



- Universidade de São Paulo -  
- Instituto de Biociências -



**ANDREA MAYUMI CHIN SENDODA**

**Efeito do manejo de fogo sobre  
comunidades de aves em campos sujos  
no Parque Nacional das Emas, GO/MS,  
Cerrado central**

São Paulo  
2009

**Andrea Mayumi Chin Sendoda**

**Efeito do manejo de fogo sobre  
comunidades de aves em campos sujos no  
Parque Nacional das Emas, GO/MS  
Cerrado central**

Dissertação apresentada ao Instituto de  
Biotecnologia da Universidade de São Paulo  
para a obtenção de Título de Mestre em  
Ciências, na Área de Ecologia de  
Ecossistemas Terrestres e Aquáticos.

Orientadora: Profa. Dra. Astrid de Matos  
Peixoto Kleinert

São Paulo  
2009

Sendoda, Andrea

**Efeito do manejo de fogo sobre comunidades de aves em campos sujos no Parque Nacional das Emas, GO/MS, Cerrado central**

63 páginas.

Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia. 2009.

1. Queimada prescrita 2. Avifauna 3. Savana brasileira.

Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências. Departamento de Ecologia.

**Banca examinadora:**

---

Prof(a). Dr(a).

---

Prof(a). Dr(a).

---

Prof(a). Dr(a).

**À minha mãe, que sempre me  
iluminou e acreditou no meu  
trabalho. À minha avó, presente em  
todos os momentos da minha vida. E  
ao meu pai, por todo o apoio.**

*Vivendo se aprende, mas o que se aprende, mais, é só a fazer outras maiores perguntas.*

(Guimarães Rosa)

## Agradecimentos

Quero agradecer a todos que participaram e contribuíram para a realização desse trabalho.

A toda minha família, em especial minha mãe e minha avó, pela presença, força e torcida constante durante toda a trajetória acadêmica e profissional da minha vida. Obrigada pela luz de vocês. Ao meu pai, pelo apoio e carinho. Aos meus lindos irmãos, Sylvia, Patricia e Paulo e, mais recentemente, Gabi e Sabrina, simplesmente por existirem na minha vida.

Ao Instituto de Biociências da USP, pela graduação e pós-graduação. À Coordenação de Pós-Graduação em Ecologia, Astrid Kleinert e Pécio Santos. Sem a ajuda e compreensão de vocês este trabalho não teria sido concluído. Não esquecerei o apoio de vocês. À Dalva por todo o apoio desde minha entrada no programa.

Aos professores da Comissão Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Ecologia (CCP), Astrid Kleinert, Pécio Santos, Paulo Inácio, Glauco Machado e Sergio Tadeu que me ajudaram muito sempre que necessário.

Aos meus queridíssimos ajudantes de campo: Ricardo Pereira, Tati Pongiluppi, Rafael Becker, Alex Mesquita e Renan Bonança. Com a companhia de vocês, o trabalho de campo ficou muito mais agradável. E especialmente ao Mauro Teixeira e André Oliveira, mais do que ajudantes, amigos de verdade e companheiros de muitas aventuras. E ao Bruno Plumey, com sua participação especial vinda diretamente da França.

Aos amigos do Parque Nacional das Emas: Simone Mamede, Maristela, Flavia Batista, Beatriz Alves, Steigle e Seu Zé, pela amizade, risadas, comilanças e companhia durante as viagens ao parque. À família da Suelen, vizinhos ao parque, pelos almoços inesquecíveis e pelos momentos de descontração no restaurante. E, principalmente, à família querida: Claudia, Renato e João Carlos, pelas piadas, amizade, companhia, favores e as espetaculares experiências gastronômicas que me fizeram engordar durante a minha estadia no parque. Não posso me esquecer de falar do pequi, que adorei desde a primeira vez que experimentei.

À professora Helena França e Nathalia Sousa pela amizade, conversas, trocas acadêmicas, almoços e jantares nos alojamentos do parque.

Aos colegas do parque Zé Carlos, Seu Manuel, Seu Elson, Jordean e Chinchila, pela ajuda no dia-a-dia do parque.

Aos diretores do Parque Nacional das Emas: Rogério Oliveira Sousa e, posteriormente, Marcos da Silva Cunha pela realização da pesquisa e todo o apoio logístico dentro do parque.

Ao CNPq (471360/2006-6) e FAPESP (05/00773-3) pelo financiamento do projeto, coordenado por Darius Pukenis Tubelis. Novamente ao CNPq pela bolsa de mestrado. E também à CAPES (PROAP) e Neotropical Grassland Conservancy pelo apoio financeiro ao projeto. À Idea Wild e Birders Exchange pela doação de equipamentos de campo.

Ao Darius Pukenis Tubelis, pela oportunidade de realização no início desse Mestrado.

À banca de qualificação, Glauco Machado, Pécio Santos e Vânia Pivello por todas as sugestões e críticas ao meu projeto, importantíssimos para a sua finalização.

Aos professores que participaram na banca examinadora da defesa. Foi uma honra tê-los na banca.

Ao professor José Carlos Motta-Junior pela ajuda essencial na reta final da dissertação. Ao professor Sergio Tadeu, por toda a ajuda, paciência e disposição nas análises multivariadas do projeto.

Aos professores do curso de ecologia de campo na Ilha do Cardoso, Glauco Machado, Paulo Guimarães (Miúdo), Paulo Inácio, Adriana Martini, Marco Mello, Alexandre Adalardo e Sergio Tadeu por todo o conteúdo ensinado, pelas experiências proporcionadas e pelo apoio acadêmico posterior. Todas as discussões foram muito enriquecedoras.

Aos professores do IB, Sergio Rosso, por dicas na análise estatística e ao professor Luis Fabio Silveira, pelo apoio no MZUSP. Ao colega Agustin Camacho pela boa vontade, explicações e paciência com as análises multivariadas e com o programa PCOrd.

Aos meus amigos do Mestrado: Victor Vetorazzo, Márcia Panutti, Denise Alves, Andrea Borges, Camila Yumi e Paula Nishimura pelas conversas acadêmicas, risadas e, principalmente, pelos conselhos. À Gisele Levy e Mieko Kanegae, pelas conversas acadêmicas e ornitológicas, por nossas viagens, amizade e também pelo apoio nessa fase final. À amiga Aline Fujikawa, presente em vários momentos do Mestrado.

Ao Lucas, pelo apoio e presença na graduação e no início do Mestrado.

Às minhas amigas queridas de sempre: Ana Cintra, Mari Morato, Pati Ferreira, Tha Lavagnolli, Van Shimabukuro, Fel Carvalher e do grupo de amigas do Ecpebolim da bio, todas essenciais para a continuação e conclusão deste trabalho. Sem contar: Cella Sobral, Maissa Bakri, Sandra Naxara e Pedroca, meus companheiros da forroterapia.

Ao meu querido Marcelo, que desde que conheci, vem me ajudando e me acompanhando na conclusão deste trabalho.

E, também, àqueles que eu tenha me esquecido de mencionar. Obrigada a todos!

# Índice

<b>ABSTRACT .....</b>	<b>1</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>2</b>
<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>3</b>
OBJETIVOS.....	7
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>8</b>
2.1. ÁREA DE ESTUDO .....	8
2.2. LOCAIS DE ESTUDO .....	11
2.3. CONTAGEM DE AVES.....	11
2.4. ANÁLISE DOS DADOS .....	12
<b>3. RESULTADOS.....</b>	<b>15</b>
3.1. COMUNIDADE .....	15
3.1.1. <i>Caracterização geral</i> .....	15
3.1.2. <i>Abundância, riqueza e composição de espécies</i> .....	23
3.2. GUILDAS TRÓFICAS .....	25
3.3. ESPÉCIES .....	27
3.3.1. <i>Frequência de ocorrência</i> .....	27
3.3.2. <i>Abundância</i> .....	29
3.3.3. <i>Espécies indicadoras</i> .....	31
<b>4. DISCUSSÃO .....</b>	<b>33</b>
4.1. COMUNIDADE DE AVES .....	33
4.2. GUILDAS TRÓFICAS .....	35
4.3. RESPOSTAS DAS ESPÉCIES .....	37
4.4. CONSIDERAÇÕES SOBRE CONSERVAÇÃO DE AVES E MANEJO DO FOGO .....	44
<b>5. CONCLUSÕES .....</b>	<b>47</b>
<b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>49</b>
<b>APÊNDICE FOTOGRÁFICO .....</b>	<b>59</b>

## Abstract

Several studies have investigated the effects of natural fires on Cerrado birds. However, avian responses to fire management have not been examined. We compared birds found in firebreaks (fire managed areas) and in fire unmanaged grasslands, in Parque Nacional das Emas, Central Brazil. This is the first study to evaluate the effects of prescribed fire on the Cerrado avifauna. We selected 12 study sites. We established one transect in the firebreak and another one in an unmanaged grassland area in each study site. Each bird count sample consisted of walking through an 800m transect recording birds seen or heard 15m from the observer. Species richness, total bird abundance, species composition, feeding guilds abundance and frequencies of occurrence and species abundance found in firebreaks and unmanaged grasslands were compared. In total, 881 individuals and 41 species were recorded. Species richness and total abundance were significantly lower in firebreaks. Species composition was different between firebreaks and unmanaged grasslands. Omnivores were more frequent and more abundant in unmanaged grasslands. Granivores and nectarivores were more abundant in unmanaged grasslands. Twenty-one bird species were analyzed separately, one of which (*Athene cunicularia*) was indicator of firebreaks and also more frequent and abundant in firebreaks. On the other hand, we identified four indicator species of unmanaged grasslands (*Melanopareia torquata*, *Xolmis cinerea*, *Neothraupis fasciata* and *Coryphaspiza melanotis*). These species might be used as ecological indicators of fire regime and history, and also give information if fire management goals are being achieved. Seven species were more frequent and eight species were more abundant in unmanaged grasslands. Three of them are endemic of Cerrado (*M. torquata*, *N. fasciata* and *Cypsnagra hirundinacea*) and four of them are highly sensitive to human disturbances and threatened with extinction in some degree (*Polystictus pectoralis*, *Alectrurus tricolor*, *C. melanotis* e *C. hirundinacea*). Caution must be redoubled to these species, as they are of high conservation priority and less frequent and abundant in firebreaks. The lesser avifauna complexity in firebreaks than in unmanaged areas might be connected to the low use of this habitat, thus indicating lower resource availability, such as food, sites for reproduction and refuge. This is because fire changes vegetation structure and composition. We propose that firebreaks should be burnt every 3 years, instead of 1-2 years. In this way, fire management would keep its function as effective fire barriers and would also keep biodiversity conservation.

**Key words:** avian community, Brazilian savanna, prescribed burning, shrub land, firebreak

## Resumo

Apesar de vários estudos já terem examinado os efeitos de queimadas naturais, respostas das aves, como variação do padrão da comunidade, guilda trófica e das espécies, ao manejo de fogo ainda não foram investigadas em reservas do Cerrado. Este trabalho teve como objetivo comparar a avifauna em trechos de campo sujo manejados (aceiros) e não manejados por fogo no Parque Nacional das Emas, Brasil Central. Este é o primeiro trabalho a avaliar os efeitos do manejo do fogo prescrito sobre comunidades de aves no Cerrado. Foram selecionados 12 locais de estudo. Em cada local, havia um transecto no aceiro e outro em campo sujo não manejado. Uma amostra consistiu em percorrer um transecto de 800m a pé, anotando as aves detectadas visual ou auditivamente a 15m do observador. Frequência de ocorrência e abundância das espécies e das guildas tróficas, riqueza total, abundância total da comunidade de aves e composição de espécies encontradas nos dois ambientes foram comparadas. No total, foram 881 registros e 41 espécies de aves. A riqueza e a abundância total de aves foram significativamente menores em aceiros. Houve diferença na composição de espécies de aves entre campos não manejados por fogo e aceiros. Dentre as guildas tróficas, os onívoros foram mais frequentes em campos não manejados. Granívoros, nectarívoros e onívoros foram mais abundantes em vegetação não manejada. Das 21 espécies analisadas separadamente, a coruja *Athene cunicularia* foi a única indicadora de aceiros e também mais frequente e abundante em aceiros. Por outro lado, foram identificadas quatro espécies indicadoras de campos sujos não manejados (*Melanopareia torquata*, *Xolmis cinerea*, *Neothraupis fasciata* e *Coryphas piza melanotis*). Tais espécies podem ser usadas como indicadores ecológicos do regime e histórico do fogo e podem fornecer informações se os objetivos das ações de manejo do fogo estão sendo atingidos. Sete espécies foram mais frequentes e oito espécies foram mais abundantes em campos não manejados. Três dessas espécies são endêmicas do Cerrado (*M. torquata*, *N. fasciata* e *Cypsnagra hirundinacea*) e quatro estão sob algum grau de ameaça e são altamente sensíveis a distúrbios (*Polystictus pectoralis*, *Alectrurus tricolor*, *C. melanotis* e *C. hirundinacea*). Assim, cuidado e atenção devem ser redobrados para essas espécies, pois possuem alto valor para conservação e menor frequência ou abundância em aceiros. A menor riqueza e abundância de aves encontrada em aceiros devem estar relacionadas ao menor uso desse habitat, indicando menor disponibilidade de recursos como alimento, reprodução e abrigo, dado que o fogo altera a estrutura e composição da vegetação. Isso demonstra uma diminuição da qualidade do ambiental geral dos aceiros, provocada pela sua atual forma de manejo. Propomos que a queima dos aceiros seja feita em intervalos de 3 anos, em vez de 1 – 2 anos como tem sido realizada. Dessa forma, seria mantida a função dos aceiros como controle e barreira efetiva de incêndios e também para conservação da biodiversidade.

**Palavras-chave:** aceiro, avifauna, campos abertos, queimada prescrita, savana brasileira

# 1. Introdução

O fogo é um fator ecológico importante em muitos ecossistemas, especialmente em savanas tropicais, onde é um fenômeno comum e natural (GILLON 1983, WOINARSKI & RECHER 1997, MISTRY 1998). É também determinante em vários padrões e processos ecológicos, influenciando a fauna, a flora e o meio abiótico (COUTINHO 1982, GILLON 1983, SILVA *et al.* 1991). Queimadas controladas são uma das formas de manejo mais frequentes, antigas e utilizadas em savanas tropicais (MISTRY 1998, WILLIAMS *et al.* 2003, RUSSELL-SMITH *et al.* 2003). Contudo, o seu uso como ferramenta de manejo no controle e proteção contra grandes queimadas só foi intensificado a partir de 1950 (WHELAN 1995).

Dentre as savanas tropicais do mundo, o Cerrado é a savana mais extensa, rica e ameaçada (MENDONÇA *et al.* 1998, MYERS *et al.* 2000, KLINK & MACHADO 2005), presente também entre os 25 *hotspots* mundiais para conservação de biodiversidade (MYERS *et al.* 2000). A sua área original é de 1,8 milhões de km<sup>2</sup>, onde a maior parte da sua área ocupa a região central do Brasil (EITEN 1972, 1993), se estendendo em pequenas porções no leste da Bolívia e nordeste do Paraguai (AB'SABER 1977, 1983; SILVA 1995). As atuais formas de manejo da agricultura e pastagem têm sido as principais causas de queimadas no Cerrado, levando a alterações nos regimes naturais de fogo deste ecossistema (MISTRY 1998, MIRANDA *et al.* 2002). Além disso, o fogo tem sido utilizado em áreas protegidas do Cerrado como uma ferramenta de manejo para o controle de grandes incêndios e para conservação da biodiversidade, embora haja pouco conhecimento sobre seus efeitos sobre a biota (RAMOS-NETO 2000, PIVELLO 2006).

No Cerrado, queimadas naturais de baixa intensidade ocorrem principalmente na estação chuvosa, se distribuem em mosaico e se extinguem rapidamente (RAMOS-NETO & PIVELLO 2000). Já o fogo antropogênico ocorre geralmente na estação seca e se caracteriza pelas amplas extensões de áreas atingidas, além da alta intensidade e frequência (RAMOS-NETO & PIVELLO 2000). No solo, as temperaturas máximas ocorrem nos primeiros

centímetros de altura (MIRANDA *et al.* 1993). Por outro lado, abaixo do solo há pequenas mudanças de temperatura (COUTINHO 1990, MIRANDA *et al.* 1993). Na ciclagem de nutrientes, o fogo promove grande mineralização da biomassa epigéia (COUTINHO 1982) e perda de certos elementos químicos que são volatilizados na atmosfera (FROST & ROBERTSON 1987).

De modo geral, os efeitos do fogo sobre os organismos podem ser diretos ou indiretos. Os efeitos diretos da passagem das chamas estão relacionados com a sobrevivência dos indivíduos a ferimentos e intoxicações. Em plantas, ainda há a sobrevivência à combustão e ao aumento da temperatura de certos órgãos que podem causar desnaturação de proteínas, alterações no metabolismo (LEVITT 1972) e mudanças no crescimento, fenologia, rebrota, germinação, taxa e sucesso de reprodução das espécies (COUTINHO 1976, FROST & ROBERTSON 1987, MEDEIROS & MIRANDA 2005, ROTH 1982, FRANCESCHINELLI & BAWA 2005).

Os efeitos indiretos se referem à tolerância dos organismos às modificações nas condições ambientais pós-queima, como estrutura e composição da vegetação, disponibilidade e uso de recursos. Perturbações em interações biológicas, como predação, parasitismo e competição, também são consequências dos efeitos indiretos do fogo (WHELAN 1995, WRIGHT & BAILEY 1982, PERES *et al.* 2003, O'REILLY *et al.* 2006, VAN DYKE *et al.* 2007). A alta frequência de queimadas tende a favorecer os seres vivos tolerantes e a excluir os organismos sensíveis. Assim, organismos florestais, onde o fogo ocorre ocasionalmente, são mais sensíveis ao fogo do que os de cerrado, onde a frequência de queimadas é maior (RAMOS-NETO 2000).

O fogo pode ter diferentes efeitos nas plantas do Cerrado. Algumas das adaptações que permitem a sobrevivência da vegetação ao fogo são a proteção de frutos e sementes (LANDIM & HAY 1995, CIRNE 2002) e a suberização elevada do tronco e dos galhos, permitindo isolamento térmico dos tecidos internos (GUEDES 1993, COUTINHO 1990). No

estrato arbustivo-arbóreo, muitas espécies rebrotam pela copa, rizomas, caule, raiz e estruturas subterrâneas (COUTINHO 1990, MEDEIROS 2002). Em muitas espécies, os efeitos positivos do fogo consistem em promover a produção de folhas jovens, a indução da floração do estrato herbáceo e a abertura de frutos, facilitando a dispersão de sementes e a sua germinação (COUTINHO 1976, 1977, 1980), tendo também efeito sincronizador sobre a floração (COUTINHO 1976).

Por outro lado, o fogo pode ter efeitos adversos sobre a vegetação do cerrado de acordo com a sua frequência e intensidade. Por exemplo, um dos efeitos de longo prazo do fogo periódico e frequente é o baixo recrutamento de espécies lenhosas, que leva à redução na densidade de árvores, ao aumento do entouceiramento e à diminuição da diversidade de espécies (SAMBUICHI 1991). Também foram verificadas elevadas taxas de mortalidade de espécies lenhosas em campo sujo e cerrado *sensu stricto* após queimadas prescritas (SATO *et al.* 1996, SILVA 1999, MEDEIROS 2002). Segundo RAMOS (1990), a mortalidade de plantas ocorre a longo prazo, uma vez que as queimas sucessivas podem lesar tecidos vegetais e facilitar o ataque de pragas e doenças.

Os estudos no Cerrado sobre os efeitos do fogo em animais são escassos. Em insetos herbívoros, foi verificado que queimadas periódicas parecem ser benéficas (PRADO 1989, PRADA *et al.* 1995, VIEIRA *et al.* 1996). Em formigas arbóreas e que possuem colônias no subsolo houve redução populacional após a passagem do fogo (NAVES 1996). Também foram investigados os efeitos das queimadas em guildas de aranhas (DALL'AGLIO 1992), em interações planta-inseto (RIGHETTI 1992, SEYFFARTH *et al.* 1996) e em cupins (DIAS 1993). ARAÚJO *et al.* (1996) identificaram espécies resistentes e famílias de lagartos sensíveis ao fogo em diferentes fisionomias do cerrado. A influência do fogo em mamíferos do Cerrado foi estudada por VIEIRA & MARINHO-FILHO (1998), VIEIRA (1999), PRADA (2001), PRADA & MARINHO-FILHO (2004) e BRIANI *et al.* (2004).

Algumas pesquisas examinaram a resposta de aves a queimadas no Cerrado. FIGUEIREDO (1991), após o fogo em campo sujo, encontrou diminuição ou aumento na abundância dependendo da espécie. MARINI & CAVALCANTI (1996) verificaram que a avifauna de sub-bosque de uma mata de galeria foi semelhante antes e depois de uma queimada ocasional. CAVALCANTI & ALVES (1997) notaram fidelidade ao território após a queimada na maior parte das espécies estudadas. CINTRA & SANAIOTTI (2005) observaram que algumas espécies foram mais abundantes antes ou depois do fogo em duas escalas espaciais diferentes. BRAZ (2008) notou que três espécies aumentaram após o fogo, quatro desapareceram e reapareceram dois meses depois e que cinco diminuíram e retornaram poucos meses depois. SOUSA (2009) avaliou a influência do histórico do fogo sobre a avifauna e vegetação e verificou variação na composição de espécies em áreas com diferentes frequências e períodos após a última queima. Estes e outros estudos (TEIXEIRA & NEGRET 1984, NEGRET & TEIXEIRA 1984, PACHECO *et al.* 1994, PARKER & WILLIS 1997) envolveram somente fogo de origem natural ou acidental. Assim, a influência do manejo de fogo sobre comunidades de aves ainda não foi investigada em reservas de Cerrado.

Pesquisas sobre a influência do fogo prescrito e controlado sobre a biota do Cerrado foram realizadas apenas com plantas (SATO & MIRANDA 1996, SILVA & MIRANDA 1996, SATO & MIRANDA 2001). Também foram comparadas cinco fisionomias de Cerrado, do cerradão ao campo limpo, em áreas protegidas do fogo por 18 anos e áreas queimadas bianualmente, e foi verificado que a proteção às queimadas favorece espécies sensíveis ao fogo e aumenta a abundância de lenhosas, conduzindo a fisionomias mais fechadas (MOREIRA 2000). De forma contrária, a vegetação passa a ter uma fisionomia mais aberta em um regime de alta frequência de queimadas (MOREIRA 2000). Faltam, portanto, estudos voltados aos efeitos do manejo do fogo sobre a fauna nativa em áreas de preservação (PIVELLO 1992, PIVELLO & NORTON 1996). A compreensão das consequências deste manejo sobre a biota é

fundamental para o estabelecimento de um plano de manejo adequado em áreas protegidas (RAMOS-NETO 2000).

## **Objetivos**

Este estudo teve como objetivo avaliar os efeitos do manejo de fogo sobre comunidades de aves encontradas em campo sujo no Parque Nacional das Emas, GO/MS, Brasil central. Para tanto, foram comparadas comunidades de aves encontradas em vegetação de campo sujo manejada com fogo (aceiros) e em trechos de campo sujo não manejados.

A primeira hipótese era a de que aceiros e campos sujos não manejados apresentariam comunidades de aves distintas. De acordo, a abundância total de aves e a riqueza de espécies seriam menores em aceiros do que em campos sujos não manejados. Ainda, esperava-se que a composição de espécies seria diferente entre campos manejados e não manejados por fogo.

Na segunda hipótese era esperado obter diferença na frequência de ocorrência e/ou abundância de indivíduos das guildas tróficas entre aceiros e campos não manejados. Como o manejo do fogo pode gerar mudanças na disponibilidade de recursos alimentares para determinadas guildas tróficas (WRIGHT & BAILEY 1982, SOUSA 1984, PERES *et al.* 2003, SMUCKER *et al.* 2005, O'REILLY *et al.* 2006, VAN DYKE *et al.* 2007), esperava-se que insetívoros, nectarívoros e frugívoros fossem menos frequentes e/ou abundantes em aceiros. De forma contrária, granívoros seriam favorecidos, pois uma quantidade maior de grãos seria produzida nos aceiros, já que o fogo favorece a floração de muitas espécies gramíneas (COUTINHO 1976). Nenhuma diferença era esperada para as aves onívoras, uma vez que elas poderiam compensar a falta de certos itens alimentares causados pela mudança do regime do fogo no local por outros tipos de alimentos.

A terceira hipótese era a de que espécies de aves pouco sensíveis a ambientes antropizados seriam mais frequentes e/ou abundantes em aceiros. Por outro lado, outras espécies, como as endêmicas, raras, com algum grau de ameaça e/ou alta prioridade de

conservação apresentariam resposta oposta, pois poderiam ser mais vulneráveis a alterações no ambiente.

## **2. Material e Métodos**

### **2.1. Área de Estudo**

O estudo foi realizado no Parque Nacional das Emas (PNE), GO/MS. Este parque está localizado no Planalto central brasileiro, na região nuclear do Cerrado (Figura 1), ocupando uma área de 133.000 ha (FRANÇA *et al.* 2007). A altitude varia entre 740 e 890 m. A paisagem é dominada por fisionomias abertas (campos limpos e campos sujos), cujo relevo varia de plano a ondulado suave com latossolo vermelho escuro e vermelho-amarelo distrófico (RAMOS-NETO 2000, RAMOS-NETO & PIVELLO 2000). Uma pequena porção do PNE apresenta relevo ondulado, vales fechados, drenagem mais densa e vegetação de cerrado mais fechada, com buritizais e matas de galeria (RAMOS-NETO 2004).

O clima da região é tropical sazonal, com verão chuvoso e inverno seco, típico de savanas (WALTER 1971). A precipitação média anual varia de 1.200 a 2.000 mm, com a estação chuvosa ocorrendo entre outubro e abril e a estação seca, entre junho e agosto (RAMOS-NETO & PIVELLO 2000, FRANÇA *et al.* 2007). A média da amplitude térmica diária é da ordem de 15°C (RAMOS-NETO 2004) e a temperatura média anual é de 20,9° C (BECKER *et al.* 2007) com máximas entre 36 e 38° C e mínimas entre -4 e 0° C (IBAMA 1989).

No PNE, o fogo natural é ocasionado por raios, que geralmente ocorrem no período chuvoso, entre outubro e abril (RAMOS-NETO & PIVELLO 2000, FRANÇA *et al.* 2007). Até 1994, queimadas antrópicas acidentais ou de origem criminosa no parque eram causadas principalmente por fazendeiros do entorno. Nesse mesmo período, o PNE era afetado por grandes incêndios a cada três anos que atingiam mais de 80% de sua área (FRANÇA *et al.*

2007). Embora a rede atual de aceiros no PNE tenha sido criada em 1981, foi somente a partir de 1995 que o manejo do fogo pela queima dos aceiros começou a ser realizado sistematicamente para conter o deslocamento de grandes frentes de fogo em casos de incêndios de grandes proporções (RAMOS-NETO 2004).

Os aceiros consistem em uma faixa de vegetação situada entre duas estradas, cuja largura varia de 25 a 100 m, e que é queimada na estação seca a cada 1 ou 2 anos (RAMOS-NETO 2004). Assim, com a diminuição na quantidade de biomassa seca combustível nessa faixa de vegetação, os aceiros impedem a propagação do fogo pelo resto do parque (RAMOS-NETO 2004). Essa rede de aceiros possui uma extensão de cerca de 340 km e delimita 20 blocos de vegetação com áreas que variam de 1.000 a 33.000 ha, ocupando aproximadamente 1.600 ha ou 1,2% da área total (IBDF 1981, RAMOS-NETO 2000).

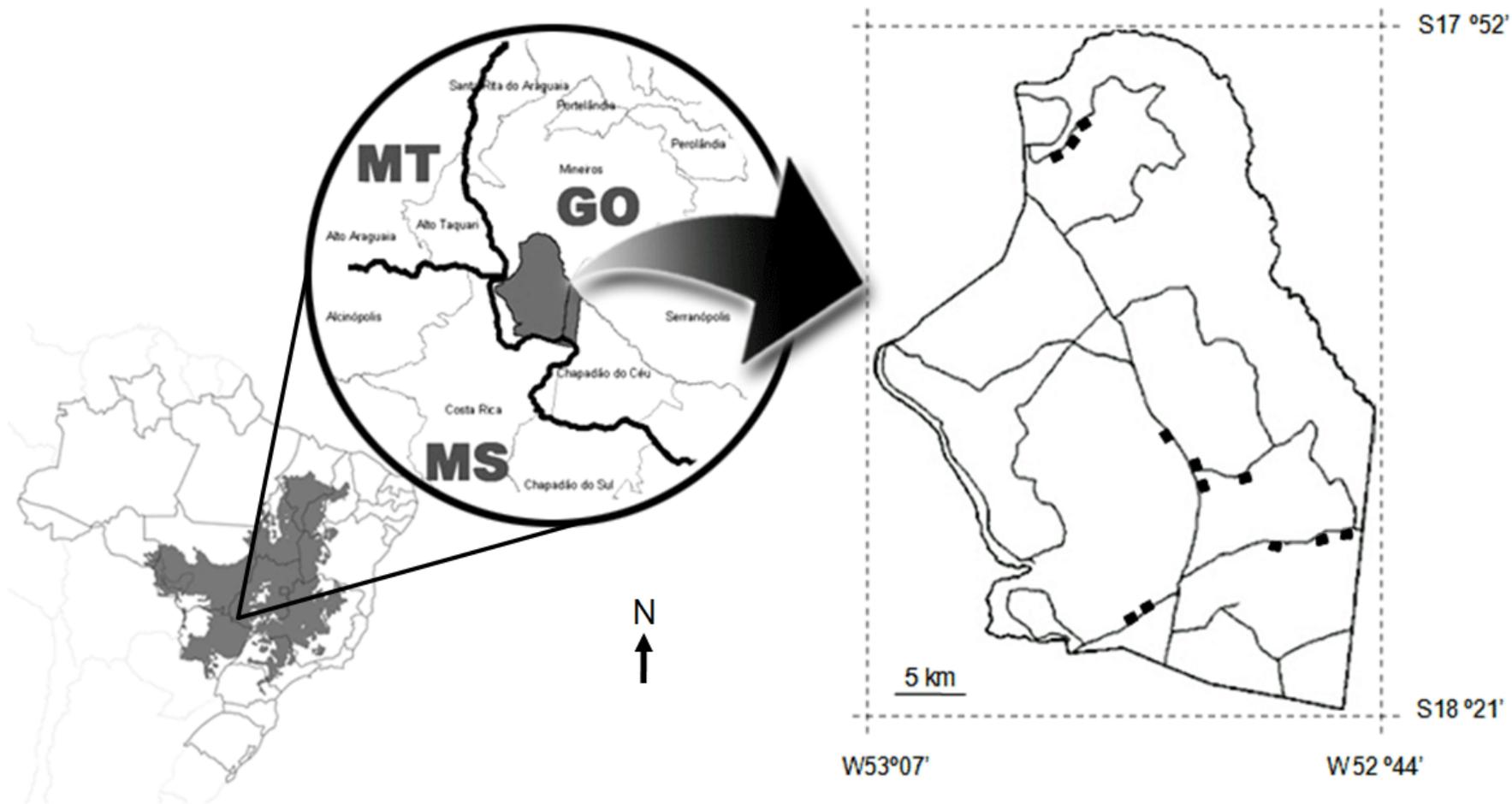


Figura 1. Localização do Parque Nacional das Emas, GO/MS, Cerrado central. Na ampliação à direita, detalhes dos locais de estudo (retângulo preto), que contem um par de transectos, um em aceiro e outro, em campo sujo não manejado por fogo; linha preta contínua externa representa os limites do parque; e linha preta contínua interna representa as estradas e aceiros.

## **2.2. Locais de estudo**

Foram selecionados 12 locais de estudo dentro do PNE (Figura 1) em vegetação de campo sujo, que é a fisionomia dominante no PNE. Cada local continha dois transectos paralelos, um localizado no aceiro e outro na vegetação não manejada adjacente. Os transectos estavam separados por 300 m e possuíam 800 m de extensão. Essa proximidade entre os transectos controlaria o tipo de habitat que poderia existir anteriormente à criação dos aceiros, que deveria ser campo sujo também. Dessa forma, a localização dos dois transectos permitiria avaliar os reais efeitos causados pela manutenção dos aceiros.

Os locais de estudo estavam distantes, no mínimo, 500 m entre si e encontravam-se a pelo menos 2 km dos limites do PNE, a fim de controlar possíveis efeitos de borda causados por paisagens modificadas adjacentes. Nos locais de estudo e no entorno não havia espécies vegetais exóticas e invasoras em altas densidades. Adicionalmente, foram escolhidos aceiros que haviam sido queimados há mais de um ano, para que se avaliassem apenas os efeitos do manejo do fogo e para que estes não fossem confundidos com os efeitos de curto prazo do fogo. Assim, aceiros queimados no ano em que o estudo começou a ser realizado (2007) não foram selecionados.

## **2.3. Contagem de Aves**

A contagem de aves foi realizada pelo método de transectos (BIBBY *et al.* 2000). Foram realizados quatro períodos de amostragem entre outubro de 2007 e março de 2008, abrangendo a estação reprodutiva da maioria das espécies de aves (SICK 1997). Os 12 locais de estudos foram amostrados em cada período de amostragem, totalizando 96 amostras. Um local de estudo foi amostrado em cada manhã e as contagens foram realizadas pelo mesmo observador (A.S.) nos horários de maior atividade das aves (5:30 – 7:15 h). O início da

amostragem foi alternado nos transectos de diferentes tratamentos para controlar as variações decorrentes do horário de atividade das aves.

Cada amostra consistiu em percorrer 800 m a pé, anotando todas as aves identificadas visual ou auditivamente encontradas a até 15 m do observador. O tempo de cada amostra foi de 45 a 50 min, com intervalo de 10 a 15 min entre uma amostra e outra. Não foram feitas amostragens em dias com chuva ou vento forte, pois essas condições climáticas alteram as atividades e o comportamento da avifauna, interferindo na sua detectabilidade. Aves sobrevoando o local sem utilizar o ambiente amostrado não foram registradas.

A nomenclatura das espécies registradas foi baseada na lista do CBRO (2009). As espécies foram classificadas em uma das cinco guildas tróficas básicas (segundo MOTTA-JUNIOR 1990): frugívoros, granívoros, insetívoros, nectarívoros e onívoros. Também houve classificação quanto aos níveis de ameaça (COLLAR *et al.* 1994, RODRIGUES *et al.* 2005, IUCN 2007), endemismo (CAVALCANTI 1988, SILVA 1997, MACEDO 2002, DE LIMA 2003, SOARES 2007, MOTTA-JUNIOR *et al.* 2008), sensibilidade a distúrbios, abundância relativa e prioridade para conservação (STOTZ *et al.* 1996).

## **2.4. Análise dos dados**

A avifauna encontrada em aceiros e em trechos de campo sujo não manejado foi comparada das seguintes formas: 1) comunidade: número total de espécies (riqueza), número total de indivíduos (abundância) por local de estudo e composição de espécies; 2) guilda trófica: número de indivíduos de cada guilda trófica por local de estudo e frequências de ocorrências por guilda trófica (número de amostras em que uma guilda estava presente, sendo no máximo 48 amostras); 3) espécie: número de indivíduos de cada espécie por local de estudo, frequências de ocorrências por espécie e espécies indicadoras e características de cada ambiente.

Foram consideradas nas análises apenas as espécies com quatro ou mais ocorrências e com cinco ou mais indivíduos, exceto na análise de riqueza e abundância da comunidade de aves e de guildas tróficas. As espécies raras e pouco abundantes foram desconsideradas porque tornam os padrões menos evidentes e não contribuem para a ordenação de locais por similaridade da avifauna.

Os padrões de abundância das aves foram submetidos a uma análise exploratória utilizando a técnica de ordenação por Análise de Correspondência do tipo *Detrended*, o DCA (HILL & GAUCH 1980). O procedimento foi baseado nas matrizes de abundância por espécie padronizada pelo maior valor nos 12 locais de estudo. A partir do procedimento, foram removidas aquelas espécies que correspondiam a escores extremos, tendo sido tomadas como *outliers* nas análises estatísticas e mantidas apenas nas análises descritivas. A análise foi executada no programa PAST v. 1.94b (HAMMER *et al.* 2001).

As abundâncias (total, de cada guilda trófica e de cada espécie) e as riquezas de espécies encontradas em aceiros e campos sujos não manejados foram comparadas com o teste de Wilcoxon usando o programa BioEstat 5.0 (AYRES *et al.* 2005). Foram usados os valores de  $p$  unicaudal nas análises das abundâncias e riquezas totais da comunidade e por guilda trófica, uma vez que as previsões eram direcionais e  $p$  bicaudal para as análises por espécie, dado que não foram feitas previsões direcionais para cada uma delas. As frequências de ocorrências obtidas e esperadas de cada espécie e guilda trófica foram comparadas com teste de Qui-quadrado, utilizando-se o programa BioEstat 5.0 (AYRES *et al.* 2005).

Para detectar diferenças na composição de espécies na comunidade de aves entre aceiros e campos não manejados foi utilizado o Procedimento de Permutação de Resposta Múltipla em bloco, o *blocked* MRPP também conhecido como *MRBP* (MIELKE 1984, MIELKE & BERRY 1982, MIELKE & IYER 1982, ZIMMERMAN *et al.* 1985, McCUNE & MEFFORD 1999). O *blocked* MRPP é uma variação do MRPP, assim como o teste de Wilcoxon é do Mann-

Whitney, ou seja, são testadas as diferenças entre os tratamentos por bloco. Trata-se de um teste não paramétrico baseado em procedimentos de permutação com dados multivariados, alternativo ao teste ANOVA multivariado.

O MRBP foi calculado por meio da abundância relativa de cada espécie, isto é, abundância registrada da espécie dividida pelo total de indivíduos por local de estudo e tratamento, controlando assim, os efeitos da diferença nas abundâncias totais entre os locais de estudo. Esta estatística retorna um valor de  $p$  e de  $A$ . O valor de  $A$  descreve a homogeneidade comparada com aquela esperada ao acaso. Valores altos indicam maior homogeneidade, ou seja,  $A=1$  quando a composição e abundância de espécies dos locais são as mesmas entre os tratamentos;  $A=0$  quando a diferença na composição entre os locais de estudo é igual ao esperado ao acaso (ZIMMERMAN *et al.* 1985, MCCUNE & MEFFORD 1999). Foram utilizadas a distância euclidiana e alinhamento mediano no programa PCOrd 4.25 (MCCUNE & MEFFORD 1999).

Para indicar espécies características de cada tratamento, foi utilizada a análise de espécies indicadoras (ISA) (DUFRENE & LEGENDRE 1997). Este teste baseia-se na frequência e abundância relativa das espécies nos tratamentos. O valor resultante varia de 0 a 100, onde 100 mostra indicação perfeita e 0, nenhuma indicação (MCCUNE *et al.* 2002). A significância dos valores dessa análise foi feita por meio do teste de Monte Carlo com 10.000 interações. Este teste compara o valor-indicador observado com valores calculados com a mesma base de dados randomizada para cada tratamento. Ambas as análises foram realizadas utilizando-se o programa PCOrd 4.20 (MCCUNE & MEFFORD 1999). Foram consideradas espécies indicadoras somente aquelas com um mínimo de 30% de indicação da combinação de abundância e frequência relativa e com  $p < 0,1$ .

### **3. Resultados**

#### **3.1. Comunidade**

##### ***3.1.1. Caracterização geral***

No total, foram 881 registros e 41 espécies de aves pertencentes a 17 famílias. Emberizidae, Tyrannidae e Troglodytidae foram as três famílias mais abundantes representando juntas 77% da abundância total registrada no estudo (Figura 2a). As famílias Accipitridae, Rallidae e Psittacidae foram as menos abundantes, não ultrapassando 0,1% do número total de indivíduos (Figura 2a). Comparando os dois ambientes, Emberizidae, Tyrannidae e Troglodytidae foram as três famílias mais abundantes em aceiros, representando juntas, 81% (Figura 2a). Em campos sujos não manejados, as mais abundantes foram Emberizidae, Tyrannidae e Thraupidae, somando todas juntas 76%. Nenhum indivíduo de Rheidae, Rallidae, Accipitridae, Picidae, Melanopareidae e Parulidae foi registrado em aceiros, enquanto em campos não manejados, não houve registros para Strigidae e Psittacidae (Figura 2a).

Em relação ao número de espécies por família, dez famílias possuíam registro de apenas uma única espécie (Figura 2b). Tyrannidae, Emberizidae, Trochilidae, Thraupidae, Tinamidae, Falconidae e Picidae foram as sete famílias com maior riqueza em campos sujos não manejados, representando 78 % (Figura 2b). Já em aceiros, as famílias com maior riqueza de espécies foram Emberizidae, Tyrannidae, Tinamidae e Thraupidae, somando 70% (Figura 2b).

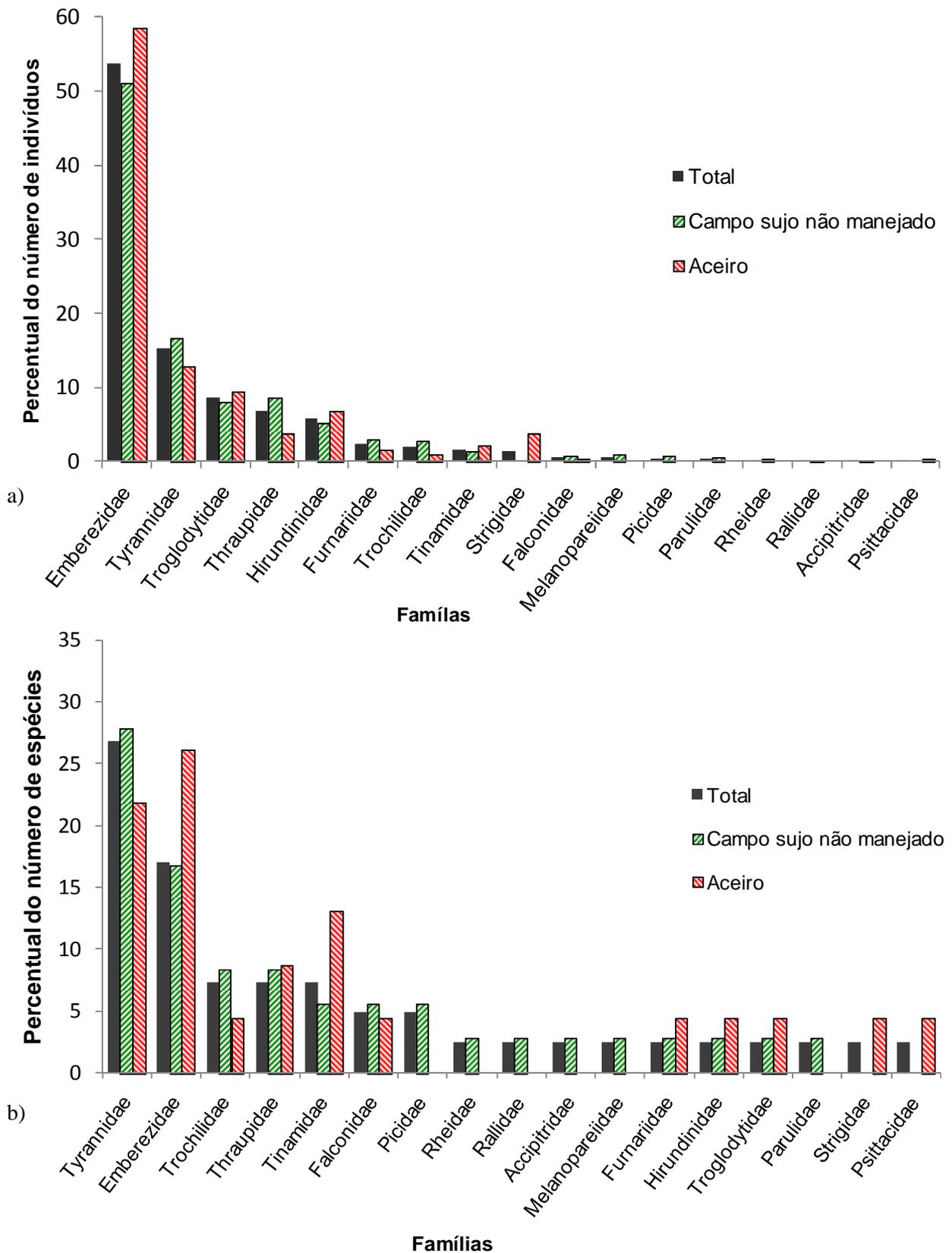


Figura 2. Representatividade (em percentual) das famílias de aves, por ordem decrescente, da abundância (a) e riqueza (b) no total de registros, em aceiros e em campos sujos não manejados por fogo no Parque Nacional das Emas, GO/MS.

Do total de 881 registros, as três espécies mais abundantes foram *Ammodramus humeralis*, *Emberizoides herbicola* e *Cistothorus platensis* nos registros totais e também em cada um dos ambientes; juntas elas corresponderam a 47% na abundância total do estudo, 55% da abundância em aceiros e 42% em campo sujo não manejado. A quarta espécie mais abundante em aceiros foi *Volatinia jacarina* (7%), enquanto em campo sujo não manejado e no total, foi *Alectrurus tricolor* (7,6%).

Seis espécies são consideradas endêmicas do Cerrado (*Nothura minor*, *Alipiopsitta xanthops*, *Saltatricula atricollis*, *Melanopareia torquata*, *Cypsnagra hirundinacea* e *Neothraupis fasciata*). Sete espécies de aves registradas apresentam algum grau de ameaça. Quatro delas estão quase ameaçadas (*Rhea americana*, *A. xanthops*, *Polystictus pectoralis* e *C. hirundinacea*) e três encontram-se na categoria de vulnerável (*Coryphas piza melanotis*, *Culicivora caudacuta* e *Alectrurus tricolor*).

Quanto à sensibilidade a distúrbios antrópicos, sete espécies (*A. tricolor*, *C. melanotis*, *C. hirundinacea*, *Emberizoides herbicola*, *P. pectoralis*, *Micropygia schomburgkii* e *Nothura minor*) são altamente sensíveis. Doze possuem média sensibilidade e 22 são pouco sensíveis (Tabela I). Doze espécies são incomuns, isto é, suas abundâncias relativas são naturalmente muito baixas nos ambientes em que ocorrem. Uma espécie é considerada rara (*Nothura minor*). As outras 28 espécies são comuns ou relativamente comuns (Tabela I). Em relação à prioridade para conservação, sete espécies (*A. tricolor*, *A. xanthops*, *C. melanotis*, *C. caudacuta*, *N. minor*, *P. pectoralis* e *R. americana*) têm alta prioridade. Oito têm prioridade média e 26 possuem baixa prioridade (Tabela I).

Tabela I. Grau de ameaça, sensibilidade, abundância relativa, prioridade de conservação, frequência de ocorrência (%) e abundância total por espécie de ave registrada em aceiro e em campo sujo de cerrado não manejado por fogo no Parque Nacional das Emas, Goiás, Brasil. As famílias as quais pertencem as espécies estão em letras maiúsculas. Valores dos testes de qui-quadrado ( $\chi^2$ ), valores do teste de Wilcoxon (z) e respectivas probabilidades foram calculados somente para espécies com frequência de ocorrência maior ou igual a quatro e abundância maior ou igual a cinco indivíduos.

Espécie	Grau de ameaça	Sensibilidade a distúrbios	Abundância relativa	Prioridade de conservação	Frequência de Ocorrência %				Abundância total			
					Aceiro	Campo sujo não manejado	$\chi^2$	p	Aceiro	Campo sujo não manejado	Z	p
RHEIDAE												
<i>Rhea americana</i>	QA	baixa	incomum	alta	0,00	4,17	--	--	0	2	--	--
TINAMIDAE												
<i>Nothura maculosa</i>	--	baixa	comum	baixa	2,08	0,00	--	--	1	0	--	--
<i>Nothura minor*</i>	--	alta	rara	alta	4,17	2,08	--	--	2	1	--	--
<i>Rhynchotus rufescens</i>	--	baixa	comum	baixa	6,25	10,42	--	--	4	6	--	--
RALLIDAE												
<i>Micropygia schomburgkii</i>	--	alta	incomum	média	0,00	2,08	1,01	0,315	0	1	--	--
ACCIPITRIDAE												
<i>Buteo albicaudatus</i>	--	baixa	rel. comum	baixa	0,00	2,08	--	--	0	1	--	--
FALCONIDAE												
<i>Falco femoralis</i>	--	baixa	incomum	baixa	2,08	6,25	1,04	0,307	1	3	--	--
<i>Carcara plancus</i>	--	baixa	comum	baixa	0,00	2,08	--	--	0	1	--	--
STRIGIDAE												
<b><i>Athene cunicularia</i></b>	--	média	rel. comum	baixa	14,58	0,00	7,55	<b>0,006</b>	12	0	1,826	<b>0,03</b>
PSITTACIDAE												
<i>Alipiopsitta xanthops*</i>	QA	média	incomum	alta	2,08	0,00	--	--	1	0	--	--
TROCHILIDAE												
<i>Thalurania furcata</i>	--	média	comum	baixa	0,00	2,08	--	--	0	1	--	--
<i>Amazilia fimbriata</i>	--	baixa	comum	baixa	0,00	2,08	--	--	0	1	--	--
<i>Colibri serrirostris</i>	--	baixa	comum	baixa	6,25	10,42	0,55	0,460	3	13	1,826	0,07
PICIDAE												
<i>Colaptes campestris</i>	--	baixa	comum	baixa	0,00	4,17	--	--	0	3	--	--
<i>Colaptes melanochloros</i>	--	baixa	rel. comum	baixa	0,00	2,08	--	--	0	1	--	--

Espécie	Grau de ameaça	Sensibilidade a distúrbios	Abundância relativa	Prioridade de conservação	Frequência de Ocorrência %				Abundância total			
					Aceiro	Campo sujo não manejado	$\chi^2$	$p$	Aceiro	Campo sujo não manejado	Z	$p$
MELANOPAREIIDAE												
<i>Melanopareia torquata*</i>	--	média	rel. comum	média	0,00	8,33	4,17	<b>0,041</b>	0	5	1,826	<b>0,03</b>
FURNARIIDAE												
<i>Synallaxis albescens</i>	--	baixa	comum	baixa	8,33	27,08	5,79	<b>0,016</b>	5	16	1,362	0,08
TYRANNIDAE												
<i>Elaenia flavogaster</i>	--	baixa	comum	baixa	0,00	2,08	--	--	0	1	--	--
<i>Elaenia cristata</i>	--	média	rel. comum	baixa	0,00	2,08	--	--	0	1	--	--
<i>Polystictus pectoralis</i>	QA	alta	incomum	alta	0,00	8,33	4,17	<b>0,041</b>	0	4	1,603	<b>0,05</b>
<i>Culicivora caudacuta</i>	VU	média	incomum	alta	10,42	10,42	0,00	1,000	14	7	0,524	0,30
<i>Xolmis cinerea</i>	--	baixa	incomum	baixa	0,00	8,33	4,17	<b>0,041</b>	0	5	1,825	<b>0,033</b>
<i>Xolmis velata</i>	--	média	rel. comum	baixa	4,17	2,08	--	--	3	1	--	--
<i>Alectrurus tricolor</i>	VU	alta	incomum	alta	22,92	29,17	0,49	0,485	21	42	1,521	<b>0,03</b>
<i>Myiodynastes maculatus</i>	--	baixa	comum	baixa	2,08	0,00	--	--	1	0	--	--
<i>Tyrannus albogularis</i>	--	baixa	rel. comum	baixa	0,00	2,08	--	--	0	2	--	--
<i>Tyrannus melancholicus</i>	--	baixa	comum	baixa	0,00	2,08	--	--	0	2	--	--
<i>Tyrannus savana</i>	--	baixa	comum	baixa	6,25	14,58	1,79	0,181	3	26	1,572	<b>0,05</b>
HIRUNDINIDAE												
<i>Alopochelidon fucata</i>	--	média	incomum	média	6,25	6,25	--	--	22	28	0,44	0,65
TROGLODYTIDAE												
<i>Cistothorus platensis</i>	--	baixa	rel. comum	média	31,25	35,42	0,19	0,665	31	44	0,77	0,22
THRAUPIDAE												
<i>Saltatricula atricollis*</i>	--	média	rel. comum	média	2,08	6,25	1,04	0,307	2	5	1,06	0,14
<i>Neothraupis fasciata*</i>	--	média	rel. comum	baixa	10,42	25,00	3,50	0,061	10	35	1,95	<b>0,02</b>
<i>Cypsnagra hirundinacea*</i>	QA	alta	rel. comum	média	0,00	8,33	4,17	<b>0,041</b>	0	7	1,60	<b>0,05</b>
EMBEREZIDAE												
<i>Emberizoides herbicola</i>	--	baixa	comum	baixa	50,00	75,00	6,40	<b>0,011</b>	63	89	1,13	0,13
<i>Ammodramus humeralis</i>	--	baixa	comum	baixa	81,25	77,08	0,25	0,615	88	100	0,35	0,36

Espécie	Grau de ameaça	Sensibilidade a distúrbios	Abundância relativa	Prioridade de conservação	Frequência de Ocorrência %				Abundância total			
					Aceiro	Campo sujo não manejado	$\chi^2$	<i>p</i>	Aceiro	Campo sujo não manejado	Z	<i>p</i>
<i>Volatinia jacarina</i>	--	baixa	comum	baixa	14,58	12,50	0,09	0,766	23	34	0	0,5
<i>Sporophila plumbea</i>	--	média	incomum	baixa	16,67	27,08	1,52	0,217	12	27	1,54	0,061
<i>Sporophila nigricollis</i>	--	baixa	rel. comum	baixa	2,08	0,00	--	--	1	0	--	--
<i>Sporophila bouvreuil</i>	--	média	incomum	média	0,00	4,17	--	--	0	2	--	--
<b><i>Coryphaspiza melanotis</i></b>	VU	alta	incomum	alta	8,33	29,17	6,84	<b>0,009</b>	4	27	2,20	<b>0,01</b>
PARULIDAE												
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	--	baixa	comum	baixa	0,00	4,17	--	--	0	3	--	--

Em **negrito**, estão destacadas as espécies com diferença significativa ( $p < 0,05$ ) na frequência e/ou abundância.

(\*) = espécies endêmicas do Cerrado de acordo com CAVALCANTI (1988), Silva (1997), MACEDO (2002), DE LIMA (2003), SOARES (2007) e MOTTA-JUNIOR *et al.* (2008).

(--) = espécies que foram excluídas nas análises estatísticas, devido ao número de indivíduos total menor que cinco ( $n < 5$ ) e frequência de ocorrência menor que quatro ( $n < 4$ ).

Grau de ameaça segundo COLLAR *et al.* (1994), RODRIGUES *et al.* (2005), IUCN (2007). QA= quase ameaçada; VU = vulnerável.

Sensibilidade a distúrbios antrópicos, abundância relativa e prioridade para conservação seguindo STOTZ *et al.* (1996). Rel. comum = relativamente comum.

A análise de correspondência (DCA) resultou em um arranjo contendo 65,9% da informação da matriz nos dois primeiros eixos que corresponderam, respectivamente a 40,6 e 25,3% do arranjo geral. A interpolação dos escores das áreas e espécies nos dois primeiros eixos permite sugerir a presença de um gradiente definido, por um lado pelo conjunto de espécies de aceiro em oposição ao conjunto de espécies de campo não manejado (Figura 3). As espécies situadas nos extremos desse gradiente são *Athene cunicularia* típica de ambiente de aceiros e *Xolmis cinerea* e *Melanopareia torquata* que ocorrem principalmente em campos sujos não manejados (Figura 3). Não são visíveis fortes padrões de segregação nos escores das amostras em aceiros e campos não manejados, mas no eixo 1, parecer haver uma tendência de separação dos locais de estudo, com os campos não manejados situados do centro para o lado esquerdo do gráfico e os aceiros do centro para a direita (Figura 3).

Na análise preliminar do DCA, foi verificado que *Alopochelidon fucata* e *Volatinia jacarina* apresentaram escores extremos. Elas foram removidas e em seguida, as análises estatísticas foram refeitas. Nos registros do presente estudo, essas duas espécies apresentavam comportamento distinto: *Volatinia jacarina* foi registrada em bandos compostos por alguns machos e várias fêmeas. Os bandos de *Alopochelidon fucata* ocorriam em grande número em um período restrito de observação, somente no momento em que estavam forrageando em bando.

*Emberizoides herbicola* e *Sporophila plumbea* estão fortemente associados entre si. *Ammodramus humeralis* tem forte relação com o local 03 em aceiro e *Culicivora caudacuta* com o local 04 em aceiro (Figura 3). Por outro lado, *Synallaxis albescens* possui forte associação com local de estudo 16 em campo sujo não manejado e *Neothraupis fasciata* parece estar relacionado aos locais 23 e 24 em campo sujo não manejado por fogo (Figura 3).

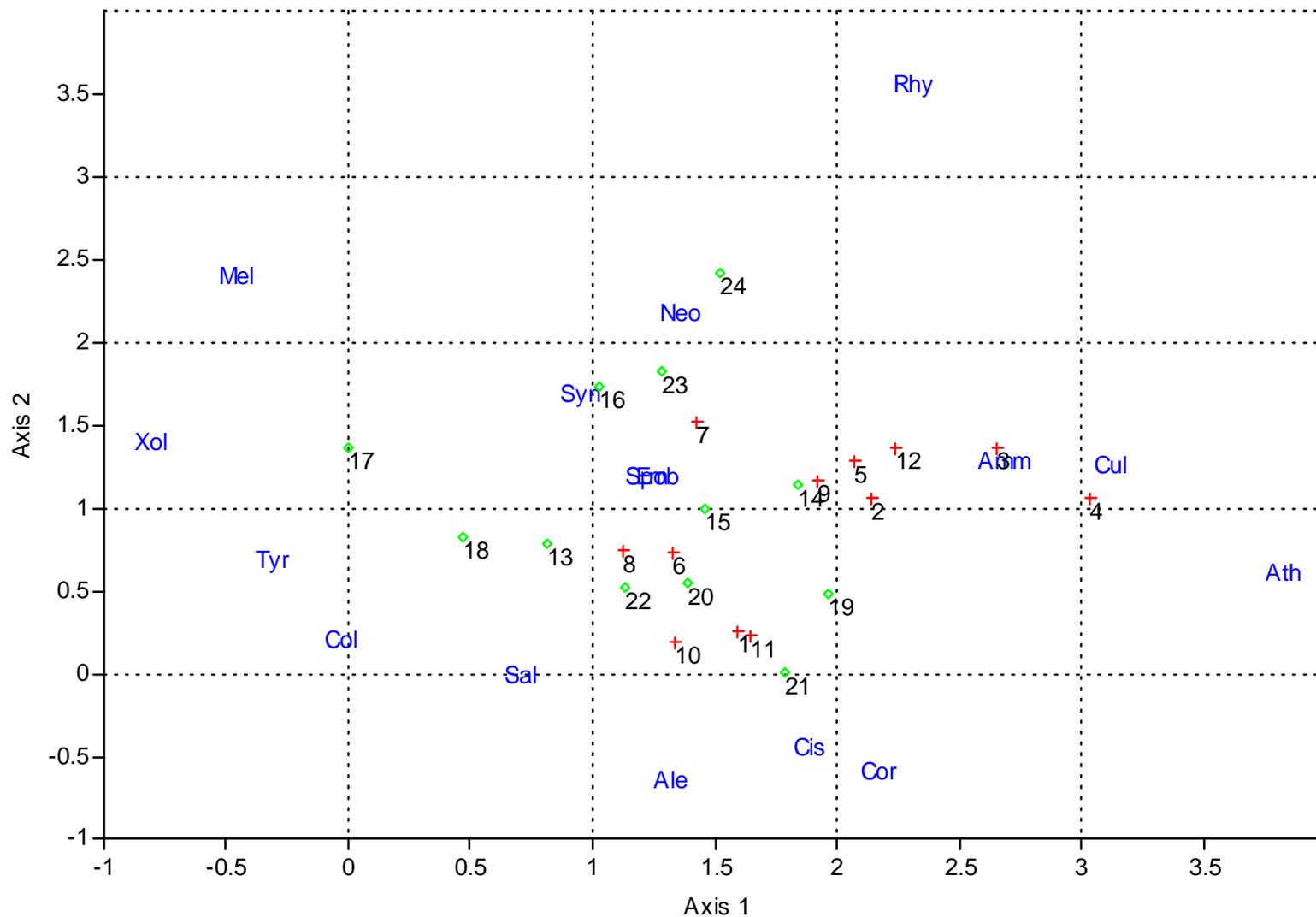


Figura 3. Gráfico dos dois primeiros eixos da ordenação por meio da Análise de Correspondência do tipo *Detrended* (DCA) dos 24 transectos (1 à 12 ou cruz vermelha = aceiros; 13 à 24 ou losango verde = campos sujos não manejados) amostrados no Parque Nacional das Emas, GO/MS. Em azul são mostradas três primeiras letras das espécies amostradas.

### ***3.1.2. Abundância, riqueza e composição de espécies***

Somando-se a abundância nos ambientes, 330 indivíduos ocorreram em aceiros e 551 em campo sujo não manejado por fogo. Com exceção de um local de estudo, a abundância em campo sujo não manejado foi superior àquela encontrada em aceiros em todos os locais de estudo. O número de indivíduos registrados por transecto foi significativamente maior em áreas de campo sujo não manejado do que nos aceiros (Figura 4).

Do total de 41 espécies, 23 foram registradas em aceiros e 36, em campos sujos não manejados. Dezoito espécies ocorreram em ambas as áreas. No entanto, 18 espécies foram detectadas somente em campo sujo não manejado e cinco espécies, somente em aceiros (Tabela I).

Dentre os 12 locais de estudo, a riqueza de espécies de aves foi mais alta em campos não manejados em 10 locais de estudo e o contrário em apenas dois locais. Assim, o número de espécies de aves foi significativamente maior em campos sujos não manejados do que em aceiros (Figura 4). A análise MRBP da composição de espécies de aves em aceiros e em campos sujos não manejados mostrou uma diferença significativa ( $A=0,051$ ;  $p=0,021$ ).

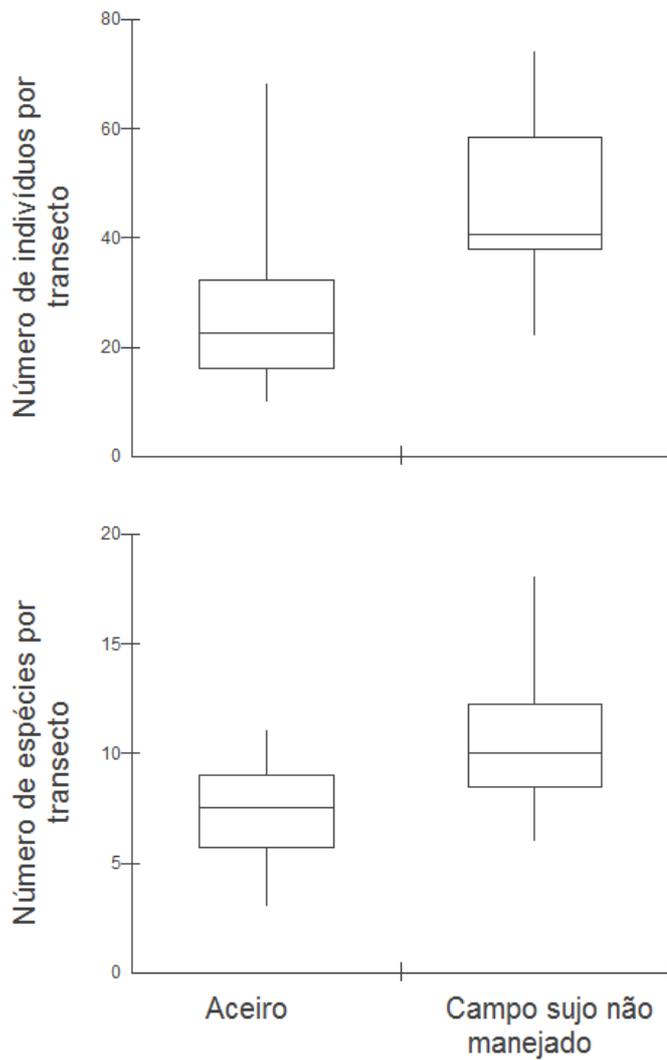


Figura 4. Abundância de aves e riqueza de espécies em aceiros e campos sujos não manejados por fogo no Parque Nacional das Emas, Brasil. Retângulos delimitam o intervalos de interquartis, linha horizontal representa a mediana e barras verticais representam valores máximo e mínimo. Resultados do teste de Wilcoxon: abundância ( $z = 2,4$ ;  $p = 0,015$ ; g.l. = 11) e riqueza ( $z = 2,3$ ;  $p = 0,016$ , g.l. = 11).

### 3.2. Guildas tróficas

Dentre as guildas tróficas, os insetívoros foram os de maior riqueza de espécies, com 23 (56%) das 41 espécies de aves registradas, seguido dos granívoros e onívoros, com sete espécies (17%) cada. Um padrão similar foi encontrado em campos sujos não manejados, de forma que das 36 espécies registradas, as aves insetívoras corresponderam a 58,3% e as granívoras e onívoras representaram 16,7%. Em aceiros, embora a ordem das guildas com mais espécies tenha se mantido, a porcentagem de espécies de aves insetívoras foi menor e a de granívoras e onívoras, um pouco maior: 43,4% das espécies eram insetívoras, 26% granívoras e 21,7% onívoras. Foi detectado somente um indivíduo de uma única espécie de frugívoro (*Alipiopsitta xanthops*). Nectarívoros também tiveram baixo número total de espécies registrado (3).

Em relação à porcentagem do número de indivíduos por guilda trófica, o padrão das guildas mais abundantes foi o inverso daquele encontrado na riqueza. Os granívoros foram os mais numerosos, representando 56% do número total de indivíduos registrados, 58,6% dentre o total de indivíduos em aceiros e 51%, em campos sujos não manejados. A segunda guilda trófica mais abundante foi a de insetívoros, com 36% da abundância total. Essa proporção de insetívoros também foi similar em aceiros (34,4%) e em campos sujos não manejados (37,1%). Onívoros, nectarívoros e frugívoros foram pouco abundantes em todos os casos.

Em termos de frequência de ocorrência das guildas, as aves onívoras foram mais frequentes ( $\chi^2 = 8,53$ ; g.l.=1;  $p=0,003$ ) em campos sujos não manejados. Das 48 amostras totais, elas ocorreram em 26 amostras em campos sujos não manejados e somente em 12 amostras em aceiros, ou seja, foram 2,1 vezes mais frequentes em campos não manejados. Granívoros, insetívoros e nectarívoros não apresentaram diferença entre os dois ambientes.

Os frugívoros foram excluídos da análise devido à sua baixa ocorrência (n=1) nas amostragens.

Com respeito ao número de indivíduos, as aves onívoras, granívoras e nectarívoras foram mais abundantes em campos não manejados do que em aceiros (Figura 5). De fato, campos sujos não manejados apresentaram 2,7 vezes mais indivíduos de onívoros, 1,4 vezes mais granívoros e 5 vezes mais nectarívoros do que aceiros. A abundância de aves insetívoras parece seguir o mesmo padrão que as demais guildas tróficas, isto é, maior número de indivíduos em campos não manejados. Os frugívoros não foram incluídos nas análises (n<5).

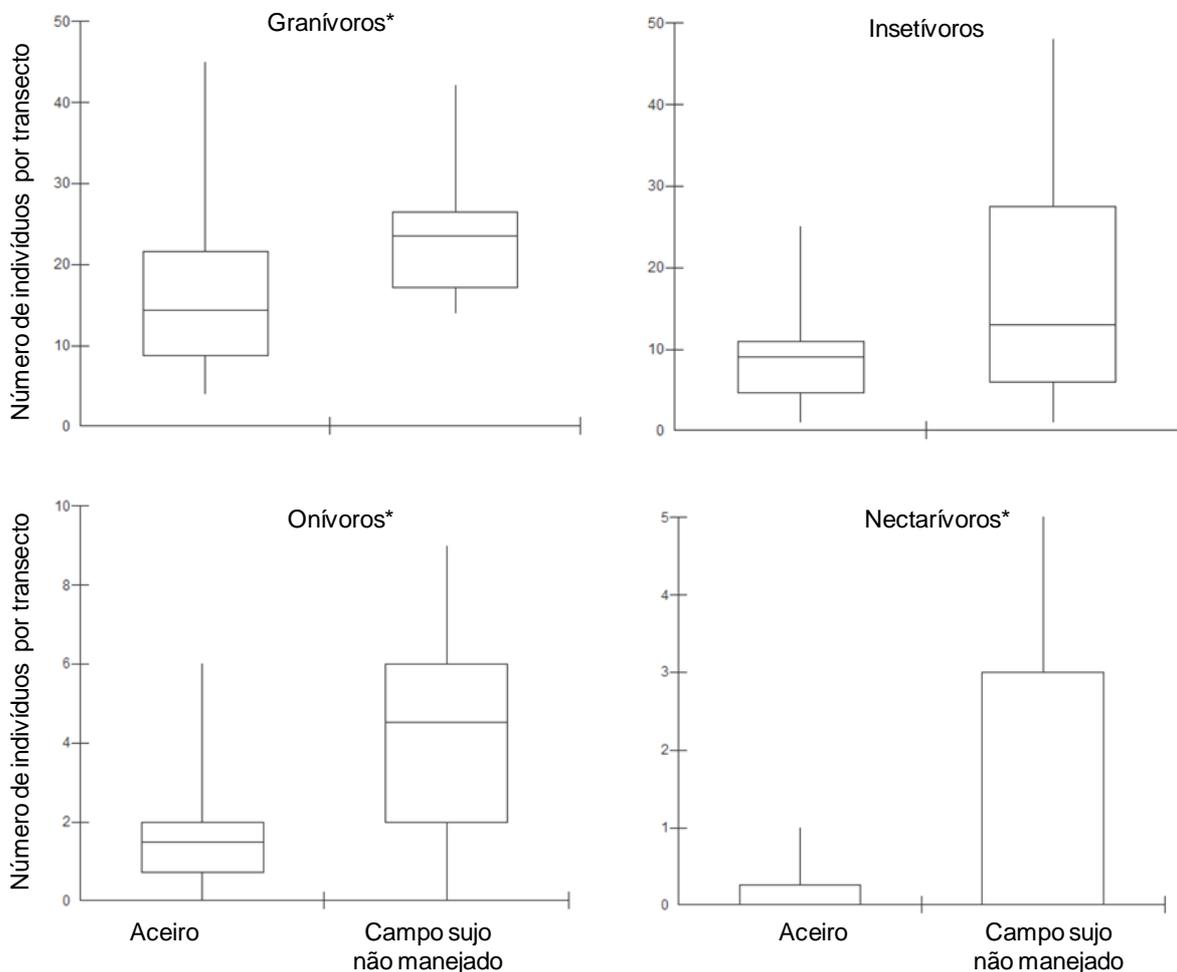


Figura 5. Abundância das guildas tróficas de aves em aceiros e campos sujos não manejados por fogo no Parque Nacional das Emas, GO/MS. Retângulos delimitam o intervalos de interquartis, linha horizontal representa a mediana e barras verticais representam valores máximo e mínimo. (\*) = diferença significativa no teste de Wilcoxon: granívoros ( $z=1,96$ ;  $p=0,025$ ; g.l.=11); insetívoros ( $z=1,52$ ;  $p=0,063$ ; g.l.=11); onívoros ( $z=2,11$ ;  $p=0,017$ ; g.l.=11) e nectarívoros ( $z=1,82$ ;  $p=0,033$ ; g.l.=11).

### 3.3. Espécies

#### 3.3.1. Frequência de ocorrência

Do total de 41 espécies registradas no estudo, somente duas apresentaram a mesma quantidade de ocorrências nas amostras realizadas em aceiros e em campos sujos não manejados (Figura 6). Trinta e duas espécies tiveram maior número de registros de frequência nas amostras em campos não manejados do que em aceiros (Figura 6). Dentre essas, 11 espécies apresentaram maior frequência em campos sujos não manejados com diferença de somente uma ocorrência. Nove espécies foram mais frequentes em aceiros do que em campos não manejados, sendo oito delas com uma diferença de até duas ocorrências.

Depois da exclusão das espécies com menos de quatro ocorrências, 20 espécies foram analisadas pelo teste de qui-quadrado (Tabela I), oito das quais apresentaram diferenças significativas nas frequências de ocorrências entre os dois ambientes. A coruja *Athene cunicularia* foi mais frequente em aceiros (Tabela I). Por outro lado, sete espécies (*Coryphasiza melanotis*, *E. herbicola*, *Polystictus pectoralis*, *Synallaxis albescens*, *Xolmis cinerea*, *C. hirundinacea* e *M. torquata*) tiveram frequências de ocorrência significativamente menores em aceiros do que em campos não manejados (Tabela I). Duas dessas espécies são endêmicas do Cerrado e outras duas têm alta prioridade para conservação (Tabela I). Três dessas sete espécies são incomuns. Outras três espécies são altamente sensíveis a distúrbios e encontram-se sob algum nível de ameaça (Tabela I).

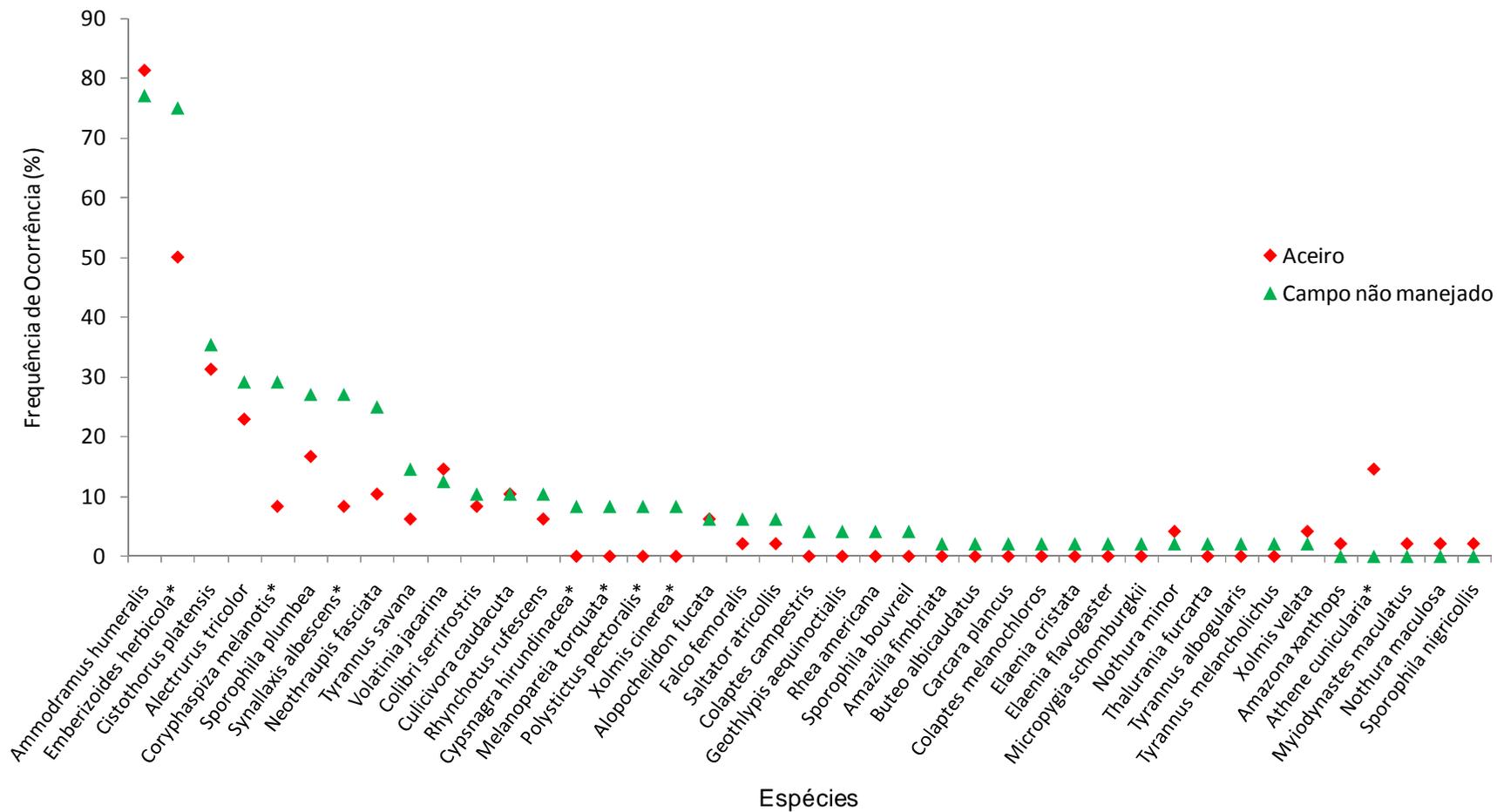


Figura 6. Frequência de ocorrência (%) das espécies de aves registradas em aceiros queimados anual-bienalmente e em campo sujo não manejado por fogo no Parque Nacional das Emas, GO/MS, Cerrado central. Em asterisco (\*) estão destacadas as espécies que apresentaram diferença significativa ( $p < 0,05$ ) no teste de qui-quadrado.

### 3.3.2. Abundância

Semelhantemente à frequência de ocorrência das espécies, 33 espécies tiveram maior abundância nas amostras em campos não manejados do que em aceiros (Figura 7). Destas, 25 apresentaram diferença de até dois indivíduos. Oito espécies tiveram maior número de indivíduos em aceiros, dentre os quais seis apresentaram essa maior abundância com uma diferença de até dois indivíduos apenas.

Dezenove espécies puderam ser estatisticamente analisadas quanto às suas abundâncias dentre o total de 41. Nove espécies apresentaram diferenças significativas no número de indivíduos entre os ambientes (Tabela I). *Athene cunicularia* foi a única mais abundante em aceiros. Por outro lado, *Tyrannus savana*, *C. melanotis*, *C. hirundinacea*, *N. fasciata*, *P. pectoralis*, *Alectrurus tricolor*, *X. cinerea* e *M. torquata* apresentaram maior abundância em campos não manejados por fogo (Tabela I). Três dessas espécies são endêmicas do Cerrado e outras três possuem alta prioridade para conservação; duas se encontram quase ameaçadas e outras duas estão sob o *status* de vulneráveis; quatro são altamente sensíveis a distúrbios e quatro são incomuns (Tabela I).

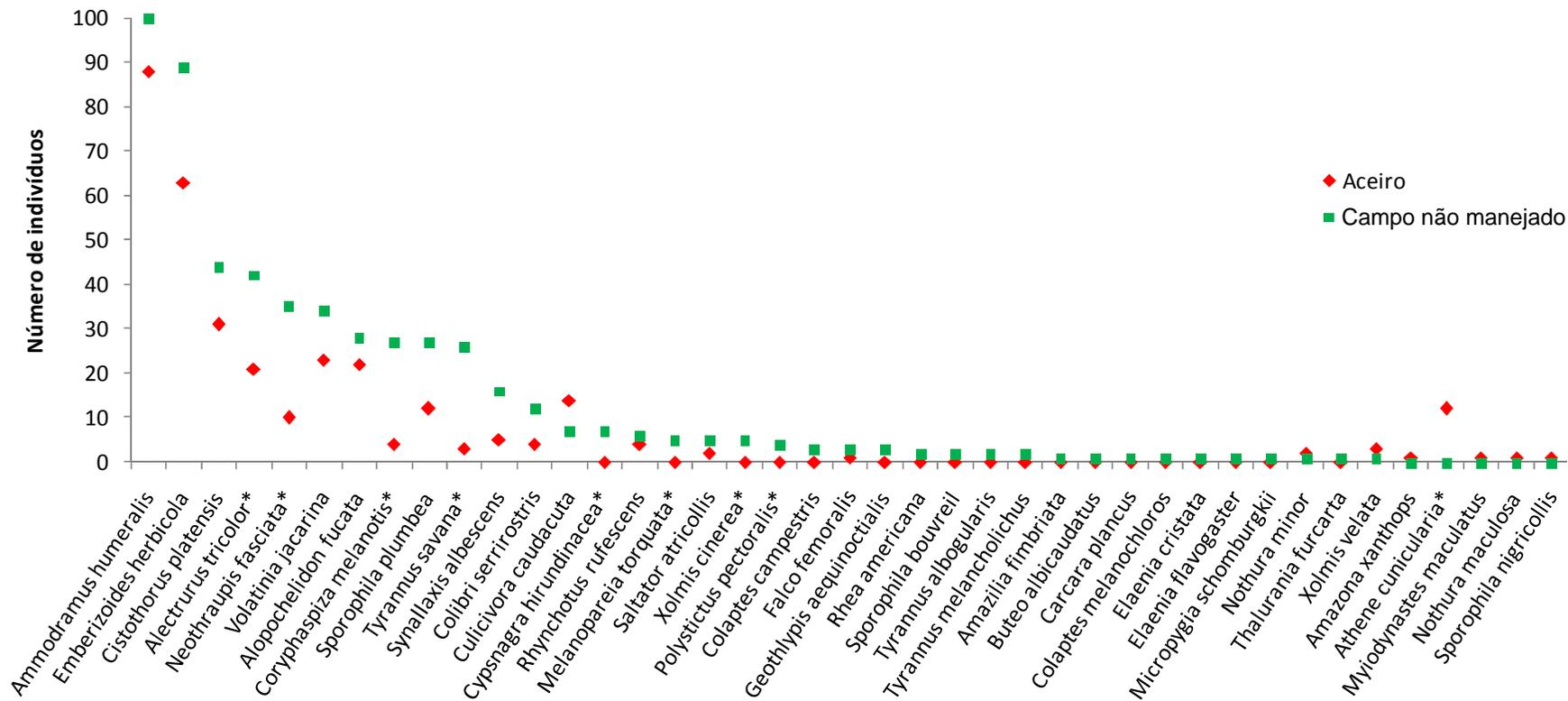


Figura 7. Abundância das espécies de aves registradas em aceiros queimados anual-bienalmente e em campo sujo não manejado por fogo no Parque Nacional das Emas, GO/MS, Cerrado central. Em asterisco (\*) estão destacadas as espécies que apresentaram diferença significativa ( $p < 0,05$ ) no teste de Wilcoxon.

### **3.3.3. Espécies indicadoras**

Das 16 espécies analisadas, foram identificadas cinco indicadoras dos ambientes analisados (Tabela II). A coruja-buraqueira (*A. cunicularia*) foi identificada como indicadora de aceiros. Nas análises anteriores, ela também apresentou maior frequência e abundância significativa em aceiros.

Por outro lado, quatro espécies (*M. torquata*, *X. cinerea*, *N. fasciata* e *C. melanotis*) foram consideradas características de campos sujos não manejados por fogo. Duas delas são endêmicas do Cerrado (*M. torquata* e *N. fasciata*) e uma está ameaçada de extinção (*C. melanotis*) (Tabela II). Assim, das sete espécies com frequências e oito espécies com abundâncias significativamente maiores em campos sujos não manejados por fogo (Tabela I), quatro foram indicadoras desses locais.

*Neothraupis fasciata* e *C. melanotis* foram as aves com maiores valores de indicação perfeita (75 e 58% respectivamente) e menores valores de  $p$  (0,025 e 0,057 respectivamente). As outras três espécies indicadoras (*A. cunicularia*, *M. torquata* e *X. cinerea*) tiveram valores de indicação iguais (33%) e valores de  $p$  próximo de 0,1 (Tabela II).

Tabela II. Valores da análise de espécies indicadoras (em %) por espécie em aceiro e campo sujo não manejado por fogo em relação à abundância relativa, frequência relativa, ambos combinados e o as probabilidades do teste de Monte Carlo.

Espécie	Indicação Perfeita (%)						Monte Carlo <i>p</i>
	Abundância relativa		Frequência relativa		Abund-Freq		
	Aceiro	Campo não manejado	Aceiro	Campo não manejado	Aceiro	Campo não manejado	
<i>Rhynchotus rufescens</i>	40	60	25	25	25	25	0.9659
<b><i>Athene cunicularia</i></b>	100	0	33	0	<b>33</b>	0	<b>0.0931</b>
<i>Colibri serrirostris</i>	25	75	25	33	25	33	0.4085
<b><i>Melanopareia torquata</i></b>	0	100	0	33	0	<b>33</b>	<b>0.0947</b>
<i>Synallaxis albescens</i>	24	76	33	42	33	42	0.2883
<i>Culicivora caudacuta</i>	67	33	33	25	33	25	0.5524
<b><i>Xolmis cinerea</i></b>	0	100	0	33	0	<b>33</b>	<b>0.0938</b>
<i>Alectrurus tricolor</i>	33	67	67	50	67	50	0.6961
<i>Tyrannus savana</i>	10	90	25	33	25	33	0.2962
<i>Cistothorus platensis</i>	41	59	58	67	58	67	0.5472
<i>Saltatricula atricollis</i>	29	71	8	25	8	25	0.5868
<b><i>Neothraupis fasciata</i></b>	22	78	33	75	33	<b>75</b>	<b>0.0241</b>
<i>Emberizoides herbicola</i>	41	59	75	100	75	100	0.1559
<i>Ammodramus humeralis</i>	47	53	100	100	100	100	0.6154
<i>Sporophila plumbea</i>	31	69	50	75	50	75	0.1377
<b><i>Coryphaspiza melanotis</i></b>	13	87	25	58	25	<b>58</b>	<b>0.0570</b>
<b>Média</b>	<b>33</b>	<b>67</b>	<b>37</b>	<b>48</b>	<b>37</b>	<b>48</b>	

Em **negrito**, estão destacadas as espécies identificadas como indicadoras.

## 4. Discussão

### 4.1. Comunidade de aves

Conforme a primeira hipótese, a comunidade de aves em áreas manejadas pelo fogo (aceiros) diferiu significativamente da vegetação não manejada. A previsão de que aceiros possuíam menor abundância total de aves e riqueza de espécies foi corroborada. Resultados similares foram encontrados em outros estudos no Cerrado (FIGUEIREDO 1991, CINTRA & SANAIOTTI 2005, BRAZ 2008) e também em outros ecossistemas e savanas ao redor do mundo (WOINARSKI 1990, WOINARSKI & RECHER 1997, DAVIS *et al.* 2000, VALENTINE *et al.* 2007). Estes resultados reforçam as mudanças que o fogo pode exercer no padrão da comunidade de aves, como diminuição do número total de indivíduos e de espécies, quando sua frequência é elevada. Além disso, este estudo também verificou que a composição de espécies de aves nos dois ambientes é distinta, confirmando a hipótese inicial.

De modo geral, o resultado da análise de correspondência mostrou uma relativa separação entre aceiros e campos não manejados. O gradiente definido pelas espécies também sugere um padrão de associação entre elas e os locais. O DCA foi usado como análise preliminar, para a exploração da estrutura geral está associada a outros padrões da comunidade, conforme foi verificado.

A quantidade menor de indivíduos e de espécies de aves registrada em aceiros pode estar relacionada ao uso do habitat, indicando uma menor qualidade deste ambiente em termos de disponibilidade de recursos. Um dos aspectos mais importantes sobre uso de habitat refere-se a áreas específicas de utilização por uma espécie, tais como locais para forrageamento, construção de ninhos e proteção contra predadores (KRAUSMAN 1999; MORRISON 2002). O uso de habitat por uma espécie pode ser influenciado por diversos fatores, como recurso alimentar, micro-clima, estrutura e composição da vegetação

(ROTENBERRY 1985; WIENS 1989), além interações ecológicas intra e inter-específicas (WIENS 1989). Dentre estes fatores, a estrutura da vegetação, a serapilheira e exposição do solo são os que mais influenciam o uso de habitat pelas aves campestres (AUSDEN 2008).

Sabe-se que alterações na estrutura, complexidade, arquitetura e arranjo vertical da vegetação são fatores primários que influenciam a comunidade de aves (MACARTHUR & MACARTHUR 1961). Prováveis mudanças nas variáveis ambientais em aceiros, como presença e densidade de espécies vegetais exóticas ou invasoras, solo exposto, cobertura de herbáceas e distribuição, densidade, altura, área basal e ramificação de árvores e arbustos, devem ser decorrentes da ação repetida do fogo nesses locais. Tais mudanças podem estar envolvidas na diferença da composição de espécies e diminuição do número de espécies e de indivíduos da avifauna encontrados nos aceiros do parque.

Dado que a rede de aceiros do PNE tem sido queimada a cada 1 – 2 anos desde 1995 (RAMOS-NETO 2000), deve haver redução de recursos como locais para abrigo contra predadores e poleiro em galhos de espécies lenhosas. Os poleiros podem ser usados por aves para procura de presas, descanso, vocalizações e *displays* reprodutivos, por exemplo (FITZPATRICK 1980, RAGUSA-NETTO 2001, SANTOS 2008). Isso poderia ser uma possível causa da diminuição geral da abundância de aves devido ao menor uso desse habitat frequentemente queimado. De fato, a alta frequência de queimadas – incêndios anuais ou bienais – por um longo período, reduz a densidade de árvores e a diversidade de espécies (SAMBUICHI 1991) e eleva as taxas de mortalidade das plantas do cerrado (MEDEIROS 2002, SILVA 1999, SATO 1996).

Outras mudanças na estrutura da vegetação em locais frequentemente queimados, além da diminuição de alimentos disponíveis, são a redução de locais de reprodução e abrigo. Foi verificado que, em locais de cerrado com fogo periódico, há diminuição do recrutamento, número, área basal e altura das árvores, número de ramos inferiores e grandes alterações na estrutura e composição florística (MOREIRA 1996, PARKER & WILLIS 1997, RAMOS 1990,

MISTRY 1996). Tais mudanças podem reduzir o uso do habitat pelas espécies de aves o que, conseqüentemente, pode modificar a composição de espécies, a abundância e a frequência de ocorrência dessas aves. Logo, a queima frequente dos aceiros poderia causar a diminuição de locais disponíveis para acasalamento, construção de ninhos e proteção contra predadores.

## **4.2. Guildas tróficas**

A maior abundância de aves granívoras encontrada em campos sujos não manejados diferiu do hipotetizado. Esperava-se uma maior frequência ou maior número de indivíduos de granívoros em aceiros, já que uma quantidade maior de grãos seria produzida nesses locais, uma vez que o fogo favorece a floração de muitas espécies gramíneas (COUTINHO 1976). No PNE foi verificado que em áreas campestres com alta frequência de fogo, o solo torna-se mais exposto e há principalmente touceiras de gramíneas (SOUSA 2009). Sabe-se que as intensidades maiores de queimadas na estação seca podem causar alta mortalidade de gramíneas (WOINARSKI 1990). A queima de aceiros no parque ocorre durante a estação seca. Isso poderia ter levado à diminuição na abundância ou riqueza de espécies de gramíneas, reduzindo a disponibilidade de grãos para aves granívoras. Isso explicaria o padrão contrário ao hipotetizado detectado neste estudo, ou seja, uma menor abundância de indivíduos dessa guilda e ainda reforça os resultados encontrados por FIGUEIREDO (1991), que verificou maior abundância de granívoros em campo limpo de cerrado em parcelas protegidas pelo fogo do que em parcelas com queimas bienais.

A hipótese de que nectarívoros seriam menos frequentes ou abundantes em aceiros foi confirmada. Isso indica que a alta repetição do fogo deve diminuir a abundância ou riqueza de plantas produtoras de néctar ou produção de néctar por planta. Da mesma forma que os nectarívoros, os insetívoros tenderam a ter sua abundância reduzida, tendência que concorda com o previsto na segunda hipótese. Em um estudo realizado em cerrado, foi verificado que o

fogo reduz a população tanto de formigas que possuem colônias no subsolo, como de formigas arbóreas, e pode até mesmo provocar o desaparecimento de alguns gêneros (NAVES 1996). Desse modo, é possível que a queima sucessiva dos aceiros tenha diminuído a quantidade de insetos disponíveis, refletindo na menor porcentagem de espécies e na menor abundância das aves insetívoras nesse ambiente. Adicionalmente, a ocorrência do fogo pode diminuir a qualidade do ambiente, reduzindo a disponibilidade de sítios para forrageamento das aves insetívoras, que dependem da vegetação para pousar e forragear (CINTRA 1997, BARLOW *et al.* 2002).

A menor abundância de aves onívoras encontrada em aceiros não está de acordo com a hipótese inicial, cuja previsão era de nenhuma diferença. Acreditava-se que elas poderiam compensar a falta de certos itens alimentares causados pela mudança do regime do fogo no local por outros tipos de alimentos. No PNE, SOUSA (2009) observou a complexidade da arquitetura de herbáceas e arbustos diminuem com o aumento da frequência de queimadas. CIANCIARUSO (2009) verificou que em outros pontos dos aceiros do PNE há menores diversidade funcional e número de espécies lenhosas do que em locais com fogo menos frequente e que queimadas anuais também reúnem espécies funcionalmente mais similares. Dessa maneira, a menor ocorrência e abundância de onívoros em aceiros podem ser explicadas pelo menor uso desses habitats, devido à diminuição de recursos como locais de reprodução, abrigo e refúgio decorrentes de tais alterações na estrutura e composição em campos com fogo frequente verificados por SOUSA (2009) e CIANCIARUSO (2009). Apesar da flexibilidade alimentar das aves onívoras, a redução geral na disponibilidade de alimentos, tanto de espécies vegetais, como de artrópodes e pequenos vertebrados associados à vegetação, deve ter sido mais um fator envolvido no padrão de diminuição do uso dos aceiros pelas onívoras.

Já a exclusão da análise estatística para as aves frugívoras está relacionada ao insuficiente número de indivíduos e espécies detectado. Muitas espécies frugívoras

pertencem à família dos psitacídeos, que geralmente ocorrem em menor abundância, reduzindo sua detecção pelo método e esforço amostral aplicado neste estudo. No entanto, é possível que os frugívoros também apresentem o mesmo padrão encontrado em nectarívoros. Isso porque, como citado anteriormente, queimadas frequentes diminuem a densidade, a diversidade (SAMBUICHI 1991) e aumentam a mortalidade (SATO 1996, SILVA 1999, MEDEIROS 2002) de espécies lenhosas que podem ser produtoras de frutos importantes para o consumo dessa guilda alimentar.

De forma geral, a menor abundância de indivíduos granívoros, nectarívoros e onívoros, sugerem menor complexidade das comunidades de aves em aceiros em relação às áreas de campo sujo não manejado por fogo. Isso demonstra uma diminuição da qualidade ambiental geral dos aceiros, provocada provavelmente pela sua atual forma de manejo, que consiste na sua queima anual ou bienal no início da estação seca. Esses resultados contrastam com os efeitos de curto prazo do fogo sobre as guildas tróficas de aves: em ambientes recentemente queimados, são registradas principalmente espécies insetívoras, onívoras e granívoras e, em menor número, frugívoras (HUTTO 1995, DAVIS *et al.* 2000, KUTT & WOINARSKI 2007).

### **4.3. Respostas das espécies**

Parte da terceira hipótese, que previa que espécies de aves endêmicas do Cerrado seriam menos frequentes e/ou abundantes em aceiros, foi confirmada. O Cerrado abriga 78% (117) das aves de campos que ocorrem no Brasil e 41% das aves campestres da América do Sul. No total, há 36 espécies endêmicas (MARINI *et al.*, 2005). Neste estudo, foram registradas seis espécies endêmicas, das quais quatro puderam ser analisadas. Três delas foram menos abundantes e frequentes em campos não manejados por fogo, resultados que suportam

a idéia de que aves endêmicas poderiam ser mais vulneráveis a alterações no ambiente como o fogo, por exemplo.

A outra previsão estava associada à idéia de que aves sob algum grau de ameaça apresentariam menor número de indivíduos ou ocorrência em aceiros. Dezessete espécies das aves campestres do Cerrado estão classificadas em alguma categoria de ameaça de extinção (KANAGAE 2009) e, dentre estas, sete espécies de aves com algum grau de ameaça foram registradas neste estudo. Cinco delas puderam ser analisadas, sendo que quatro apresentaram menor abundância e/ou frequência em aceiros do que em campos não manejados, confirmando o hipotetizado.

Em relação à hipótese de que as espécies sensíveis a distúrbios, as raras ou com alta prioridade de conservação seriam menos abundantes e/ou frequentes em aceiros, também se confirmou. Todas as espécies altamente sensíveis e 75% das altamente prioritárias para conservação analisadas, tiveram menor número de indivíduos e/ou frequência de ocorrência em aceiros. No estudo, foi registrada somente uma espécie rara (*Nothura minor*) e esta não pôde ser analisada pelo baixo número de registros. Porém, 57% das aves incomuns registradas foram menos frequentes ou abundantes em aceiros, mostrando que talvez não só as raras, mas também as incomuns são afetadas por queimadas frequentes.

Portanto, a confirmação de que espécies endêmicas, sob algum grau de ameaça, sensíveis a distúrbios, raras ou de alta prioridade para conservação diminuem sua frequência ou abundância em áreas com queimadas frequentes, mostram que a queima frequente afeta espécies de grande interesse para conservação, chamando atenção para a atual forma de manejo de fogo no PNE. Assim, o cuidado e atenção com essas espécies devem ser redobrados em áreas de Cerrado sujeitas ao fogo e com manejo de fogo similar ao praticado no PNE. Essas espécies já são foco de atenção por si só e com os resultados deste estudo, elas devem ser monitoradas em tais áreas e, no caso de algumas delas, serem usadas como indicadoras de locais com manejo adequado do fogo.

Em relação às espécies e suas abundâncias, foi verificado que as três mais comuns encontradas em campos sujos neste estudo também foram as mesmas encontradas por TUBELIS e CAVALCANTI (2000) e BRAZ (2008). Elas também foram as mais abundantes em aceiros, assim como em um campo limpo de cerrado submetido ao fogo (FIGUEIREDO 1991) e em campos sujos e campos cerrados com diferentes regimes de fogo (SOUSA 2009). Logo, *A. humeralis*, *E. herbicola* e *C. platensis* são dominantes em campos abertos de cerrado e, ainda, em campos com queimadas frequentes ou com curto período desde a última queimada, sugerindo certa tolerância delas ao fogo. Apesar da leve diminuição nas abundâncias de *A. humeralis*, e *C. platensis* encontrada em aceiros, esta não foi significativa, reforçando a idéia de adaptação aos efeitos de longo prazo do fogo.

No entanto, embora *E. herbicola* esteja entre as espécies mais comuns, mesmo em campos com diferentes frequências e períodos de queimada (SOUSA 2009) e em aceiros, sua frequência foi significativamente menor em aceiros. Portanto, o manejo do fogo praticado no PNE afeta uma das espécies mais comuns e abundantes de campos sujos. BRAZ (2008) notou que *E. herbicola* desaparece logo após o fogo e reaparece dois meses depois, enquanto SOUSA (2009) verificou que sua abundância aumenta quanto maior o tempo desde a última queimada, mostrando os diferentes efeitos que o fogo pode ter. Assim como *E. herbicola*, outras espécies também apresentaram menor ocorrência ou abundância em aceiros e serão discutidas separadamente a seguir.

*Cypsnagra hirundinacea* apresentou maior abundância e frequência em campos sujos não manejados. É uma espécie altamente sensível (STOTZ *et al.* 1996) e quase ameaçada de extinção (IUCN 2007). Ocorre desde campo limpo até cerrado *sensu stricto*, mas sua frequência é maior em áreas campestres (LEVY 2009). Nestas, sua ocorrência é maior no campo sujo do que no campo limpo e utiliza áreas com menos solo exposto e com maior densidade de arbustos e arvoretas entre 1 e 2m de altura (LEVY 2009). Além disso, forrageia na folhagem de árvores e arbustos, raramente descendo ao solo (RAGUSA-NETTO 1997). Todos

esses fatores contribuem para uma menor frequência e abundância em aceiros, já que esses locais apresentam estrutura vegetacional menos complexa, maior exposição do solo e distúrbio frequente como o fogo.

*Coryphaspiza melanotis* habita campos inundados e campos abertos de Cerrado (STOTZ *et al.* 1996). É uma espécie vulnerável (IUCN 2007) e também considerada campestre obrigatória (TUBELIS & CAVALCANTI 2000), restrita a campos limpos e sujos (TUBELIS & CAVALCANTI 2001). Uma de suas principais ameaças é a ocorrência de queimadas anuais (IUCN 2007). Essa espécie não ocorre em áreas queimadas três, quatro e cinco vezes nos últimos 13 anos (SOUSA 2009). Sua exigência e preferência por capins altos parecem ser a restrição principal para sua ocorrência (PETERMANN 2000, IUCN 2007). Todas essas características devem ser responsáveis pela sua escassez em aceiros, provavelmente devido à ausência de capins altos nestes locais em decorrência do fogo anual.

Contudo, logo depois da queimada, as taxas de encontro de *C. melanotis* são menores, mas se normalizam após três meses (BRAZ 2008), sugerindo certa tolerância ao fogo. Por outro lado, foi verificada sua ausência em áreas queimadas há cinco/seis anos (SOUSA 2009), indicando que a supressão do fogo parece ser prejudicial. Dessa forma, a resposta dessa espécie ao fogo parece ser bastante complexa, reforçando a necessidade de conhecimento das respostas das espécies a diferentes históricos e regimes de queima.

*Synallaxis albescens*, *Neothraupis fasciata* e *Melanopareia torquata* geralmente são encontradas em campo cerrado e cerrado *sensu stricto* (TUBELIS & CAVALCANTI 2001), mas também ocorrem em campos (STOTZ *et al.* 1996). No entanto, o aumento da complexidade estrutural da vegetação oferece melhores condições para a maior ocorrência destas espécies (TUBELIS & CAVALCANTI 2000), ou seja, suas frequências são maiores em áreas com maior densidade do estrato lenhoso (TUBELIS & CAVALCANTI 2001). Assim, suas baixas ocorrências em campo sujo, e menor ainda em campo sujo com manejo de fogo, sugerem que a estrutura da vegetação deve influenciar sua ocorrência e que o fogo em aceiros deve ter diminuído a

complexidade estrutural e, conseqüentemente, o seu uso por estas espécies. Ainda, *M. torquata* e utiliza capins altos (PARKER & WILLIS 1997), ausente em aceiros queimados anual e bienalmente.

*Polystictus pectoralis* é altamente sensível a perturbações, incomum, de alta prioridade de conservação e de urgente prioridade de pesquisa (STOTZ *et al.* 1996). Pouco se sabe sobre sua biologia e história natural. Queimadas frequentes e supressão do fogo parecem ser ameaças a esta espécie (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2008). Nesse estudo, ela foi menos abundante e frequente em aceiros, reforçando a necessidade de sua conservação e de atenção para o adequado manejo do fogo no PNE.

*Tyrannus savana* ocorre em campo sujo a cerrado *sensu stricto* (TUBELIS & CAVALCANTI 2000, 2001). É uma espécie principalmente insetívora (MOTTA-JUNIOR 1990) e seguiu o mesmo padrão que a guilda das aves insetívoras. Assim, a queima frequente dos aceiros pode ter reduzido a disponibilidade de insetos, já que o fogo reduz a população de formigas, por exemplo (NAVES 1996).

A menor abundância de *Alectrurus tricolor* em aceiros não deve estar relacionada à menor complexidade estrutural da vegetação, já que ocorre tanto em campo limpo, como em campo sujo (TUBELIS & CAVALCANTI 2001, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2008). Ela depende de capim alto, o que a torna sensível ao pastoreio intensivo e fogo frequente (PARKER & WILLIS 1997, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2008) como é o caso dos aceiros. Essa espécie geralmente desaparece em locais queimados (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2008) e não foi registrada em campos queimados a cada 2 – 3 anos em média (SOUSA 2009), motivos a mais para ter sido menos abundante em aceiros. Por ser uma espécie vulnerável à extinção (IUCN 2007) e de alta sensibilidade e prioridade de conservação (STOTZ *et al.* 1996), a manutenção adequada dos aceiros e manejo de fogo no restante do PNE é ainda mais desejável. Embora, no geral, seja considerada incomum (STOTZ *et al.* 1996), no PNE essa espécie é localmente comum (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2008), aumentando a importância do PNE para sua conservação.

Neste estudo, *Xolmis cinerea* apresentou menor abundância e frequência de ocorrência em aceiros e também se mostrou como indicadora de campos sujos não manejados por fogo. É uma espécie incomum (STOTZ *et al.* 1996) e possui as estratégias de forrageamento que exigem a existência de poleiros altos para a detecção e localização de suas presas (FITZPATRICK 1980). Assim, a provável falta ou diminuição de poleiros adequados em aceiros, devido à redução no número e altura das árvores em locais com alta frequência de fogo (RAMOS 1990, MISTRY 1996, MOREIRA 1996), pode ser a causa da menor abundância e frequência dessa espécie em aceiros.

Por outro lado, essa espécie segue queimadas no cerrado para capturar insetos levados por correntes de ar quente decorrentes do fogo (SICK 1997). BRAZ (2008) e FIGUEIREDO (1990) também verificaram que esta espécie se beneficia em áreas recém queimadas sugerindo especialização ao fogo. Portanto, a resposta dessa ave aos efeitos imediatos do fogo e de longo prazo é muito diferente, ou seja, logo após a queimada a espécie se beneficia, porém em locais com fogo frequente, o efeito é contrário.

Já a única espécie indicadora de aceiros, a coruja buraqueira (*A. cunicularia*) também apresentou maior frequência e abundância significativa em aceiros. Ela habita áreas abertas alteradas como pastagens e áreas urbanas com amplos gramados (SICK 1997, MOTTA-JUNIOR & ALHO 2000). Ainda há o fato de utilizar tocas no solo para abrigo e nidificação, e cupinzeiros e solo como poleiro (MOTTA-JUNIOR & ALHO 2000). Assim, sua baixa sensibilidade a perturbações, alta abundância, grande abrangência de ocorrência e forma de reprodução e forrageamento, são características que poderia a tornar associada aos aceiros.

As quatro espécies indicadoras de campos sujos não manejados por fogo são espécies endêmicas, ameaçadas, sensíveis ou raras. Tais características gerais devem influenciar não só na diminuição do uso de aceiros por essas espécies, como também devem limitar ocorrência e/ou reprodução dessas espécies, tornando-as indicadoras dessas áreas. Assim, essas espécies preferem campos menos alterados e evitam o uso em áreas perturbadas com

fogo recente ou alta frequência de queimadas, por exemplo. Dentre as quatro espécies indicadoras detectadas neste estudo, *N. fasciata* e *C. melanotis* são indicadoras mais poderosas como ferramenta para avaliação do manejo do fogo no PNE, pois estão entre as oito espécies mais abundantes de campos sujos.

Indicadores ecológicos têm sido usados para detectar mudanças na natureza e avaliar condições do ambiente (NIEMI & MCDONALD, 2004). Aves são consideradas boas indicadoras devido à sua sistemática, biogeografia e ecologia relativamente bem conhecidas (FURNESS AND GREENWOOD 1993, BIERREGAARD & STOUFFER 1997). Logo, a análise de espécies indicadoras pode ser uma ferramenta valiosa para uma avaliação preliminar e rápida da qualidade ambiental onde há ocorrência de fogo e para conservação de aves campestres também. Levando em consideração que algumas espécies de aves oportunistas e especialistas ao fogo ocorrem somente em áreas queimadas recentemente e que outras espécies de maior sensibilidade são prejudicadas, ocorrendo morte ou deslocamento para outros locais, estas últimas podem ser indicadores ecológicos da história do fogo (SANAIOTTI & MAGNUSSON 1995). Assim, sua presença e abundância podem nos fornecer informações sobre condições do ambiente. No caso de ações de manejo, essas informações podem servir para verificar se os objetivos do PNE estão sendo atingidos e quais medidas devem ser tomadas.

Atualmente existem poucos campos nativos na região Neotropical e todos eles estão ameaçados em algum grau. Devido à perda e degradação desses habitats no mundo todo, as aves campestres enfrentam um dos maiores declínios populacionais conhecidos. Conforme verificado neste estudo, o manejo do fogo no PNE afeta a abundância, ocorrência e o uso do habitat das espécies campestres do Cerrado, principalmente, aquelas de grande interesse para conservação, chamando ainda mais a atenção para demanda de mudanças da atual forma de manejo do fogo praticada no PNE.

#### 4.4. Considerações sobre conservação de aves e manejo do fogo

Nesse estudo foi verificada diferença na composição de espécies entre aceiros e campos sujos não manejados por fogo. Por se tratarem de uma faixa que varia de 30 a 100 m de largura, a representatividade dos aceiros dentro do PNE é baixa, cerca de 1,5% (RAMOS-NETO 2000). Porém, se grandes áreas de campos do PNE apresentarem um regime de fogo similar ao dos aceiros, ou seja, levando a uma estrutura e composição da vegetação similar, as consequências à avifauna podem ser mais sérias em tais áreas, como extinção local de espécies sensíveis, endêmicas, ameaçadas e raras.

Desde 1994, queimadas antrópicas dentro do PNE passaram a ser causadas por acidentes durante a queima dos aceiros (FRANÇA *et al.* 2007). Foram mais de 12 acidentes entre 1995 e 2007, totalizando uma área de quase 32.000 ha (FRANÇA *et al.* 2007). Além desses incêndios acidentais, queimadas naturais e/ou de origem criminosa de extensão considerável ocorrem quase anualmente (PARKER & WILLIS 1997). Portanto, além da área de 1.600 ha de aceiros queimados anualmente, áreas não manejadas por fogo também têm sido afetadas, podendo levar a mais efeitos negativos sobre a comunidade de aves, já que há relação entre o padrão da avifauna e o regime e histórico do fogo na área, como intensidade, estação do ano, duração, frequência e período desde o último evento (WOINARSKI & RECHER 1997).

Embora sejam uma barreira efetiva contra os deslocamentos das frentes de fogo, os aceiros não devem ser a única opção de controle de incêndio nas Unidades de Conservação de Cerrado, uma vez que o manejo do fogo em áreas protegidas deve estar voltado, em primeiro lugar, para conservação da biodiversidade e, em segundo plano, para segurança de atividades desenvolvidas na área (RAMOS-NETO 2004). Como aceiros são queimados na estação seca, os efeitos do fogo sobre as aves que ocorrem em aceiros e em locais queimados por acidentes, podem ser maiores do que os efeitos do fogo natural que ocorre na estação chuvosa, já que existe diferença da influência entre as estações de queima, como verificado

por VALENTINE *et al.* (2007) em savanas tropicais da Austrália. Assim, a extensão, desenho, época e frequência de queimadas prescritas devem ser revistas.

Este estudo indicou que, em aceiros queimados a cada 1 – 2 anos, o uso do habitat por aves é reduzido, diminuindo sua ocorrência, abundância e composição. Propõe-se que sejam realizados estudos com outros grupos animais que geralmente são pouco examinados, como invertebrados, anfíbios e lagartos (PARR & CHOWN 2003) para verificar se a atual forma de manejo dos aceiros possui os mesmos efeitos. Caso isso se confirme, sugere-se que a queima seja feita em intervalos mais longos do que o atualmente praticado. A supressão total do fogo não é recomendável, pois aumenta o risco de incêndios incontroláveis (BROWN *et al.* 1991) a cada 3 – 4 anos no PNE (RAMOS-NETO 2000) e compromete a conservação de espécies campestres, já que as fisionomias vão se tornando mais fechadas (COUTINHO 1982, DAVIS *et al.* 2000, MOREIRA 2000).

Desta forma, é proposto um teste de rodízio de queima de aceiros a cada 3 anos. Assim, estariam ponderados os benefícios, como rebrota e germinação de muitas espécies do estrato herbáceo (COUTINHO 1976, 1977, 1980), desencadeamento da floração e frutificação de algumas espécies vegetais, maior disponibilidade de recursos alimentares em curto prazo (GILL 1981, WHELAN 1995, WOINARSKI & RECHER 1997, TUBELIS 2009), remoção de barreiras visuais, maior eficácia no forrageamento e diminuição de riscos de queimadas por todo o PNE (RAMOS-NETO 2004). E também seriam considerados os prejuízos à biodiversidade que a manutenção dos aceiros pode trazer em longo prazo, como a entrada de gramíneas invasoras e exóticas (RAMOS-NETO 2004), mortalidade de sementes, modificação do crescimento e fenologia (COUTINHO 1976, MEDEIROS & MIRANDA 2005) e a redução na estrutura e composição da vegetação (DAVIS *et al.* 2000) e da fauna.

Apesar da sua importância biológica, as fitofisionomias abertas do Cerrado estão desaparecendo rapidamente, juntamente com a sua avifauna, (CAVALCANTI 1988, STOTZ *et al.* 1996, KLINK & MACHADO 2005). Atualmente, os remanescentes de campos nativos do

Cerrado estão restritos principalmente às Unidades de Conservação, que não passam dos 2,2% da extensão do bioma. (CAVALCANTI 1999, KLINK & MACHADO 2005). Ainda, o sistema atual de Unidades de Conservação não é suficiente na representatividade da riqueza da avifauna campestre do Cerrado (BRAZ 2003). O PNE possui grande importância para a conservação biológica do Cerrado, pois sua área é relativamente grande e é composta basicamente por campos abertos. Dessa forma, torna-se necessário um manejo adequado do fogo dentro do PNE e nas demais Unidades de Conservação de Cerrado para não ameaçar ainda mais as aves campestres, que já são um dos grupos mais ameaçados no mundo.

Estudos mais detalhados sobre o uso e seleção de habitat por aves afetadas pelo manejo do fogo no PNE são essenciais, pois, por meio do uso em planos de manejo do conhecimento das características de habitat utilizadas por uma espécie, a conservação da biota será mais eficiente (WIENS & ROTENBERRY 1981, CAUGHLEY 1994). Contudo, esses trabalhos são raros no Cerrado embora possuam alto valor para a conservação biológica (LOPES & MARINI 2006, LEVY 2009, KANEGAE 2009). Portanto, são recomendáveis pesquisas detalhadas sobre o uso de habitat por espécies endêmicas, ameaçadas, raras, sensíveis e de alta prioridade para conservação apontadas neste estudo, com vistas a um adequado uso no fogo prescrito como instrumento de manejo.

Sobre a questão do fogo no PNE de um modo geral, deve-se continuar monitorando queimadas naturais provenientes de raios, só suprimindo-as em caso de risco de descontrole (PIVELLO 2006), já que criariam um mosaico de áreas com diferentes históricos de fogo que promoveriam heterogeneidade ambiental, aumentando a diversidade de espécies (MACARTHUR & MACARTHUR 1961). Queimadas controladas também seriam desejáveis, tanto para manejo como para pesquisas científicas experimentais, porém essa ferramenta é citada no Plano de Manejo do PNE apenas como alternativa somente no caso dos aceiros não serem suficientes (SOUSA 2009). Assim, seria ideal uma política de manejo de fogo que

integrasse queimadas naturais, aceiros e queimadas prescritas (RAMOS-NETO & PIVELLO 2000).

## 5. Conclusões

Este é o primeiro trabalho a avaliar os efeitos do manejo do fogo prescrito sobre comunidades de aves no Cerrado. De modo geral, a comunidade de aves em áreas manejadas pelo fogo (aceiros) é diferente daquela presente em vegetação não manejada: aceiros apresentam composição de espécies distinta e menor abundância total de aves e riqueza de espécies. Deve haver uso diferencial do habitat pela comunidade de aves, indicando a menor disponibilidade de recursos, como alimento, reprodução e abrigo, já que o fogo altera a estrutura, complexidade, arquitetura e arranjo vertical da vegetação.

O fogo também afeta as guildas tróficas de aves. Granívoros, nectarívoros e onívoros são mais abundantes em vegetação não manejada, sugerindo menor complexidade das comunidades de aves em aceiros. Isso demonstra uma diminuição da qualidade do ambiental geral dos aceiros, provocada pela sua atual forma de manejo.

Dez espécies são mais abundantes ou frequentes em vegetação não manejada por fogo do que em aceiros, quatro delas indicadoras ambientais. Somente uma espécie foi indicadora e mais abundante e frequente em aceiros. Essas espécies podem ser usadas como indicadores ecológicos da história do fogo: sua presença e abundância podem fornecer informações sobre condições do ambiente, se os objetivos das ações de manejo do fogo estão sendo atingidos e quais medidas devem ser tomadas.

Espécies endêmicas, sob algum grau de ameaça, sensíveis a distúrbios, raras ou de alta prioridade para conservação são menos frequentes e abundantes em aceiros, mostrando que a queima frequente afeta espécies de grande interesse para conservação. Isso chama a atenção para a atual forma de manejo de fogo no PNE e para o cuidado e atenção redobrada

com essas espécies, que devem ser monitoradas em aceiros e em locais com regime e histórico de fogo semelhante.

Propomos que estudos com outros grupos animais sejam realizados para verificar se os efeitos encontrados no presente estudo seriam os mesmos. Caso se confirmem, sugerimos que a queima dos aceiros seja feita a cada 3 anos, isto é, num período mais longo do que o atualmente praticado (a cada 1 – 2 anos) e menor que o período de maior chance de incêndios incontroláveis (3 – 4 anos). Dessa forma, esse intervalo manteria a função dos aceiros como controle e barreira efetiva de incêndios e também atuaria para conservação da biodiversidade.

## 6. Referências bibliográficas

- ABREU, T.L.S. 2000. Efeito de queimadas sobre a comunidade de aves de Cerrado. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- AB'SABER, A.N. 1977. Os Domínios morfoclimáticos da América do Sul. Primeira Aproximação. *Geomorfologia*. 52: 1–21.
- AB'SABER, A.N. 1983. O domínio dos cerrados: Introdução ao conhecimento. *Revista do Servidor Público*. 111:41–55.
- ALVES, M.A.S. & CAVALCANTI, R.B. 1996. Sentinel behavior, seasonality, and the structure of bird flocks in a Brazilian Savanna. *Ornitologia Neotropical*, 7: 43-51.
- ARAÚJO, A. B.; COSTA, E.M.M.; OLIVEIRA, R.F.; FERRARI, K.; SIMON, M.F. & PIRES-JUNIOR, O.R. 1996. Efeitos de queimadas na fauna de lagartos do Distrito Federal. *In: MIRANDA, H.S.; SAITO, C.H. & DIAS, B.F.S. (Eds.). Impactos de queimadas em áreas de Cerrado e Restinga*. Universidade de Brasília, Brasília.
- AUSDEN, M. 2008. Habitat management. *In: SUTHERLAND W. J.; NEWTON, I. & GREEN, R. E. (Eds). Bird Ecology and Conservation*. Oxford University Press. 386 p.
- AYRES, M.; AYRES JR., M.; AYRES, D.L. & SANTOS, A.A.S. 2005. *BioEstat - Aplicações estatísticas nas áreas de ciências biomédicas*. Belém, Pará, Brasil, 334p.
- BARLOW, J.; HAUGAASEN, T. & PERES, C. A. 2002. Effects of ground fires on understory bird assemblages in Amazonian forests. *Biological Conservation* 105: 157-169.
- BECKER, R. G.; PAISE G.; BAUMGARTEN L. C. & VIEIRA, E.M.. 2007. Estrutura de comunidades de pequenos mamíferos e densidade de *Necomys lasiurus* (Rodentia, Sigmodontinae) em áreas abertas de cerrado no Brasil Central. *Mastozoologia Neotropical*, 14 (2): 157-168.
- BIBBY, C.J.; BURGESS, N.D., HILL, D.A. & MUSTOE, S.H. 2000. *Bird Census Techniques*. 2nd edition. London. Academic Press.
- BIERREGAARD-JR, RO. & STOUFFER, PC. 1997. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforests. *In: LAURANCE, WF. & BIERREGAARD-Jr, RO. (orgs). Tropical forest remnants, ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Chicago: The University of Chicago Press. p. 138-155.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2008. *Polystictus pectoralis*. *In: IUCN 2009. IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2009.1. Disponível em: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). [outubro de 2009].
- BRAZ, V.S. 2003. A representatividade das Unidades de Conservação do Cerrado na preservação da avifauna. Dissertação (mestrado). Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- BRAZ, V.S. 2008. *Ecologia e conservação das aves campestres do bioma Cerrado*. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- BRIANI, D.C.; PALMA, A.R.T.; VIEIRA, E.M.; HENRIQUES R.P.B. 2004. Post-fire succession of small mammals in the Cerrado of central Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 13(5): 1023-1037.

- BROWN, P.J.; MANDERS, P.T.; BANDS, D.P.; KRUGER, F.J. & ANDRAG, R.H. 1991. Prescribed burning as a conservation management practice: A case from Cedarberg Mountains, Cape Province, South Africa. *Biological Conservation*, 56: 133-150.
- CAUGHLEY, G. 1994. Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology*, 63: 215-244.
- CAVALCANTI, R.B & ALVES, M.A. 1997. Effects of fire on savanna birds in central Brazil. *Ornitologia Neotropical*, 8: 85-87.
- CAVALCANTI, R.B. 1988. Conservation of birds in the Cerrado of central Brazil. *In*: GORIUP, P.D. (ed.). *Ecology and conservation of grassland birds*. Cambridge: ICBP Technical Publications n°7, 59-66.
- CAVALCANTI, R.B. 1999. Bird species richness and conservation in the cerrado region of central Brazil. *Studies in Avian Biology*, 19: 244-249.
- CBRO - COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS. 2009. Listas das aves do Brasil. Versão 9/8/2009. Disponível em: <http://www.cbro.org.br>. (Acesso em outubro de 2009).
- CIANCIARUSO, M.V. 2009. Diversidade funcional: como incluir a variação intra-específica e o efeito do fogo em comunidades vegetais do cerrado. Tese (doutorado em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, 129p.
- CINTRA, R. & SANAIOTTI, T.M. 2005. Fire effects on the composition of a bird community in an Amazonian Savanna (Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 65 (4): 683-695.
- CINTRA, R. 1997. Spatial distribution and foraging tactics of tyrant flycatchers in two habitats in the Brazilian Amazon. *Studies on Neotropical Fauna & Environment*, 32: 17-27.
- CIRNE, P. 2002. Efeitos do fogo na regeneração de *Kielmeyera coriacea* (Spr.) Mart. (Guttiferae) em áreas de cerrado *sensu stricto*: mecanismos de sobrevivência e época de queima. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília, DF. 83 p.
- COLLAR, N. J.; CROSBY, M. J. & STATTERSFIELD, A.J. 1994. *Birds to watch 2: the world list of threatened birds*. Cambridge, BirdLife International, Conservation Series 4, 407p.
- COPPEDGE, B. R.; FUHLENDORF, S. D.; HARRELL, W. C. & ENGLE, D. M. 2008. Avian community response to vegetation and structural features in grasslands managed with fire and grazing. *Biological Conservation*, 14: 1196 – 1203.
- COUTINHO, L. M. 1977. Aspectos ecológicos do fogo no Cerrado II – As queimadas e dispersão de sementes em algumas espécies anemocóricas do estrato herbáceo-subarbustivo. *Boletim de Botânica*, 5: 57-64.
- COUTINHO, L. M. 1982. Ecological effects of fire in Brazilian cerrado. *Ecology of Tropical Savannas* (B. J. Huntley and B. H. Walker), pp. 273–291. Springer-Verlag, Berlin.
- COUTINHO, L. M. 1990. Fire in the Ecology of Brazilian Cerrado. *In*: GOLDAMMER, J.G. (ed). *Fire in Tropical Biota, Ecosystem Process and Global Challenges*. Springer-Verlag (Ecological Studies, 84), Berlin, p. 81-105.
- COUTINHO, L. M. 1990: Fire in the Ecology of the Brazilian Cerrado. *In*: Goldammer, J.G. (ed.). *Fire in the tropical biota*, Berlin: Springer-Verlag, 82-105.

- COUTINHO, L. M., 1976. Contribuição ao Conhecimento do Papel Ecológico das Queimadas na Floração de Espécies do Cerrado. Tese de Livre Docência, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- COUTINHO, L. M., 1980. As queimadas e seu papel ecológico. *Brasil Florestal*, 44: 77- 23.
- DALL'AGLIO, C.G. 1992. Estabilidade de comunidade de cerrado em relação ao fogo: assimetria de impacto em guildas de aranhas. Dissertação (Mestrado), Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- DAVIS, M.A.; PETERSON, D.W.; REICH, P.B.; CROZIER, M.; QUERY, T.; MITCHELL, E.; HUNTINGTON, J. & BAZAKAS, P. 2000. Restoring Savanna Using Fire: Impact on the Breeding Bird Community. *Restoration Ecology*, 8: 30 – 40.
- DE LIMA, M. G. 2003. Ecologia da Paisagem e cenários para a conservação da avifauna na região do Parque Nacional das Emas, GO. Tese (Doutorado em Ecologia), Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- DIAS, V.L.B. 1993: Impactos do fogo sobre cupins, construtores de ninhos epígeos no cerrado. Dissertação (Mestrado), Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monographs*, 67 (3): 345-366.
- EITEN, G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *Botany Review*, 38: 201–341.
- EITEN, G. 1993. Vegetação do Cerrado. *In*: PINTO, M.N. (Ed.). *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*. Editora UnB, Brasília, 17-73.
- FIGUEIREDO, S.V. 1991. Efeito do fogo sobre o comportamento e sobre a estrutura da avifauna de cerrado. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- FITZPATRICK, J.W.1980. Foraging behavior of neotropical tyrant flycatchers. *Condor*, 82: 43-57.
- FORCE, D.C. 1981. Postfire insect succession in southern California chaparral. *The American Naturalist*, 117: 575–582.
- FRANÇA, H.; RAMOS-NETO, M.B. & SETZER, A. 2007. O fogo no Parque Nacional das Emas. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. *Biodiversidade* 27, 140pp.
- FRANCESCHINELLI, E.B. & BAWA, K.S. 2005. The post-fire effects on the outcrossing rate of a Brazilian savannah shrub, *Helicteres sacarolha* A.St.-Hil. *Revista Brasileira de Botânica*, 28 (1): 163-170.
- FROST, P.G.H. & ROBERTSON, F. 1987. Effects of fire in savannas. *In*: Walker, B.H. (ed.). *Determinants of tropical savannas*, Oxford: IRL Press, 93-140.
- FURNESS, R.J. & GREENWOOD, J. 1993. Birds as monitors of environmental change. London: Chapman and Hall. p. 356.
- GADDIS, P. K. 1980. Mixed flocks: Accipiters and antipredator behaviour. *Condor* 82: 348-349.
- GILL, A. M. 1981. Adaptive responses of Australian vascular plant species to fires. *In*: GILL, A.M., GROVES, R.H. & NOBLE, I.R. (Eds.). *Fire and the Australian Biota*, Canberra, 243–271.

- GILLON, D. 1983. The fire problem in tropical savannas. *Tropical Savannas* (F. Bourlière). Elsevier, Amsterdam, 617–641.
- GUEDES, D. M. 1993. Resistência das árvores do cerrado ao fogo: papel da casca como isolante térmico. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília, DF. 113 p.
- HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T., & RYAN, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4 (1): 1-9. Disponível em: [http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm) [outubro de 2009].
- HASS, A. 2004. Relatório de avifauna do Plano de Manejo do Parque Nacional das Emas. Ibama.
- HILL, M.O. & GAUCH, H.G. 1980. Detrended Correspondence Analysis, an improved ordination technique. *Plant Ecology*, 42: 47-58.
- HUTTO, R. L. 1995. Composition of bird communities following stand-replacement fires in Northern Rocky Mountain (U.S.A.) conifer forests. *Conservation Biology*, 9: 1041–58.
- IBAMA. 1989. Unidades de Conservação do Brasil. Brasília: IBAMA.
- IBDF. 1981. Plano de manejo – Parque Nacional das Emas PNE. IBDF/FBCN, Brasília, 90pp.
- IUCN. 2007. *2007 IUCN Red List of Threatened Species*. Disponível em: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) [outubro de 2009].
- KANEGAE, M. F. 2009. Tamanho populacional, seleção de habitat e área de vida de algumas aves endêmicas e ameaçadas na Estação Ecológica de Itirapina, São Paulo. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo, São Paulo - SP, 120 p.
- KLINK, C.A. & MACHADO, R.B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, 19: 707-713.
- KRAUSMAN, P.R. 1999. Some Basic Principles of Habitat Use. *In*: Launchbaugh, K.L.; K.D. Sanders & J.C. Mosley (Eds.). *Grazing Behavior of Livestock and Wildlife*. Idaho Forest, Wildlife & Range Exp. Univ. of Idaho, Moscow.
- KREBS, J. R. 1973. Social learning and the significance of mixed-species flocks of chickadees (*Parus sp.*). *Can. J. Zool.* 51: 1275-1288.
- KUTT, A. S. & WOINARSKI, J. C. Z. 2007. The effects of grazing and fire on vegetation and the vertebrate assemblage in a tropical savanna woodland in northeastern Australia. *Journal of Tropical Ecology*, 23: 95–106.
- LA PUMA, D. A.; LOCKWOOD, J. L. & DAVIS, M. J. 2007. Endangered species management requires a new look at the benefit of fire: The Cape Sable seaside sparrow in the Everglades ecosystem. *Biological Conservation*, 136 (3): 398-407.
- LANDIM, M. F. & HAY, J. D. 1995. Impacto do fogo sobre alguns aspectos da biologia reprodutiva de *Kielmeyera coriacea* Mart. *Revista Brasileira de Biologia*, 56 (1): 127-134.
- LEVITT, J. 1972. Responses of plants to environmental stresses. New York: Academic Press. 697 p. New York, USA.

- LEVY, G. 2009. Uso e seleção de habitat por *Saltator atricollis* (Aves Cardinalidae) e *Cypsnagra hirundinacea* (Aves Thraupidae) no Cerrado da Estação Ecológica de Itirapina, São Paulo. Dissertação (Mestrado), Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- LOPES, L. E. & MARINI, M. Â. 2006. Home range and habitat use by *Suiriri affinis* and *Suiriri islerorum* (Aves: Tyrannidae) in the central Brazilian Cerrado. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 41(2): 87-92
- MACARTHUR, J. & MACARTHUR, W. 1961. On bird species diversity. *Ecology*, 42(3): 594-598.
- MACEDO, R.H.F. 2002. The Avifauna: ecology, biogeography, and behavior. p. 242-265. *In*: OLIVEIRA, P.S. & MARQUIS, R.J. (Eds.). *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York.
- MARINI, M.Â. & CAVALCANTI, R.B. 1996. Influência do fogo na avifauna do sub-bosque de uma mata de galeria do Brasil central. *Revista Brasileira de Biologia*, 56: 749-754.
- MARINI, M.Â. & GARCIA, F.I. 2005. Bird conservation in Brazil. *Conservation Biology*, 19: 665-671.
- MARTINS, M. & EGLER, S.G. 1990. Comportamento de caça em um casal de corujas buraqueiras (*Athene cunicularia*) na região de Campinas, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 50: 579-584.
- MCCUNE, B & GRACE, J.B. 2002. *Analysis of Ecological Communities*. MjM Software Design, Oregon, USA.
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M.J. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, Version 4.20. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon.
- MCCUNE, B., GRACE, J. B. & URBAN, D. L. 2002. *Analysis of ecological communities*. MjM Software Design, Gleneden Beach, USA. 300 pp.
- MEDEIROS, M. B. & MIRANDA, H. S. 2005. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. *Acta Botânica Brasilica*, 19(3): 493-500.
- MEDEIROS, M. B. 2002. Efeitos do fogo nos padrões de rebrotamento em plantas lenhosas, em campo sujo. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília, DF. 121 p.
- MENDONÇA, R.; FELFILI, J.; WALTER, B.; SILVA JR., J.C.; REZENDE, A.; FIGUEIRAS, T. & NOGUEIRA, P. 1998. Flora vascular do Cerrado *In*: SANO, S.M. & ALMEIDA, S.P. (Eds.). *Cerrado: ambiente e flora*. EMBRAPA-CPAC, Planaltina, DF. Cap VII : 288–556.
- MIELKE, P. W. & BERRY, K. J. 1982. An extend class of permutation techniques for matched pairs. *Communications in Statistics - Theory and Methods*, A11: 1197-1207.
- MIELKE, P. W. & IYER, H. K. 1982. Permutation techniques for analyzing multi-response data from randomized block experiments. *Communications in Statistics - Theory and Methods*, A11:1427-1437.
- MIELKE, P. W. 1984. Meteorological applications of permutation techniques based on distance functions. Pages 8 13-830 in P. R. Krishnaiah and P. K. Sen, editors. *Handbook of*

- statistics, Volume 4: Nonparametric methods. North-Holland Publishing, Amsterdam, The Netherlands.
- MIRANDA, A.C.; MIRANDA, H.S.; DIAS, I.F.O. & DIAS, B.F.S. 1993. Soil and air temperatures during prescribed cerrado fires in central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 9: 313–320.
- MIRANDA, H.S.; BUSTAMANTE, M.M.C. & MIRANDA, A.C. 2002. The fire factor. *In*: Oliveira, P.S. & R.J., Marquis (Eds.). *The Cerrados of Brazil*. pp. 51–68. Columbia University Press, New York.
- MISTRY, J. 1996. Corticolous lichens as potential bioindicators of fire history: a study in the cerrado of the Distrito Federal, central Brazil. Tese (Doutorado), Department of Geography, School of Oriental and African Studies, University of London.
- MISTRY, J. 1998. Fire in the cerrado (savannas) of Brazil: an ecological review. *Progress in Physical Geography*, 22 (4): 425-448.
- MOREIRA, A. G. 1996. Proteção contra o fogo e seu efeito na distribuição e composição de espécies de cinco fisionomias de cerrado. *In*: MIRANDA, H.S.; SAITO, C.H. & DIAS, B.F. de S. (Eds.). *Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga, Brasília: Universidade de Brasília*, 112-21.
- MOREIRA, A. G. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. *Journal of Biogeography*, 27(4): 1021 – 1029.
- MORRISON, M.L. 2002. *Wildlife Restoration: technique for habitat analysis and animal monitoring*. Washington. Island Press. 209 p.
- MORSE, D. H. 1970. Ecological aspects of some mixed species foraging flocks of birds. *Ecological Monographs*, 40: 119-168.
- MORSE, D. H. 1977. Feeding behaviour and predator avoidance in heterospecific groups. *BioScience*, 27: 332-339.
- MOTTA-JUNIOR, J.C. & ALHO, C.J.R. 2000. Ecologia alimentar de *Athene cunicularia* e *Tyto alba* (Aves: Strigiformes) nas Estações Ecológicas de Jataí e Experimental de Luiz Antônio, SP. *In*: SANTOS, J.E. & PIRES, J.S.R. (Eds.). 2000. *Estação Ecológica de Jataí, vol I, São Carlos: Rima Editora*, 346 pp.
- MOTTA-JUNIOR, J.C. 1990. Estrutura trófica e composição das avifaunas de três habitats terrestres na região central do estado de São Paulo. *Ararajuba*, 1: 65-71.
- MOTTA-JUNIOR, J.C., GRANZINOLLI, M.A.M. & DEVELEY, P.F. 2008. Aves da estação ecológica de Itirapina, estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 8 (3): 203 – 223. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/fullpaper?bn00308032008+pt> [outubro de 2009].
- MOYNIHAN, M. 1962. The organization and probable evolution of some mixed-species flocks of Neotropical birds. *Smithson. Misc. Coll.*, 143: 1-140.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- NAVES, M.A. 1996. Efeito do fogo na população de formigas (Hymenoptera – Formicidae) em cerrado do Distrito Federal. *In*: MIRANDA, H.S.; SAITO, C.H. & DIAS, B.F. de S. (Eds.).

- Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga, Brasília: Universidade de Brasília, 170-177.
- NEGRET A. & TEIXEIRA D. M. 1984. The ocellated crane (*Micropygia schomburgkii*) of central Brazil. *The Condor*, 86 (2): 220.
- NIEMI, GJ. & MCDONALD, ME. 2004. Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(1): 89-111.
- O'REILLY, L., OGADA, D., PALMER, T. M. & KEESING, F. 2006. Effects of fire on bird diversity and abundance in an East African savanna. *African Journal of Ecology*, 44:165–170.
- PACHECO, S.; RIBON, R.; SILVA, N. F.; SIMON, J.E. & PINHEIRO, R. T. 1994. Efeito do manejo do cerrado sobre as populações de alguns Tinamidae em Três Marias, Estado de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Biologia*, 54: 435-441.
- PARKER, T.A. & WILLIS, E.O. 1997. Notes of three tiny grassland flycatchers, with comments on the disappearance of South American fire-diversified savannas. *Ornithological Monographs*, 48: 549-556.
- PARR C.L. & CHOWN S.L. 2003. Burning issues for conservation: A critique of faunal fire research in Southern Africa. *Austral Ecology*, 28: 384–395.
- PERES, C. A., BARLOW, J. & HAUGAASEN, T. 2003. Vertebrate response to wildfires in a central Amazonian Forest. *Oryx*, 37(1): 97-109.
- PIVELLO, V.R. & NORTON, G.A. 1996. FIRETOOL: An Expert System for the Use of Prescribed Fires in Brazilian Savannas. *Journal of Applied Ecology*, 33: 348-356.
- PIVELLO, V.R. 1992. An Expert System for the Use of Prescribed Fires in the Management of Brazilian Savannas. Tese (Doutorado), Imperial College of Science, Technology and Medicine, London.
- PIVELLO, V.R. 2006. Fire management for biological conservation in the Brazilian cerrado. *In: J. MISTRY & A. BERARDI. (Org.). Savannas and Dry Forests - Linking People with Nature*. 1 ed. Hants: Ashgate, 1: 129-154.
- PRADA M., MARINI-FILHO O. J. & PRICE P. W. 1995. Insects in flower heads of *Aspilia foliacea* (Asteraceae) after a fire in a central Brazilian savanna: evidence for the plant-vigor hypothesis. *Biotropica*, 27:513–58.
- PRADA, M. & MARINHO-FILHO, J. 2004. Effects of fire on Xenarthrans in Mato Grosso, Brasil. *Austral Ecology*, 29 (5): 568-573.
- PRADA, M. 2001. Effects of fire on the abundance of large mammalian herbivores in Mato Grosso, Brazil. *Mammalia*, 65: 55–62.
- PRADO, J.P. 1989. Herbivoria por inseto em um gradiente de cerrado com diferentes regimes de queima. Dissertação (Mestrado), Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- PULLIAM, H. R. 1973. On the advantages of flocking. *Journal of Theoretical Biology*, 38: 419-422.
- RAGUSA-NETTO, J. 1997. Seasonal variation in foraging behavior of *Cypsnagra hirundinacea* in campo-cerrado. *Ararajuba*, 5 (1): 72-75.

- RAGUSA-NETTO, J. 2000. Raptors and “campo-cerrado” bird mixed flock led by *Cypsnagra hirundinacea* (Emberizidae:Thraupinae). *Revista Brasileira de Biologia*, 60 (3): 461-467.
- RAGUSA-NETTO, J. 2001. Sentinel in *Saltator atricollis* (Passeriformes: Emberezidae). *Revista Brasileira de Biologia*, 61: 317-322.
- RAMOS, A. E. 1990. Efeitos da queima sobre a vegetação lenhosa do Cerrado. Dissertação (Mestrado), Universidade de Brasília, Brasília, DF. 142p.
- RAMOS-NETO, M. B. 2004. Revisão do Plano de Manejo do Parque Nacional das Emas - Fogo e proteção. Brasília. IBAMA.
- RAMOS-NETO, M.B. & PIVELLO, V.R. 2000. Lightning fire in a Brazilian savanna National Park: rethinking management strategies. *Environmental Management*, 26 (6): 675-684.
- RAMOS-NETO, M.B. 2000. O Parque Nacional de Emas (GO) e o fogo: implicações para a conservação biológica. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de São Paulo, São Paulo - SP. 159 p.
- RIGHETTI, S.M. 1992. O papel do fogo na interação inseto-plantas: danos foliares e regimes de queima. Dissertação (Mestrado), Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- RODRIGUES, F.H.G. 1996. Influência do fogo e da seca na disponibilidade de alimento para herbívoros do cerrado. *In: MIRANDA, H.S.; SAITO, C.H. & DIAS, B.F. de S. (Eds.). Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga, Brasília: Universidade de Brasília, 76-83.*
- RODRIGUES, M.; CARRARA, L. A.; FARIA, L.P. & GOMES, H.B. 2005. Aves do Parque Nacional da Serra do Cipó: o Vale do Rio Cipó, Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22 (2): 326-338.
- ROTEBERRY, J.T. 1985. The role of habitat in avian community composition: physiognomy or floristics? *Oecologia*, 67: 213-217
- ROTH, P.S. 1982. O efeito do fogo sobre a quebra de dormência em sementes de bracaatinga (*Mimosa bracaatinga* Hoehne). Piracicaba: IPEF, 1982. (Circular Técnica n.143).
- RUSSELL-SMITH, J; YATES, C.; EDWARDS, A.; ALLAN, G.; COOK, G.D.; COOKE, P.; CRAIG, R.; HEATH, B. & SMITH, R. 2003. Contemporary fire regimes of northern Australia, 1997–2001: change since Aboriginal occupancy, challenges for sustainable management. *International Journal of Wildland Fire*, 12: 283–297.
- SAMBUICHI, R. 1991. Efeitos de longo prazo do fogo periódico sobre a fitossociologia da camada lenhosa de um cerrado em Brasília, DF. Dissertação (Mestrado), Universidade de Brasília, Brasília, DF. 144p.
- SANAIIOTTI, T. M. & MAGNUSSON, W. E. 1995. Effects of annual fire on the production of fleshy fruits eaten by birds in a Brazilian Amazonian savanna. *Journal of Tropical Ecology*, 11: 53-65.
- SANTOS, L. R. 2008. Biologia reprodutiva e comportamento cooperativo em ninhos de *Cypsnagra hirundinacea*. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília. 88p.
- SATO, M. N. & MIRANDA, H. S. 1996. Mortality rate in woody vegetation following prescribed fires in Central Brazil: Cerrado *sensu stricto*. *In: 13<sup>th</sup> Conference on Fire and Forest Meteorology, 1996, Lorne. Abstracts, v. 1. p. 60-60.*

- SATO, M. N. & MIRANDA, H. S. 2001. Long-term effects of prescribed fires on tree mortality of Cerrado vegetation. *In: 2001 Ecological Society of Australia Meeting, 2001, Wollongong. Proceedings*, p. 85-85.
- SATO, M.N. 1996. Mortalidade de plantas lenhosas do Cerrado submetidas a diferentes regimes de queima. Tese (Mestrado), Universidade de Brasília, Brasília, DF. 46p.
- SEYFFARTH, J.A.S., CALOURO, A.M. & PRICE, P.W. 1996. Leaf rollers in *Ouratea hexasperma* (Ochnaceae): fire effect and the plant vigor hypothesis. *Revista Brasileira de Biologia*, 56: 135-37.
- SICK, H. 1965: A fauna do cerrado. *Arquivos Zoologia de São Paulo*, 12: 71-93.
- SICK, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Ed. Nova Fronteira, RJ. 912p.
- SILVA, E. P. R. 1999. Efeito do regime de queima na taxa de mortalidade e estrutura da vegetação lenhosa de campo sujo de Cerrado. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília, DF. 58 p.
- SILVA, G. T. & MIRANDA, H. S. 1996. Mortality Rate In Woody Vegetation Following Prescribed Cerrado Fires In Central Brazil: Campo Sujo. *In: 13<sup>th</sup> Conference on Fire and Forest Meteorology, 1996, Lorne. Abstracts*, v. 1. p. 61-61.
- SILVA, J. M. C. 1995. Birds of the Cerrado Region, South America. *Steenstrupia*, 21: 69-92.
- SILVA, J.F.; RAVENTOS, J.; CASWELL, H. & TREVISAN, M.C. 1991. Population responses to fire in a tropical savanna grass, *Andropogon semiberbis*: a matrix model approach. *Journal of Ecology*, 79 (2): 345-356.
- SILVA, J.M.C. 1997. Endemic bird species and conservation in the Cerrado Region, South America. *Biodiversity and Conservation*, 6: 435-450.
- SMUCKER, K.M.; HUTTO, R.L. & STEELE, B.M. 2005. Changes in bird abundance after wildfire: Importance of fire severity and time since fire. *Ecological Applications*, 15: 1535–1549.
- SOARES, C. G. D. 2007. Biologia e Conservação de *Neothraupis fasciata* (Aves: Thraupidae) no Cerrado do Brasil Central. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de Brasília, Brasília, DF. 153p. Disponível em: [http://bdtd.bce.unb.br/tesesimplificado/tde\\_arquivos/5/TDE-2007-08-17T153756Z-1588/Publico/Tese\\_Charles%20Gladstone%20Duca%20Soares.pdf](http://bdtd.bce.unb.br/tesesimplificado/tde_arquivos/5/TDE-2007-08-17T153756Z-1588/Publico/Tese_Charles%20Gladstone%20Duca%20Soares.pdf) [outubro de 2009].
- SOUSA, N. M. 2009. Influência do histórico do fogo sobre a ornitofauna do Parque Nacional das Emas (GO/MS). Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS.
- SOUSA, W. P. 1984. The Role of Disturbance in Natural Communities. *Annual Review in Ecology and Systematics*, 15: 353-91.
- STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, J.W.; PARKER III, T.A & MOSKOVITS, D.K. (Eds.). 1996. Neotropical birds: ecology and conservation. University of Chicago Press, Chicago, EUA.
- TEIXEIRA, D. M. & NEGRET A. 1984. The dwarf tinamou (*Taoniscus nanus*) of Central Brazil. *The Auk*, 101 (1): 188-189.
- TUBELIS, D.P. & CAVALCANTI, R.B. 2000. A comparison of bird communities in natural e disturbed non-wetland open habitats in the Cerrado's central region, Brazil. *Bird Conservation International*, 10: 331-350.

- TUBELIS, D.P. & CAVALCANTI, R.B. 2001. Community similarity and abundance of bird species in open habitats of a central Brazilian Cerrado. *Ornitologia Neotropical*, 12: 57-73.
- TUBELIS, D.P. 2009. Feeding ecology of *Ara ararauna* (Aves, Psittacidae) at firebreaks in western Cerrado, Brazil. *Biotemas*, 22 (2): 105-115.
- VALENTINE, L. E.; SCHWARZKOPF, L.; JOHNSON, C. N. & GRICE, A. C. 2007. Burning season influences the response of bird assemblages to fire in tropical savannas. *Biological Conservation*, 137: 90-101.
- VAN DYKE, F., SCHMELING, J. D., STARKENBURG, S., YOO, S. H. & STEWART, P. W. 2007. Responses of plant and bird communities to prescribed burning in tallgrass prairies. *Biodiversity and Conservation*, 16:827-839.
- VIEIRA, E.M. 1999. Small mammal communities and fire in the Brazilian Cerrado - *Journal of Zoology*. Cambridge Univ Press, 249: 75-81.
- VIEIRA, E.M., ANDRADE, I. AND PRICE, P.W. 1996. Fire effects on a *Palicourea rigida* (Rubiaceae) gall midge - a test of the plant vigor hypothesis. *Biotropica*, 28: 210-17.
- VIEIRA, M.; MARINHO FILHO, J. 1998. Pre and post-fire habitat utilization by rodents of central Brazil. *Biotropica*, 30(3): 491-496.
- WALTER, H. 1971. Ecology of tropical and subtropical vegetation. New York, Van Nostrand, 51-57.
- WHELAN, R.J. 1995. *The Ecology of Fire*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- WIENS, J. A. 1989. *The Ecology of bird communities*. Vol 1: Foundations and patterns. Cambridge, Cambridge University. 539p.
- WIENS, J.A. & ROTENBERRY, J. T. 1981. Censusing and the evaluation of avian habitat occupancy. *Studies in Avian Biology*, 6: 522-532.
- WILLIAMS, P.R.; CONGDON, R. A.; GRICE, A. C. & CLARKE, P. J. 2003. Effect of fire regime on plant abundance in a tropical eucalypt savanna of northeastern Australia. *Austral Ecology*, 28: 327-338.
- WILLIS, E. O. 1972a. Do birds flock in Hawaii, a land without predators? *Calif. Birds*, 3: 1-8.
- WILLIS, E. O. 1972b. The behavior of Spotted Antbirds. *Ornithological Monographs*, 10: 1-162.
- WILLIS, E. O. 1973. Local distribution of mixed flocks in Puerto Rico. *Wilson Bulletin*, 85: 75-77.
- WILLIS, E. O. & Y. ONIKI. 2003. *Aves do estado de São Paulo*. Rio Claro, Divisa. 400p.
- WOINARSKI, J.C.Z. & RECHER, H.F. 1997. Impact and response: a review of the effects of fire on the Australian avifauna. *Pacific Conservation Biology*, 3: 183-205.
- WOINARSKI, J.C.Z. 1990. Effects of fire on the bird communities of tropical woodlands and open forests in northern Australia. *Austral Ecology*, 15 (1): 1-22.
- WRIGHT, H.A. & BAILEY, A.W. 1982. *Fire ecology*. New York. John Wiley & Sons.
- ZIMMERMAN, G.M., GOETZ, H. & MIELKE Jr., P.W. 1985. Use of an improved statistical method for group comparisons to study effects of prairie fire. *Ecology*, 66: 606-611.

## Apêndice fotográfico



Foto 1. Aceiro sendo queimado no Parque Nacional das Emas, GO/MS. Foto: S. Santos.



Foto 2. Aspecto da vegetação após alguns dias da queima do aceiro, Parque Nacional das Emas, GO/MS. Foto: A. Sendoda.



Foto 3. Diferença do aspecto da vegetação não manejada por fogo (esquerda) e aceiro (direita) queimado há 6 meses, Parque Nacional das Emas, GO/MS. Foto: A. Sendoda.



Foto 4. Fisionomia de campo sujo de Cerrado, Parque Nacional das Emas, GO/MS. Foto: A. Sendoda.



Foto 5. Fisionomia de campo sujo de Cerrado com no mínimo 3 anos desde a última queimada, predominada por capim-flecha (*Tristachya leiostachya*), Parque Nacional das Emas, GO/MS. Foto: A. Sendoda.



Foto 6. Queimada em campo sujo com gavião-cabloco (*Buteogallus meridionalis*) sobrevoando à procura de presas fugindo do fogo. Parque Nacional das Emas, GO/MS. Foto: A. Sendoda.



Foto 7. Tapaculo-de-colarinho (*Melanopareia torquata*), espécie endêmica do Cerrado, pousado sobre arbusto em campo sujo, Parque Nacional das Emas, GO/MS. Foto: R. Becker.



Foto 8. Bandoleta (*Cypsnagra hirundinacea*), espécie endêmica do Cerrado e quase-ameaçada, vocalizando. Parque Nacional das Emas, GO/MS. Foto: R. Becker.