

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul - UFMS
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde – CCBS
Curso de Doutorado em Ecologia e Conservação

**INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS SOBRE A COMUNIDADE DE AVES EM
FRAGMENTOS DE CERRADO E ÁREAS DE PASTAGENS CULTIVADAS, CAMPO GRANDE,
MATO GROSSO DO SUL.**

MARCO AURELIO KINAS

Campo Grande-MS

2009

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

**INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS SOBRE A COMUNIDADE DE AVES EM
FRAGMENTOS DE CERRADO E ÁREAS DE PASTAGENS CULTIVADAS, CAMPO GRANDE,
MATO GROSSO DO SUL.**

MARCO AURELIO KINAS

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO, da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação, na área de concentração ECOLOGIA.

ORIENTADOR: Prof. Dr. FRANCO LEANDRO DE SOUZA

CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. JOSUÉ RAIZER

Campo Grande-MS

2009

INDICE

AGRADECIMENTOS	4
LISTA DE FIGURAS	5
LISTA DE TABELAS	6
INTRODUÇÃO GERAL	7
CAPÍTULO 1 Efeitos da estrutura da vegetação em campos de pastagens cultivadas sobre a taxocenose Aves.	17
RESUMO	17
INTRODUÇÃO	18
MATERIAL E MÉTODOS	20
RESULTADOS	24
DISCUSSÃO	33
CAPÍTULO 2 Influência de variáveis ambientais em fragmentos de cerrado sobre a taxocenose Aves.	38
RESUMO	38
INTRODUÇÃO	39
MATERIAL E MÉTODOS	43
RESULTADOS	47
DISCUSSÃO	59
BIBLIOGRAFIA	63

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador Prof. Dr. Franco Leandro de Souza e ao meu co-orientador Josué Raizer, parceiro de longa data, pelo empenho e dedicação durante toda a jornada, também a Carla Braga Leite pelo auxílio nas intermináveis horas de campo.

Agradeço à CAPES pela bolsa concedida durante parte de minha tese.

Agradeço a minha esposa Elizabete, pelo incentivo e apoio nas horas difíceis, e por dividir o fardo da vida ao longo desta empreitada.

A todos os que contribuíram de uma forma e outra para a realização deste trabalho.

Em especial, agradeço a Prof. Dr. Rodiney de Arruda Mauro que facilitou meu acesso a área de estudo, além de fornecer mapas, imagens e bibliografia.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1. Ordenação dos 30 pontos de escuta, por escalonamento multidimensional híbrido (HMDS), em duas dimensões (stress = 0,13 e $r^2 = 0,94$), pela frequência de ocorrência das espécies de aves. Os vetores indicam a contribuição relativa das espécies com maior correlação com o plano da ordenação ($r > 0,8$).

Figura 1. 2. Ordenação dos pontos de escutas, por escalonamento multidimensional híbrido (HMDS), em uma dimensão (stress = 0,09 e $r^2 = 0,98$), pelos componentes estruturais da paisagem.

Figura 1. 3. Ordenação dos 30 pontos de escuta, por escalonamento multidimensional híbrido (HMDS), em duas dimensões (stress = 0,13 e $r^2 = 0,94$), pela frequência de ocorrência das espécies de aves. O tamanho dos pontos é diretamente proporcional à variável ambiental indicada.

Figura 2.1. Composição da cobertura do solo representada pela ordenação dos fragmentos florestais por escalonamento multidimensional híbrido (dimensão HMDS, stress = 0,29 e $r^2 = 0,55$). As barras indicam a proporção da superfície do fragmento ocupada por cada componente da paisagem: sempre verde - Mata Seca Sempre Verde; decídua - Mata Seca Decídua; semidecídua - Mata Seca Semidecídua; pasto: áreas com pastagens cultivadas; cerradão - Cerradão; lagoa - açudes construídos para dessedentação do gado; galeria - Mata de Galeria.

Figura 2.2. Variação no número de espécies em relação à área do fragmento, à distância média das amostras até a borda mais próxima do fragmento e a composição da cobertura do solo, obtida por escalonamento multidimensional híbrido (dimensão HMDS).

Figura 2.3. Ordenação dos fragmentos em duas dimensões (stress = 0,09 e $r^2 = 0,97$) pela frequência relativa das espécies de aves. Os vetores indicam a contribuição relativa de cada uma das espécies mais importantes ($r \geq 0,9$) para o plano da ordenação. As letras em negrito designam os fragmentos.

Figura 2.4. Influência das variáveis ambientais sobre a ordenação dos fragmentos em duas dimensões pela frequência relativa das espécies de aves. O tamanho dos pontos é diretamente proporcional às variáveis consideradas.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1. Espécies de Aves registradas em em áreas de pastagens cultivadas, elencadas em suas respectivas Ordens e Famílias de acordo com o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO). As espécies registradas foram classificadas de acordo com a Sensibilidade a Distúrbios Ambientais (SD): “A” Alta sensibilidade, “B” Baixa sensibilidade e “M” Média sensibilidade (Stotz *et all* 1996) e de acordo com o grau de Dependência Florestal (DF) que apresentam (adaptado de Stotz *et all* 1996 e Silva 1995b).

Tabela 1. 2. Resultados da análise de redundância entre as variáveis ambientais e a composição de espécies de aves, representada pela ordenação dos pontos de escuta em duas dimensões.

Tabela 2.1. Número de espécies de aves e demais variáveis registradas para cada um dos fragmentos estudados. Apresentamos a porcentagem da área do fragmento ocupada por cada componente da paisagem, a área em hectares e a distância média \pm desvio padrão (amplitude) das amostras até a borda mais próxima do fragmento. As áreas de lagoa são açudes construídos para dessedentação do gado.

Tabela 2.2. Espécies de Aves registradas em 10 fragmentos florestais, elencadas em suas respectivas Ordens e Famílias de acordo com o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO). As espécies registradas foram numeradas (Número da SP) e classificadas de acordo com a Sensibilidade a Distúrbios Ambientais (SD): “A” Alta sensibilidade, “B” Baixa sensibilidade e “M” Média sensibilidade (Stotz *et all* 1996) e de acordo com o grau de Dependência Florestal (DF) que apresentam (adaptado de Stotz *et all* 1996 e Silva 1995b).

INTRODUÇÃO GERAL

As savanas tropicais cobrem cerca de 23 milhões Km², o que equivale a 20% da superfície terrestre, situadas entre as florestas equatoriais úmidas e as regiões áridas e semi-áridas das latitudes intermediárias (Cole 1986; Collinson 1988). Um mosaico de diferentes tipos de savanas é encontrado na Região Neotropical correspondendo a quase 3 milhões de Km² distribuídos no Brasil, Venezuela, Colômbia, Paraguai, Bolívia e norte da Argentina, além da América Central (Mistry 2000).

A distribuição da savana no Brasil e em territórios vizinhos é explicada por fatores climáticos, pedológicos e bióticos, e suas interações (Cole 1986). Regionalmente a importância relativa de um determinado fator pode variar, mas como em qualquer lugar a vegetação é reflexo de um delicado balanço com o ambiente. A vegetação da savana compreende um estrato gramíneo contínuo, usualmente com arvoredos ou arbustos com características estruturais e funcionais similares variando de campos até florestas decíduas, ocorrendo em áreas com regime de chuvas durante o verão e período de seca que pode durar de quatro a

oito meses na estação mais fria (Cole 1986). Essa definição inclui como biomas savânicos no Brasil, o Cerrado, o Pantanal e a Caatinga, que apresenta clima estacional variando de equatorial-tropical ao semi-árido.

O clima no Cerrado é estacional, com um período seco que, dependendo da região dura de três a sete meses, a precipitação anual é de 1500 mm (Nimer 1998) e as temperaturas médias variam de 22°C e 27°C (Klink e Machado 2005). A vegetação do bioma Cerrado estende-se pelo Brasil Central em uma diagonal entre o litoral nordeste, a leste, e o Chaco a oeste (IBGE 2006) ocupando mais de 2 milhões de quilômetros quadrados, situado entre as latitudes 3° -24° S e longitude 41° - 63° W. Ocorre em altitudes que variam de 8 m (Castro e Martins 1999) a mais de 1650 m (Felfili *et al* 2007; Ratter *et al.* 1997). Os gradientes fisiográficos, como solo e relevo podem exercer maior influência nos padrões de diversidade beta do que as variações latitudinais e longitudinais dentro do bioma Cerrado, especialmente em relação à densidade de espécies, devido à distribuição desigual dos indivíduos ao longo do bioma (Felfili e Silva-Junior 1993, 2001, 2005; Felfili *et al.* 1994, 2004).

O Cerrado presente nos estados de Goiás, Tocantins, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, oeste da Bahia, oeste de Minas Gerais e no Distrito Federal, norte do Maranhão e Piauí, Rondônia e oeste de São Paulo. Áreas isoladas de Cerrado também são encontradas nos estados do Amapá, Amazonas, Pará, Roraima e Paraná (Ratter *et al.* 1997; Ribeiro e Walter 1998). A sua distribuição espacial esta relacionada os tipos de solos, em sua maioria profundos, álicos e distróficos, arenosos lixiviados ou litólicos, desenvolvidos a partir de terrenos de idade pré-

cambriana até quartenária ao nível do mar (IBGE 1992). Esses Solos apresentam baixo pH e baixa disponibilidade de nutrientes (Furley e Ratter 1988). Existem várias classificações para a vegetação do Cerrado (Walter 2006). Para a classificação da vegetação do bioma cerrado, segundo Ribeiro e Walter (1998), há onze tipos fitofisionômicos, enquadrados em formações florestais aí elencados o cerrado, matas secas, mata de galeria e mata ciliar, formações savânicas que abrigam formas de cerrado *sensu stricto*, parque cerrado, palmeirais e veredas, e ainda formações campestres aonde ocorrem campos limpos, campo sujo, e campo rupestre. Uma classificação geral baseada na presença e densidade de elementos lenhosos reconhece cinco tipos estruturais de vegetação de cerrado: campo limpo, campo sujo, campo cerrado, cerrado *sensu stricto* e cerradão (Goodland 1971; Furley e Ratter 1988; Oliveira-Filho e Ratter 2002; Ratter *et al.* 2005) As fisionomias de Cerrado predominam nas paisagens aonde o substrato predominante são os solos distróficos e bem drenados (Oliveira-Filho e Ratter 2002) e se intercalam no espaço geográfico formando mosaicos de vegetação (Eiten 1972). Em locais onde o solo é mais fértil e a água mais disponível existe o predomínio de formações florestais (Oliveira-Filho e Ratter 2002). As matas de galeria que acompanham pequenos cursos de água ou riachos no Brasil Central constituem-se em florestas tropicais úmidas inseridas na matriz savânica, com grande riqueza de espécies, muitas em comum com a Floresta Atlântica (Felfili *et al.* 2001; Ribeiro e Walter 1998). Já as matas secas assemelham-se às da Caatinga arbórea (Pennington *et al.* 2000) ligando a Caatinga ao Chaco em um eixo nordeste - sudoeste (Prado e Gibbs 1993). As diferenças nas fisionomias do

Cerrado são determinadas por variações topográficas (profundidade de lençol freático), edáficas (teor de nutrientes no solo) e o regime de fogo (Cochrane *et al.* 1985, Felfili e Silva-Junior 2001; Ribeiro e Walter 1998, Ratter *et al.* 2005).

O padrão de diversidade da vegetação lenhosa do Cerrado consiste em um número moderado de espécies comuns, amplamente distribuídas pelo bioma, e com um grande número de espécies raras restritas a poucas áreas (Ratter *et al.* 2003, 2005; Felfili e Silva-Junior 2001; Felfili *et al.* 2004; Bridgewater *et al.* 2004). Assim, essa grande diversidade florística, coloca a flora do bioma Cerrado como a mais rica dentre as savanas do mundo (Ratter *et al.* 2000; Felfili *et al.* 2005).

Apesar da inequívoca importância ecológica o Cerrado é um dos biomas mais ameaçados no mundo, considerado como um *hotspot* (Myers *et al.* 2000) e a remoção de áreas nativas tem sido acelerada nas últimas décadas (Klink *et al.* 1993; Ratter *et al.* 1997; Aguiar *et al.* 2004; Ribeiro *et al.* 2005).

Ainda que os solos das savanas não sejam adequados às monoculturas, pois são distróficos e a aplicação excessiva de insumos agrícolas e irrigação leva à sérios danos em sua estrutura, estes por serem favoráveis a mecanização, tem transformado o Cerrado na maior fronteira agrícola brasileira especialmente para a implantação de pastagens (Klink e Machado 2005) e para o cultivo de soja (Klink *et al.* 1993; Ribeiro *et al.* 2005). Notadamente as pastagens são ambientes homogêneos extremamente simplificados, floristicamente pobres, altamente instáveis e incapazes de se auto-sustentarem, dependendo da interferência do homem para se manterem (Pott *et al.* 2006). Esta interferência comumente é feita com a remoção da rebrota de árvores e arbustos por roçadas periódicas, o que

determina um gradiente de sucessão secundária, relacionado ao tempo desde o último manejo para manutenção das pastagens. Nos campos de pastagens cultivadas, muitas espécies lenhosas de Cerrado continuam a rebrotar após 20 ou 30 anos depois de estabelecidas as pastagens mantidas sob roçadas periódicas. Além disso, aves e mamíferos frugívoros também promovem a revegetação através de mecanismos de dispersão de sementes. Assim, nas pastagens cultivadas mantém-se um gradiente de diferentes estruturas vegetacionais (Pott *et al.* 2006).

A fragmentação florestal é um fenômeno amplamente distribuído e associado à expansão de fronteiras de desenvolvimento humano (Viana *et al.* 1997). Clareiras nas florestas naturais são criadas para agricultura, pecuária e desenvolvimento urbano originando paisagens fragmentadas, contendo remanescentes da vegetação natural circundados por habitats matriz de vegetação alterada ou urbanizados. A capacidade desses fragmentos isolados em manter a biota regional é de grande interesse na biologia da conservação (Bierregaard 1990; Warburton 1997).

A teoria da biogeografia de ilhas (MacArthur e Wilson 1967) analisou os fatores determinantes da riqueza de espécies em ilhas e enfatizou que muitos dos princípios observados em remotos arquipélagos aplicam-se a “habitats insulares” no continente. A similaridade entre ilhas e fragmentos florestais circundados por ambientes modificados antropogenicamente, estimulou pesquisas que aplicam alguns dos princípios da biogeografia de ilhas para explicar a riqueza de espécies

em fragmentos florestais. Os resultados têm sido aplicados no planejamento de reservas naturais para a conservação de biotas insulares em paisagens fragmentadas. Entretanto, existem críticas à aplicação da teoria com essa finalidade, pois entre outros problemas, ela não provê informações sobre a composição de espécies que os habitats fragmentados podem suportar (Warburton 1997).

Usando-se os princípios da relação área número de espécies e da teoria da biogeografia de ilhas, um amplo debate teve início, em relação à seleção de reservas naturais, primordialmente na escolha entre preservar uma grande floresta ou vários fragmentos pequenos. Diamond (1975) e Wilson e Willis (1975) posicionaram-se a favor de optar-se por uma grande floresta, já que ela pode suportar mais espécies em equilíbrio com baixa taxa de extinção, idéia essa contestada por alguns estudos (Simberloff e Abele 1976; Higgs e Usher 1980; McCoy e Mushinsky 1994).

As aves são consideradas ideais indicadores ecológicos para o ambiente terrestre (Stotz *et al.* 1996) e a análise das respostas das comunidades de aves à fragmentação de florestas proporciona uma forma de avaliar as condições desse ambiente e sua capacidade em manter a biodiversidade do local. Aves que evoluíram em florestas contínuas, muitas vezes não dispõem de características ecológicas que lhes permitam sobreviver em fragmentos florestais (Blondel 1991). A forma como cada espécie responde a modificações no seu ambiente varia conforme sua capacidade de modificar ou ampliar seu nicho, ajustando-o às novas condições do habitat (Welty e Baptistal 1962). Dessa forma, são esperadas

diferentes respostas das diferentes espécies de aves ao processo de fragmentação de uma ampla floresta.

Vários trabalhos identificaram haver direta relação entre a área e o número de espécies de aves em ilhas ou fragmentos florestais (Moore e Hooper 1975; Forman *et al.* 1976; Galli *et al.* 1976; Connor e McCoy 1979; Willis 1979; Anjos e Boçon 1999). Entretanto, existem variáveis ambientais que podem estar implícitas dentro do fator área e que afetam a diversidade de aves (Warburton 1997). A relação entre a área e o número de espécies é obtida de uma correlação entre a área e a diversidade de habitats (Williams 1964). Com o aumento da área também aumenta a diversidade de habitats, cada um com um conjunto de espécies associadas, o que reflete em um aumento da riqueza de espécies. A variável do habitat mais relevante é o nível de heterogeneidade da vegetação (Boecklen 1986), estando diretamente relacionado à diversidade de aves. Importante fator determinante da riqueza e da distribuição de aves é a composição florística de uma floresta, pois diferentes espécies de aves apresentam diferentes formas de utilização do habitat e de comportamento de forrageamento, conforme a espécie de planta utilizada (Karr 1990a). Quanto maior a variedade de espécies vegetais em uma floresta, maior a variedade de recursos alimentares disponíveis, o que é fundamental para elevar a riqueza de aves (Holmes 1990a). Não apenas a composição florística, mas a estrutura da vegetação também é importante na manutenção das populações de aves, pois maior complexidade estrutural proporciona um aumento dos locais de forrageamento sobre os quais as espécies

podem especializar-se, podendo ocorrer não só a adição de novas guildas, mas também de mais espécies nas guildas já existentes (Karr 1990b).

Não apenas a área de um fragmento, mas a sua forma e a matriz que o circunda afetam a riqueza de espécies de aves. Fragmentos florestais circundados por um habitat matriz diferente da vegetação florestal e isolados de outras florestas costumam apresentar efeitos do isolamento semelhantes aos verificados em ilhas (Terborgh *et al.* 1997). Em ambientes isolados, é freqüentemente a extinção de populações locais e a recolonização, só ocorre se áreas fonte estiverem suficientemente próximas das áreas a serem colonizadas (Simberloff e Abelle 1982). O habitat matriz, ao redor do fragmento pode representar uma barreira para muitas espécies de aves adaptadas a viverem no interior das florestas, o que impede o fluxo de indivíduos entre os fragmentos, podendo com o tempo diminuir a variabilidade genética dessas populações.

Entre os eventos que se seguem a fragmentação de uma floresta esta o aumento na proporção da borda exposta a outros hábitats, em relação ao interior da floresta, sendo que, em muitos casos, a paisagem de borda passa a ser uma característica dominante no fragmento e a influência do efeito de borda torna-se extensiva sobre este (Kapos *et al.* 1997). Estudos demonstram que formato exerce forte pressão sobre preservação da biodiversidade local. Isto porque quanto mais circular e compactado for o formato do fragmento, maior será a área de interior em relação à borda, o que faz com que menor porção da floresta sofra os danos do efeito de borda (Gimenes e Anjos 2003). Fragmentos estreitos ou irregulares têm grande proporção de borda em relação ao interior, o que significa maior prejuízo

para as aves adaptadas ao interior da floresta (Andén e Angelstam 1988; Wilcove e Robinson 1990; Burkey 1993; Turton e Freiburger 1997; Bártary e Báldi 2004; Garcia *et al.* 2005).

Muitos estudos abordam os efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves (Moore e Hooper 1975; Forman *et al.* 1976; Galli *et al.* 1976; Willis 1979; Hilty 1985; Rappole e Morton 1985; Bierregaard 1990; Wilcove e Robinson 1990; Blondel 1991; Aleixo e Vielliard 1995; Anjos *et al.* 1997; Restrepo *et al.* 1997; Warburton 1997; Anjos e Boçon 1999; Gimenes e Anjos 2000; Gimenes e Anjos 2003; Bártary & Báldi 2004; Kinas 2004; Garcia *et al.* 2005). Os resultados obtidos nesses estudos variam consideravelmente, e refletem a complexa relação entre a modificação do habitat e a perda da biodiversidade, a diferença entre os locais estudados e uma possível descombinação entre a escala dos problemas sendo avaliados e os métodos usados (Restrepo *et al.* 1997). Como consequência, não são muitos os padrões que podem ser estabelecidos refletindo os efeitos da fragmentação sobre as comunidades de aves e como esses fatores interagem influenciando o ecossistema (Gimenes e Anjos 2003).

Estudos voltados para o levantamento da avifauna em diversas regiões do Cerrado indicam que localmente a riqueza de espécies pode ser muito expressiva. Sick (1955) indicou a ocorrência de 245 espécies na região do médio rio das Mortes, estado de Mato Grosso. Fry (1970), também no estado do Mato Grosso, em sua região Nordeste registrou 263 espécies de aves, e Silva e Oniki (1988) apontaram a existência de 233 espécies na Estação Ecológica Serra das Araras, em Mato Grosso.

A diversidade de ambientes do Cerrado é um dos principais aspectos relacionados com a riqueza de aves, pois diferentes comunidades podem coexistir localmente (Negret 1983; Cavalcanti 1988; Rocha *et al.* 1994). Tubelis (1997) conduziu um estudo das comunidades de aves associadas às formações de Cerrado. Este autor avaliou um gradiente a partir de áreas de campo até cerrado *stricto sensu*. Concluiu que a riqueza e a abundância de espécies de indivíduos estão diretamente relacionadas com a variação do nível de estruturação das fisionomias vegetais. A grande estruturação da vegetação das matas de galeria tem sido um dos motivos utilizados para explicar a existência da maior riqueza de espécies de aves nesse ambiente do que no Cerrado (Negret 1983; Lins 1994; Ferreira 1995; Antas 1999).

A obtenção de dados das comunidades de aves em áreas remanescentes de Cerrado e sujeitas a constantes impactos são de fundamental importância para a conservação desses ambientes. A história da ocupação humana na cidade de Campo Grande (20°29'46''S e 54° 37'00''W), localizada na região central de Mato Grosso do Sul, teve início em 1872. À época a região era coberta por campos nativos que abrigavam capões de mata e grandes áreas contíguas de cerrado, cerradão e mata ripária (Mauro e Silva 2003). Após a chegada da estrada de ferro, no início do século XX, e o início da expansão urbana por volta de 1940, a retirada da cobertura florestal original foi intensificada. Tal processo de desflorestamento foi acelerado ainda mais no final da década de 70 com a elevação da cidade à condição de capital do novo estado de Mato Grosso do Sul (Mauro e Silva 2003).

Hoje restam fragmentos florestais imersos tanto em matrizes totalmente urbanizadas quanto em matrizes de campos de pastagem.

No presente estudo investigamos no Capítulo 1, como diferentes níveis de complexidade na estrutura da vegetação em campos de pastagens cultivadas influenciam a taxocenose aves. No Capítulo 2 nós avaliamos a influencia das variáveis: área, cobertura do solo e distância em relação à borda, sobre a comunidade de Aves em fragmentos florestais de Cerrado.

CAPÍTULO 1

Efeitos da estrutura da vegetação em campos de pastagens cultivadas sobre a comunidade Aves.

RESUMO

No presente estudo investigamos como diferentes níveis de complexidade na estrutura da vegetação em campos de pastagem influenciam a taxocenose aves. Os fatores ambientais variaram entre os pontos amostrais. Nossos resultados revelaram que a variação em componentes estruturais e as interações entre esta variável e a distância ao fragmento mais próximo e ao tempo de manejo explicaram significativamente a composição de espécies de aves. Nós obtivemos um gradiente em variação da complexidade da estrutura da vegetação, hierarquizado de forma a evidenciar áreas aonde predominavam apenas arbustos em meio a pastagem, até áreas com maior complexidade vegetal, cobertas por árvores e algumas destas cobertas por lianas. Registramos 109 espécies de Aves, distribuídas em 14 ordens e 32 famílias. Como era esperado para áreas abertas como as verificadas neste estudo, a maioria das espécies (n=50) são independentes de área florestada, seguidas daquelas semi-dependentes de área florestada (n=36), entretanto 23,21% (n=23) são espécies de áreas florestadas. Por ser nossa área de estudo caracteristicamente um ambiente antrópico, encontramos um maior número de espécies que são classificadas como tendo baixa sensibilidade a distúrbios ambientais (n=70), seguida daquelas que apresentam média sensibilidade a distúrbios ambientais (n=36) e apenas três espécies que apresentaram alta sensibilidade a distúrbios ambientais. Nossos resultados sugerem que a manutenção de bosques e linhas de árvores além de contribuir na conservação dos sistemas agropastoris e de espécies de plantas, pode refletir na conservação de espécies de aves, proporcionando fluxo entre

fragmentos para espécies que não apresentam capilaridade em matrizes formadas apenas por pastagem e arbustos.

INTRODUÇÃO

Aves apresentam uma relação direta com a estrutura da vegetação, pois esta determina sítios de nidificação, alimentação e abrigo contra predadores (Wiens 1989, Hallé 1990). Conseqüentemente, a perda ou alteração da heterogeneidade vegetal, que define a ocorrência de microhabitats, causa o desaparecimento de espécies em áreas fragmentadas (Willis 1979, Bierregaard 1990, Stotz *et al.* 1996, Anjos e Boçon 1999, Anjos 2001, Gimenes e Anjos 2003; Roma 2006).

Muitos estudos enfocam os efeitos da perda e fragmentação de hábitats principalmente em florestas tropicais (e.g., Laurance e Bierregaard 1997; Chiarello 1999; Laurance *et al.* 2000; Bierregaard *et al.* 2002) e áreas temperadas abertas (e.g., Cook e Quinn 1995; Peterjohn e Sauer 1999; Collinge *et al.* 2003; Krauss *et al.* 2004), e outros voltados para ambientes tropicais abertos (Cavalcanti 1999; Silva 1999; Tubelis e Cavalcanti 2000; Roma 2006).

Apesar da inequívoca importância ecológica o Cerrado é um dos biomas mais ameaçados no mundo, considerado como um *hotspot* (Myers *et al.* 2000) e a remoção de áreas nativas tem sido acelerada nas últimas décadas (Klink *et al.* 1995; Ratter *et al.* 1997; Aguiar *et al.* 2004; Ribeiro *et al.* 2005).

Ainda que os solos das savanas não sejam adequados às monoculturas, pois são distróficos e a aplicação excessiva de insumos agrícolas e irrigação leva a sérios danos em sua estrutura, estes por serem favoráveis a mecanização, tem transformado o Cerrado na maior fronteira agropecuária brasileira especialmente para a implantação de pastagens (Klink e Machado 2005) e para o cultivo de soja (Klink *et al.* 1995; Ribeiro *et al.* 2005). Notadamente as pastagens, que compõe o ambiente matriz no qual permanecem imersos fragmentos florestais remanescentes, são ambientes homogêneos extremamente simplificados, floristicamente pobres, altamente instáveis e incapazes de se auto-sustentarem, dependendo da interferência do homem para se manterem (Pott *et al.* 2006). Esta interferência comumente é feita com a remoção da rebrota de árvores e arbustos por roçadas periódicas, o que determina um gradiente de sucessão secundária, relacionado ao tempo desde o último manejo para manutenção das pastagens. Nos campos de pastagens cultivadas, muitas espécies lenhosas de Cerrado continuam a rebrotar após 20 ou 30 anos depois de estabelecidas as pastagens mantidas sob roçadas periódicas. Além disso, aves e mamíferos frugívoros também promovem a revegetação através de mecanismos de dispersão de sementes. Assim, nas pastagens cultivadas mantém-se um gradiente de diferentes estruturas vegetacionais (Pott *et al.* 2006).

No presente estudo investigamos, como diferentes níveis de complexidade na estrutura da vegetação em campos de pastagens cultivadas influenciam a taxocenose aves.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A região de Campo Grande, Mato Grosso do Sul, era coberta por campos nativos, capões de mata e grandes áreas contíguas de Cerrado *lato sensu*, antes da ocupação humana, que teve início em 1872 (Mauro e Silva 2003). Nesta cidade, a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa – Gado de Corte) mantém uma fazenda de 3.087 hectares, dos quais 37% são cobertos por remanescentes florestais. Áreas de pastos cultivados permanecem em diferentes estágios de sucessão secundária, pela periodicidade com que são manejados. A cada manejo, árvores e arbustos provenientes de rebrota são removidos e amontoados, formando as chamadas “leiras”.

Na fazenda, as pastagens são separadas das áreas florestadas por cercas de arame. Ao longo destas cercas, faixas de três ou quatro metros de vegetação são completamente removidas, pelo menos anualmente. Portanto, a transição entre áreas abertas e florestadas é abrupta.

Nenhum de nossos 30 sítios amostrais fazia parte de um corredor de vegetação. A nossa área de estudo abriga a unidade nacional de pesquisa em gado de corte (EMBRAPA –CNPGC), e nela são realizados experimentos diversos no manejo e criação de gado além do melhoramento de pastagens cultivadas. O que aqui se pratica em termos de manejo agropecuário é replicado em muitas das áreas de Cerrado do estado de Mato Grosso do Sul. O objetivo da unidade, alcançado de forma notória, é a excelência em criação gado de corte, assim como

o é, para qualquer pecuarista. Ocorre que em nossa área de estudos, a Legislação Ambiental é cumprida de forma satisfatória, o que nem sempre acontece em outras áreas, mercê das constantes ações de fiscalização dos órgãos ambientais. Outra diferença é o tamanho do rebanho, que na Embrapa-Cnpq é pequeno, pois se destina a pesquisa e não a produção, o que faz com que muitas áreas fiquem completamente livres da presença de gado, por longos períodos. Os fragmentos do entorno são isolados por cercas, e isso impede o acesso do gado ao interior das áreas florestadas, o que também nem sempre ocorre em todas as propriedades rurais. Em muitas o acesso do gado é livre no interior dos fragmentos, aonde se abrigam de intempéries, ou aproveitam a sombra nas horas mais quentes do dia.

Coleta e análise dos dados

Na área de pastagem da fazenda sorteamos a localização de 30 pontos de coleta. Em uma área circular de 50 m de raio, bimestralmente entre março/2006 e fevereiro/2008 realizamos censo da taxocenose aves através do método de Pontos de escuta (Vielliard e Silva 1990). Os pontos estavam distantes um do outro por no mínimo 200 metros. A cada período de coleta, em cada ponto registrei por um período de 20 minutos os contatos visuais e auditivos com as aves. Utilizei binóculos (marca Tasco 10 x 25) para auxiliar nos contatos visuais, microfone direcional (marca Sennheiser ME 66) e gravador digital "MD Recorder" (marca Sony) para gravação das vocalizações das aves e posterior identificações. Todas as coletas ocorreram entre o nascer do sol e às nove e meia da manhã.

Para caracterizar as taxocenoses de aves, as espécies foram classificadas segundo seu grau de dependência de habitats florestais e seu nível de sensibilidade às alterações de habitat (Silva 1995b; Stotz *et al.* 1996). Dessa forma, a cada espécie pode ser atribuído um dos seguintes três níveis de dependência florestal (Silva 1995b): 1) independente, para espécies associadas à fitofisionomias abertas, 2) semidependente, no caso de espécies que ocorrem tanto nas fitofisionomias abertas quanto em formações florestais e 3) dependente, para espécies que ocorrem principalmente em formações florestais. Quanto à sensibilidade a alterações de habitat, usamos a classificação proposta por Stotz *et al.* (1996), que consiste em três categorias de sensibilidade: Alta (A), Média (M) e Baixa (B). Esta classificação é empregada segundo o conceito geral de que quanto maior o nível de sensibilidade das espécies, maior a probabilidade de seu desaparecimento de paisagens alteradas, em decorrência da perda ou fragmentação de habitats. Estas classificações foram elaboradas a partir da larga experiência de campo de seus autores no estudo da avifauna neotropical e vêm sendo utilizadas em estudos ornitológicos (e.g., Marini 2001; Roda e Carlos 2004; Roma 2006).

Para avaliar a complexidade da vegetação, em cada ponto de coleta registramos o número de árvores, o número de árvores mortas, o número de árvores com lianas, o número de leiras. Registramos também o número de arbustos em quatro transectos de 10 metros, sendo que a direção de cada transecto foi sorteada a partir do centro dos pontos de coleta.

Para obter um gradiente representativo da variação em complexidade da vegetação entre os 30 pontos de coleta, utilizamos uma análise de componentes principais (PCA) das variáveis ambientais descritas, padronizadas pela divisão pela raiz quadrada da soma dos quadrados de cada variável. Registramos também o tempo (em anos) desde último manejo das áreas onde estavam os pontos e a distância destes ao fragmento florestal mais próximo.

RESULTADOS

Neste estudo foram registradas 109 espécies de Aves, distribuídas em 14 ordens e 32 famílias (Tabela 1.1). Como era esperado para áreas abertas como as verificadas neste estudo, a maioria das espécies (n=50) são independentes de área florestada, seguidas daquelas semi-dependentes de área florestada (n=36), entretanto 23,21% (n=23) são espécies de áreas florestadas (Tabela 1.1). Por ser nossa área de estudo caracteristicamente um ambiente antrópico, encontramos um maior número de espécies que são classificadas como tendo baixa sensibilidade a distúrbios ambientais (n=70), seguida daquelas que apresentam média sensibilidade a distúrbios ambientais (n=36) e apenas três espécies que apresentaram alta sensibilidade a distúrbios ambientais (Tabela 1. 1).

Tabela 1.1. Espécies de Aves registradas em em áreas de pastagens cultivadas, elencadas em suas respectivas Ordens e Famílias de acordo com o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO). As espécies registradas foram classificadas de acordo com a Sensibilidade a Distúrbios Ambientais (SD): “A” Alta sensibilidade, “B” Baixa sensibilidade e “M” Média sensibilidade (Stotz *et all* 1996) e de acordo com o grau de Dependência Florestal (DF) que apresentam (adaptado de Stotz *et all* 1996 e Silva 1995b).

Ordem/Família/Espécie	Sessibilidade a Distúrbios Ambientais	Grau de Dependência Florestal
Tinamiformes		
Tinamidae		
<i>Rhynchotus rufescens</i>	B	1
Ciconiiformes		
Threskiornithidae		
<i>Theristicus caudatus</i>	B	1
Cathartiformes		
Cathartidae		
<i>Cathartes aura</i>	B	1
<i>Coragyps atratus</i>	B	1
Falconiformes		
Accipitridae		
<i>Buteo albicaudatus</i>	B	1
<i>Elanus leucurus</i>	B	2
<i>Leptodon cayenensis</i>	M	1
<i>Heterospizias meridionalis</i>	B	1
<i>Spizastur melanoleucus</i>	A	3
<i>Ictinia plumbea</i>	M	3
Falconidae		
<i>Caracara plancus</i>	B	1
<i>Mivalgo chimachima</i>	B	1
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	B	2
<i>Falco femoralis</i>	B	1
<i>Falco sparverius</i>	B	1
Gruiformes		
Cariamidae		
<i>Cariama cristata</i>	M	1
Charadriiformes		
Charadriidae		
<i>Vanellus chilensis</i>	B	1
Columbiformes		
Columbidae		
<i>Columbina talpacoti</i>	B	1
<i>Patagioenas picazuro</i>	M	2
<i>Columbina squammata</i>	B	1
<i>Patagioenas cayennensis</i>	M	3
<i>Leptotila verreauxi</i>	B	2
Psittaciformes		
Psittacidae		

<i>Pyrrhura frontalis</i>	M	3
<i>Forpus xanthopterygius</i>	M	2
<i>Ara ararauna</i>	M	3
<i>Pyrrhura devillei</i>	M	3
<i>Myiopsitta monachus</i>	M	2
<i>Aratinga aurea</i>	M	2
<i>Brotogeris chiriri</i>	M	2
<i>Diopsittaca nobilis</i>	M	2
<i>Amazona aestiva</i>	M	3
<i>Alipiopsitta xanthops</i>	M	1
Cuculiformes		
Cuculidae		
<i>Piaya cayana</i>	B	2
<i>Crotophaga ani</i>	B	1
<i>Guira guira</i>	B	1
Strigiformes		
Strigidae		
<i>Megascops choliba</i>	M	2
<i>Glaucidium brasilianum</i>	B	2
<i>Athene cunicularia</i>	M	1
Apodiformes		
Trochilidae		
<i>Phaethornis pretrei</i>	B	2
<i>Eupetomena macroura</i>	B	1
<i>Thalurania furcata</i>	M	2
<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	B	1
<i>Anthracothorax nigricollis</i>	B	2
Trogoniformes		
Trogonidae		
<i>Trogon curucui</i>	M	3
Piciformes		
Bucconidae		
<i>Nystalus chacuru</i>	B	1
<i>Nystalus maculatus</i>	M	2
Ramphastidae		
<i>Pteroglossus castanotis</i>	A	3
<i>Ramphastos toco</i>	M	2
Picidae		
<i>Melanerpes candidus</i>	B	2
<i>Colaptes campestris</i>	B	1
<i>Dryocopus lineatus</i>	B	2

<i>Campephilus robustus</i>	M	3
Passeriformes		
Thamnophilidae		
<i>Thamnophilus doliatus</i>	B	2
Dendrocolaptidae		
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	M	3
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	M	3
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	A	3
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	M	1
Furnariidae		
<i>Furnarius rufus</i>	B	1
<i>Synallaxis frontalis</i>	B	3
<i>Pseudoseisura cristata</i>	M	2
<i>Phacelloomus rufifrons</i>	M	2
<i>Philydor rufum</i>	M	3
Tyrannidae		
<i>Todirostrum cinereum</i>	B	3
<i>Xolmis cinerea</i>	B	1
<i>Pitangus sulphuratus</i>	B	1
<i>Philohydor lictor</i>	B	1
<i>Megarynchus pitangua</i>	B	2
<i>Tyrannus melancholicus</i>	B	1
<i>Tyrannus savanna</i>	B	1
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	B	1
<i>Gubernetes yetapa</i>	M	1
<i>Myiarchus ferox</i>	B	2
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	B	2
Vireonidae		
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	B	2
Hirundinidae		
<i>Progne tapera</i>	B	1
Tityridae		
<i>Titra cayana</i>	M	3
Corvidae		
<i>Cyanocorax cristatellus</i>	M	1
<i>Cyanocorax chrysops</i>	B	2
Troglodytidae		
<i>Troglodytes musculus</i>	B	1
<i>Campylorhynchus turdinus</i>	B	3
Poliophtilidae		
<i>Poliophtila dumicola</i>	M	2

Turdidae		
<i>Turdus rufiventris</i>	B	2
<i>Turdus amaurochalinus</i>	B	2
<i>Turdus leucomelas</i>	B	2
Mimidae		
<i>Mimus saturninus</i>	B	1
Thraupidae		
<i>Tersina viridis</i>	B	3
<i>Dacnis cayana</i>	B	2
<i>Tangara preciosa</i>	B	3
<i>Tangara cayana</i>	M	1
<i>Euphonia chlorotica</i>	B	2
<i>Thraupis sayaca</i>	B	2
<i>Thraupis palmarum</i>	B	2
Emberizidae		
<i>Agelaius ruficapillus</i>	B	1
<i>Cyanerpes cyaneus</i>	B	3
<i>Coereba flaveola</i>	B	1
<i>Ammodramus humeralis</i>	B	1
<i>Sicalis flaveola</i>	B	1
<i>Volatinia jacarina</i>	B	1
<i>Sporophila caerulescens</i>	M	1
<i>Sporophila plumbea</i>	M	1
<i>Sporophila angolensis</i>	B	1
<i>Coryphospingus cucullatus</i>	B	2
Cardinalidae		
<i>Saltator atricollis</i>	M	1
<i>Saltator similis</i>	B	3
Icteridae		
<i>Gnorimopsar chopi</i>	B	1
<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	B	1
<i>Cacicus haemorrhous</i>	B	3
<i>Molothrus bonariensis</i>	B	1
<i>Dolichonyx oryzovorvus</i>	B	1

A estrutura da comunidade de aves pode ser representada pela ordenação dos pontos de escuta em duas dimensões (Figura 1.1). A ordenação recuperou um padrão no qual algumas amostras eram dominadas por *C. squammata* , G.

guira, *C. ani*, *C. talpacoti* e outras por *S. flaveola*, *S. caerulescens*, *M. monachus*, e *D. lineatus*, *T. rufiventris*, *D. cayana* *S. griseicapillus*, *C. gujanensis*, *T. preciosa*, *M. choliba*.

A variação nos componentes estruturais da paisagem (número de árvores, número de árvores com lianas, número de arbustos, número de leiras e número de árvores mortas) pode ser representada pela ordenação dos pontos de escuta em uma dimensão (Figura 1.2). As amostras no início do gradiente foram as mais diversas em componentes da paisagem e incluíram árvores com lianas, recuperando um gradiente hierárquico em componentes estruturais, com predomínio de arbustos no extremo oposto da ordenação.

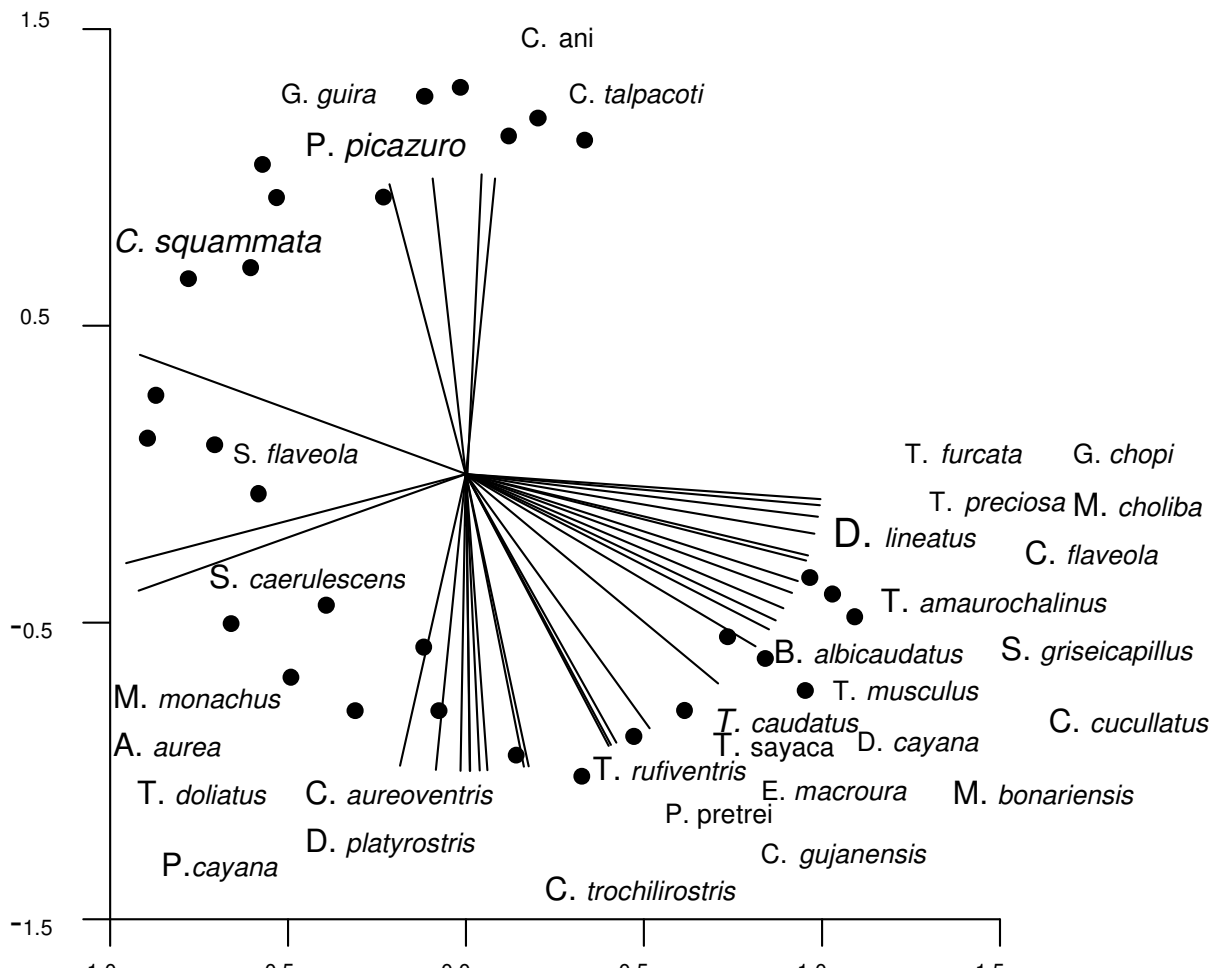


Figura 1.1. Ordenação dos 30 pontos de escuta, por escalonamento multidimensional híbrido (HMDS), em duas dimensões (stress = 0,13 e $r^2 = 0,94$), pela frequência de ocorrência das espécies de aves. Os vetores indicam a contribuição relativa das espécies com maior correlação com o plano da ordenação ($r > 0,8$).

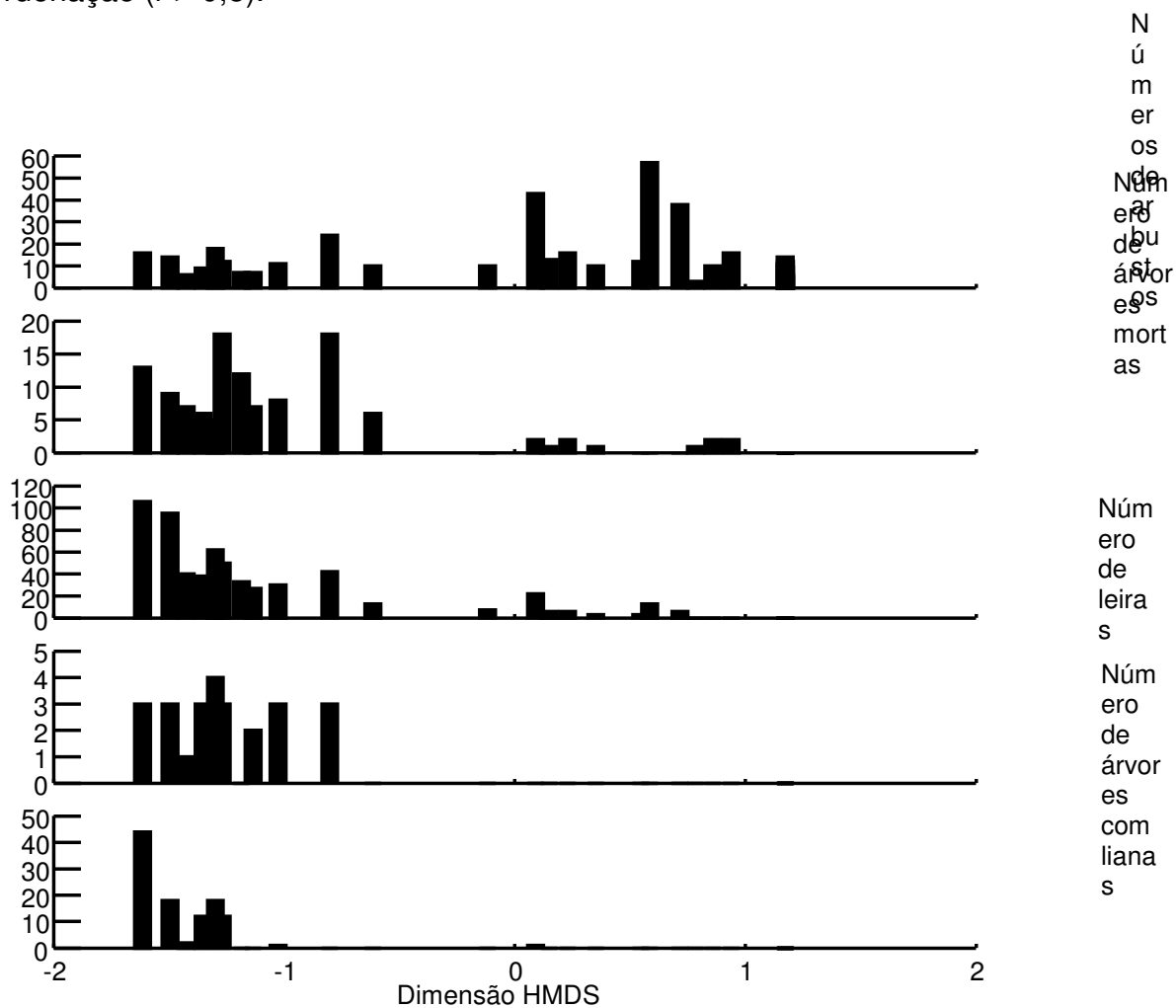
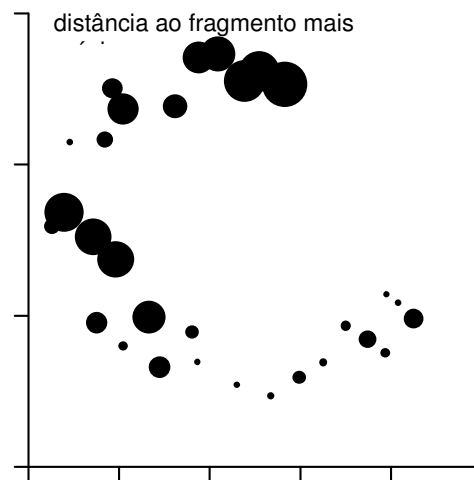
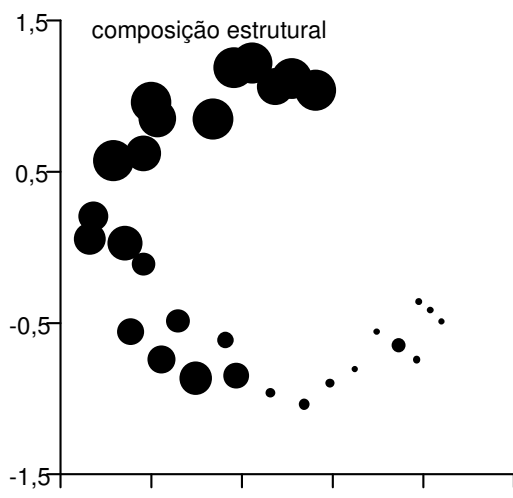


Figura 1. 2. Ordenação dos pontos de escutas, por escalonamento multidimensional híbrido (HMDS), em uma dimensão (stress = 0,09 e $r^2 = 0,98$), pelos componentes estruturais da paisagem.

Os fatores ambientais variaram entre os pontos de escuta (Figura 1.3). Uma análise de redundância revelou que a variação em componentes estruturais e as

interações entre esta variável e a distância ao fragmento mais próximo e ao tempo de manejo explicaram significativamente a composição de espécies de aves (Tabela 1. 2).

Dimensão HMDS 2



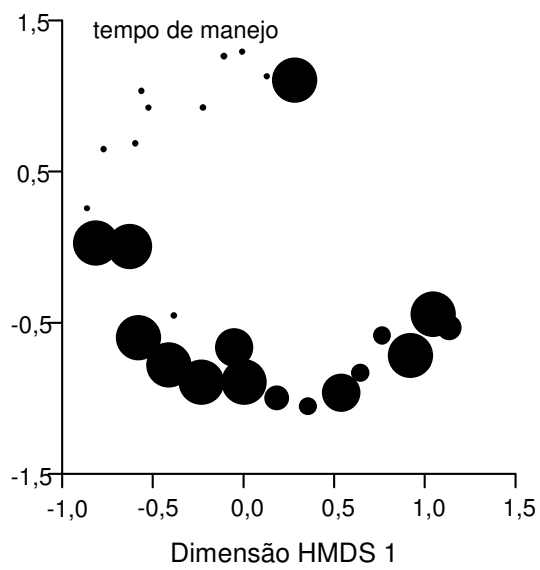


Figura 1. 3. Ordenação dos 30 pontos de escuta, por escalonamento multidimensional híbrido (HMDS), em duas dimensões (stress = 0,13 e $r^2 = 0,94$), pela frequência de ocorrência das espécies de aves. O tamanho dos pontos é diretamente proporcional à variável ambiental indicada.

Tabela 1. 2. Resultados da análise de redundância entre as variáveis ambientais e a composição de espécies de aves, representada pela ordenação dos pontos de escuta em duas dimensões.

Fonte de variação	Pillai	F	gl	P
	Trace			
Composição estrutural (CE)	0,542	12,45	2 e 21	< 0,001
Distância ao fragmento mais próximo (DIST)	0,057	0,64	2 e 21	0,537
Tempo de manejo (TM)	0,242	3,36	2 e 21	0,054
CE*DIST	0,264	3,76	2 e 21	0,040
CE*TM	0,270	3,88	2 e 21	0,037
DIST*TM	0,109	1,29	2 e 21	0,296
CE*DIST*TM	0,122	1,46	2 e 21	0,255

DISCUSSÃO

Mesmo em uma pequena escala, aonde avaliamos 23,55 hectares de área coberta por pastagens, foi possível observar diferenças na estrutura vegetacional e estabelecer de que forma a taxocenose aves é por ela influenciada. Nós obtivemos um gradiente em variação da complexidade da estrutura da vegetação, hierarquizado de forma a evidenciar áreas aonde predominavam apenas arbustos em meio a pastagem, até áreas com maior complexidade vegetacional, cobertas por árvores e algumas destas cobertas por lianas. Uma notável contribuição ao entendimento destes processos e eventos foi dada por Pott e colaboradores (2006). Este autor descreve como as diferentes práticas de manejos e a periodicidade entre estes é responsável por eventos de revegetação em áreas de pastagens cultivadas, que ocorrem, seja através da propagação vegetativa de órgãos subterrâneos, ou por eventos de dispersão de diásporos oriundos de fragmentos próximos, para os quais contribuem além do vento, a fauna autóctone, notadamente realizada por aves e mamíferos.

Nós observamos que a ocorrência de espécies de Aves esta relacionada à maior variação em complexidade vegetacional. Isso era esperado, uma vez que os organismos distribuem-se ao longo de manchas onde encontram os recursos requeridos para a manutenção dos seus ciclos biológicos (Willis 1979, Bierregaard 1990, Stotz *et al.* 1996, Anjos e Boçon 1999, Anjos 2001, Gimenes e Anjos 2003; Roma 2006). Áreas com maior complexidade resultam numa gama maior de

recursos disponíveis, além de propiciar uma maior previsibilidade na utilização destes. Maior variação na complexidade ambiental resulta em espectros mais amplos de recursos, que fornecem os meios para uma gama mais ampla de espécies, independentemente se elas interagem entre si ou não (Wiens 1989, Hallé 1990).

Como também era esperado, uma vez que avaliamos uma área de forte ação antrópica, encontramos um número maior de espécies que apresentam baixa sensibilidade a distúrbios ambientais, e uma proporção maior de espécies independentes e semi-dependentes de áreas florestadas, o que já foi observado em outros estudos (Silva 2006; Lopes e Anjos 2006; Torga *et al* 2007). Enquanto que algumas espécies de aves, não apresentam capilaridade através de matrizes agropastoris outras espécies (*e.g.* *C. squammata*, *G. guira*, *C. ani*, *C. talpacoti*, *M. monachus*,) têm capilaridade até mesmo em áreas totalmente urbanizadas (Valadão *et al* 2006; Silva e Blamires 2007; Paetzold e Queiros 2007).

Entre as aves dependentes de ambientes florestais que registramos (*e.g.* *Trogon curucui*, *T. cinereum*, *T. cayana*) estão às únicas consideradas com apresentando alta sensibilidade a distúrbios ambientais (*S. melanoleucus*, *P. castanotis* e *C. trochilrostris*). A freqüência com que estas espécies ocorreram esta fortemente relacionada com as áreas aonde foi maior a variação em complexidade ambiental.

Para os fragmentos remanescentes, adjacentes aos nossos sítios amostrais, estão descritas 17% (n=142) do total de 837 espécies de aves descrita para região dos Cerrados (Kinas, MA, dados não publicados). Neste estudo nos

registramos 109 espécies de aves que correspondem a 76,76% das 142 espécies registradas no interior e na borda dos fragmentos remanescentes na mesma área. Entre as espécies já descritas para os fragmentos remanescentes, mas não encontradas ao longo gradiente em complexidade ambiental por nós avaliado, estão espécies associadas a corpos de água (*e.g.*, *Amazonetta brasiliensis*, *Dendrocygna viduata*, *Cairina moschata*, *Galbula ruficauda*) e aquelas que vivem no interior das florestas (*e.g.*, *Crypturellus undulatus*, *Thamnophilus caerulescens*, *Baryphthengus ruficapillus*, *Basileuterus hypoleucus*, *Basileuterus flaveolus*). Como os corpos de água não são encontrados em meio a áreas de pastagens, pois se encontram protegidos por matas ripárias, era esperado não encontrar aves com comportamento paludícola. Da mesma forma a ausência de espécies de interior de florestas estará associado a atributos ecológicos destas espécies.

Isso suscita a necessidade de melhor se compreender os mecanismos de isolamento providos pela fragmentação florestal. Fragmentos de floresta e áreas reflorestadas podem atender os propósitos conservacionistas, como refúgios vitais para plantas e animais florestais (Schellhas e Greenberg 1996). Ocorre que o isolamento causado pela fragmentação tem o potencial de limitar a dispersão e colonização de animais e plantas. Isolados em fragmentos organismos têm seus atributos ecológicos comprometidos, o que pode levá-los à extinção local e regional (Willis 1979; Strafford e Stouffer 1999; Gibbs 2001; Wilson 2004; Pardini 2004). Estas constatações têm justificado estudos sobre corredores de vegetação presentes em paisagens fragmentadas que podem ser utilizadas por animais e plantas como rota de deslocamento entre fragmentos, auxiliando assim na

atenuação dos efeitos deletérios da fragmentação ambiental (e.g., Wilson e Willis 1975; Wegner e Merriam 1979; Fahrig e Merriam 1985; Bennett 1990; Merriam e Lanoue 1990; Hobbs 1992; Haas 1995; Downes *et al.* 1997; Laurance e Laurance 1999; Burel *et al.* 2004; Wilson 2004).

Nossos sítios amostrais faziam parte de grandes áreas contíguas de pastagem, mas não formavam corredores, assemelhando-se mais, a manchas em meio às pastagens. Como já foi sugerido (Bierregaard 1990; Lamb *et al.* 1997; Beier e Noss 1998) aves utilizam bosques ou linhas de árvores para efetuarem seus deslocamentos. A presença de aves frugívoras e de beija-flores (e.g. *P. castanotis*, *A. aestiva*, *P. devillei*, *P. pretrei*, *E. macroura*, *A. nigricollis*, *T. furcata*) deixam implícita que estes promovem fluxo gênico (via pólen e sementes) de muitas espécies de plantas que dependem dessas aves para polinização e dispersão de suas sementes. Uma vez que animais frugívoros utilizam manchas de vegetação para se deslocarem de um fragmento florestal a outro, pode haver a recolonização ou a colonização de novos sítios por espécies de plantas por eles dispersadas (Johnson e Adkisson 1985; Fritz e Merriam 1993; Estrada *et al.* 2000; Tewksbury *et al.* 2002).

A manutenção de bosques e linhas de árvores em meio às pastagens já foi descrita como solução de muitos problemas nos sistemas agropastoris, quer seja na prevenção ou no controle de solos degradados (Pott *et al.* 2006). Isso pode sugerir que a manutenção de bosques e linhas de árvores além de contribuir na conservação dos sistemas agropastoris e de espécies de plantas, pode refletir na conservação de espécies de aves, proporcionando fluxo entre fragmentos para

espécies que não apresentam capilaridade em matrizes formadas apenas por pastagem e arbustos.

Entretanto, devemos observar que o estabelecimento de conectividade entre fragmentos pode facilitar ou impedir o movimento de organismos entre fragmentos de habitat (Taylor *et al.*, 1993; Metzger 1999). Corredores podem propiciar além do fluxo, abrigo a indivíduos residentes, fornecendo-lhes os recursos requeridos pelos seus atributos ecológicos (Estrada *et al.* 2000; Forman 2001; Bolger *et al.* 2001; Hess e Fischer 2001; Bennett 2003); mas também podem transformar-se em filtro, quando alguns organismos que estão nas matrizes adjacentes às faixas de vegetação podem passar através delas, enquanto outros, por limitações (*e.g.* fisiológicas, comportamentais) são incapazes de fazê-lo (Forman 2001; Hess e Fischer 2001; Bennett 2003). Além disso, muitos organismos são destruídos ao usarem as faixas de vegetação, seja por predadores de áreas abertas ou pela competição com espécies generalistas (Downes *et al.* 1997; Forman 2001; Hess e Fischer 2001; Bennett 2003).

CAPITULO 2

Influência de variáveis ambientais em fragmentos de cerrado sobre a comunidade Aves.

RESUMO

Neste estudo nós avaliamos a influencia das variáveis ambientais: área, componentes da paisagem e distância em relação à borda, sobre a taxocenose Aves em fragmentos florestais de Cerrado localizados na região central do estado de Mato Grosso do Sul. Os Fragmentos avaliados variaram em tamanho desde 17,33 hectares até 174,41 hectares, a distância dos pontos de escuta nos fragmentos variou nos fragmentos entre dez e 332 metros. Ao todo registramos 142 espécies de Aves, pertencentes a 40 Famílias e 16 Ordens. A maioria das espécies (85, ca. 60%) apresenta baixa sensibilidade a distúrbios ambientais seguidas daquelas com média sensibilidade (52, ca. 36,5%) e, em menor proporção (5, 3,5%) por aquelas com alta sensibilidade. Entre as espécies registradas, 61 (42,9%) são independentes de ambientes florestais, 42 (29,5%) são dependentes de ambientes florestais e 39 (27,4%) são semi-dependentes de

ambientes florestais. O modelo para estimar o número de espécies explicou grande parte da variação no número de espécies de Aves neste estudo ($r^2 = 0,825$; $F = 9,406$; $p = 0,011$; constante = 72,471). Entretanto, somente os componentes da paisagem explicaram significativamente o número de espécies ($b = 47,802$ e $p = 0,014$), enquanto a variação em área ($b = -0,053$ e $p = 0,863$) e em distância até a borda ($b = 0,082$ e $p = 0,734$) tiveram influência praticamente nula (b próximo a zero). Nossos resultados reforçam a idéia, de que a estrutura da vegetação exerce forte influência na distribuição das espécies de aves, e que a fragmentação e o isolamento levam ao predomínio de espécies mais generalistas.

INTRODUÇÃO

O bioma Cerrado estende-se pelo Brasil Central em uma diagonal entre o litoral nordeste a leste e o Chaco a oeste (IBGE 2006 a), cobrindo cerca de 2,5 milhões km². Ocorre em altitudes que variam de cerca de 8 m, a exemplo dos cerrados do Litoral e do Nordeste (Castro e Martins 1999), a mais de 1.650 m, na Chapada dos Veadeiros, em Goiás (Felfili *et al.* 2007). O Cerrado abrange paisagens heterogêneas, devido às variações das fisionomias, topografia e geomorfologia, que ocorrem de maneira fragmentada, ao invés de em um contínuo geográfico (Silva *et al.* 2006). Como consequência, a heterogeneidade de habitats no bioma Cerrado proporciona principalmente aos indivíduos lenhosos, uma distribuição desigual em forma de mosaicos, devido à diferença de densidades das espécies promovendo uma elevada diversidade beta para o bioma (Ratter e

Dargie 1992; Castro *et al.* 1998; Felfili e Felfili 2001; Ratter *et al.* 2003, 2005; Felfili *et al.* 2004 a, 2007, Felfili e Silva Júnior 1993, 2001, 2005; Bridgewater *et al.* 2004). A grande diferenciação na abundância das populações ocorre tanto em áreas de cerrado s.s. encontradas em um mesmo Sistema de Terra e consideradas fisiograficamente homogêneas (Felfili e Felfili 2001; Felfili e Silva Junior 2001; Felfili *et al.* 2004, 2007), quanto em áreas distantes, mas sobre um mesmo tipo de solo (Lindoso e Felfili 2007). Em geral, há um grande número de espécies comuns entre as áreas, que possuem diferentes densidades, com a ocorrência de espécies abundantes em um local e rara em outro, e vice-versa (Felfili *et al.* 2004).

A diversidade de paisagens determina uma grande diversidade florística que coloca a flora do bioma Cerrado como a mais rica dentre as savanas do mundo (Ratter *et al.* 2000; Felfili *et al.* 2005). O padrão de diversidade da vegetação lenhosa do Cerrado consiste em um número moderado de espécies comuns, amplamente distribuídas pelo bioma, e um grande número de espécies raras restrita a poucas áreas (Ratter *et al.* 2003, 2005; Felfili e Silva-Júnior 1993, 2001; Felfili *et al.* 1994, 2004; Castro e Martins 1999; Bridgewater *et al.* 2004).

A diversidade de ambientes do Cerrado é um dos principais aspectos relacionados com a riqueza de aves, pois diferentes comunidades podem coexistir localmente (Negret 1983; Cavalcanti 1988; Rocha *et al.* 1994). Tubelis (1997), conduziu um estudo das comunidades de aves associadas às formações de Cerrado. Este autor avaliou um gradiente a partir de áreas de campo até cerrado sentido restrito e concluiu que tanto a riqueza de espécies quanto a abundância de

indivíduos estão diretamente relacionadas com a variação do nível de estruturação das fisionomias vegetais. A grande estruturação da vegetação das matas de galeria tem sido um dos motivos utilizados para explicar a existência da maior riqueza de espécies de aves nesse ambiente do que no cerrado (Negret 1983; Lins 1994; Ferreira 1995; Antas 1999).

Apesar da inequívoca importância ecológica, o Cerrado é um dos biomas mais ameaçados no mundo, considerado como um *hotspot* (Myers *et al.* 2000), e a descaracterização das áreas nativas tem sido acelerada nas últimas décadas (Klink *et al.* 1993; Ratter *et al.* 1997; Aguiar *et al.* 2004; Ribeiro *et al.* 2005).

Os solos das savanas não são adequados às monoculturas, pois geralmente são distróficos, e a aplicação excessiva de insumos agrícolas e irrigação pode levar à sérios danos na estrutura do solo. Porém, a sua estrutura favorável à mecanização transformou o Cerrado na maior fronteira agrícola brasileira, especialmente para pastagens (Klink e Machado 2005) e o cultivo de soja (Klink *et al.* 1993; Ribeiro *et al.* 2005), que gerou o desflorestamento de 54,9% até 2002 da superfície originalmente coberta por essa vegetação (Machado *et al.* 2004). O desflorestamento das savanas arbóreas, e demais fisionomias com quantidade significativa de espécies lenhosas, leva à perda de cobertura vegetal, perda de biodiversidade, aumento do albedo e aumento das emissões de CO₂ que contribui para os problemas do aquecimento global (Gillet 2005), além de poluição de córregos e rios, extensas erosões e perda do solo e invasão por espécies exóticas, como as gramíneas africanas (Klink e Machado 2005). A estes eventos somam-se aqueles relacionados ao tamanho e forma dos fragmentos

florestais remanescentes e a inserção destes, em matrizes homogêneas de espécies exóticas como as gramíneas utilizadas nas pastagens cultivadas, ou ao estabelecimento de monoculturas de grãos.

Vários trabalhos identificaram haver direta relação entre a área e o número de espécies de aves em ilhas ou fragmentos florestais (Moore e Hooper 1975; Forman *et al.* 1976; Galli *et al.* 1976; Connor e McCoy 1979; Willis 1979; Anjos e Boçon 1999). Entretanto, existem variáveis ambientais que podem estar implícitas dentro do fator área e que afetam a diversidade de aves (Warburton 1997). A relação entre a área e o número de espécies é obtida de uma correlação entre a área e a diversidade de habitats (Williams 1964). Com o aumento da área também aumenta a diversidade de habitats, cada um com um conjunto de espécies associadas, o que reflete em um aumento da riqueza de espécies. A variável do habitat mais relevante é o nível de heterogeneidade da vegetação (Boecklen 1986), estando diretamente relacionado à diversidade de aves.

A forma de um fragmento florestal exerce forte pressão sobre preservação da biodiversidade local. Isto porque quanto mais circular e compactado for o formato do fragmento, maior será a área de interior em relação à borda, o que faz com que menor porção da floresta sofra os danos do efeito de borda (Gimenes e Anjos 2003). Fragmentos estreitos ou irregulares têm grande proporção de borda em relação ao interior, o que significa maior prejuízo para as aves adaptadas ao interior da floresta (Andén e Angelstam 1988; Wilcove e Robinson 1990; Burkey 1993; Turton e Freiburger 1997; Bátyary e Báldi 2004; Garcia *et al.* 2005).

Fragmentos florestais circundados por um habitat matriz diferente da vegetação florestal e isolados de outras florestas costumam apresentar efeitos do isolamento semelhantes aos verificados em ilhas (Terborgh *et al.* 1997). Em ambientes isolados, é freqüentemente a extinção de populações locais e a recolonização, só ocorre se áreas fonte estiverem suficientemente próximas das áreas a serem colonizadas (Simberloff e Abelle 1982). O habitat matriz, ao redor do fragmento pode representar uma barreira para muitas espécies de aves adaptadas a viverem no interior das florestas, o que impede o fluxo de indivíduos entre os fragmentos, podendo com o tempo diminuir a variabilidade genética dessas populações.

Assim as dinâmicas de um fragmento são afetadas por fatores externos, estes variam, conforme a estrutura do mosaico muda (Wiens 1995). O processo de extinções em paisagens fragmentadas não ocorre de forma aleatória, mas sim pela resposta de cada espécie, em função de seus atributos biológicos, frente às novas condições da paisagem (Wiens 1989).

Neste estudo nós avaliamos a influencia das variáveis ambientais: área, componentes da paisagem e distância em relação à borda, sobre a taxocenose Aves em fragmentos florestais de Cerrado localizados na região central do estado de Mato Grosso do Sul.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A região de Campo Grande, (Mato Grosso do Sul,) era coberta por campos nativos, capões de mata e grandes áreas contíguas de Cerrado *lato sensu*, antes da ocupação humana, que teve início em 1872 (Mauro e Silva 2003).

Nesta cidade, a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Centro Nacional de Pesquisa em Gado de Corte, Embrapa – CNPGC) mantém uma fazenda de 3.087 hectares, dos quais 37% são cobertos por remanescentes florestais. Áreas de pastos cultivados permanecem em diferentes estágios de sucessão secundária devido à periodicidade com que são manejados. A cada manejo, árvores e arbustos provenientes de rebrota são removidos e amontoados, formando as chamadas “leiras”. As pastagens são separadas das áreas florestadas por cercas de arame. Ao longo destas cercas faixas de três a quatro metros de vegetação são completamente removidas, pelo menos anualmente. Esta prática de manejo determina que a transição entre áreas abertas e florestadas seja abrupta.

A vegetação remanescente está distribuída em fragmentos que variam na área (0,5 -180 ha) e tempo de isolamento em função do manejo que recebem.

Coleta e análise dos dados

A partir de fotografias aéreas georreferenciadas (Geomorena 2004) sorteamos dez fragmentos florestais. Nestes, os elementos de cobertura do solo presentes foram classificados (*sensu* Ribeiro e Walter 1998) em Mata Seca Semidecídua, Mata Seca Decídua, Mata Seca Sempre Verde, Mata de Galeria,

Cerradão e Pastos cultivados e Lagoa (açudes construídos para dessedentação animal).

Na Mata Seca Semidecídua, Mata Seca Decídua e Mata Seca Sempre Verde, a altura média da camada de árvores varia entre 15 e 25 metros, na época chuvosa as copas se tocam, fornecendo uma cobertura arbórea de 70 a 95%. Na época seca a cobertura pode ser inferior a 50%, especialmente na Mata Decídua, que atinge porcentagens inferiores a 35%, devido ao predomínio de espécies caducifólias. O dossel fechado na época chuvosa desfavorece a presença de muitas plantas arbustivas, enquanto a diminuição da cobertura na época seca não possibilita a presença de muitas espécies epífitas.

A Mata de Galeria mantém permanentemente as folhas (perenifólia), não apresentando queda significativa das folhas na época seca. A altura média do estrato arbóreo varia entre 20 e 30 metros, apresentando uma superposição das copas, que fornecem cobertura arbórea de 70 a 95%.

O Cerradão apresenta dossel contínuo e cobertura arbórea que pode oscilar de 50 a 90%, sendo maior na estação chuvosa e menor na seca. A altura média da camada de árvores varia de oito a 15 metros, proporcionando condições de luminosidade que favorecem a formação de camadas de arbustivas e herbáceas diferenciadas. Embora possa manter um volume constante de folhas nas árvores (padrão denominado perenifólio) o padrão geral é de perda parcial desse volume (ou semidecíduo), sendo que muitas espécies presentes como *Caryocar brasiliense* (pequi), *Kielmeyera coriacea* (pau-santo) e *Qualea*

grandiflora (pau-terra), apresentam queda das folhas em determinados períodos na estação seca (*sensu* Ribeiro e Walter 1998).

Nas pastagens predominaram variedades das gramíneas *Brachiaria spp.*, *Pennisetum spp* e *Paspalum spp.*

Nós determinamos a área de cada um dos fragmentos selecionados (PCI 2003). Em cada um dos fragmentos foram sorteados cinco pontos, a partir do quais estabelecemos uma área circular de 50 metros de raio. Em cada um destes pontos quantificamos a área de cada tipo de componentes da paisagem encontrado. Para classificar a vegetação remanescente em cada um dos pontos adotamos a tipificação proposta por Ribeiro e Walter (1998). Foram medidas, as distâncias de cada ponto até a borda mais próxima.

Nestes locais registramos bimestralmente, entre março/2006 e fevereiro/2008, a abundância das espécies de aves através do método de Pontos de escuta (Vielliard e Silva 1990). A cada período de coleta, em cada ponto registramos por um período de 20 minutos os contatos visuais e auditivos com as aves. Utilizei binóculos (marca Tasco 10 x 25) para auxiliar nos contatos visuais, microfone direcional (marca Sennheiser ME 66) e gravador digital “MD Recorder” (marca Sony) para gravação das vocalizações das aves e posterior identificações. Todas as coletas ocorreram entre o nascer do sol e às próximas quatro horas seguintes.

Para caracterizar as taxocenoses de aves, as espécies foram classificadas segundo seu grau de dependência de habitats florestais e seu nível de sensibilidade às alterações de habitat (Silva 1995b; Stotz *et al.* 1996). Dessa

forma, a cada espécie pode ser atribuído um dos seguintes três níveis de dependência florestal (Silva 1995b): 1) independente, para espécies associadas à fitofisionomias abertas, 2) semidependente, no caso de espécies que ocorrem tanto nas fitofisionomias abertas quanto em formações florestais e 3) dependente, para espécies que ocorrem principalmente em formações florestais. Quanto à sensibilidade a alterações de hábitat, usamos a classificação proposta por Stotz *et al.* (1996), que consiste em três categorias de sensibilidade: Alta (A), Média (M) e Baixa (B). Esta classificação é empregada segundo o conceito geral de que quanto maior o nível de sensibilidade das espécies, maior a probabilidade de seu desaparecimento de paisagens alteradas, em decorrência da perda ou fragmentação de hábitats. Estas classificações foram elaboradas a partir da larga experiência de campo de seus autores no estudo da avifauna neotropical e vêm sendo utilizadas em estudos ornitológicos (e.g., Marini 2001; Roda e Carlos 2004; Roma 2006).

Para obter um gradiente de composição da paisagem, baseado nas proporções de cada componente de cobertura do solo, nós ordenamos os fragmentos por escalonamento multidimensional híbrido (HMDS). Nós adotamos este mesmo método de ordenação para representar a variação em composição de espécies de Aves entre os fragmentos. Para calcular as matrizes de associação empregamos o índice de Bray-Curtis. No caso das Aves, utilizamos a frequência relativa de ocorrência para o cálculo do índice. Utilizamos modelos gerais lineares para avaliar as relações entre a comunidade de Aves (riqueza e composição de espécies) e as variáveis área, distância à borda e composição da paisagem.

RESULTADOS

Os Fragmentos avaliados variaram em tamanho desde 17,33 hectares até 174,41 hectares, a distância dos pontos de escuta nos fragmentos variou nos fragmentos entre dez e 332 metros (Tabela 2.1).

A ordenação dos fragmentos em uma dimensão (stress = 0,29 e $r^2 = 0,55$), por escalonamento multidimensional híbrido (HMDS), representou a variação na composição destes componentes da paisagem, pela sua porcentagem de cobertura (Figura 2.1).

Tabela 2.1. Número de espécies de aves e demais variáveis registradas para cada um dos fragmentos estudados. Apresentamos a porcentagem da área do fragmento ocupada por cada componente da paisagem, a área em hectares e a distância média \pm desvio padrão (amplitude) das amostras até a borda mais próxima do fragmento. As áreas de lagoa são açudes construídos para dessedentação do gado.

Número de espécies	Componentes da paisagem										Distância até a borda (m)
	Mata seca					Mata de galeria					
	Sempre verde	Decídua	Semidecídua	Pasto	Cerradão	Lagoa	Mata de galeria	Área (ha)			
27	0	40	52,6	7,4	0	0	0	21,08			81 \pm 59,7 (18-157)
39	20	74,8	0	5,2	0	0	0	78,89			196 \pm 143,5 (24-324)
38	0	54,8	40	5,2	0	0	0	20,35			83 \pm 61 (32-184)
137	0	0	0	10	0	0	0	17,33			53,2 \pm 30,5 (27-125)
22	90	0	0	10	0	0	0	27,55			55,4 \pm 40,1 (22-125)
136	0	0	0	5,6	34,4	0	60	117,73			183,60 \pm 125,1 (17-189)
142	0	0	0	0	0	6,6	93,4	174,41			112,6 \pm 65,9 (17-189)
69	0	0	0	9,2	0	0	70,8	112,90			102 \pm 90,8 (19-240)
22	86,2	0	0	13,8	0	0	0	17,36			42,8 \pm 25,8 (10-69)
142	0	0	0	0	0	7,2	92,8	158,70			173,2 \pm 115,8 (14-332)

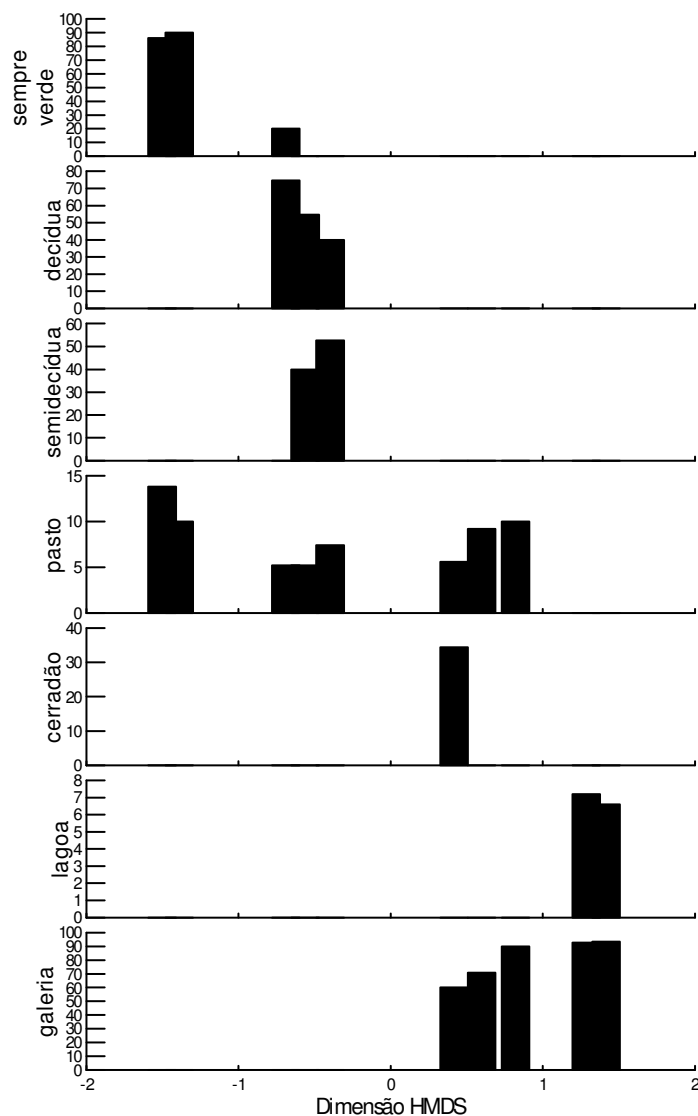


Figura 2.1. Composição da cobertura do solo representada pela ordenação dos fragmentos florestais por escalonamento multidimensional híbrido (dimensão HMDS, stress = 0,29 e $r^2 = 0,55$). As barras indicam a proporção da superfície do fragmento ocupada por cada componente da paisagem: sempre verde - Mata Seca Sempre Verde; decídua - Mata Seca Decídua; semidecídua - Mata Seca Semidecídua; pasto: áreas com pastagens cultivadas; cerradão – Cerradão; lagoa - açudes construídos para dessedentação do gado; galeria - Mata de Galeria.

Nós utilizamos um modelo de regressão múltipla para avaliar as relações entre a riqueza de espécies de Aves e as variáveis ambientais área do fragmento, distância até a borda mais próxima e composição da paisagem (Figura 2.2). O modelo para estimar o número de espécies explicou

significativamente grande parte da variação no número de espécies de Aves neste estudo ($r^2 = 0,825$; $F = 9,406$; $p = 0,011$; constante = 72,471). Entretanto, somente os componentes da paisagem explicaram significativamente o número de espécies ($b = 47,802$ e $p = 0,014$), enquanto a variação em área ($b = -0,053$ e $p = 0,863$) e em distância até a borda ($b = 0,082$ e $p = 0,734$) tiveram influência praticamente nula (b próximo a zero).

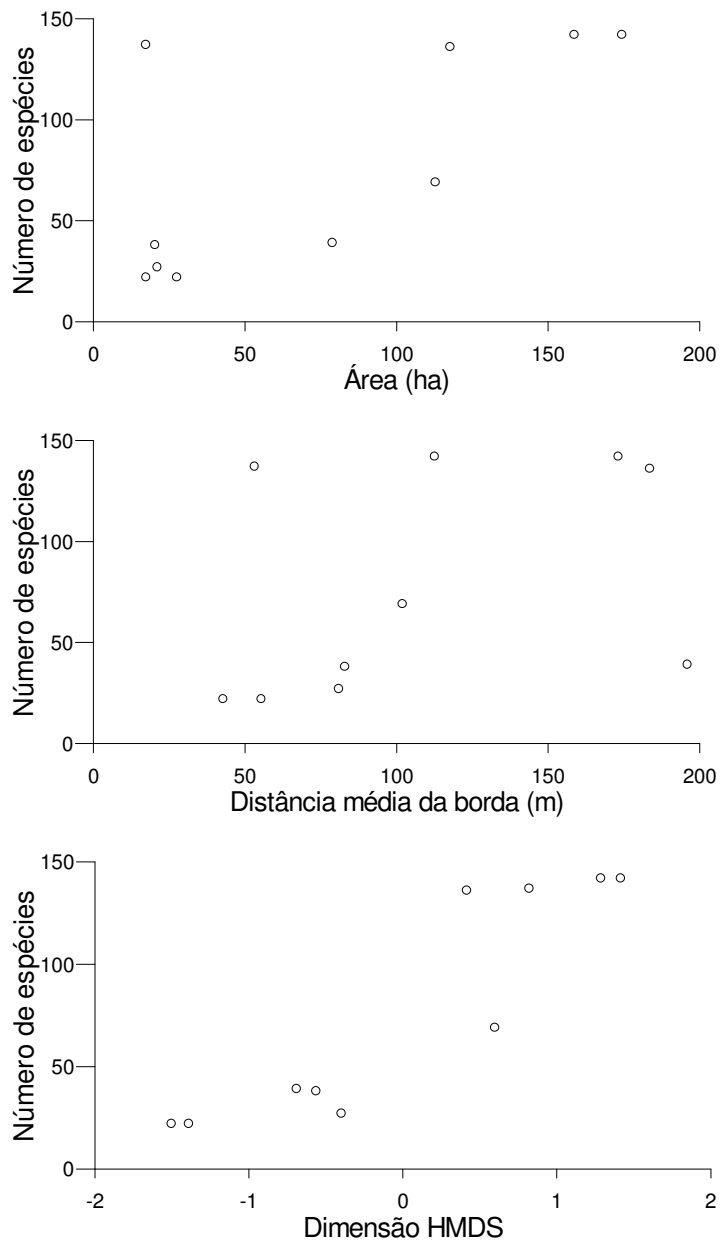


Figura 2.2. Variação no número de espécies em relação à área do fragmento, à distância média das amostras até a borda mais próxima do fragmento e a composição da cobertura do solo, obtida por escalonamento multidimensional híbrido (dimensão HMDS).

Ao todo registramos 142 espécies de Aves, pertencentes a 40 Famílias e 16 Ordens. A maioria das espécies (85, ca. 60%) apresenta baixa sensibilidade a distúrbios ambientais seguidas daquelas com média sensibilidade (52, ca. 36,5%) e, em menor proporção (5, 3,5%) por aquelas com alta sensibilidade.

Entre as espécies registradas, 61 (42,9%) são independentes de ambientes florestais, 42 (29,5%) são dependentes de ambientes florestais e 39 (27,4%) são semi-dependentes de ambientes florestais (Tabela 2.2). Os fragmentos (A, B, C, E, I) aonde predominam as Matas Secas foram os menos ricos em espécies de Aves e não abrigavam nenhuma espécie exclusiva.

Tabela 2.2. Espécies de Aves registradas em 10 fragmentos florestais, elencadas em suas respectivas Ordens e Famílias de acordo com o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO). As espécies registradas foram numeradas (Número da SP) e classificadas de acordo com a Sensibilidade a Distúrbios Ambientais (SD): “A” Alta sensibilidade, “B” Baixa sensibilidade e “M” Média sensibilidade (Stotz *et al* 1996) e de acordo com o grau de Dependência Florestal (DF) que apresentam (adaptado de Stotz *et al* 1996 e Silva 1995b).

Ordem/Família/Espécie	Número da Sp	SD	DF	Fragmentos									
				A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
Tinamiformes													
Tinamidae													
<i>Crypturellus parvirostris</i>	SP1	B	1				x	x	x				x
<i>Crypturellus undulatus</i>	SP2	B	3				x	x	x				x
<i>Rhynchotus rufescens</i>	SP3	B	1				x	x	x				x
Anseriformes													
Anatidae													
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	SP4	B	1								x		x
<i>Dendrocygna viduata</i>	SP5	B	1								x		x
<i>Cairina moschata</i>	SP6	M	1								x		x
Cracidae													
<i>Crax fasciolata</i>	SP7	M	3				x	x	x				x
Ciconiiformes													
Threskiornithidae													
<i>Theristicus caudatus</i>	SP8	B	1				x	x	x				x
Cathartiformes													
Cathartidae													
<i>Cathartes aura</i>	SP9	B	1				x	x	x				x
<i>Coragyps atratus</i>	SP10	B	1				x	x	x				x
Falconiformes													
Accipitridae													
<i>Buteo albicaudatus</i>	SP11	B	1				x	x	x				x
<i>Elanus leucurus</i>	SP12	B	2				x	x	x				x
<i>Leptodon cayenensis</i>	SP13	M	1				x	x	x				x
<i>Heterospizias meridionalis</i>	SP14	B	1				x	x	x				x
<i>Spizastur melanoleucus</i>	SP15	A	3				x			x	x		x
<i>Ictinia plumbea</i>	SP16	M	3				x	x	x				x

Falconidae

<i>Caracara plancus</i>	SP17	B	1		x	x	x		x	x		x
<i>Mivalgo chimachima</i>	SP18	B	1				x		x	x		x
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	SP19	B	2				x		x	x		x
<i>Falco femoralis</i>	SP20	B	1	x	x	x	x		x	x	x	x
<i>Falco sparverius</i>	SP21	B	1		x	x	x		x	x		x

Rallidae

<i>Aramides cajanea</i>	SP22	A	2				x		x	x		x
-------------------------	------	---	---	--	--	--	---	--	---	---	--	---

Cariamidae

<i>Cariama cristata</i>	SP23	M	1				x		x	x		x
-------------------------	------	---	---	--	--	--	---	--	---	---	--	---

Charadriiformes**Charadriidae**

<i>Vanellus chilensis</i>	SP24	B	1				x		x	x		x
---------------------------	------	---	---	--	--	--	---	--	---	---	--	---

Jacanidae

<i>Jacana jacana</i>	SP25	B	1							x		x
----------------------	------	---	---	--	--	--	--	--	--	---	--	---

Scolopacidae

<i>Calidris fuscicollis</i>	SP26	M	1							x		x
-----------------------------	------	---	---	--	--	--	--	--	--	---	--	---

Columbiformes**Columbidae**

<i>Columbina talpacoti</i>	SP27	B	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Patagioenas picazuro</i>	SP28	M	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Columbina squammata</i>	SP29	B	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Patagioenas cayennensis</i>	SP30	M	3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Leptotila verreauxi</i>	SP31	B	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Psittaciformes**Psittacidae**

<i>Pyrrhura frontalis</i>	SP32	M	3				x		x	x		x
<i>Forpus xanthopterygius</i>	SP33	M	2				x		x	x		x
<i>Ara ararauna</i>	SP34	M	3				x		x	x		x
<i>Pyrrhura devillei</i>	SP35	M	3				x		x	x		x
<i>Myiopsitta monachus</i>	SP36	M	2				x		x	x		x
<i>Aratinga aurea</i>	SP37	M	2		x	x	x		x	x		x
<i>Brotogeris chiriri</i>	SP38	M	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Diopsittaca nobilis</i>	SP39	M	2				x		x	x		x
<i>Amazona aestiva</i>	SP40	M	3				x		x	x		x
<i>Alipiopsitta xanthops</i>	SP41	M	1		x	x	x		x	x		x

Cuculiformes**Cuculidae**

<i>Piaya cayana</i>	SP42	B	2				x		x	x	x	x
<i>Crotophaga ani</i>	SP43	B	1				x		x	x	x	x
<i>Guira guira</i>	SP44	B	1				x		x	x	x	x
<i>Tapera naevia</i>	SP45	B	1				x		x	x	x	x

Strigiformes**Strigidae**

<i>Megascops choliba</i>	SP46	M	2				x		x	x		x
<i>Glaucidium brasilianum</i>	SP47	B	2				x		x	x	x	x
<i>Athene cunicularia</i>	SP48	M	1				x		x	x		x

Caprimulgidae

<i>trochilirostris</i>														
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	SP81	M	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Furnariidae														
<i>Furnarius rufus</i>	SP82	B	1	x	x	x	x		x	x	x			x
<i>Synallaxis frontalis</i>	SP83	B	3				x		x	x				x
<i>Pseudoseisura cristata</i>	SP84	M	2				x		x	x	x			x
<i>Phacelloomus rufifrons</i>	SP85	M	2				x		x	x				x
<i>Philydor rufum</i>	SP86	M	3				x		x	x				x
Tyrannidae														
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	SP87	M	3				x		x	x	x			x
<i>Camptostoma obsoletum</i>	SP88	B	1				x		x	x				x
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	SP89	M	3				x		x	x				x
<i>Phylloscartes ventralis</i>	SP90	M	3				x		x	x	x			x
<i>Todirostrum cinereum</i>	SP91	B	3				x		x	x				x
<i>Xolmis cinerea</i>	SP92	B	1				x		x	x				x
<i>Pitangus sulphuratus</i>	SP93	B	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Philohydor lictor</i>	SP94	B	1				x		x	x	x			x
<i>Megarynchus pitangua</i>	SP95	B	2				x		x	x	x			x
<i>Tyrannus melancholicus</i>	SP96	B	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Tyrannus savanna</i>	SP97	B	1				x		x	x				x
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	SP98	B	1	x			x		x	x	x			x
<i>Gubernetes yetapa</i>	SP99	M	1				x		x	x				x
<i>Myiarchus ferox</i>	SP100	B	2				x		x	x				x
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	SP101	B	2		x		x		x	x				x
Vireonidae														
<i>Vireo olivaceus</i>	SP102	M	3				x		x	x				x
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	SP103	B	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Oscines														
Hirundinidae														
<i>Progne tapera</i>	SP104	B	1				x		x	x	x			x
Tityridae														
<i>Tityra cayana</i>	SP105	M	3				x		x	x	x			x
Corvidae														
<i>Cyanocorax cristatellus</i>	SP106	M	1				x		x	x				x
<i>Cyanocorax chrysops</i>	SP107	B	2				x		x	x				x
Troglodytidae														
<i>Troglodytes musculus</i>	SP108	B	1				x		x	x				x
<i>Campylorhynchus turdinus</i>	SP109	B	3				x		x	x				x
Poliopitilidae														
<i>Poliopitila dumicola</i>	SP110	M	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Turdidae														
<i>Turdus rufiventris</i>	SP111	B	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Turdus amaurochalinus</i>	SP112	B	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Turdus leucomelas</i>	SP113	B	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Mimidae														
<i>Mimus saturninus</i>	SP114	B	1				x		x	x				x
Thraupidae														
<i>Tersina viridis</i>	SP115	B	3				x		x	x	x			x

<i>Eucometis penicillata</i>	SP116	M	3					x	x	x	x	x
<i>Dacnis cayana</i>	SP117	B	2		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Tangara preciosa</i>	SP118	B	3					x	x	x	x	x
<i>Tangara cayana</i>	SP119	M	1					x	x	x	x	x
<i>Euphonia chlorotica</i>	SP120	B	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Thraupis sayaca</i>	SP121	B	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Thraupis palmarum</i>	SP122	B	2	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Emberizidae												
<i>Agelaius ruficapillus</i>	SP123	B	1					x	x	x		x
<i>Cyanerpes cyaneus</i>	SP124	B	3					x	x	x	x	x
<i>Coereba flaveola</i>	SP125	B	1		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Ammodramus humeralis</i>	SP126	B	1		x	x	x	x	x			x
<i>Sicalis flaveola</i>	SP127	B	1		x	x	x	x	x			x
<i>Volatinia jacarina</i>	SP128	B	1					x	x	x	x	x
<i>Sporophila caerulescens</i>	SP129	M	1		x	x	x	x	x			x
<i>Sporophila plumbea</i>	SP130	M	1					x	x	x		x
<i>Sporophila lineola</i>	SP131	M	1					x	x	x		x
<i>Sporophila angolensis</i>	SP132	B	1					x	x	x		x
<i>Coryphospingus cucullatus</i>	SP133	B	2		x	x	x	x	x			x
Cardinalidae												
<i>Saltator atricollis</i>	SP134	M	1					x	x	x		x
<i>Saltator similis</i>	SP135	B	3					x	x	x		x
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	SP136	B	3					x	x	x	x	x
<i>Basileuterus flaveolus</i>	SP137	M	3	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Icteridae												
<i>Gnorimopsar chopi</i>	SP138	B	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	SP139	B	1					x	x	x		x
<i>Cacicus haemorrhous</i>	SP140	B	3					X	x	x		x
<i>Molothrus bonariensis</i>	SP141	B	1		x	x	X	x	x			x
<i>Dolichonyx oryzovor</i>	SP142	B	1					X	x	x		x

A ordenação em duas dimensões por escalonamento multidimensional híbrido representou a variação em composição de espécies de aves (Figura 3). Nota-se que os fragmentos dominados por mata seca ficaram separados dos demais na ordenação, evidenciando as diferenças em composição de espécies. Nós utilizamos um modelo linear multivariado para avaliar as relações entre a composição de espécies de Aves (definida pela ordenação em duas dimensões) e as variáveis ambientais área do fragmento, distância até a borda mais próxima e composição da paisagem (Figura 2.4). No modelo

somente os componentes da paisagem explicaram significativamente a composição de espécies (Pillai Trace = 0,695; $F = 5,811$; $gl = 2$ e 5 ; $p = 0,050$), enquanto a variação em área (Pillai Trace = 0,481; $F = 2,315$; $gl = 2$ e 5 ; $p = 0,194$) e em distância até a borda (Pillai Trace = 0,593; $F = 3,639$; $gl = 2$ e 5 ; $p = 0,106$) não tiveram influência relevante.

Di
m
e
n
s
ã
o
H
M
D
S
2

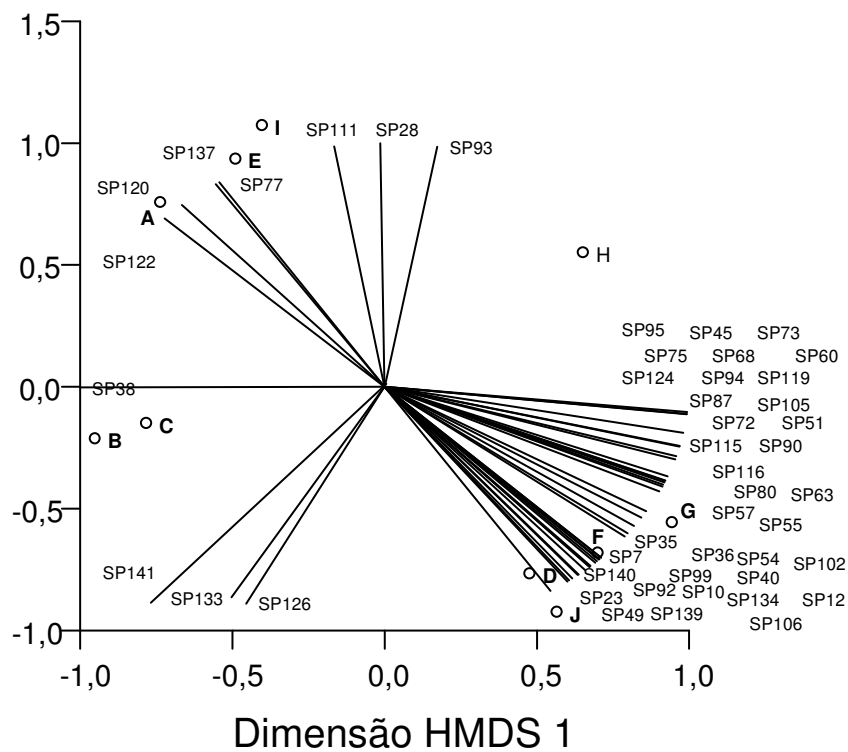


Figura 2.3. Ordenação dos fragmentos em duas dimensões (stress = 0,09 e $r^2 = 0,97$) pela freqüência relativa das espécies de aves. Os vetores indicam a contribuição relativa de cada uma das espécies mais importantes ($r \geq 0,9$) para o plano da ordenação. As letras em **negrito** designam os fragmentos.

Di
m
en
sã
o
H
M
D
S
2

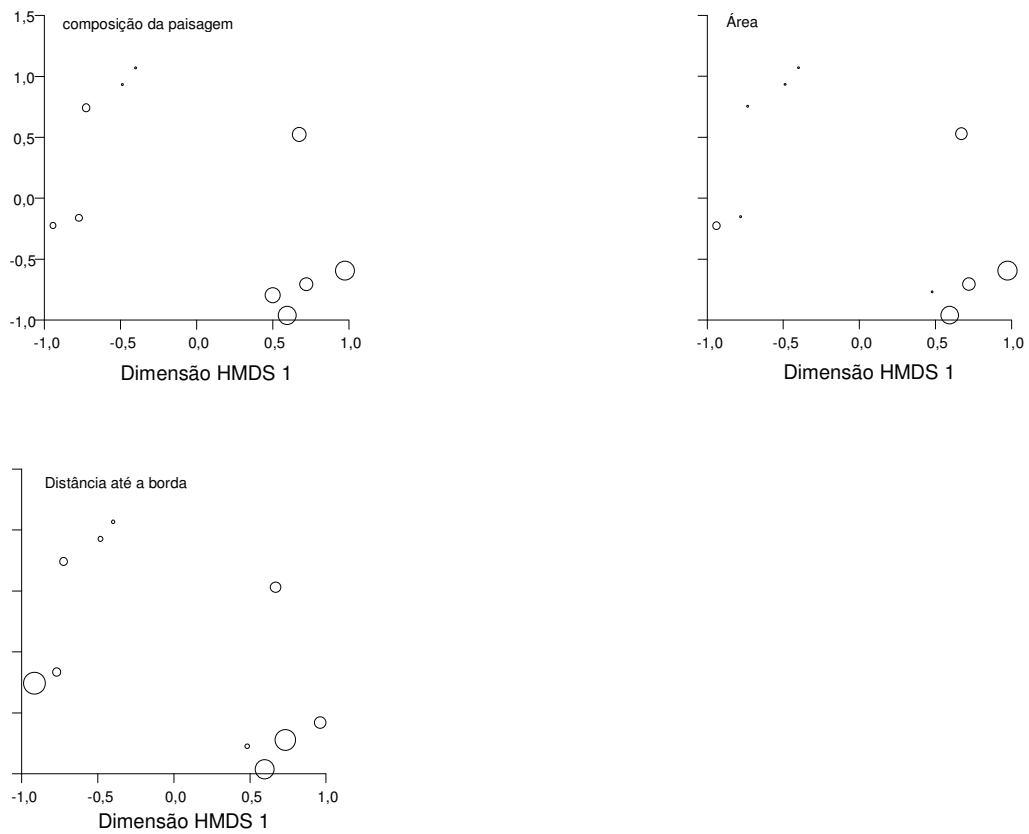


Figura 2.4. Influência das variáveis ambientais sobre a ordenação dos fragmentos em duas dimensões pela freqüência relativa das espécies de aves. O tamanho dos pontos é diretamente proporcional às variáveis consideradas.

DISCUSSÃO

Originalmente o Cerrado “sentido amplo” abriga formações campestres, savânicas e florestais (Ribeiro e Walter 1998). Os fragmentos avaliados neste estudo abrangem paisagens florestais heterogêneas, devido às variações na topografia e geomorfologia. Os fragmentos situados no fundo de pequenos vales (H, J, G, F, D) formam grandes blocos cobertos por Mata de Galeria, e apenas no fragmento “F” foi observada a transição natural de Mata de Galeria para Cerradão. Os demais fragmentos (A, B, C, E, I) situados em pequenas elevações são cobertos por diferentes tipos de Matas Secas, sem que ocorra a transição natural para qualquer outra formação florestal, campestre ou savânica. A zona de contato entre todos os fragmentos avaliados e a matriz do entorno formada por pastagens é abrupta. Isso decorre do manejo empregado. Para evitar que o gado tenha acesso ao interior dos fragmentos estes são cercados com postes de madeira e arame liso. Para preservar as cercas e impedir a progressão de incêndios florestais ao longo destas toda a vegetação é removida periodicamente.

Transições abruptas entre diferentes tipos de vegetação representam uma barreira à dispersão de aves (Hayes 1995) e até mesmo estreitas clareiras lineares, abertas no interior de uma floresta para servirem de estradas, funcionam como barreiras para muitas espécies (Goosem 1997). Em ambientes isolados, freqüentemente ocorre à extinção de populações locais e uma redução na riqueza de espécies de aves. (Simberloff e Abelle 1982; Bierregaard 1990; Sieving e Karr 1997).

Uma relação direta entre a área e o número de espécies de aves em ilhas ou fragmentos florestais é conhecida (Moore e Hooper 1975; Forman *et al.* 1976; Galli *et al.* 1976; Connor e McCoy 1979; Willis 1979; Anjos e Boçon 1999). Os fragmentos de vegetação avaliados neste estudo foram definidos pela ação humana, formando ora blocos de Matas Secas ora de Matas de Galeria e Cerradão. Desta forma o aumento em área, não se traduz em maior diversidade de ambientes, que é um dos principais aspectos relacionados com a riqueza de aves, pois diferentes comunidades podem coexistir localmente (Negret 1983; Cavalcanti 1988; Rocha *et al.* 1994).

Os fragmentos situados nos fundos dos vales (H, J, G, F, D), cobertos por Cerradão e Matas de Galeria foram os mais ricos em espécies de Aves. Quanto maior a variedade estrutural encontrada na vegetação de uma floresta, maior a possibilidade de um maior número de espécies de aves encontrar substratos adequados para otimizar suas atividades fundamentais, como forrageamento e nidificação (Willson 1974; James 1982; Boecklen 1986; Halle 1990; Holmes 1990a; Karr 1990a, b). A grande estruturação da vegetação das matas de galeria tem sido um dos motivos utilizados para explicar a existência da maior riqueza de espécies de aves nesse ambiente do que nas demais

formações florestais de Cerrado sentido amplo. (Negret 1983; Lins 1994; Ferreira 1995; Antas 1999). Além disso, as Matas de Galeria são menos afetadas pela sazonalidade climática (Ribeiro e Walter 1998), o que possivelmente leva a uma estabilidade maior nos recursos disponíveis, em detrimento das matas secas e caducifólias.

As bordas de florestas podem abrigar indivíduos de espécies de aves florestais e campestres. Era esperado encontrar um maior número de espécies nos pontos mais próximos a matriz adjacente. Nossos resultados, entretanto, não identificaram este padrão. Isso pode ser explicado pela distribuição das espécies presentes nos fragmentos avaliados. Enquanto que espécies presentes apenas nos pontos mais próximos a matriz, nos fragmentos H, J, G, F e D (e.g. *C. ani*, *G. guira*, *T. rufiventris* e *P. sulphuratus*) nos demais fragmentos dominados pelas Matas Secas (A, B, C, E,) foram registradas mesmo nos pontos mais interiores destes fragmentos.

Aparentemente, algumas espécies apresentam maior capilaridade nos ambientes de Matas Secas, em detrimento aqueles de Matas de Galeria e Cerradão. Isso ilustra a forte influência da estrutura da vegetação na distribuição das espécies de aves. As espécies de aves que invadem fragmentos normalmente possuem alta habilidade de dispersão e são generalistas em relação à alimentação e à utilização do habitat, ao contrário da maioria daquelas que vivem no interior das florestas, normalmente com baixo potencial de dispersão através de áreas abertas e bastante especializadas (Lovejoy *et al.* 1986).

Entre as espécies de Aves registradas apenas cinco (*Spizastur melanoleucus*, *Aramides cajanea*, *Pteroglossus castanotis*, *Picumnus fuscus* e

Campylorhamphus trochilirostris) possuem alta sensibilidade a distúrbios ambientais, enquanto que a maioria das espécies registradas (n=85) apresenta baixa sensibilidade a distúrbios ambientais (e.g. *Vanellus chilensis*, *Pitangus sulphuratus*, *Euphonia chlorotica*, *Thraupis palmarum*, *Coereba flaveola*, *Turdus rufiventris*) e são espécies que apresentam grande capilaridade em vários ambientes, habitando inclusive praças e jardins em meio a matrizes totalmente urbanizadas (Stotz *et al* 1996; Sick 1997). Da mesma forma, quando agrupadas pela dependência florestal que apresentam a maioria das espécies (n=61) é independente de ambientes florestais. Nossos resultados reforçam a idéia, de que a estrutura da vegetação exerce forte influência na distribuição das espécies de aves, e que a fragmentação e o isolamento levam ao predomínio de espécies mais generalistas.

A avifauna do Cerrado é a terceira em riqueza de espécies dentre os biomas brasileiros (Marini e Garcia 2005). Das 840 espécies de aves listadas para o Cerrado (Bagno e Marinho-Filho 2001) nós registramos apenas 142, o que representa apenas 17% deste total. Fragmentos de floresta e áreas reflorestadas podem atender os propósitos conservacionistas, como refúgios vitais para plantas e animais (Schellhas e Greenberg 1996). Os resultados aqui obtidos evidenciam a importância da manutenção não apenas das formações florestais de Cerrado no sentido amplo, mas também daquelas savânicas e campestres. O devido cumprimento da legislação ambiental brasileira que determina a manutenção de 20% de reserva legal nas propriedades, a manutenção das áreas de preservação permanente (APPs) e das Reservas Particulares do Patrimônio Nacional (RPPNs) a criação de novas Unidades de

Conservação (UCs) são algumas das iniciativas que podem contribuir para a conservação da avifauna.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- ANTAS, P. T. Z., CAVALCANTI, R. B. 1998. Aves comuns do Planalto Central. Segunda Ed. Brasília, Editora da Universidade de Brasília, 238 pp.
- ANJOS, L. DOS & R. BÓÇON. 1999. Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. *The Wilson Bulletin*, Lawrence, 111 (3): 397-414.
- ALEIXO, A. & J.M.E. VIELLIARD. 1995. Composição e dinâmica da avifauna da Mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, 12 (3): 493- 511.
- ANJOS, L. DOS; K.-L. SCHUCHMANN & R. BERNEDT. 1997. Avifaunal composition, species richness, and status in the Tibagi river basin, Paraná State, southern Brazil. *Ornitologia Neotropical*, Montreal, 8 (2): 145-173.
- AGUIAR, L. M. S; MACHADO, R. B.; MARINHO FILHO, J. A 2004. Diversidade Biológica do Cerrado. Pp: 17-40. *In*: Aguiar, L. M. S. & Camargo, A. J. A. (ed.). *Cerrado: ecologia e caracterização*. Planaltina, Embrapa Cerrados.

- BAGNO, M. A.; MARINHO-FILHO, J. 2001. A avifauna do Distrito Federal: uso de ambientes abertos e florestais e ameaças In: Ribeiro, J. F.; Fonseca, C. E. L. & Sousa-Silva, J. C. (Ed.). Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria. Planaltina, EMBRAPA Cerrados, pp. 495-528.
- BEIER, P.; NOSS, R.F. Do habitat corridors provide connectivity? *Conserv. Biol.*, Malden, v. 12, n. 6, p. 1241- 1252, 1998.
- BENNETT, A. F. 1990. Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. *Landscape Ecology* 4: 109-122.
- BENNETT, A. F. 2003. *Linkages in the landscape: The role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. IUCN. Gland.
- BIERREGAARD, R.O. 1990. Avian communities in the understory of Amazonian forest fragments p 333-343. In: KEAST, A. (Ed.). *Biogeography and ecology of forest birds communities*. The Hague, SPB Academic Publishing, 410p.
- BIERREGAARD, R. O., LOVEJOY, T. E.; GASCON, C; MESQUITA, R. 2002. *Lessons from Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press, New Haven, Connecticut.
- BLONDEL, J. Birds in biological isolates. In: PERRINS, C. M. *Birds population studies: relevance to conservation and management*. Oxford: Oxford University Press, 1991. cap. 3, p. 45-72.
- BOECKLEN, W.J. Effects of habitat heterogeneity on the species-area relationships of forest birds. *J. Biogeogr.*, Oxford, v. 13, p. 59-68, 1986.

- BRIDGEWATER, S.; RATTER, J.A.; RIBEIRO, J.F. 2004. Biogeographic patterns, β -diversity and dominance in the Cerrado biome of Brazil. *Biodiversity and Conservation* 13: 2295- 2318.
- BOLGER, D. T.; SCOTT, T. A.; ROTENBERRY, J. T. 2001. Use of corridor-like landscape structures by bird and small mammal species. *Biological Conservation* 102: 213-224.
- BURKEY, T. V. (1993). Edge effects in seed and egg predation at two neotropical rainforest sites. *Biol. Conserv.* 66: 139-143.
- CASTRO, A.A.J.F.; MARTINS, F.R.; FERNANDES; A.G. 1998. The woody flora of cerrado vegetation in the State of Piauí, Northeastern Brazil. *Edinburgh Journal of Botany* 55(3): 455-472.
- CASTRO, A.A.J.F. ; MARTINS, F.R. 1999. Cerrados do Brasil e do Nordeste: caracterização, área de ocupação e considerações sobre a sua fitodiversidade. *Pesquisa Foco* 7(9):147-178.
- CAVALCANTI, R.B. Conservation of birds in the Cerrado of central Brazil. ICBP, Technical Publication, 7:59-66. 1988.
- CAVALCANTI, R. B. 1999. Bird species richness and conervation in the Cerrado region of Central Brazil. *Studies in Avian Biology*, v. 19, n.1, p. 244-249.
- CHIARELLO, A. G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89:71-82.
- COCHRANE, T.T.; SANCHEZ, L.G.; AZEVEDO, L.G.; PORRAS, J.A.; GARVER, C.L. 1985. Land in Tropical America. Cali, CIAT/EMBRAPA. 3 vols

- COLE, M.M. The Savannas: biogeography and geobotany. Academic Press Inc. Great Britain, 438 p. 1986.
- COLLINGE, S. K.; PRUDIC, K. L.; OLIVER, J. C. 2003. Effects of local habitat characteristics and landscape context on grassland butterfly diversity. *Conservation Biology* 17:178-187.
- COLLINSON, A.S. 1988. Introduction to World Vegetation. London, Unwin Hymann. 320 p.
- CONNOR, E. F., MCCOY, E. D. 1979. The statistics and biology of species-area relationship. *American Naturalist* 113:791-833.
- COOK, R. R.; QUINN, J. F. 1995. The Influence of Colonization in Nested Species Subsets. *Oecologia* 102:413-424.
- DIAMOND, J.M. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biol. Conserv.*, Oxon, v. 7, p. 129-146, 1975.
- DOWNES, S. J.; HANDASYDE, K. A.; ELGAR, M. A. 1997. Variation in the use of corridors by introduced and native rodents in South-eastern Australia. *Biological Conservation* 82: 379- 383.
- EITEN, G. 1972. The Cerrado vegetation of Brazil. *Botanical Review* 38:201-341.
- ESTRADA, A.; Cammarano, P.; Coates-Estrada, R. 2000. Bird species richness in vegetation fences and in strips residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 9: 1399-1416.
- FAHRIG, L.; MERRIAM, G. 1985. Habitat patch connectivity and population on survival. *Ecology* 66: 1762-1768.

- FELFILI, J.M. & SILVA JÚNIOR, M.C. 1993. A comparative study of cerrado (*sensu stricto*) vegetation in Central Brazil. *Journal of Tropical Biology* 9: 277-289.
- FELFILI, J.M. & SILVA JÚNIOR, M.C. 2001. Biogeografia do bioma cerrado: estudo fitofisionômico na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco. Brasília, Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Florestal. 144 p.
- FELFILI, J.M. & SILVA JÚNIOR, M.C. 2005. Diversidade alfa e beta no cerrado *sensu stricto*, Distrito Federal, Goiás, Minas Gerais e Bahia. Pp: 143-154. *In: Scariot, A.; Sousa-Silva, J.C.; Felfili, J.M (orgs). Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente.*
- FELFILI, J.M.; FILGUEIRAS, T.S.; HARIDASAN, M.; SILVA JÚNIOR, M.C.; MENDONÇA, R.; REZENDE, A.V. 1994. Projeto Biogeografia do Bioma Cerrado: Vegetação e solos. *Cadernos de Geociências do IBGE* 12:75-166.
- FELFILI, J.M.; SILVA JÚNIOR, M.C.; REZENDE, P.E.; WALTER, B.M.T.W.; SILVA, M.A. & ENCINAS, J.I. 1997. Comparação florística e fitossociológica do cerrado nas Chapadas Pratinha e dos Veadeiros. *In: Leite, L; Saito, C. (eds). Contribuição ao conhecimento ecológico do cerrado. Brasília-DF: UnB.*
- FELFILI, J.M.; SILVA JÚNIOR, M.C.; SEVILHA, A.C.; FAGG, C.W.; WALTER, B.M.T.W.; NOGUEIRA, P.E; REZENDE, A.V. 2004. Diversity, floristic and structural patterns of cerrado vegetation in Central Brazil. *Plant Ecology* 175: 37-46.

- FELFILI, J.M; REZENDE, A.V.; SILVA JÚNIOR, M.C. 2007. Biogeografia do Bioma Cerrado: vegetação e solos da Chapada dos Veadeiros. Brasília, Editora Universidade de Brasília/Finatec. 256p.
- FERREIRA, A.A. Dinâmica de comunidades de aves em fragmentos de mata de galeria. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília. Brasília, DF. 1995.
- FORMAN, R.T.T. *et al.* Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some landuse implications. *Oecologia*, Berlin, v. 26, p. 1-8, 1976.
- FORMAN, R. T. T. 2001. *Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press. Cambridge.
- FRITZ, R.; MERRIAM, G. 1993. Fencerow habitats for moving plants between farmland foorests. *Biological Conservation* 64:141-148.
- Fry, C.H. 1970. Ecological distribution of birds in northeastern Mato Grosso state, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 42:275-318.
- GARCIA, J.D.D.; AREVALO, J.R. & FERNANDEZ-PALACIOS, J.M. (2005) Patterns of artificial avian nest predation by introduced rats in a fragmented laurel forest. *Journal of Natural History*, 2005; 38(28): 2661–2669.
- GIBBS, J. P. 2001. Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variation in wild populations. *Biological Conservation* 100: 15-20.
- GALLI, A.E.; C.F. LECK & R.T.T. FORMAN. 1976. Avian distribution patterns in forest islands of different sizes in central New jersey. *The Auk*, Washington, 93 (2) 356-364.
- GILLET, M. 2005. *Ecosystems*. London: Hodder Murray. 144p.

- GIMENES, M. R.; ANJOS, L. 2000. Distribuição espacial de aves em um fragmento florestal do campus da Universidade Estadual de Londrina, Norte do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 17: 263-271.
- GOODLAND, R. 1971. A physiognomic analysis of the "cerrado" vegetation of Central Brasil. *The Journal of Ecology* 59(2): 411-419.
- GOOSEM, M. Internal fragmentation: the effects of roads, highways, and powerline clearings on movements and mortality of rainforest vertebrates. *In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (Ed.) Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. cap. 16, p. 241-255.
- HALLÉ, F. Tropical rain forests: structure and growth dynamics relative to utilization by birds. *In: KEAST, A. (Ed.) Biogeography and ecology of forest bird communities*. The Hague: SPB Academic Publishing, 1990. cap. 3, p. 27-33.
- HASS, C. 1995. Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. *Conservation Biology* 9: 845-854.
- HAYES, F.E. *Status, distribution and biogeography of the birds of Paraguay*. Loma Linda: Loma Linda University, 1995.
- HESS, G. R.; FISCHER, R. A. 2001. Communicating clearly about conservation corridors. *Landscape and Urban Planning* 55: 195-208.
- HIGGS, A.J.; USHER, M.B. Should nature reserves be large or small? *Nature*, London, v. 285, p. 568-569, 1980.

- HILTY, S.L. Distributional changes in the Colombian avifauna: a preliminary blue list. *In: BUCKLEY, P. A. Neotropical ornithology.* (Ed.) Washington, D.C.: The American Ornithologists Union, 1985. cap. 21, p. 1000- 1012.
- HOBBS, R. J. 1992. The role of corridors in conservation: solution or bandwagon? *Trends in Ecology and Evolution* 7: 389-392.
- HOLMES, R.T. Food resource availability and use in forest bird communities: a comparative view and critique. *In: KEAST, A. Biogeography and ecology of forest bird communities.* The Hague: SPB Academic Publishing, 1990a. cap. 27, p. 387-393.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 1992. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro, IBGE. 92 p.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2006. Mapa dos Biomas. www.ibge.gov.br.
- JAMES, F.C. Relationships between temperate forest bird communities and vegetation structure. *Ecology*, Washington, D.C., v. 63, n. 1, p. 159-171, 1982.
- JOHNSON, W. C.; ADKISSON, C. S. 1985. Dispersal of beech nuts by blue jays in fragmented landscapes. *American Midland Naturalist* 113: 319-324.
- KARR, J.R. Interactions between forest birds and their *habitats*: a comparative synthesis. *In: KEAST, A. Biogeography and ecology of forest bird communities.* (Ed.) The Hague: SPB Academic Publishing, 1990a. cap. 26, p. 379- 386.
- KARR, J.R. Birds of tropical rainforest: comparative biogeography and ecology. *In: KEAST, A. Biogeography and ecology of forest bird communities.* The Hague: SPB Academic Publishing, 1990b, cap. 15, p.215-218.

- KAPOS, V.; WANELLI, E.; CAMARGO, J. L.; GANADE, G. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. *In*: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (Ed.) *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. cap. 3, p. 33-44.
- KINAS, M. A. (2004) Comunidade de Aves de dois Fragmentos Florestais Urbanos de Campo Grande, MS. Dissertação de Mestrado, UFMS, Campo Grande.
- KLINK, C.A.; MOREIRA, A.G.; SOLBRIG, O.T. 1993. Ecological impact of agricultural development in the Brazilian Cerrados. Pp: 259 – 282. *In*: Young, M.D. & Solbrig, O.T. *The World's Savannas*. Paris, Unesco / The Parthenon Publishing Group.
- KLINK, C.A.; MACEDO, R.F., MUELLER, C.C. 1995. De Grão em Grão, o Cerrado Perde Espaço (Cerrado - Impactos do Processo de Ocupação). WW F Fundo Mundial para a Natureza. Brasília
- KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. 2005. Conservação do Cerrado Brasileiro. *Megadiversidade*. 1(1): 147-155.
- LAMB, D.; PARROTTA, J. ;KEENAN, R.; TUCKER, N. Rejoining habitat remnants: restoring degraded rainforest lands. *In*: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R.O. (Ed.) *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. cap. 24, p. 366- 385.
- KRAUSS, J., KLEIN, A. M.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. 2004. Effects of habitat area, isolation, and landscape diversity on plant

- species richness of calcareous grasslands. *Biodiversity and Conservation* 13:1427-1439.
- LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O. (Ed.) *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago: The University of Chicago Press, 1997.
- LAURANCE, S. G.; LAURANCE, W. F. 1999. Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. *Biological Conservation* 91: 231-239.
- LAURANCE, W. F., VASCONCELOS, H. L. LOVEJOY, T. E. 2000. Forest loss and fragmentation in the Amazon: implications for wildlife conservation. *Oryx* 34:39-45.
- LINDOSO, G.S.; FELFILI, J.M. 2007. Características florísticas e estruturais de Cerrado *sensu stricto* em Neossolo Quartzarênico. *Revista Brasileira de Biociências* 5(2):102-104.
- LINS, L. V. 1994. O papel da mata ciliar na estruturtação de uma comunidade de aves do cerrado (Brasília, DF). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- LOVEJOY, T.E. BROWN L. P.; TELGA, H. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. *In: SOULÉ, M. E. Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sunderland: Sinauer Associates, 1986. cap. 12, p. 257-285.
- MacARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. *The theory of island biogeography*. Princeton, New Jersey: Princeton University Press, 1967.
- MACHADO, R. B., M. B. RAMOS NETO, P. G. P. PEREIRA, E. F. CALDAS, D. A. GONÇALVES, N. S. SANTOS, K. TABOR, AND M. STEININGER.

2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Conservação Internacional, Brasília, DF.
- MARINI, M. A. 2001. Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. *Bird Conservation International* 11:13-25.
- MAURO, R.A.; SILVA, M.P. Corredores ecologicos e ecologia de paisagem em Campo Grande. Arca, Campo Grande, MS. Vol. 9, p.38-39. 2003
- McCOY, E.D.; MUSHINSKY, H.R. Effects of fragmentation on the richness of vertebrates in the Florida scrub habitat. *Ecology*, Washington, D.C., v. 75, p. 446-457, 1994.
- MERRIAM, G.; LANOUE, A. 1990. Corridor use by mammals: field measurement for three experimental types of *Peromyscus leucopus*. *Landscape Ecology* 4: 123-131.
- METZGER, J. P. 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 71: 445-463.
- MISTRY, J. 2000. *World Savannas: ecology and human use*. London, Prentice Hall. 344 p.
- MOORE, N.W.; HOOPER, M.D. On the numbers of birds species in British woods. *Biol. Conserv.*, Oxon, v. 8, p. 239-250, 1975.
- MYERS, N, MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities: *Nature*, 403:853–858. 2000.
- NEGRET, A.J. Diversidade e abundância da avifauna da Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília. 1983.
- NIMER, E. 1989. *Climatologia do Brasil*. Rio de Janeiro, IBGE. 421 p.

- OLIVEIRA-FILHO, A. T., RATTER, J. A. 1995. A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinburg Journal of Botany* 52:141-194.
- PAETZOLD, V., QUEROL, E. 2008. Avifauna urbana do município de Uruguiana, Rs, Brasil *biodivers. pampeana*, v. 6, n. 1, 2008 <http://revistaseletronicas.pucrs.br/ojs/index.php/biodiversidadepampeana>.
- PARDINI, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13: 2567-2586.
- PENNINGTON R.T.; PRADO, D.E.; PENDRY, C.A. 2000. Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. *Journal of Biogeography* 27: 261–273.
- PETERJOHN, B. G.; SAUER, J. R. 1999. Population status of North American grassland birds from the North American Breeding Bird Survey 1966-1996. *Studies in Avian Biology* 19:27-44.
- PRADO, D.E. ; GIBBS, P.E. 1993. Patterns of species distributions in the dry seasonal forests of South America. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 80: 902-927.
- POTT, A., POTT, V. J., SOUSA, T. W. 2006. Plantas daninhas de pastagens na região dos cerrados. EMBRAPA – GADO DE CORTE. Campo Grande,MS.
- RAPPOLE, J.H.; MORTON, E.S. Effects of habitat alteration on a tropical avian forest community. *In: BUCKLEY, P.A. (Ed.) Neotropical ornithology*. Washington, D.C.: The American Ornithologists Union, 1985. cap. 22, p. 1013-1021.

- RATTER, J.A. & DARGIE, T.C.D. 1992. An analysis of the floristic composition of 26 cerrado areas in Brazil. *Edinburgh Journal of Botany* 49(2): 235-250.
- RATTER, J.A.; RIBEIRO, J.F.; BRIDGEWATER, S. 1997. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany* 80: 223-230.
- RATTER, J.A.; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J.F.; DIAS, T.A.B.; SILVA, M.R. 2000. Distribuição das espécies lenhosas da fitofisionomia Cerrado sentido restrito nos estados compreendidos pelo bioma Cerrado. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer* 5: 5-43.
- RATTER, J.A.; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J.F. 2005. Biodiversity patterns of the woody vegetation of the Brazilian Cerrados. Pp.31-58. *In: Pennington, R.T., Lewis, G.P., Ratter J.A. Neotropical Savannas and dry forests: Diversity, Biogeography and Conservation.*
- RESTREPO, C.; RENJIFO, L. M.; MARPLES, P. Frugivorous birds in fragmented neotropical montane forests: landscape pattern and body mass distribution. *In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O. (Ed.) Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities.* Chicago: The University of Chicago Press, 1997. cap. 12, p. 171-189.
- RIBEIRO, J. F., WALTER, B. M. T. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. Pages 87-166 in S. M. Sano, and S. P. Almeida, editors. *Cerrado: ambiente e flora.* EMBRAPAC/PAC, Planaltina.
- RIBEIRO, J.F.; BRIDGEWATER, S.; RATTER, J.A.; SOUSA-SILVA, J.C. 2005. Ocupação do bioma Cerrado e conservação da sua diversidade vegetal. Pp: 385-399. *In: Scariot, A.; Souza-Silva, J.C.; Felfili, J.M. (orgs). Cerrado:*

ecologia, biodiversidade e conservação. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.

- ROCHA, I. R. D.; CAVALCANTI, R. B.; MARINHO FILHO, J. S. E
KITAYAMA, K. FAUNA. *In*: M. N. PINTO (Org.), Cerrado.
Brasília, Editora Universidade de Brasília. 1994.
- RODA, S. A., CARLOS, C. J. 2004. Composição e sensibilidade da avifauna dos brejos de altitude do estado de Pernambuco. Pages 211-228 in K. C. Porto, J. P. Cabral, and M. Tabarelli, editors. Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF.
- ROMA, J. C., 2006. A fragmentação e seus efeitos sobre aves de fitofisionomias abertas do Cerrado. Tese de Doutorado UNB, Brasília DF.
- SHELLAS, J.; GREENBERG, R. 1996. Forest patches in tropical landscapes. Island Press. Washington.
- SICK, H. O aspecto fitofisionômico da paisagem do médio rio das Mortes, Mato Grosso, e a avifauna da região. *Arq. Mus. Nac.*, 42:541-576. 1955.
- SICK, H. 1997. Ornitologia brasileira. Rio de Janeiro, Nova fronteira, 912p.
- SIEVING, K.E.; KARR, J.R. Avian extinction and persistence mechanisms in lowland Panama. *In*: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O. *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. cap. 11, p. 156-170.
- SILVA, F. D. S.; BLAMIRE, D. 2007. Avifauna urbana no Lago Pôr do Sol, Iporá, Goiás, Brasil. *Lundiana* 8(1):17-26.

- SILVA, J.M.C. & ONIKI, Y. Lista preliminar da avifauna da estação ecológica Serra das Ararras, Mato Grosso, Brazil. Bol.Mus. Paraense Emilio Goeldi, série Zool. 4:123-143. 1988.
- SILVA, J. M. C. 1995b. Birds of the Cerrado Region, South America. *Steenstrupia* 21:69-92.
- SILVA, J. M. C. 1999. Seasonal movements and conservation of seedeaters of the genus *Sporophila* in South America. Pages 272-280 in P. D. Vickery, and J. R. Herkert, editors. *Ecology and Conservation of Grassland Birds of the Western Hemisphere*. Cooper Ornithological Society.
- SILVA, J. F.; FARIÑAS, M. R.; FELFILI, J. M. & KLINK, C. A. (2006). Spatial heterogeneity, land use and conservation in the Cerrado region of Brazil. *Journal of Biogeography*, 33: 536-548.
- SILVA, J. F.; FARIÑAS, M. R.; FELFILI, J. M. & KLINK, C. A. (2006). Spatial heterogeneity, and use and conservation in the Cerrado region of Brazil. *Journal of Biogeography*, 33:536-548.
- SIMBERLOFF, D.S.; ABELLE, L.G. Island biogeography theory and conservation practice. *Science*, Washington, D.C., v. 191, p. 285-286, 1976.
- SIMBERLOFF, D.S.; ABELLE, L.G. Refuge design and island biogeographic theory: effects of fragmentation. *Am. Nat.*, Chicago, v. 120, p. 41-50, 1982.
- STAFFORD, J. A.; STOUFFER, P. C. 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conservation Biology* 13: 1416-1423.

- STOTZ, D.F., FITZPATRICK, J.W., PARKER III, T.A., MOSKOVITS, D.K.
Neotropical birds: ecology and conservation. Chicago: The University of Chicago Press, 1996.
- TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571-573
- TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; TELLO, J.; YU, D.; BRUNI, A.R.. Transitory states in relaxing ecosystems of land bridge islands. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O. (Ed.) *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. cap. 17, p. 256-274.
- TEWKSBURY, J. J.; LEVEY, D. J.; HADDAD, N. M.; SARGENT, S.; ORROCK, J. L.; WELDON, A.; DANIELSON, B. J.; BRINKERHOFF, J.; DAMSCHEN, E. I.; TOWNSEND, P. 2002. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99: 12923-12926.
- TORGA, K. , FRANCHIN, A. G., JÚNIOR, O. M. A avifauna em uma seção da área urbana de Uberlândia, MG. *Biotemas*, 20 (1): 7-17, março de 2007.
- TUBELIS, D. P. 1997. Estrutura de comunidades de aves em habitats preservados e alterados de Cerrado, na região do Distrito Federal. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- TUBELIS, D. P., CAVALCANTI, R. B. 2000. A comparison of bird communities in natural and disturbed non-wetland open habitats in the Cerrado's central region, Brazil. *Bird Conservation International* 10:331-350.
- TURTON, S.M.; FREIBURGER, H.J. Edge and aspect effects on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Atherton Tableland,

- northeastern Australia. *In*: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O. (Ed.) *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. cap. 4, p. 45-54.
- VALADÃO, R. M.; FRANCHIN, A. G.; MARÇAL-JÚNIOR, O. A avifauna no Parque Municipal Victorio Siquierolli, zona urbana de Uberlândia (MG). *Biotemas*, Florianópolis, v. 19, n. 1, mai. 2006.
- VIANA, V.M., TABANEZ, A.A.J., BATISTA, J.L.F., Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic Moist Forest. *In*: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O. (Ed.) *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. cap. 23, p. 351- 365.
- VIELLIARD, J.; SILVA, W.R. Nova metodologia de levantamento quantitativo e primeiros resultados no interior do Estado de São Paulo. *In*: ENCONTRO NACIONAL DE ANILHADORES DE AVES, 4, 1990, Recife. Anais... Recife: UFRPe, 1990. v. 4, p. 117-151.
- WALTER, B.M.T. 2006. Fitofisionomias do bioma Cerrado: síntese terminológica e relações florísticas. Tese de Doutorado. Brasília, Universidade de Brasília. 373p.
- WARBURTON, N.H. 1997. Structure and conservation of forest avifauna in isolated rainforest remnants in tropical Australia, p. 190-206. *In*: W.F. LAURANCE & R.O BIERREGAARD JR. (Eds). *Tropical forest remnants: ecology, management, and consevation of fragmented communities*. Chicago, The University of Chicago Press, 1997.

- WEGNER, J. F.; MERRIAM, G. 1979. Movements by birds and small mammals between a wood and adjoining farmland habitats. *Journal of Applied Ecology* 16: 349-357.
- WELTY, J.C.; BAPTISTAL, L. *The life of birds*. Orlando: Saunders, 1962.
- WIENS, J. A. 1989. The Ecology of Bird Communities, vol. 2: Processes and variations. Cambridge University Press, Cambridge.
- WIENS, J. A. 1995. Habitat Fragmentation - Island V Landscape Perspectives on Bird Conservation. *Ibis* 137:S97-S104
- WILCOVE, D.S.; ROBINSON, S.K. The impact of forest fragmentation on bird communities in Eastern North America. *In: KEAST, A. Biogeography and ecology of forest bird communities*. (Ed.) The Hague: SPB Academic Publishing, 1990. cap. 21, p. 319-331.
- WILLIAMS, C. B. 1964. Patterns in the balance of nature. Academic Press, London.
- WILLIS, E.O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Pap. Avulsos Zool.*, São Paulo, v. 33, n. 1, p. 1-25, 1979.
- WILSON, E.O.; WILLIS, E.O. Applied biogeography. *In: CODY, M.L.; DIAMOND, J.M. (Ed.) Ecology and evolution of communities*. Cambridge: Belknap Press, 1975., p. 523-534.
- WILSON, M. F. 2004. Loss and habitat connectivity hinders pair formation and juvenile dispersal of chucao tapaculos in Chilean rainforest. *Condor* 106: 166-171, 2004.

WRIGHT, D. H.; PATTERSON, B. D.; MIKKELSON, G. M.; CUTLER, A.;
ATMAR, W. 1998. A comparative analysis of nested subset patterns of
species composition. *Oecologia* 113:1-20.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)