ukmar *et al.* (2007) verificaram que a transformação do habitat ocasionada pelo fogo afetou a reprodução de aves alterando a composição de espécies qualitativa e quantitativamente: a nível de comunidade, houve um incremento na riqueza de espécies, e a nível de guildas, pelo decréscimo na riqueza e abundância de espécies florestais e pelo aumento da riqueza, abundância e regularidade de espécies de borda.

Um registro particularmente importante realizado no CR foi o do gavião-real *Harpia harpyja*. Uma ave adulta foi observada durante a amostragem por pontos, perseguindo um grupo de *Ortalis canicollis*. O gavião-real é uma espécie relativamente sensível aos distúrbios causados pelo homem, sendo uma das primeiras a desaparecer de áreas com interferência antrópica, seja pela alteração do ambiente ou pela caça (Trinca *et al.* 2007). Incrementos na abundância de presas talvez expliquem a utilização dessa área queimada, conforme já observado na região de estudo (Ubaid *et al.* 2011). No Pantanal *H. harpyja* só foi encontrada em cambarazais, que configuram-se como uma importante formação fitofisionômica para conservação dessa espécie. Novamente a conectividade das áreas queimadas com áreas sem ação do fogo parece favorecer o fluxo de aves, mascarando efeitos mais pronunciados do fogo no cambarazal.

2.4.5 Conclusão

A ocorrência do fogo no cambarazal afetou de maneira discreta a avifauna desse ambiente. Embora o fogo não tenha alterado significativamente o número de espécies e a abundância total, evidências indicam que a avifauna no cambarazal pode

responder de maneira lenta ao evento do fogo, visto que mais espécies foram estimadas para a área queimada há 6-7 anos, existindo uma perceptível tendência de aumento na abundância de aves de acordo com o tempo decorrido após o incêndio.

Uma parcela representativa da comunidade ($\frac{3}{4}$ das espécies) não sofreu alterações nos índices de abundância nas áreas queimadas, enquanto 15% das espécies foram beneficiadas pelo fogo, na sua maioria aves generalistas e típicas de áreas mais abertas. Apenas uma pequena fração da avifauna (10%) foi prejudicada pelo fogo, e são essas espécies que evidenciam os verdadeiros impactos do fogo sobre a avifauna do cambarazal, já que algumas espécies afetadas nos dois primeiros anos não conseguiram repor seus estoques populacionais anteriores no tratamento de sete anos. Portanto, o fogo agiu como simplificador da comunidade favorecendo aves generalistas e prejudicando as especialistas.

O fogo promoveu alterações consistentes na maiorias das estruturas da vegetação analisadas, sendo que nenhuma se recompôs decorridos em um período de 6-7 anos de sucessão. As alterações nas estruturas do ambiente, por sua vez, exerceram grande influência sobre a avifauna nas áreas queimadas, sendo que poucas estruturas da vegetação exerceram influência sobre as aves no cambarazal controle.

Embora a abundância de aves nos grupos funcionais não tenha diferido significativamente entre os tratamentos, os insetívoros especialistas, frugívoros e aves que habitam o sub-bosque foram os grupos mais prejudicados.

No cambarazal, mesmo que a criação de mosaicos com vários estágios de sucessão pós-fogo tenha incrementado significativamente o número de espécies, essa não parece a melhor alternativa para conservação da avifauna nesse ambiente. O Pantanal é formado, naturalmente, por um grande mosaico de diferentes fisionomias vegetais, sendo que nenhuma espécie beneficiada pelo fogo no cambarazal merece especial atenção em termos de conservação. De maneira geral, são espécies comuns em vários ambientes e que se adaptam relativamente bem à presença humana. Nesse caso os esforços de conservação devem ser direcionados às espécies mais sensíveis a

alterações no ambiente. Dessa forma, a proteção de cambarazais mais desenvolvidos ou com maior histórico sem a ocorrência de fogo deve ser priorizada.

Considerações finais

Os resultados deste estudo preenchem uma grande lacuna no conhecimento dos efeitos do fogo sobre a avifauna em formações florestais, e configura-se, possivelmente, como o primeiro a investigar tais efeitos sobre as comunidades de aves no Pantanal.

Apesar do fogo ser considerado um fenômeno presente no Pantanal desde sua formação, sua frequência de ocorrência se intensificou com a crescente ocupação humana e o desenvolvimento da pecuária. As áreas mais povoadas são severamente queimadas anualmente, e embora os impactos de queimadas recorrentes sobre a biodiversidade não tenham sido suficientemente documentados, a intensificação das queimadas deve ser considerada um fator de susceptibilidade desse ecossistema.

Conforme evidenciado no presente estudo, o fogo promove mudanças profundas em diversos atributos da vegetação florestal. O tempo necessário para o reestabelecimento dessas características à condição pré-fogo é desconhecido, mas é conhecido que certas estruturas da vegetação podem levar décadas para se recompor e recriar as condições microclimáticas semelhantes às da floresta original.

Quando as queimadas ocorrem com maior frequência, árvores jovens não tem tempo para atingir um tamanho suficiente para que possam resistir ao fogo. Portanto, queimadas recorrentes podem resultar numa floresta com menor cobertura do dossel e maior luminosidade no sub-bosque, que geram uma série de eventos em cascata potencialmente nocivos para algumas espécies de aves restritas à esse ambiente no Pantanal. Especificamente para a avifauna florestal, há evidências de que em áreas onde o fogo ocorre repetidamente as consequências são muito mais severas.

Considerando-se o cenário nacional com grande número de focos de incêndio em todas as regiões do Brasil, estudos sobre o impacto do fogo sobre comunidades de aves (e da fauna e flora como um todo) são escassos. Quando existentes, são focados principalmente nos efeitos de queimadas recentes, poucas vezes considerando o histórico de queimadas e a resposta da avifauna ao longo dos estágios de sucessão. Essa resposta pode depender do intervalo entre as queimadas, do tempo necessário para que as condições do hábitat se reestabeleçam, do intervalo de tempo necessário para

que as populações de aves respondam à essas alterações e da disponibilidade de populações próximas para repovoar as áreas em recuperação. Dessa forma, sempre que possível a conectividade entre formações florestais deve ser promovida, pois favorece o processo de recolonização das áreas queimadas e aumenta as chances de sobrevivência das espécies durante eventos de fogo, especialmente espécies com baixa capacidade de deslocamento.

Todas essas considerações implicam em mudanças nas ações de gestão do fogo no Pantanal. Esforços de conservação devem ser concentrados, primariamente, na proteção das formações em estágios sucessionais mais avançados, especialmente as florestas. Especificamente para as formações analisadas neste estudo, ficou claro que o fogo é mais nocivo para a avifauna do acurizal, com efeitos menos pronunciados no cambarazal e ainda menos no tabocal. Pode-se considerar que o fogo atuou como um simplificador da avifauna nas florestas estudadas, especialmente no cambarazal que é um floresta naturalmente mais úmida que as demais, pois prejudicou aves especialistas e promoveu a incremento de aves generalistas. Portanto, como passo inicial para conservação desses ambientes, as florestas mais desenvolvidas e com maior tempo sem impacto de queimadas devem ser identificadas para então comporem planos estratégicos de proteção.

Estudos sobre o impacto do fogo nos diferentes níveis de organização em um ecossistema são, na sua grande maioria, oportunistas. Em raras exceções queimadas intencionais são utilizadas para esse tipo de avaliação. Devido ao baixo conhecimento acumulado sobre os efeitos do fogo nas comunidades de plantas e animais do Pantanal, em especial as aves, queimadas futuras fornecem oportunidades excelentes de avaliação e devem ser aproveitadas. Abordagens experimentais utilizando fogo controlado podem ser uma boa alternativa, mas devem ser bem planejados e envolver equipes multidisciplinares.

Por fim, acordos de conservação entre proprietários rurais, povos indígenas, empresas privadas e ambientalistas são uma ótima opção para o controle, manejo e monitoramento territorial no Pantanal, a exemplo de outras ações de sucesso (*e.g.* Schwartzman e Zimmerman 2005).

REFERÊNCIAS

- Ab'Saber, A.N. 1988. O Pantanal Mato-Grossense e a teoria dos refúgios. **Revista Brasileira de Geografia** 50(1-2): 9-57.
- Adámoli, J. 1982. O Pantanal e suas relações fitogeográficas com os cerrados. Discussão sobre o conceito de "Complexo do Pantanal". Pp. 109-119. Em: **Anais do XXXII Congresso Nacional da Sociedade Botânica do Brasil**. Sociedade Brasileira de Botânica, Teresina, Brasil.
- Alho, C.J.R., Fischer, E., Oliveira-Pissini, L.F. e Santos, C.F. 2011. Bat-species richness in the Pantanal floodplain and its surrounding uplands. **Brazilian Journal of Biology** 71(1, suppl.): 311-320.
- Alho, C.J.R. e Sabino, J. 2011. A conservation agenda for the Pantanal's biodiversity. **Brazilian Journal of Biology** 71(1, suppl.): 327-335.
- Allen, A.C. e Valls, J.F.M. 1987. **Recursos forrageiros nativos do Pantanal Mato-Grossense**. Documento 8, EMBRAPA-CENARGEN, Brasília, Brasil.
- Allingham, S.M e Harvey, M. 2013. Effects of Different Fire Regimes on Amphibian Communities in the Nyika National Park, Malawi. **Current Herpetology** 32(1): 1-8.
- Alves, M.A.S. e Cavalcanti, R.B. 1996. Sentinel behavior, seasonality, and the structure of bird flocks in a Brazilian Savanna. **Ornitologia Neotropical** 7: 43-51.
- ANA (Agência Nacional de Águas). 2004. **Implementação de práticas de gerenciamento integrado de bacia hidrográfica para o Pantanal e a Bacia do Alto Paraguai: programas de ações estratégicas para o gerenciamento integrado do Pantanal e Bacia do Alto Paraguai**. GEF. Relatório Final. Brasília. 513p.
- ANA (Agência Nacional de Águas). 2013. **HidroWeb: sistemas de informações hidrológicas**. Disponível em <<http://hidroweb.ana.gov.br/HidroWeb>>. Acesso em [12.XI.2013].
- Anon. 1974. **Estudo do sistema rodoviário coletor do Pantanal Matogrossense**. EBPT – Empresa Brasileira de Planejamento de Transportes, Brasília, Brasil.
- Anon. 1982. **Levantamento de Recursos Naturais**. Vol. 27, Folha SE. 21, RADAM Brasil, Corumbá, Rio de Janeiro, Brasil.
- Antas, P.T.Z. 2004. **Pantanal - Guia de aves: espécies da Reserva Particular do Patrimônio Natural do SESC Pantanal**. SESC, Departamento Nacional, Rio de Janeiro, Brasil.
- Antas, P.T.Z. 2006. **Pantanal - Guia de Aves: espécies de aves da Reserva do Patrimônio Natural do SESC Pantanal**. 2ª ed. SESC, Departamento Nacional, Rio de Janeiro, Brasil.
- Antas, P.T.Z e Almeida, A.C. 2003. **Aves como bioindicadoras de qualidade ambiental: aplicação em áreas de plantio de eucalipto**. Gráfica Santonio, Espírito Santo, Brasil.
- Antas, P.T.Z., Carrara, L.A., Yabe, R.S., Ubaid, F.K., Oliveira-Júnior, S.B., Vasques, E.R. e Ferreira, L.P. 2010. **A arara-azul na Reserva Particular do Patrimônio Natural SESC Pantanal**. Conhecendo o Pantanal 6. SESC, Departamento Nacional, Rio de Janeiro, Brasil.
- Antas, P.T.Z. e Nascimento, I.L.S. 1996. **Sob os céus do Pantanal: biologia e conservação do tuiuiú *Jabiru mycteria***. Empresa das Artes, São Paulo, Brasil.

- Apfelbaum, S. e Haney, A. 1981. Bird populations before and after wildfire in a great lakes pine forest. **Condor** 83: 347-354.
- Areta, J.I., Bodrati, A. e Cockle, K. 2009. Specialization on *Guadua* bamboo seeds by three bird species in the Atlantic Forest of Argentina. **Biotropica** 41(1): 66-73.
- Arieira, J. e Nunes da Cunha, C. 2006. Fitossociologia de uma floresta inundável monodominante de *Vichysia divergens* Pohl (Vochysiaceae), no Pantanal Norte, MT, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 20(3):569-580.
- Artman, V.L., Sutherland, E.K. e Downhower, J.F. 2001. Prescribed burning to restore mixed-oak communities in Southern Ohio: effects on breeding-bird populations. **Conservation Biology** 15(5): 1423-1434.
- Ayres, M., Ayres Jr., M., Ayres, D.L. e Santos, A.A. 2007. **BioEstat: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. Versão 5.3. Sociedade Civil Mamirauá, MCT-CNPq, Belém, 365p.
- Barlow, J., Haugaasen, T. e Peres, C.A. 2002. Effects of ground fires on understory bird assemblages in Amazonian forests. **Biological Conservation** 105: 157-169.
- Bibby, J.C., Burgess, N.D. e Hill, D.A. 1993. **Bird census techniques**. Academic Press, London.
- Bierregaard, R.O. e Lovejoy, T.E. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. **Acta Amazonica** 19: 215-241.
- Blackford, J.L. 1955. Woodpecker concentration in burned forest. **The Condor** 57(1): 28-30.
- Blondel, J., Ferry, C. e Frochot, B. 1981. Point counts with unlimited distance. **Studies in Avian Biology** 6: 414-420.
- Brandon, K., Fonseca, G.A.B., Anthony, B.R. e Silva, J.M.C. 2005. Conservação brasileira: desafios e oportunidades. **Megadiversidade** 1(1): 7-13.
- Braun-Blanquet, J. 1926. **Vegetations-Entwicklung und bodembildung in der alpinen Stafeder Zentralalpen**. Densk. Schweiz. Naturf. Gesellschaft.
- Bock, C.E. e Lynch, J.F. 1970. Breeding Bird populations of burned and unburned forest in the Sierra Nevada. **Condor** 72: 182-189.
- Bond, W.J. e Keeley, J.E. 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends in Ecology and Evolution** 20: 387-394.
- Bonfim, V.R., Ribeiro, G.A., Silva, E. e Braga, G.M. 2003. Diagnóstico do uso do fogo no entorno do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB), MG. **Revista Árvore** 27(1): 87-94.
- Borges, S.H. e Stouffer, P.C. 1999. Bird communities in two types of anthropogenic successional vegetation in central Amazonia. **Condor** 101(3): 529-536.
- Bradley, A.F., Fischer, W.C. e Noste, N.V. 1992. **Fire ecology of the forest habitat types of eastern Idaho and western Wyoming**. U.S. For. Serv. Gert. Tech. Rep. INT-290.
- Brandão, L.G., Antas, P.T.Z., Oliveira, L.F.B., Jorge-Pádua, M.T., Pereira, N.C. e Valutky, W.W. 2011. Plano de Manejo da Reserva Particular de Patrimônio Natural do SESC Pantanal. **Conhecendo o Pantanal** 3: 1-149.

- Brandon, K., Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B. e Silva, J.M.C. 2005. Conservação brasileira: desafios e oportunidades. **Megadiversidade** 1(1): 7-13.
- Braz, V.S. 2008. **Ecologia e conservação das aves campestres do bioma cerrado**. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília.
- Brown, S., Clarke, M. e Clarke, R. 2009. Fire is a key elemento in the ladscape-scale habitat requirements and global population status of a threatened Bird: the Malee Emu-wren (*Stipiturus mallee*). **Biological Conservation** 142: 432-445.
- Burnham, K.P. e Overton, W.S. 1979. Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. **Ecology** 60: 927-936.
- Cadastro Nacional de Unidades de Conservação/Ministério do Meio Ambiente 2014. **Unidades de Conservação por Bioma: Pantanal**. Disponível em <http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80112/0813_ConsolidadoBiommas.pdf>. Acesso em: [19/01/2014].
- Canaday, C. 1996. Loss of insectivorous birds along a gradient of human impact in Amazonia. **Biological Conservation** 77: 63-77.
- Cannon, C.H., Peart, D.R. e Leighton, M. 1998. Tree diversity in comercially logged Borneas Rainforest. **Science** 281: 1366-1368.
- Carron, J.M. 2000. The Pantanal and the Paraguay River Basin: from the technical focus to the political option. Pp. 27-36. Em: Swartz, F.A. (ed.) **The Pantanal: understanding and preserving the world's largest wetland**.
- Caswell, H.H. 1976. Community structure: a neutral model analysis. **Ecol. Monogr.** 46 :327-354.
- Cavalcanti, R.B. 1988. Conservation of birds in the Cerrado of Central Brazil. Pg. 59-66, In: P.D. Goriup (ed.) **Ecology and Conservation of Grassland birds**. ICBP Technical Publication 7. Norfolk, England.
- Cavalcanti, R.B. e Alves, M.A.S. 1997. Effects off ire on savanna birds in central Brazil. **Ornitologia Neotropical** 8: 85-87.
- Cavitt, J.F. 2000. Fire and a tallgrass prairie reptile community: effects on relative abundance and seasonal activity. **Journal of Herpetology** 34(1): 12-20.
- Certini, G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. **Oecologia** 143: 1-10.
- Chalmandrier, L., Midgley, G.F., Barnard, P e Sirami, C. 2013. Effects of time since fire on birds in a plant diversity hotspot. **Acta Oecologica** 49: 99-106.
- Christensen, N.L. 1985. Shrubland fire regimes and their evolutionary consequences. Pp. 85-100. In: Pickett, S.T.A. e White P.S.E. (eds) **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. Academic Press Inc.
- Cianciaruso, M.V., Silva, I.A. e Batalha, M.A. 2010. Aboveground biomass of functional groups in the ground layer of savannas under different fire frequencies. **Australian Journal of Botany** 58: 169-174.
- Cintra, R. e Sanaiotti, T.M. 2005. Fire effects on the composition of a bird community in an amazonian savanna (Brazil). **Braz. J. Biol.** 65(4): 683-695.

- Clarke, R.H., Boulton, R.L., Clarke, M.F. 2005. Estimating population size of the Black-eared Miner, with an assessment of landscape-scale habitat requirements. **Pacific Conservation Biology** 11: 174-188.
- Cochrane, M.A., Alencar, A., Schulze, M.D., Souza, C.M., Nepstad, D.C., Lefebvre, P. E Davidson, E.A. 1999. Positive feedbacks in the fire dynamics of closed canopy tropical forests. **Science** 284: 1832-1835.
- Cochrane, M.A. e Schulze, M.D. 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. **Biotropica** 31(1): 2-16.
- Cockle, K.L. e Areta, J.I. 2013. Specialization on bamboo by neotropical birds. **The Condor** 115(2): 217-220.
- Colwell, R.K. 2013. **EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples**. Version 9. Disponível em <purl.oclc.org/estimates>. Acesso em [10.X.2013].
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical forest and coral reefs. **Science** 199: 1302-1310.
- Connell, J.H. e Lowman, M.D. 1989. Low-density tropical rain forests: some possible mechanism for their existence. **The American Naturalist** 134: 88-119.
- Conway, C.J. e Kirkpatrick, C. 2007. Effect of forest fire suppression on Buff-Breasted flycatchers. **The Journal of Wildlife Management** 71(2): 445-457.
- Cordeiro, J.L.P. 2004. **Estrutura e heterogeneidade da paisagem de uma unidade de conservação no nordeste do Pantanal (RPPN SESC Pantanal), Mato Grosso, Brasil: efeitos sobre a distribuição e densidade de antas (*Tapirus terrestris*) e de cervos-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*)**. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Costa, B.M., Pantoja, D.L., Viana, M.C.M. e Colli, G.R. 2013. Direct and short-term effects of fire on lizard assemblages from a neotropical savana hotspot. **Journal of Herpetology** 47(3): 502-510.
- Costa, M.F. **História de um país inexistente: o Pantanal entre os séculos XVI e XVIII**. São Paulo: Estação Liberdade, Kosmos, 277p.
- Coutinho, L.M. 1982. Ecological effects of fire in Brazilian Cerrado. Pg. 273-291. Em: Huntley, B.J. e Walker, B.H. (eds.). **Ecology of tropical savannas**. Springer Verlag, Berlin.
- Couto, E.G., Chig, L.A., Nunes da Cunha, C. e Loureiro, M.F. 2006. **Estudo sobre o impacto do fogo na disponibilidade de nutrientes, no banco de sementes e na biota de solos da RPPN SESC Pantanal**. Conhecendo o Pantanal 2. Rio de Janeiro: SESC, Departamento Nacional.
- Di Giacomo, A.G., Di Giacomo, A.S. e Reboreda, J.C. 2011. Effects of grassland burning on reproductive success of globally threatened Strange-tailed Tyrants *Alectrurus risora*. **Bird Conservation International** 21(4): 411-422.
- Dieni, J.S. e Anderson, S.H. 1999. Effects of recent burning on breeding bird community structure in Aspen forests. **Journal of Field Ornithology** 70(4): 491-503.
- Dolabella, A.L.L.B. 2000. The Brazilian Pantanal: an overview. Pg. 37-42, In: F.A. Swarts (ed.) **The Pantanal: understanding and preserving the world's largest wetland**.
- Donatelli, R.J., Costa, T.V.V. e Ferreira, C.D. 2004. Dinâmica da avifauna em fragmento de mata na Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 21(1): 97-114.

- Eiten, G. e Sambuichi, R.H.R. 1996. Effect of long-term periodic fire on plant diversity in a cerrado region. Pp. 46-55. In: **Anais do VIII Simpósio sobre o Cerrado**. CPAC/EMBRAPA, Brasília, DF.
- Figueira, J.E.C., Cintra, R., Viana, L.R. e Yamashita, C. 2006. Spatial and temporal patterns of bird species diversity in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil: implications for conservation. **Braz. J. Biol.** 66(2A): 393-404.
- Figueiredo, L.F.A. 1988. Um clinômetro de fabricação doméstica para medida de altura de pontos inacessíveis. **Boletim CEO** 5: 16-18.
- Finch, D.M., Ganey, J.L., Yong, W., Kimball, R.T. e Sallabanks, R. 1997. Effects and interactions of fire, logging, and grazing. Pp. 103-136. Em: Block, W.M. e Finch, D.M. (eds.). **Songbird ecology in Southwestern ponderosa pine forests: a literature review**. U.S. Forest Service General Technical Report RMRS-292, Fort Collins, Colorado, USA.
- Forman, R.T.T. e Godron, M. 1986. **Landscape Ecology**. John Wiley and Sons, Inc., New York, USA.
- Fortney, R.H. 2000. Cattle grazing and sustainable plant diversity in the Pantanal. Pg.127-133, In: F.A. Swarts (ed.) **The Pantanal: understanding and preserving the world's largest wetland**.
- French, D.D. e Picozzi, N. 2002. 'Functional groups' os Bird species, biodiversity and landscapes in Scotland. **Journal of Biogeography** 29: 231-259.
- Fulé, P.Z., Cocke, A.E., Heinlein, T.A. e Covington, W.W. 2004. Effects of na intense prescribed fire: is it ecological restoration? **Restoration Ecology** 12(2): 220-230.
- Galetti, M., Guimarães Jr., P.R. e Marsden, S.J. 2002. Padrões de riqueza, risco de extinção e conservação dos psitacídeos neotropicais. Pp. 17-26. In: Galetti, M. e Pizo, M.A. (eds.). **Ecologia e conservação de psitacídeos no Brasil**. Melopsittacus Publicações Científicas, Belo Horizonte.
- Garaffa P.I., Filloy, J. e Bellocq, M.I. 2009. Bird community responses along urban-rural gradients: does the size of the urbanized área matter? **Landscape and Urban Planning** 90: 33-41.
- Gotelli, N.J. e Cowell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters** 590: 379-391.
- Groom, M.J., Meffe, G.K. e Carroll, C.R. 2006. **Principles of conservation biology**. 3ª ed. Sunderland: Sinauer.
- Guerrieri, G. e Castaldi, A. 2003. Effetto del fuoco e della gestione selvicolturale sulle popolazioni di Picidae in una pineta costiera mediterranea (Castelfusano, Roma – Italia Centrale). **Rivista Italiana di Ornitologia** 73: 55-70.
- Hagar, D. 1960. The interrelationships of logging, birds, and timber regeneration in the Douglas-fir region of northwestern California. **Ecology** 41: 116-125.
- Halaj, J., Ross, D.W. e Moldednke, A.R. 1997. Negative effects of ant foraging on spiders in Douglas-fir canopies. **Oecologia** 109: 313-322.
- Harris, M.B., Arcângelo, C., Pinto, E.C.T., Camargo, G., Neto, M.B.R. e Silva, S.M. 2006. Estimativa da perda de cobertura vegetal original na Bacia do Alto Paraguai e Pantanal brasileiro: ameaças e perspectivas. **Natureza & Conservação** 4(2): 50-66.
- Harris, M.B., Tomas, W., Mourão, G., Silva, C.J., Guimarães, E., Sonoda, F. e Fachim, E. 2005. Safeguarding the Pantanal wetlands: threats and conservation initiatives. **Conservation Biology** 19(3): 714-720.

- Hart, T.B. 1990. Monoespecific dominance in tropical rain forests. **Trends in Ecology & Evolution** 5: 6-11.
- Haslem, A., Kelly, L.T., Nimmo, D.G., Watson, S.J., Kenny, S.A., Taylor, R.S., Avitabile, S.C., Callister, K.E., Spence-Bailey, L.M., Clarke, M.F. e Bennett, A.F. 2011. Habitat or fuel? Implications of long-term, post-fire dynamics for the development of key resources for fauna and fire. **Journal of Applied Ecology** 48: 247-256.
- Heckman, C.H. 1999. Geographical and climatic factors as determinants of the biotic differences between the northern and southern parts of the Pantanal Mato-grossense. Pg. 167-175. Em: **II Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal: manejo e conservação**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) Pantanal, Corumbá, Brasil.
- Herrando, S., Brotons, L., Del Amo, R. e Llacuna, S. 2002. Bird community succession after fire in a dry Mediterranean shrubland. **Ardea** 90: 303-310.
- Hofmann, G.S., Hasenack, H. e Oliveira, L.F.B. 2010. Microclima e a estrutura de formações vegetais. Em: Sesc. **O clima na Reserva Particular de Patrimônio Natural Sesc Pantanal**. Rio de Janeiro: SESC, Departamento Nacional.
- Holdsworth, A.R. e Uhl, C. 1997. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. **Ecological Applications** 7: 713-725.
- Hunter, M.L. e Gibbs, J. 2007. **Fundamentals of conservation biology**. 3ª ed. Cambridge, MA: Blackwell Science.
- Huston, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. **Am. Nat.** 113: 81-101.
- Huston, M.A. 1994. **Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes**. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hutto, R.L. 1995. Composition of Bird communities following stand-replacement fires in Northern Rocky Mountain (U.S.A.) Conifer Forests. **Conservation Biology** 9(5): 1041-1058.
- IBGE. 2004. **Mapa de Biomas do Brasil**. Ministério do Meio Ambiente, Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Diretoria de Geociências. Rio de Janeiro, Brasil.
- Ikeda-Castrillon, S., Mesquita, R., Sanaiotti, T., Frieiro, F. e Castrillon, J.R. 2001. Localização e dominância de espécies das ilhas de vegetação arbórea ao longo do rio Paraguai no Pantanal de Cáceres, MT. Pg. 11. Em: **Anais do III Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal - os desafios do novo milênio**. Corumbá - MS.
- Janzen, D.H. 1974. Why bamboos wait so long to flower. **Ann. Rev. Ecol. Syst.** 7: 347-391.
- Johns, A.D. 1989. Recovery of a peninsular Malaysian rainforest avifauna following selective timber logging: the first twelve years. **Forktail** 4: 89-105.
- Johnson, E.A. e Miyanishi, K. 2008. Testing the assumptions of chronosequences in succession. **Ecology Letters** 11: 419-431.
- Junk, W.J., Bayley, P.B. e Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river - floodplain systems. Pp. 110-127. In: D.P. Dodge (ed.). **Proceedings International Large River Symposium (LARS), Can Sepc. Publ. Fish Aquat. Sci.** 106: 110-127.

- Junk, W.J. e Silva, C.J. 1999. O conceito de Pulso de Inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso. Pg. 17-28. Em: **II Simpósio Sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal**. Embrapa, Corumbá.
- Karr, J.R. 1981. Surveying birds with mist nets. **Studies in Avian Biology** 6: 62-67.
- Kartawinata, K. Adisoemarto, S., Riswan, S. e Vayda, A.P. 1981. The impact of man on a tropical forest in Indonesia. **Ambio** 10(2): 115-119.
- Kauffman, J.B. 1991. Survival by sprouting following fire in tropical forests of the eastern Amazon. **Biotropica** 23: 219-224.
- Kinnaird, M.F. e O'Brien, T.G. 1998. Ecological effects of wildfire on lowland rainforest in Sumatra. **Conservation Biology** 12: 954-956.
- Koplin, J.R. 1969. The numerical response of woodpeckers to insect prey in a Subalpine Forest in Colorado. **The Condor** 71(4): 436-438.
- Korhonen, L., Korhonen, K.T., Rautiainen, M. e Stenberg, P. 2006. Estimation of forest canopy cover: a comparison of field measurement techniques. **Silva Fennica** 40(4): 577-588.
- Kotliar, N.B., Hejl, S.J., Hutto, R.L., Saab, V.A., Melcher, C.P. e McFadzen, M.E. 2002. Effects of fire and post-fire salvage logging on avian communities in conifer-dominated forests of the western United States. **Studies in Avian Biology** 25: 49-64.
- Kozłowski T.T. e Ahlgren, C.E. (eds.). 1974. **Fire and ecosystems**. Academic Press Inc, New York.
- Kratter, A.W. 1997. Bamboo specialization by Amazonian birds. **Biotropica** 29: 100-110.
- Kreisel, K.J. e Stein, S.J. 1999. Bird use of burned and unburned coniferous forests during winter. **Wilson Bulletin** 111(2): 243-250.
- Kulmhlitz-Lordat, G. 1938. **La terre incendiée. Essai d'agronomie comparée**. La Maison Carrée, Nimes.
- Lawrence, G.E. 1966. Ecology of vertebrate animals in relation to chaparral fire on the Sierra Nevada foothills. **Ecology** 47: 278-291.
- Leite, G.A., Pinheiro, R.T., Marcelino, D.G., Figueira, J.E.C. e Delabie, J.H.C. 2013. Foraging behavior of Kaempfer's Woodpecker (*Ceuleus obrieni*), a bamboo specialist. **Condor** 115: 221-229.
- Leveau, L.M. 2013. Bird traits in urban-rural gradients: how many functional groups are there? **Journal of Ornithology** 154(3): 655-662.
- Lewinsohn, T.M. e Prado, P.I. 2002. **Biodiversidade brasileira: síntese do estado atual do conhecimento**. São Paulo, Contexto.
- Lomolino, M.V. 2000. A species-based theory of insular zoogeography. **Global Ecology & Biogeography** 9: 39-58.
- Lousada, J.N.C., SCHIFFER, G. e Vaz de Melo, F.Z. 1996. Efeitos do fogo sobre a estrutura da comunidade de Scarabaeidae (Insecta, Coleoptera) na Restinga da Ilha de Guiriri-ES. Pp. 161-169. Em: **Anais do Simpósio Impacto das queimadas sobre os ecossistemas e mudanças globais**, Brasília, DF.
- Lovejoy, T.E. 2005. O Brasil em foco. **Megadiversidade** 1(1): 5-6.

- Marantz, C.A., Aleixo, A., Bevier, L.R. e Patten, M.A. 2003. Family Dendrocolaptidae (Woodcreepers). Pg. 358-447. Em: del Hoyo, J., Elliott, A. e Christie, D.A. (eds.) **Handbook of the birds of the world**. Vol. 8. Broadbills to Tapaculos. Lynx Edicions, Barcelona.
- Marimon, B.S., Felfili, J.M., Lima, E.S. e Rodrigues, A.J. 2001. Distribuição de circunferências e alturas em três porções da mata de galeria do Córrego Bacaba, Nova Xavantina-MT. **Revista Árvore** 25(3): 335-343.
- Mason, D. 1996. Responses of venezuelan understory birds to selective logging, enrichment strips, and vine cutting. **Biotropica** 28: 296-309.
- McDonald, J.H. 2008. **Handbook of Biological Statistics**. Baltimore, Maryland: Sparky House Publishing. Disponível em <<http://udel.edu/~msdonald/statintro.html>>. Acesso em [22.XII.2013].
- Miller, J.M. e KEEN, F.P. 1960. Biology and control of the western pine beetle. **U.S. Dep. Agric. Misc. Publ.** 800: 388.
- Miranda, A.F. e Neto, G.G. 2012. Angiospermas epífitas do acuri (*Attalea phalerata* (Mart. ex Spreng.) Burret) na fazenda Pareia – Mato Grosso – Brasil. **Flovet** 4: 11-21.
- Mittermeier, R.A., Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B. e Brandon, K. 2005. Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. **Megadiversidade** 1(1): 14-21.
- Moreira, A.G. 2000. Effects off ire protection on savana structure in Central Brazil. **Journal of Biogeography** 27: 1021-1029.
- Moreira, F., Delgado, A., Ferreira, S., Borralho, R., Oliveira, N., Inácio, M., Silva, J.S. e Rego, F. 2003. Effects of prescribed fire on vegetation structure and breeding birds in young *Pinus pinaster* stands of northern Portugal. **Forest Ecology and Management** 184: 225-237.
- Morrison, L.M., Marcot, B.G. e Mannan, R.W. 2006. **Wildlife-habitat relationships: concepts and applications**. 3ª ed. Island Press, Washington.
- Mourão, G., Coutinho, M., Mauro, R., Campos, Z., Tomás, W. e Magnusson, W. 2000. Aerial surveys of caiman, marsh deer and pampas deer in the Pantanal wetland of Brazil. **Biological Conservation** 92: 175-183.
- Nascimento, M.T. e Nunes da Cunha, C. 1989. Estrutura e composição florística de um cambarazal no Pantanal de Poconé-MT. **Acta Botanica Brasilica** 3(1): 3-23.
- Naves, M. 1996. Efeito do fogo na população de formigas (Hymenoptera-Formicidae) em Cerrado do Distrito federal. Pp. 170-177. Em: **Anais do Simpósio Impacto das queimadas sobre os ecossistemas e mudanças globais**. Brasília, DF.
- Neumann, D.D. 1997. **Activity and diversity of carabid ground beetles (Coleoptera: Carabidae) following prescribed burning in a mature red and white pine stand in southern Michigan**. Dissertação de Mestrado. Michigan State University, East Lansing.
- Niemi, G.J. 1978. Breeding birds of burned and unburned areas in northern Minnesota. **Loon** 50: 73-84.
- Norris, J.L. e Pollock, K.H. 1996. Non-parametric MLE under two closed capture-recapture models with heterogeneity. **Biometrics** 52: 639-649.
- Nudds, T.D. 1977. Quantifying the vegetative structure of wildlife cover. **Wildl. Soc. Bull.** 5: 113-117.

Nunes da Cunha, C. e Junk, W.J. 2001. Distribution of wood plant communities along the flood gradient in the Pantanal of Poconé, Mato Grosso, Brazil. **International Journal of Ecology and Environmental** 27: 63-70.

Nunes da Cunha, C. e Junk, W.J. 2004. Year-to-year changes in water level drive the invasion of *Vochysia divergens* in Pantanal grasslands. **Applied Vegetation Science** 7: 103-110.

Nunes da Cunha, C., Junk, W.J. e Leitão-Filho, H.F. 2007. Woody vegetation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil: a preliminar typology. **Amazoniana** 19(3-4): 159-184.

Nunes da Cunha, C., Junk, W.J. e Silveira, E.A. 2002. **A importância da diversidade de paisagem e da diversidade arbórea para a conservação do Pantanal**. Recife: Imprensa Universitária, Universidade Federal de Pernambuco.

Oliveira, M.D., Calheiros, D.F. 2000. Flood pulse influence on phytoplankton communities of the south Pantanal floodplain, Brazil. **Hydrobiologia** 427: 102-112.

Olmos, F. 1996. Satiation or deception?: Mast-seeding *Chusquea* bamboos, birds and rats in the Atlantic Forest. **Revista Brasileira de Biologia** 56: 391-401.

Oniki, Y. 1988. Um formicarídeo em cidades? **Boletim CEO** 5: 12-15.

Padovani, C.R., Cruz, M.L.L., Padovani, S.L.A.G. 2004. Desmatamento do Pantanal Brasileiro para o ano de 2000. **IV Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal**. Anais. Corumbá. 7 p.

Parolin, P., Armbruster, N., Wittmann, F., Ferreira, L.V., Piedade, M.T.F e Junk, W.J. 2002. A review of tree phenology in central Amazonian floodplains. **Pesquisas, Botanica** 52: 195-222.

PCBAP. 1997. **Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai – Pantanal (PCBAP/Projeto Pantanal)**. Ministério do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos e da Amazonia Legal. Brasília, DF.

Pearson, D.L. 1977. Ecological relationships of small antbirds in Amazonian bird communities. **Auk** 94: 283–292.

Peel, M.C., Finlayson, B.L. e McMahon, T.A. 2007. Update world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrol. Earth Syst. Sci.** 11: 1633-1644.

Perry, R.W., Rudolph, D.C. e Thill, R.E. 2009. Reptile and amphibian responses to restoration of fire-maintained pine woodlands. **Restoration Ecology** 17(6): 917-927.

Peterjohn, B.G. e Sauer, J.R. 1994. Population trends of woodland birds from the North American Breeding Bird Survey. **Wildlife Society Bulletin** 22: 155-164.

Pinho, J.B. 2005. **Riqueza de espécies, padrões de migração e biologia reprodutiva de aves em quatro ambientes florestais do Pantanal de Poconé, MT**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Pinho, J.B., Lopes, L.E., Maldonado-Coelho, M., Rubio, T.C. e Bernardon, B. 2009. Habitat associations and nests of Band-tailed Antbirds (*Hypocnemoides maculicauda*) in the Brazilian Pantanal. **The Wilson Journal of Ornithology** 121(1): 153-159.

Pinho, J.B., Lopes, L.E., Morais, D.H. e Fernandes, A.M. 2006. Life history of the Mato Grosso Antbird *Cercomacra melanaria* in the Brazilian Pantanal. **Ibis** 148: 321-329.

Piratelli, A., Sousa, S.D., Corrêa, J.S., Andrade, V.A., Ribeiro, R.Y., Avelar, L.H. e Oliveira, E.F. 2008. Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology** 68(2): 259-268.

Por, F.D. 1995. **The Pantanal of Mato Grosso (Brazil), World's Largest Wetland**. Kluwer Academic Press, Dordrecht, Netherlands.

Pott, A. 1982. **Pastagens das sub-regiões dos Paiaguás e da Nhecolândia do Pantanal Mato-grossense**. Corumbá, EMBRAPA, UEPAE de Corumbá, 49p. (Circular Técnica, 10).

Pott, A. 2007. Dinâmica da vegetação do Pantanal. **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**. Caxambu, Minas Gerais.

Pott, A., Pott, V.J. e Souza, T.W. 2006. **Plantas daninhas de pastagem na região de Cerrados**. Campo Grande: Embrapa. 336pp.

Prodon, R., Fons, R. e Athias-Binche, F. 1987. The impact of fire on animal communities in the Mediterranean area. Pg. 121-157. Em: Trabaud, L. (ed.). **The Role of Fire on Ecological Systems**. The Hague: SPB Academic Publishing.

Pott, A. e Adámoli, J. 1999. Unidades de vegetação do Pantanal dos Paiaguás. Pg. 183–202. Em: **II Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal: manejo e conservação**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa)-Pantanal, Corumbá, Brasil.

Pott, A. e Pott, V.J. 2004. Features and conservation of the Brazilian Pantanal Wetland. **Wetlands Ecology and Management** 12: 547-552.

Prada, M. e Marinho-Filho, J. 2004. Effects of fire on the abundance of Xenarthrans in Mato Grosso, Brazil. **Austral Ecology** 29: 568-573.

Prance, G. e Schaller, G. B. 1982. Preliminary study of some vegetation types of the Pantanal, Mato Grosso, Brazil. **Brittonia** 34(2):228-251.

Ramos, V.S., Durigan, G., Franco, G.A.D.C., Siqueira, M.F. e Rodrigues, R.R. 2008. **Árvores da floresta estacional semidecidual: guia de identificação de espécies**. EDUSP, São Paulo.

Raphael, M.G., Morrison, M.L. e Yoder-Williams, M.P. 1987. Breeding Bird populations during twenty-five years of postfire succession in the Sierra Nevada. **The Condor** 89: 614-626.

Rappole, J.H., Winker, K. e Powell, G.V.N. 1998. Migratory Bird habitat use in Southern Mexico: mist nets versus point counts. **J. Field Ornithol.** 69(4): 635-643.

Raw, A. e Hay, J. 1985. Fire and other factors affecting a population of *Simaruba amara* in "Cerradão" near Brasília, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** 8: 101-107.

Reid, S., Díaz, I.A., Armesto, J.J. e Willson, M.F. 2004. Importance of native bamboo for understory birds in Chilean temperate forests. **The Auk** 121(2): 515-525.

Ribeiro, T.M., Martins, S.V., Ivanauskas, N.M., Polisel, R.T. e Santos, R.L.R. 2012. Restauração florestal com *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no parque estadual de Campos do Jordão, SP: efeito do fogo na estrutura do componente arbustivo-arbóreo. **Scientia Forestalis** 40(94): 279-290.

Ridgely, R.S. e Tudor, G. 1994. **The birds of South America: vol. 2 the Suboscine Passerines**. Austin: University of Texas Press.

- Robbins, C.S., Dawson, D. K. e Dowell, B.A. 1989. Habitat area requirements of breeding forest birds of the middle Atlantic states. **Wildlife Monograph** 103.
- Rodríguez, I. 2004. Conocimiento indígena vs científico: el conflicto por el uso del fuego en El Parque Nacional Canaima, Venezuela. **Interciencia** 29: 121-129.
- Saab, V.A. e Powell, H.D.W. (eds.). 2005. Fire and avian ecology in North America. **Studies in Avian Biology** 30. Cooper Ornithological Society, Pennsylvania.
- Saab, V.A. e Vierling, K.T. 2001. Reproductive success of Lewis's woodpecker in burned pine and cottonwood riparian forests. **The Condor** 103: 491-501.
- Santana, C.R. e Anjos, L. 2010. Associação de aves e agrupamentos de bambu na porção sul da Mata Atlântica, Londrina, Estado do Paraná, Brasil. **Biota Neotropica** 10(2): 39-44.
- Santos, G.B., Marques, M.I., Adis, J. e De Muis, C.R. 2003. Artrópodos associados à copa de *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae), na região do Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia** 47(2): 211-224.
- Schurbon, J.M. e Fauth, J.E. 2003. Effects of prescribed burning on amphibian diversity in a southeastern U.S. national forest. **Conservation Biology** 17(5): 1338-1349.
- Schwartzman, S. e Zimmerman, B. 2005. Alianças de conservação com povos indígenas da Amazônia. **Megadiversidade** 1(1): 165-173.
- Sick, H. 1997. **Ornitologia brasileira**. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Siemann, E., Haarstad, J. e Tilman, D. 1997. Short-term and long-term effects of burning on oak savanna arthropods. **American Mid-land Naturalist** 137: 349-361.
- Signor, C.A. e Pinho, J.B. 2011. Spatial diversity patterns of birds in a vegetation mosaico f the Pantanal, Mato Grosso, Brazil. **Zoologia** 28(6): 725-738.
- Silva, D.M. e Batalha, M.A. 2008. Soil-vegetation relationships in cerrados under diferente fire frequencies. **Plant Soil** 311: 87-96.
- Silva, M.P., Mauro, R., Mourão, G. e Coutinho, M. 2000. Distribuição e quantificação de classes de vegetação do Pantanal através de levantamento aéreo. **Revista Brasileira de Botânica** 23: 143-152.
- Silveira, L., Rodrigues, F. H. G., Jácomo, A. T. A. e Filho, J. A. F. D. 1999. Impact of the wildfires on the megafauna of Emas Natiopnal Park, central Brazil. **Oryx** 33(2):108-114.
- Singer, F.J., Schreier, W., Oppenheim, J. e Garton, E.O. 1989. Drought, fires, and large mammals. **BioScience** 39: 716-722.
- Smith, E.P. e Belle, G. 1984. Nonparametric estimation of species richness. **Biometrics** 40: 119-129.
- Smith, J.K. (ed.). 2000. **Wildland fire in ecosystems: effects of fire on fauna**. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden, UT.
- Soares, J.J., Souza, M.H.A.O. e Lima, M.I.S. 2006. Twenty years of post-fire plant secession in a "Cerrado", São Carlos, SP, Brazil. **Braz. J. Biol.** 22(2B): 587-602.
- Soares, R.V. 1992. Ocorrência de incêndios em povoamentos florestais. **Floresta** 22(1/2): 39-53.

- Sousa, N.M. 2009. **Influência do histórico do fogo sobre a ornitofauna do Parque Nacional das Emas (GO/MS)**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande.
- Souza, D.M.S. 2008. **Influência da qualidade da luz na germinação de sementes de espécies arbóreas nativas**. Monografia. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.
- Stanton, P.A. 1986. Comparison of avifauna community dynamics of burned and unburned coastal sage scrub. **Condor** 88: 285-289.
- Stouffer, P.C. e Bierregaard, R.O. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. **Ecology** 76: 2429-2445.
- Straube, F.C. e Bianconi, G.V. 2002. Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. **Chiroptera Neotropical** 8(1-2): 150-152.
- Swarts, F.A. (ed.) 2000. The Pantanal: understanding and preserving the world's largest wetland
- Taylor, R.S., Watson, S.J., Nimmo, D.G., Kelly, L.T., Bennett, A.F. e Clarke, M.F. 2012. Landscape-scale effects of fire on bird assemblages: does pyrodiversity beget biodiversity? **Diversity and Distributions** 18: 519-529.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielborger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M. e Jeltsch, F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography** 31: 79-92.
- Thiollay, J.M. 1999. Responses of an avian community to rain forest degradation. **Biodiversity and Conservation** 8: 513-534.
- Trabaund, L. 1989. **Les feux de forêts, Meccanismes, Comportement et Environnement**. France sélection edition.
- Trinca, C.T., Ferrari, S.F. e Lees, A.C. 2008. Curiosity killed the bird: arbitrary hunting of Harpy Eagles *Harpyia harpyja* on an agricultural frontier in southern Brazilian Amazonia. **Cotinga** 30: 12-15.
- Uehara-Prado, M., Bello, A.M., Fernandes, J.O., Santos, A.J., Silva, I.A. e Cianciaruso, M.V. 2010. Abundance of epigeic arthropods in a Brazilian savanna under different fire frequencies. **Zoologia** 27(5): 718-724.
- Uhl, C. e Kauffman, J.B. 1990. Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the eastern Amazon. **Ecology** 71: 437-449.
- Ukmar, E., Battisti, C., Luiselli, L. e Bologna, M.A. 2007. The effects of fire on communities, guilds and species of breeding birds in burnt and control pinewoods in central Italy. **Biodiversity and Conservation** 16: 3287-3300.
- Uutera, J., Tokola, T. e Maltamo, M. 2000. Differences in structure of primary and managed forests in east Kalimantan, Indonesia. **Forest Ecology and Management** 129: 63-74.
- Vielliard, J.M.E. e Silva, W.R. 1990. Nova metodologia de levantamento quantitativo da avifauna e primeiros resultados no interior do Estado de São Paulo. Pp. 117-151. Em: **Anais do IV Encontro Nacional de Anilhadores de Ave**. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- Viro, P.S. 1974. Effects of forest fire on soil. Pp. 7-45. In: Kozłowski, T.T. e Ahlgren, C.E. (eds.). **Fire and Ecosystems**. Acad. Press. N.Y.

Watson, S.J., Taylor, R.S., Nimmo, D.G., Kelly, L.T., Haslem, A., Clarke, M.F. e Bennett, A.F. 2012. Effects of time since fire on birds: How informative are generalized fire response curves for conservation management? **Ecological applications** 22(2): 685-696.

Wiens, J.A. 1989. **The ecology of bird communities**. Volume 2: processes and variations. Cambridge University Press. New York.

Willis, E.O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in Southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia** 33(1): 1-25.

Wilson, C.W., Masters, R.E. e Bukenhofer, G.A. 1995. Breeding Bird response to pine-grassland community restoration for Red-cockaded Woodpeckers. **Journal of Wildlife Management** 59: 56-67.

Woinarski, J.C.Z. 1990. Effects of fire on the bird communities of tropical woodlands and open forest in northern Australia. **Australian Journal of Ecology** 15: 1-22.

Woods, P. 1989. Effects of logging, drought, and fire on structure and composition of tropical forests in Sabah, Malaysia. **Biotropica** 21(4): 290-298.

Yabe, R.S. e Marques, E.J. 2001. Deslocamentos de aves entre capões no Pantanal Mato-grossense e sua relação com a dieta. Pg. 103-123. Em: L.B. Jorge Albuquerque, J.F Cândido Jr., F.C. Straube e A. Roods (eds.) **Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias**. Florianópolis, Sociedade Brasileira de Ornitologia, Unisul, CNPq.

Zar, J.H. 2010. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice Hall. 5ed. 947p.

Apêndice 1. Classes de cobertura do solo identificadas na RPPN SESC Pantanal.

Classe	Descrição
Cambarazal	Fisionomia densamente florestada. Mata alta, alagada sazonalmente, dominada pelo cambará (<i>Vochysia divergens</i> , Vochysiaceae).
Mata Densa	Fisionomia densamente florestada. Localizada principalmente às margens do rio São Lourenço.
Mata com Acuri Denso	Fisionomia densamente florestada, onde o sub-bosque é dominada pelo acuri (<i>Scheelea phalerata</i> , Arecaceae).
Mata com Acuri	Fisionomia florestal com estrato arbóreo emergente esparso. O sub-bosque é marcado pela presença de do acuri (<i>Scheelea phalerata</i>) em densidade inferior à classe anterior.
Mata de Corixo	Fisionomia florestal ao longo de corixos (corpos d'água sazonais). Vegetação típica de florestas alagáveis, permanece sob inundação no período da cheia.
Cambarazal Aberto	Fisionomia florestal esparsa, onde o estrato arbóreo emergente é esparso e dominado pelo cambará (<i>Vochysia divergens</i>). Sub-bosque pouco desenvolvido.
Mata Aberta	Fisionomia florestal onde o estrato arbóreo emergente é esparso e o sub-bosque pouco desenvolvido.
Tabocal	Fisionomia florestal com estrato arbóreo emergente esparso e sub-bosque dominado pela taboca (<i>Guadua</i> sp.).
Misto	Transição entre fisionomias campestres e mata aberta.
Arbustivo	Fisionomia caracterizada pelo domínio do estrato arbustivo. Estrato arbóreo ausente ou muito esparso. Fisionomia comum nas regiões baixas e alagadiças dos campos da planície inundável do rio Cuiabá.
Campo com Murundus	Fisionomia campestre, onde a matriz herbácea apresenta elementos arbóreos agregados em elevações normalmente associadas a cupinzeiros. As partes baixas do terreno são alagáveis e tipicamente campestres.
Campo com murundus em solo úmido	Campo com murundus onde o solo apresenta maior umidade mesmo no período seco. Aqui estão incluídas as áreas de vazante onde o elemento murundu está presente.
Campo com murundus pequenos	Campo com murundus onde os agregados arbóreos são notadamente menores em diâmetro e densidade vegetal.
Campo aberto	Fisionomia campestre com cobertura herbácea baixa.
Pastagem	Campo com murundus onde a porção herbácea é composta por pastagem cultivada com <i>Brachyaria humidicola</i> .
Solo parcialmente exposto	Áreas naturalmente sem vegetação ou com solo apenas parcialmente descoberto.
Umidade	Áreas úmidas, alagadas ou sombra. Quando sombra, implica em falta de informação da imagem de satélite.
Água ou sombra	Corpos d'água e/ou sombra. Quando sombra, implica em falta de informação da imagem de satélite.

Fonte: Cordeiro (2004)

Apêndice 2. Lista das espécies de aves registradas no acurizal e tabocal da RPPN SESC Pantanal. AC: acurizal controle; AQ: acurizal queimado; TC: tabocal controle; TQ: tabocal queimado; IPA: índice pontual de abundância; TC: taxa de captura; *: táxon *incertae sedis*; ^S: espécie observada apenas em sobrevoos e excluída das análises. p: p-valor para o teste de Mann-Whitney ($p < 0,05$); ns: não significativo.

Nome do Táxon	Acurizal				p	Tabocal				p
	Controle		Queimado			Controle		Queimado		
	IPA	TC	IPA	TC		IPA	TC	IPA	TC	
Tinamiformes										
Tinamidae										
<i>Crypturellus undulatus</i>	0.713		0.775		<0,05	0.974		0.725		ns
<i>Crypturellus parvirostris</i>								0.013		ns
<i>Crypturellus tataupa</i>						0.013		0.038		ns
Anseriformes										
Anatidae										
<i>Dendrocygna viduata</i> ^S										
<i>Cairina moschata</i>						0.026				ns
Galliformes										
Cracidae										
<i>Ortalis canicollis</i>	0.113		0.738		<0,01	0.026		0.038		ns
<i>Penelope ochrogaster</i>	0.038		0.213		<0,01	0.455		0.338		ns
<i>Aburria cumanensis</i>	0.050		0.263		<0,01	0.078		0.050		ns
<i>Crax fasciolata</i>	0.100		0.363		<0,01	0.143		0.100		ns
Ciconiiformes										
Ciconiidae										
<i>Jabiru mycteria</i>			0.013		ns	0.013				ns
Pelecaniformes										
Ardeidae										
<i>Tigrisoma lineatum</i>	0.013		0.013		ns					
<i>Cochlearius cochlearius</i>	0.075				<0,01					
<i>Nycticorax nycticorax</i>	0.125				<0,01					
<i>Butorides striata</i>	0.013		0.013		ns					
<i>Ardea alba</i> ^S										
<i>Pilherodius pileatus</i>	0.025				ns					
<i>Egretta thula</i> ^S										
<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	0.275		0.013		<0,01	0.026				ns
<i>Theristicus caerulescens</i>			0.025		ns					
Cathartiformes										
Cathartidae										
<i>Cathartes aura</i>			0.013		ns					
<i>Cathartes burrovianus</i>						0.013				ns
<i>Coragyps atratus</i>	0.025				ns	0.026				ns
Accipitriformes										
Accipitridae										
<i>Leptodon cayanensis</i>						0.013		0.025		ns
<i>Ictinia plumbea</i>						0.013		0.025		ns
<i>Geranoospiza caerulescens</i>	0.013				ns					
<i>Rupornis magnirostris</i>	0.100		0.138	0.247	ns	0.143	0.128	0.188		ns
Falconiformes										
Falconidae										
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	0.075				<0,01			0.025		ns
<i>Micrastur semitorquatus</i>	0.050				<0,05	0.013		0.025		ns
<i>Falco ruficularis</i>			0.013		ns	0.013				ns
Eurypygiformes										

Eurypygidae									
<i>Eurypyga helias</i>	0.125	0.063	ns						
Gruiformes									
Aramidae									
<i>Aramus guarauna</i>	0.050	0.050	ns	0.026	0.013				ns
Rallidae									
<i>Aramides cajanea</i>	0.175	0.050	<0,05	0.026					ns
<i>Porzana albicollis</i>		0.038	<0,05	0.026					ns
Heliornithidae									
<i>Heliornis fulica</i>	0.013		ns						
Columbiformes									
Columbidae									
<i>Columbina talpacoti</i>				0.117					<0,01
<i>Claravis pretiosa</i>	0.138	0.013	<0,01	0.026	0.050	0.124			ns
<i>Patagioenas cayennensis</i>	0.063		<0,01						
<i>Leptotila verreauxi</i>	0.838	0.240	0.963	ns	0.766	1.000	0.870		ns
<i>Leptotila rufaxilla</i>	0.063	0.175		<0,05	0.091	0.113			ns
Psittaciformes									
Psittacidae									
<i>Anodorhynchus hyacinthinus</i>	0.050	0.513	<0,01	0.065	0.263				<0,01
<i>Ara ararauna</i> ^S									
<i>Ara chloropterus</i>	0.025	0.050	ns	0.117	0.050				ns
<i>Primolius auricollis</i>	0.100	0.288	<0,01	0.156	0.250				ns
<i>Aratinga leucophthalma</i>	0.075	0.250	<0,01	0.052	0.025				ns
<i>Brotogeris chiriri</i>	0.713	0.563	ns	0.299	0.775				<0,01
<i>Alipiopsitta xanthops</i>		0.025	ns						
<i>Amazona amazonica</i>	1.388	1.163	ns	0.636	0.663				ns
<i>Amazona aestiva</i>	0.425	1.400	<0,01	0.987	0.800				ns
Cuculiformes									
Cuculidae									
<i>Coccyzua minuta</i>	0.013		ns	0.091	0.256	0.013	0.124		<0,05
<i>Piaya cayana</i>	0.088	0.038	ns	0.182	0.128	0.025			<0,01
<i>Coccyzus melacoryphus</i>					0.256				
<i>Coccyzus euleri</i>				0.013	0.013				ns
<i>Crotophaga major</i>	0.325		<0,01	0.052					<0,05
<i>Crotophaga ani</i>	0.063	0.125	ns						
<i>Dromococcyx phasianellus</i>	0.038		<0,05						
<i>Dromococcyx pavoninus</i>	0.050	0.025	ns	0.013	0.013				ns
Strigiformes									
Strigidae									
<i>Megascops choliba</i>	0.013	0.025	ns						
<i>Pulsatrix perspicillata</i>	0.050		<0,05						
<i>Glaucidium brasilianum</i>	0.050	0.050	ns	0.039	0.025	0.124			ns
Caprimulgiformes									
Nyctibiidae									
<i>Nyctibius grandis</i>	0.038		<0,05						
<i>Nyctibius griseus</i>		0.013	ns						
Caprimulgidae									
<i>Hydropsalis albicollis</i>	0.050	0.088	ns	0.013	0.013				ns
Apodiformes									
Apodidae									
<i>Chaetura meridionalis</i>		0.025	ns	0.078	0.138				ns
Trochilidae									
<i>Glaucis hirsutus</i>	0.050	0.719	0.075	0.616	ns	0.013	0.038	0.497	ns

	<i>Phaethornis nattereri</i>	0.150		0.400	0.247	<0,01	0.156	0.128	0.075	0.373	ns
	<i>Phaethornis pretrei</i>						0.026				ns
	<i>Anthracothorax nigricollis</i>			0.075		<0,01					
	<i>Thalurania furcata</i>	0.063	0.120	0.088	0.247	ns	0.013	0.128		0.124	ns
	<i>Amazilia fimbriata</i>	0.100		0.188	0.123	ns	0.130		0.213	0.124	ns
Trogoniformes											
Trogonidae											
	<i>Trogon curucui</i>	0.263		0.263		ns	0.312		0.350		ns
Coraciiformes											
Alcedinidae											
	<i>Chloroceryle aenea</i>	0.050	0.599		0.123	<0,05					
	<i>Chloroceryle inda</i>	0.050	0.359			<0,05	0.026		0.013		ns
Momotidae											
	<i>Momotus momota</i>	0.463	0.240	0.600	0.493	ns	0.351		0.150		<0,05
Galbuliformes											
Galbulidae											
	<i>Galbula ruficauda</i>	0.113				<0,01	0.221		0.025	0.249	<0,01
Bucconidae											
	<i>Monasa nigrifrons</i>	0.863	0.479	0.763	0.370	ns	0.351		0.250	0.373	ns
Piciformes											
Ramphastidae											
	<i>Ramphastos toco</i>	0.038		0.025		ns	0.025		0.038		ns
	<i>Pteroglossus castanotis</i>	0.150	0.120	0.250		ns	0.338		0.088		<0,01
Picidae											
	<i>Picumnus albosquamatus</i>	0.125		0.063		ns	0.156	0.256	0.075	0.124	ns
	<i>Veniliornis passerinus</i>	0.175		0.050		<0,05	0.065		0.225		<0,01
	<i>Piculus chrysochloros</i>			0.063		<0,01					
	<i>Celeus lugubris</i>	0.025		0.038		ns	0.039		0.113		ns
	<i>Celeus flavus</i>	0.013				ns			0.013		ns
	<i>Dryocopus lineatus</i>	0.075		0.100		ns	0.091		0.075		ns
	<i>Campephilus melanoleucos</i>	0.025		0.225		<0,01	0.247		0.225		ns
Passeriformes											
Thamnophilidae											
	<i>Formicivora melanogaster</i>								0.163		<0,01
	<i>Dysithamnus mentalis</i>	0.150	0.479	0.513	1.479	<0,01	0.195	0.513	0.300	1.243	ns
	<i>Herpsilochmus longirostris</i>	0.038		0.013		ns			0.025		ns
	<i>Thamnophilus pelzelni</i>	0.563		0.050	0.247	<0,01	0.442	0.641	0.563	0.497	ns
	<i>Taraba major</i>	0.375		0.138		<0,01	0.286		0.488	0.124	<0,05
	<i>Hypocnemoides maculicauda</i>	0.100	0.599			<0,01					
	<i>Cercomacra melanaria</i>	0.138				<0,01					
Dendrocolaptidae											
	<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0.350	0.839	0.250	0.740	ns	0.221		0.200	0.497	ns
	<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	0.500	1.558	0.838	1.602	<0,01	0.506	0.769	0.625	0.497	ns
	<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	0.475	0.599	0.288	0.247	=0,05	0.338	0.385	0.625	0.497	<0,01
	<i>Dendroplex picus</i>	0.188	0.479	0.213	0.123	ns	0.221		0.063		<0,01
	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	0.100				<0,01		0.128	0.063		<0,01
	<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>		0.120						0.025		ns
	<i>Xiphocolaptes major</i>			0.050		<0,05	0.039		0.025		ns
Furnariidae											
	<i>Xenops rutilans*</i>	0.025		0.038		ns	0.026				ns
	<i>Furnarius leucopus</i>	0.075	0.359			<0,01					
	<i>Pseudoseisura unirufa</i>	0.050				<0,05					
	<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	0.013				ns					
	<i>Synallaxis frontalis</i>								0.013		ns

<i>Synallaxis albiflora</i>	0.188	0.120	0.063		<0,05	0.325	0.513	0.250	0.249	ns
<i>Cranioleuca vulpina</i>	0.025				ns					
Pipridae										
<i>Neopelma pallescens</i>		0.120								
<i>Pipra fasciicauda</i>		1.198	0.088	1.233	<0,01		0.256		0.124	
Tityridae										
<i>Tityra inquisitor</i>	0.013				ns			0.163		<0,01
<i>Tityra cayana</i>	0.025		0.025		ns	0.026		0.013		ns
<i>Pachyramphus viridis</i>	0.013				ns					
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	0.063		0.050		ns	0.052		0.113		ns
Tyrannoidea										
<i>Platyrinchus mystaceus*</i>	0.025		0.038		ns	0.026	0.385			ns
Rhynchocyclidae										
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	0.038	0.479	0.025	0.740	ns	0.117				<0,01
<i>Corythopsis delalandi</i>	0.013		0.138	0.740	<0,01	0.104	0.513	0.013	0.124	<0,05
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	0.338	0.240	0.175	0.370	<0,05	0.299	0.641	0.225	0.994	ns
<i>Todirostrum cinereum</i>			0.013		ns					
<i>Poecilotriccus latirostris</i>	0.738		0.025		<0,01	0.494	1.154	0.813	0.621	<0,01
<i>Hemitriccus striaticollis</i>	0.225	0.240	0.113	0.123	ns	0.013	0.128	0.025	0.249	ns
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	0.263		0.013		<0,01	0.104	0.128	0.150		ns
Tyrannidae										
<i>Inezia inornata</i>	0.138				<0,01	0.104		0.038		ns
<i>Euscarthmus meloryphus</i>	0.013				ns		0.128	0.050		<0,05
<i>Camptostoma obsoletum</i>	0.338		0.150		<0,05	0.182		0.200		ns
<i>Elaenia spectabilis</i>						0.026				ns
<i>Elaenia chilensis</i>							0.256		0.124	
<i>Elaenia chiriquensis</i>			0.025		ns					
<i>Myiopagis gaimardii</i>	0.200		0.263		ns	0.039		0.088		ns
<i>Myiopagis viridicata</i>	0.200		0.175		ns	0.234		0.275	0.373	ns
<i>Capsiempis flaveola</i>	0.188				<0,01	0.234		0.550	0.249	<0,01
<i>Attila bolivianus</i>	0.113		0.513	0.123	<0,01	0.286		0.250	0.124	ns
<i>Legatus leucophaeus</i>	0.200		0.088		ns	0.117		0.050		ns
<i>Myiarchus swainsoni</i>	0.013				ns	0.026		0.025		ns
<i>Myiarchus ferox</i>	0.275		0.250	0.247	ns	0.351	0.128	0.300	0.497	ns
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	0.138		0.063		ns	0.039		0.100		ns
<i>Sirystes sibilator</i>	0.038		0.013		ns					
<i>Casiornis rufus</i>	0.675		0.313	0.740	<0,01	0.481	0.513	0.525	0.621	ns
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0.063		0.013		ns	0.091				<0,01
<i>Philohydor lictor</i>	0.025				ns					
<i>Myiodynastes maculatus</i>	0.013		0.013		ns	0.039		0.150		<0,05
<i>Megarynchus pitangua</i>	0.063		0.025		ns	0.013		0.088		<0,05
<i>Myiozetetes cayanensis</i>	0.275		0.113		<0,05	0.026		0.075		ns
<i>Tyrannus melancholicus</i>	0.038		0.013		ns					
<i>Empidonomus varius</i>						0.039		0.013		ns
<i>Myiophobus fasciatus</i>						0.013				ns
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	0.488	0.120	0.563	0.986	ns	0.364	1.282	0.613	1.118	<0,05
<i>Lathrotriccus euleri</i>	0.163		0.238		ns	0.039		0.088	0.124	ns
Vireonidae										
<i>Vireo olivaceus</i>	0.175				<0,01	0.143		0.025		<0,01
<i>Hylophilus pectoralis</i>	0.338				<0,01	0.182	0.385	0.025		<0,01
Corvidae										
<i>Cyanocorax cyanomelas</i>	0.075		0.413	0.370	<0,01	0.286		0.100		<0,01
Troglodytidae										
<i>Campylorhynchus turdinus</i>			0.088		<0,01	0.078		0.075		ns

<i>Pheugopedius genibarbis</i>	1.175	0.288			<0,01	1.468	2.308	1.488	0.621	ns
<i>Cantorchilus leucotis</i>	0.050	0.200	0.123		<0,01	0.299		0.250	0.124	ns
Donacobiidae										
<i>Donacobius atricapilla</i>		0.025			ns					
Poliopitilidae										
<i>Poliopitila dumicola</i>	0.563				<0,01	0.130		0.075		ns
Turdidae										
<i>Turdus fumigatus</i>	0.113	1.678	0.038	0.370	ns	0.104		0.038	0.249	ns
<i>Turdus amaurochalinus</i>	0.025	0.479	0.050	0.493	ns	0.039	0.769	0.063	0.124	ns
Thraupidae										
<i>Saltator coerulescens</i>	0.125				<0,01	0.013				ns
<i>Saltator similis</i>	0.013				ns		0.128	0.013		ns
<i>Nemosia pileata</i>	0.100		0.025		<0,05	0.182		0.113		ns
<i>Ramphocelus carbo</i>	1.113	0.719	0.475	0.247	<0,01	0.273		0.688	0.994	<0,01
<i>Lanio cucullatus</i>	0.175				<0,01	0.039		0.100		ns
<i>Lanio penicillatus</i>	0.350	1.078	0.138	0.616	<0,01	0.416	1.282	0.088	0.497	<0,01
<i>Tangara sayaca</i>								0.013		ns
<i>Tangara cayana</i>	0.025				ns					
<i>Paroaria capitata</i>	0.200	0.120			<0,01					
<i>Hemithraupis guira</i>	0.213				<0,01	0.091		0.038		ns
<i>Conirostrum speciosum</i>	0.600		0.563		ns	0.610		0.563		ns
Emberizidae										
<i>Volatinia jacarina</i>	0.050				<0,05	0.104		0.075	0.124	ns
<i>Sporophila caerulea</i>						0.052				<0,05
<i>Sporophila angolensis</i>	0.013		0.188		<0,01	0.013		0.013	0.124	ns
<i>Arremon flavirostris</i>	0.225				<0,01	0.065	0.128	0.175		<0,05
Cardinalidae										
<i>Pheucticus aureoventris</i>	0.013				ns					
Parulidae										
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	0.088	0.359	0.138	0.247	ns					
<i>Basileuterus flaveolus</i>	0.375	0.839		1.479	<0,01	0.403		0.150	0.124	<0,01
Icteridae										
<i>Psarocolius decumanus</i>	0.125		0.150		ns	0.442		0.625		ns
<i>Procapiculus solitarius</i>	0.125		0.063		ns	0.013				ns
<i>Cacicus cela</i>	0.375		0.300		ns	0.571		0.175		<0,01
<i>Icterus cayanensis</i>	0.300		0.075		<0,01					
<i>Icterus croconotus</i>	0.113		0.088		ns	0.013		0.013		ns
Fringillidae										
<i>Euphonia chlorotica</i>	0.113				<0,01	0.065		0.063		ns
<i>Euphonia lanirostris</i>	0.063		0.088		ns	0.052			0.124	<0,05

Apêndice 3. Lista das espécies de aves registradas no cambarazal da RPPN SESC Pantanal. CC: cambarazal controle; CR: cambarazal queimado em 2010; CA: cambarazal queimado em 2005; IPA: índice pontual de abundância; TC: taxa de captura; *: táxon *incertae sedis*; ^S: espécie observada apenas em sobrevoo e excluída das análises; ^R: espécies registradas exclusivamente nas redes e excluídas das análises. Letras sobrescritas diferentes nos valores indicam diferença significativa detectada por meio do teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$); ns: não significativo.

Nome do Táxon	CC		CR		CA		p
	IPA	TC	IPA	TC	IPA	TC	
Tinamiformes							
Tinamidae							
<i>Crypturellus undulatus</i>	0.313	-	0.364 ^a	-	0.075 ^b	-	<0,05
Anseriformes							
Anhimidae							
<i>Chauna torquata</i>	-	-	-	-	0.175	-	ns
Anatidae							
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	-	-	0.117	-	0.100	-	ns
<i>Cairina moschata</i>	0.075	-	0.039	-	0.063	-	ns
Galliformes							
Cracidae							
<i>Ortalis canicollis</i>	0.163 ^a	-	0.169 ^a	-	1.000 ^b	-	<0,05
<i>Penelope ochrogaster</i>	0.263	-	0.104	-	-	-	ns
<i>Aburria cumanensis</i>	0.275 ^a	-	0.247	-	0.075 ^b	-	<0,05
<i>Crax fasciolata</i>	0.288 ^a	-	0.286 ^a	-	0.050 ^b	-	<0,05
Ciconiiformes							
Ciconiidae							
<i>Mycteria americana</i>	-	-	-	-	0.038	-	ns
Suliformes							
Anhingidae							
<i>Anhinga anhinga</i>	0.013	-	0.039	-	0.088	-	ns
Pelecaniformes							
Ardeidae							
<i>Tigrisoma lineatum</i>	0.025	-	0.039	-	0.050	-	ns
<i>Cochlearius cochlearius</i>	0.013	-	-	-	-	-	ns
<i>Butorides striata</i>	0.075	-	0.104	-	0.088	-	ns
<i>Ardea alba</i>	-	-	-	-	0.013	-	ns
<i>Pilherodius pileatus</i>	0.075	-	0.039	-	0.013	-	ns
<i>Egretta thula</i>	-	-	-	-	0.038	-	ns
Threskiornithidae							
<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	0.213	-	0.078	-	0.025	-	ns
<i>Theristicus caerulescens</i>	-	-	0.065	-	0.088	-	ns
<i>Theristicus caudatus</i>	-	-	-	-	0.025	-	ns
<i>Platalea ajaja</i>	-	-	0.026	-	-	-	ns
Cathartiformes							
Cathartidae							
<i>Cathartes aura</i>	-	-	-	-	0.013	-	ns

	<i>Coragyps atratus</i>	-	-	-	-	0.025	-	ns
Accipitriformes								
Accipitridae								
	<i>Busarellus nigricollis</i>	0.025	-	0.013	-	0.088	-	ns
	<i>Rostrhamus sociabilis</i>	0.025	-	-	-	0.013	-	ns
	<i>Geranospiza caerulescens</i>	0.038	-	0.013	-	0.050	-	ns
	<i>Heterospizias meridionalis</i>	-	-	-	-	0.013	-	ns
	<i>Urubitinga urubitinga</i>	0.038	-	-	-	0.025	-	ns
	<i>Rupornis magnirostris</i>	0.075	-	0.130	-	0.125	-	ns
	<i>Harpia harpyja</i>	-	-	0.013	-	-	-	ns
Falconiformes								
Falconidae								
	<i>Caracara plancus</i>	-	-	0.013	-	0.025	-	ns
	<i>Herpetotheres cachinnans</i>	0.013	-	-	-	0.025	-	ns
	<i>Micrastur semitorquatus</i>	-	-	0.013	-	-	-	ns
	<i>Falco rufigularis</i>	-	-	0.078	-	0.138	-	ns
Eurypygiformes								
Eurypygidae								
	<i>Eurypyga helias</i>	0.025	-	0.078	-	0.013	-	ns
Gruiformes								
Aramidae								
	<i>Aramus guarauna</i>	-	-	0.026	-	0.025	-	ns
Rallidae								
	<i>Aramides cajanea</i>	-	-	0.026	-	0.025	-	ns
	<i>Laterallus exilis</i>	0.013	-	-	-	0.025	-	ns
Heliornithidae								
	<i>Heliornis fulica</i>	0.125	-	0.208	-	0.050	-	ns
Columbiformes								
Columbidae								
	<i>Columbina talpacoti</i>	-	-	0.104	-	0.075	-	ns
	<i>Claravis pretiosa</i>	0.063	-	0.208 ^a	-	0.025 ^b	-	<0,01
	<i>Patagioenas cayennensis</i>	0.025 ^a	-	0.416	-	0.850 ^b	-	<0,01
	<i>Leptotila verreauxi</i>	0.238 ^a	-	0.494	0.387	0.838 ^b	-	<0,01
	<i>Leptotila rufaxilla</i>	0.050	-	0.117	-	0.075	-	ns
Psittaciformes								
Psittacidae								
	<i>Ara ararauna</i> ⁵	-	-	0.026	-	-	-	
	<i>Ara chloropterus</i>	-	-	0.026	-	0.025	-	ns
	<i>Primolius auricollis</i>	0.075	-	0.325	-	0.150	-	ns
	<i>Aratinga aurea</i>	-	-	-	-	0.238	-	ns
	<i>Myiopsitta monachus</i>	-	-	-	-	0.125	-	ns
	<i>Brotogeris chiriri</i>	0.413	-	0.494	-	0.863	-	ns
	<i>Amazona amazonica</i>	0.475 ^a	-	0.416 ^a	-	0.050 ^b	-	<0,05
	<i>Amazona aestiva</i>	0.263	-	0.104	-	0.438	-	ns
Cuculiformes								
Cuculidae								

	<i>Piaya cayana</i>	0.025	-	0.078	-	0.063	-	ns
	<i>Crotophaga major</i>	0.425	-	0.312	-	0.363	-	ns
	<i>Crotophaga ani</i>	-	-	-	-	0.175	-	ns
	<i>Guira guira</i>	-	-	-	-	0.088	-	ns
	<i>Tapera naevia</i>	-	-	0.013	-	0.038	-	ns
	<i>Dromococcyx pavoninus</i>	0.013	-	-	-	-	-	ns
Strigiformes								
Strigidae								
	<i>Pulsatrix perspicillata</i>	-	-	-	-	0.025	-	ns
	<i>Glaucidium brasilianum</i>	-	-	0.039	-	-	-	ns
Caprimulgiformes								
Caprimulgidae								
	<i>Antrostomus rufus</i>	0.013	-	-	-	-	-	ns
	<i>Hydropsalis leucopyga</i>	0.025	-	-	-	0.013	-	ns
	<i>Hydropsalis albicollis</i>	0.088	-	-	-	0.013	-	ns
Apodiformes								
Trochilidae								
	<i>Glaucis hirsutus</i>	0.088	2.328	-	0.967	0.038	1.55	ns
	<i>Phaethornis nattereri</i>	0.050	0.776	-	0.387	0.013	0.58	ns
	<i>Anthracothorax nigricollis</i>	0.050	-	-	-	-	-	ns
	<i>Lophornis magnificus</i>	-	-	0.052	-	-	-	ns
	<i>Thalurania furcata</i>	0.025	1.164	-	-	-	0.39	ns
	<i>Hylocharis chrysura</i>	-	-	0.026	-	-	-	ns
	<i>Amazilia versicolor^R</i>	-	-	-	-	-	0.19	
	<i>Amazilia fimbriata</i>	0.550	0.970	0.442	0.580	0.400	-	ns
Trogoniformes								
Trogonidae								
	<i>Trogon curucui</i>	0.300 ^a	0.194	0.260 ^a	-	0.038 ^b	-	<0,01
Coraciiformes								
Alcedinidae								
	<i>Megaceryle torquata</i>	0.150	-	0.156	-	0.225	-	ns
	<i>Chloroceryle amazona</i>	0.050	-	0.052	-	0.063	-	ns
	<i>Chloroceryle aenea</i>	0.088	0.194	0.065	-	-	-	ns
	<i>Chloroceryle americana</i>	-	0.194	0.026	-	0.013	-	ns
	<i>Chloroceryle inda</i>	0.038	-	0.078	-	-	-	ns
Momotidae								
	<i>Momotus momota</i>	0.188	0.776	0.260	-	-	-	ns
Galbuliformes								
Galbulidae								
	<i>Galbula ruficauda</i>	0.100	-	0.312 ^a	-	0.050 ^b	-	<0,01
Bucconidae								
	<i>Monasa nigrifrons</i>	0.500	0.388	0.260	-	-	-	ns
Piciformes								
Ramphastidae								
	<i>Ramphastos toco</i>	-	-	0.026	-	0.013	-	ns
	<i>Pteroglossus castanotis</i>	0.125	-	0.403 ^a	-	0.013 ^b	-	<0,05

Picidae							
<i>Picumnus albosquamatus</i>	0.088 ^a	-	0.364 ^b	-	0.213	-	<0,05
<i>Melanerpes candidus</i>	-	-	-	-	0.050	-	ns
<i>Veniliornis passerinus</i>	0.025 ^a	-	0.325 ^b	-	0.250 ^b	-	<0,01
<i>Piculus chrysochloros</i>	-	-	0.052	-	0.038	-	ns
<i>Celeus lugubris</i>	0.138	-	0.234	0.387	0.250	-	ns
<i>Celeus flavus</i>	0.250	-	0.130	-	0.050	-	ns
<i>Dryocopus lineatus</i>	0.063	-	0.195	-	0.175	-	ns
<i>Campephilus melanoleucos</i>	0.125	-	0.156	-	0.025	-	ns
Passeriformes							
Thamnophilidae							
<i>Dysithamnus mentalis</i>	0.400	2.134	0.260	0.193	-	1.17	ns
<i>Herpsilochmus longirostris</i>	1.325 ^a	-	1.234 ^a	-	0.163 ^b	0.19	<0,01
<i>Thamnophilus doliatus</i>	0.0 ^a	-	0.455 ^b	0.193	0.463 ^b	-	<0,01
<i>Thamnophilus pelzelni</i>	-	-	0.026	-	0.025	-	ns
<i>Taraba major</i>	0.075 ^a	-	0.390 ^b	0.387	0.363 ^b	-	<0,01
<i>Hypocnemoides maculicauda</i>	0.600 ^a	0.582	0.130	0.193	0.013 ^b	-	<0,01
<i>Cercomacra melanaria</i>	0.0 ^a	-	1.000 ^b	0.773	1.338 ^b	-	<0,01
Dendrocolaptidae							
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0.225	0.194	0.156	-	0.125	1.17	ns
<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	0.450 ^a	1.358	0.494 ^a	-	0.150 ^b	0.19	<0,01
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	0.138	-	0.143	-	0.188	-	ns
<i>Dendroplex picus</i>	0.500	-	0.623	0.193	0.413	-	ns
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	0.0 ^a	-	0.0 ^a	-	0.288 ^b	-	<0,01
<i>Xiphocolaptes major</i>	0.038	-	-	-	0.150	-	ns
Furnariidae							
<i>Xenops rutilans*</i>	0.075	-	0.065	-	0.100	-	ns
<i>Furnarius leucopus</i>	0.0 ^a	-	0.130	0.193	0.400 ^b	-	<0,05
<i>Pseudoseisura unirufa</i>	-	-	-	-	0.100	-	ns
<i>Phacellodomus rufifrons</i>	-	-	-	-	0.213	-	ns
<i>Phacellodomus ruber</i>	-	-	-	-	0.175	-	ns
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	0.025	-	0.065	-	0.213	-	ns
<i>Synallaxis hypospodia</i>	-	-	-	-	0.150	-	ns
<i>Synallaxis albilora</i>	0.775 ^a	-	1.571 ^b	2.706	1.275 ^b	1.17	<0,01
<i>Cranioleuca vulpina</i>	1.200	-	0.948	0.580	1.238	-	ns
Pipridae							
<i>Neopelma pallescens</i>	0.013	-	-	-	-	-	ns
<i>Pipra fasciicauda</i>	0.038	2.910	-	0.193	-	0.58	ns
Tityridae							
<i>Tityra inquisitor</i>	0.038	-	-	-	0.050	-	ns
<i>Tityra cayana</i>	0.075	-	0.182	-	0.100	-	ns
<i>Pachyramphus viridis</i>	0.013	-	0.052	0.193	0.113	-	ns
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	0.063	-	0.052 ^a	0.387	0.213 ^b	-	<0,05
Tyrannoidea							
<i>Platyrinchus mystaceus*</i>	-	0.194	0.026	-	-	-	ns
Rhynchocyclidae							

<i>Leptopogon amaurocephalus</i> ^R	-	0.194	-	-	-	-	
<i>Corythopsis delalandi</i>	0.013	0.388	-	-	-	-	ns
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	0.025	0.582	-	-	-	-	ns
<i>Todirostrum cinereum</i>	0.0 ^a	-	0.039 ^a	-	0.438 ^b	-	<0,01
<i>Poecilatriccus latirostris</i>	0.400	-	0.506 ^a	0.773	0.163 ^b	0.58	<0,05
<i>Hemitriccus striaticollis</i>	0.325 ^a	0.194	0.143	0.387	0.013 ^b	-	<0,01
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	-	-	0.013	-	0.013	-	ns
Tyrannidae							
<i>Inezia inornata</i>	0.188	-	0.065	-	0.188	-	ns
<i>Euscarthmus meloryphus</i>					0.013	-	ns
<i>Camptostoma obsoletum</i>	0.150 ^a	-	0.312	-	0.513 ^b	-	<0,01
<i>Elaenia spectabilis</i>	0.025	-	0.026	-	0.138	-	ns
<i>Myiopagis gaimardii</i>	1.238	-	1.130	0.580	0.863	0.39	ns
<i>Myiopagis viridicata</i>	0.175 ^a	-	0.039	0.193	0.0 ^b	0.19	<0,05
<i>Attila bolivianus</i>	0.300 ^a	0.388	0.0 ^b	-	0.013 ^b	-	<0,01
<i>Legatus leucophaeus</i>	0.038	-	0.143	-	0.025	-	ns
<i>Myiarchus swainsoni</i>	0.075	-	-	-	-	-	ns
<i>Myiarchus ferox</i>	0.113	-	0.143	0.387	0.238	-	ns
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	0.075	-	0.026	-	0.025	-	ns
<i>Sirystes sibilator</i>	-	-	0.026	-	-	-	ns
<i>Casiornis rufus</i>	0.050	-	0.026	-	-	-	ns
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0.050 ^a	-	0.091 ^a	-	0.375 ^b	-	<0,01
<i>Philohydor lictor</i>	0.163	-	0.143	-	0.225	-	ns
<i>Machetornis rixosa</i>	-	-	-	-	0.013	-	ns
<i>Myiodynastes maculatus</i>	-	-	0.013	-	0.038	-	ns
<i>Megarynchus pitangua</i>	0.088	-	0.208	-	0.200	-	ns
<i>Myiozetetes cayanensis</i>	0.050	-	0.013	-	-	-	ns
<i>Tyrannus savana</i>	-	-	-	-	0.013	-	ns
<i>Empidonomus varius</i>	0.025	-	-	-	-	-	ns
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	-	-	-	-	0.050	-	ns
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	0.388	0.194	0.325	1.353	0.163	0.78	ns
<i>Lathrotriccus euleri</i>	0.150 ^a	0.388	0.013	0.193	0.0 ^b	0.78	<0,05
Vireonidae							
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	-	-	0.117	0.193	0.163	-	<0,05
<i>Vireo olivaceus</i>	0.363	-	0.273	0.387	0.163	-	ns
<i>Hylophilus pectoralis</i>	0.350	-	0.442	0.580	0.488	-	ns
Corvidae							
<i>Cyanocorax cyanomelas</i>	0.038	-	-	-	-	-	ns
Troglodytidae							
<i>Campylorhynchus turdinus</i>	0.138 ^a	-	0.078 ^a	-	0.900 ^b	-	<0,01
<i>Pheugopedius genibarbis</i>	0.913	-	1.455 ^a	1.160	0.850 ^b	-	<0,05
<i>Cantorchilus leucotis</i>	0.463	-	0.792	0.580	0.838	-	ns
Donacobiidae							
<i>Donacobius atricapilla</i>	-	-	-	-	0.138	-	ns
Poliophtilidae							
<i>Poliophtila dumicola</i>	0.763 ^a	-	1.052	0.387	1.325 ^b	-	<0,05

Turdidae							
<i>Turdus rufiventris</i>	-	-	0.013	-	0.025	-	ns
<i>Turdus fumigatus</i>	0.038	0.388	0.013	-	-	-	ns
<i>Turdus amaurochalinus</i>	0.138 ^a	1.552	0.013 ^b	-	0.0 ^b	0.78	<0,01
<i>Turdus subalaris</i> ^R	-	0.194	-	-	-	-	
Coerebidae							
<i>Coereba flaveola</i>	0.088	-	0.234	0.193	0.163	-	ns
Thraupidae							
<i>Saltator coerulescens</i>	0.025 ^a	-	0.779 ^a	0.193	1.238 ^b	-	<0,01
<i>Saltator similis</i>	-	-	0.013	-	0.025	-	ns
<i>Nemosia pileata</i>	0.238	-	0.208	-	0.125	-	ns
<i>Ramphocelus carbo</i>	0.513 ^a	0.194	1.597 ^b	1.546	0.675	0.58	<0,01
<i>Lanio cucullatus</i>	0.025	-	-	-	0.050	-	ns
<i>Lanio penicillatus</i>	0.200	1.746	0.091	-	-	1.36	ns
<i>Tangara sayaca</i>	0.025	-	-	-	0.075	-	ns
<i>Tangara palmarum</i>	-	-	-	-	0.025	-	ns
<i>Tangara cayana</i>	0.013	-	-	-	-	-	ns
<i>Paroaria capitata</i>	0.200	-	0.481	1.740	0.475	-	ns
<i>Hemithraupis guira</i>	0.050	-	-	-	-	-	ns
<i>Conirostrum speciosum</i>	0.875 ^a	-	1.000 ^a	-	0.350 ^b	-	<0,05
Emberizidae							
<i>Volatinia jacarina</i>	-	-	0.026	-	-	-	ns
<i>Sporophila collaris</i> ^R	-	-	-	0.193	-	-	
<i>Sporophila caerulescens</i>	-	-	-	-	0.038	-	ns
<i>Sporophila leucoptera</i>	0.0 ^a	-	0.0 ^a	-	0.313 ^b	-	<0,01
<i>Sporophila angolensis</i>	0.138	-	0.234	-	0.313	0.58	ns
Parulidae							
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	0.350 ^a	0.194	0.182	-	0.0 ^b	1.94	<0,05
<i>Basileuterus flaveolus</i>	0.213 ^a	0.388	0.104 ^a	-	0.0 ^b	1.17	<0,05
Icteridae							
<i>Psarocolius decumanus</i>	-	-	0.013	-	-	-	ns
<i>Procacicus solitarius</i>	0.025 ^a	-	0.078	0.387	0.300 ^b	-	<0,05
<i>Cacicus cela</i>	0.188	-	0.091	-	0.038	-	ns
<i>Icterus pyrrhopterus</i>	0.025 ^a	-	0.117	0.387	0.338 ^b	-	<0,05
<i>Icterus croconotus</i>	0.0 ^a	-	0.0 ^a	-	0.163 ^b	-	<0,05
<i>Agelasticus cyanopus</i>	-	-	-	-	0.025	-	ns