

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação

Ocupação de manchas florestais por três espécies de aves
insetívoras do sub-bosque no Pantanal da Nhecolândia,
Corumbá, Mato Grosso do Sul

Alessandro Pacheco Nunes

Orientador: Dr. José Ragusa-Netto

Co-orientador: Walfrido Moraes Tomas

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós- Graduação em Ecologia e
Conservação, como parte dos requisitos
para obtenção do título de Mestre em
Ecologia e Conservação.

Campo Grande – MS

2009

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação

Aluno: Alessandro Pacheco Nunes

Título da Dissertação: Ocupação de manchas florestais por três espécies de aves insetívoras do sub-bosque no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul

Orientador: Prof. Dr. José Ragusa-Netto

Co-orientador: MSc. Waldrido Moraes Tomas

Entrega da Dissertação para avaliação: 30 de janeiro de 2009

Aprovação pela Banca Examinadora: 05 de maio de 2009

Seminário Público: 15 de maio de 2009

Membros Julgadores da Banca Examinadora

Prof. Dr. Alexandre Uezu
Instituto de Pesquisas Especiais

Prof. Dr. Danilo Boscolo
Universidade Federal da Bahia

Prof. Dr. Darius Pukenis Tubelis
Universidade de São Paulo

Prof. Dr. João Batista de Pinho
Universidade Federal do Mato Grosso

Prof. Dr. Sérgio Roberto Posso
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Na língua dos pássaros um expressão tinge a seguinte.

Se é vermelha tinge a outra de vermelho.

Se é alva tinge a outra dos lírios da manhã.

É língua muito transitiva a dos pássaros.

Não carece de conjunções nem de abotoaduras.

Se comunica por encantamentos.

E por não ser contaminada de contradições,

a língua dos pássaros

só produz gorjeios (Manoel de Barros).

Agradecimentos

Ao longo do tempo em que este trabalho foi desenvolvido, inúmeras pessoas estiveram envolvidas direta ou indiretamente.

Inicialmente agradeço a minha família, que mesmo distante, sempre me apoiou com amor e palavras de incentivo nos momentos mais críticos deste trabalho.

À *Duda*, ser incrível que esteve sempre ao meu lado, mesmo nos momentos de estresse da fase final deste trabalho. Obrigado pelo amor e carinho.

Ao Dr. José Ragusa-Netto pela orientação neste projeto.

A Walfrido Moraes Tomas, co-orientador e coordenador do projeto (Uso de modelos multi-escala de relação espécie-habitat no Pantanal para definição de indicadores de sustentabilidade ecológica), pela oportunidade de conhecer e trabalhar, ou melhor dizendo, “chafurdar no tujuco” do Pantanal.

Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, incluindo coordenadores, docentes e técnicos, em especial, a Rosilene P. Bejarano, pela atenção e disposição.

Ao CNPq pela bolsa de Pós-graduação.

Ao Centro de Pesquisa do Pantanal (CPP) pelo financiamento do projeto de pesquisa, através do coordenador Walfrido Moraes Tomas.

À Embrapa Pantanal, incluindo a chefia técnico e geral, pelo apoio logístico.

Aos técnicos de laboratório da Embrapa Pantanal (Joãozinho do Laboratório de Dieta e Antônio do Laboratório de Solos), bem como aos motoristas (Murilo, Moacir, Ricardo e Aílton) e demais funcionários, especialmente ao Seu Armindo e às cozinheiras Dona Margarete e Dona Vera.

Ao Dr. Heitor Herrera, proprietário da Fazenda Alegria pela possibilidade de trabalho no retiro Manduvi. Aos proprietários das fazenda Ipanema (Sr. João Monteiro) e Porto Alegre (Sr. Tânia Maciel de Barros), pela oportunidade de trabalho em suas propriedades.

À Luis Alberto Pelegrin, do Laboratório de Geoprocessamento, Embrapa Pantanal, pela paciência e dedicação em produzir dados de imagens de satélite, bem como algumas figuras que ilustram as áreas de estudo desta dissertação.

À Guilherme Mourão pelo auxílio em decifrar o indecifrável problema com as análises de regressão logística.

Índice

Capa.....	i
Contra-capa.....	ii
Agradecimentos.....	iv
Índice.....	v
Lista de Figuras.....	vi
Lista de Tabelas.....	vii
Resumo.....	viii
Abstract.....	ix
1. Introdução.....	1
2. Objetivo.....	6
3. Métodos.....	6
3.1. Áreas de estudo.....	6
3.2. Coleta de dados.....	10
3.2.1. Amostragem do habitat.....	11
3.2.1.1. Área.....	11
3.2.1.2. Isolamento médio.....	11
3.2.1.3. Biomassa de liteira.....	12
3.2.1.4. Cobertura e biomassa do sub-bosque.....	13
3.2.2. Amostragem das espécies de aves insetívoras do sub-bosque.....	14
3.3. Análise estatística.....	15
3.3.1. Área e isolamento.....	15
3.3.2. Biomassa de liteira.....	15
3.3.3. Biomassa do sub-bosque.....	15
3.3.4. Ocupação/detecção por espécies de aves insetívoras do sub-bosque.....	14
4. Resultados.....	18
4.1. Área.....	18
4.2. Isolamento médio.....	18
4.3. Biomassa de liteira.....	19
4.4. Biomassa do sub-bosque.....	20
4.5. Ocupação/detecção por espécies de aves insetívoras do sub-bosque.....	24
5. Discussão.....	27
5.1. Biomassas de liteira e do sub-bosque.....	27
5.2. Ocupação/detecção por espécies de aves insetívoras do sub-bosque.....	29
5.3. Implicações para a conservação de aves no Pantanal.....	34
6. Conclusões.....	38
7. Referências Bibliográficas.....	39
Apêndice I.....	54

Lista de Figuras

- Figura 1. Planície pantaneira e suas sub-regiões, de acordo com Silva & Abdon (1998), com destaque para a região de estudo, situada a oeste da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul. Confecção: Luiz Alberto Pellegrin, Laboratório de Geoprocessamento, Embrapa Pantanal.....7
- Figura 2. Imagens de satélite CBERS, das áreas estudadas durante a estação chuvosa (A) e seca (B) na região oeste do Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul. A cor azul corresponde a corpos-d'água (corixo, baia e salina), campos inundados e vazante, enquanto os tons de rosa e castanhos, campos não inundáveis. Os números em vermelho correspondem aos pontos amostrados.....9
- Figura 3. Média e desvio padrão da área de capões (CAPAO) e cordilheiras (CORD), no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul.....18
- Figura 4. Média e desvio padrão do isolamento entre capões (CAPAO) e cordilheiras (CORD), no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul.....19
- Figura 5. Média e desvio padrão da biomassa de liteira em capões (CAPAO) e cordilheiras (CORD), no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul.....20
- Figura 6. Média e desvio padrão da biomassa de liteira nas manchas florestais, em função da ausência (N) e presença (S) do gado bovino, no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul.....20
- Figura 7. Modelos de regressão para prever a biomassa do estrato inferior (A) e superior (B) do sub-bosque em manchas florestais na estação chuvosa, no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul.....21
- Figura 8. Modelos de regressão para prever a biomassa do estrato inferior (A) e superior (B) do sub-bosque em manchas florestais na estação seca, no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul.....22
- Figura 9. Média e desvio padrão da biomassa dos estratos inferior (A) e superior (B) do sub-bosque de capões (CAPAO) e cordilheiras (CORD), no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul.....23
- Figura 10. Média e desvio padrão da biomassa dos estratos inferior (A) e superior (B) do sub-bosque, em função da ausência (N) e presença (S) do gado bovino em manchas florestais, no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul.24

Lista de Tabelas

Tabela 1. Pontos e respectivas fitofisionomias amostradas na região estudada, Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul. Fitofisionomias: MS (mata semidecídua), CD (cerradão) e CE (cerrado “ <i>sensu stricto</i> ”).....	11
Tabela 2. Características e valores (incluindo média e desvio padrão) das variáveis do habitat medidas nos pontos amostrados em manchas florestais do Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul. Fazenda: NH (Nhumirim), PA (Porto Alegre), IP (Ipanema), AL (Alegria). Isol.: isolamento médio. Fito.: fitofisionomia – Co (cordilheira), Ca (capão), Cd (cerradão), Ms (mata semidecídua), Ce (cerrado “ <i>sensu stricto</i> ”). Gado: presença (s) e ausência (n) de gado bovino na mancha florestal. Alag.: matriz alagada (s) e não alagada (n), durante a estação chuvosa.....	55
Tabela 3. Modelos de ocupação/detecção pelo canário-do-mato (<i>Basileuterus flaveolus</i>) em manchas florestais no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul.....	57
Tabela 4. Modelos de ocupação/detecção pelo ferreirinho-de-cara-parda (<i>Poecilatriccus latirostrae</i>) em manchas florestais no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul.....	59
Tabela 5. Modelos de ocupação/detecção pelo joão-do-pantanal (<i>Synallaxis albilora</i>) em manchas florestais no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul.....	61

Resumo

Intervenções humanas nas paisagens do Pantanal têm modificado sua estrutura e alterado processos ecológicos. Aves insetívoras de sub-bosque são boas indicadoras de perturbações em florestas tropicais, pois são estritamente dependentes de habitats florestados. O objetivo deste estudo foi avaliar a influência da estrutura de manchas florestais nas probabilidades de ocupação por três espécies de aves insetívoras de sub-bosque no Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. De janeiro a outubro de 2008, foram amostrados 40 pontos distribuídos em manchas florestais em áreas com diferentes condições ecológicas e de manejo. Em cada ponto foram obtidas variáveis do habitat (área, isolamento médio, biomassa de liteira e biomassa do sub-bosque) e dados de presença/ausência de três espécies de aves insetívoras de sub-bosque (*Synallaxis albilora*, *Poecilatriccus latirostrae* e *Basileuterus flaveolus*). As variáveis do habitat (área, isolamento médio, biomassa de liteira e biomassa do sub-bosque) e o método de identificação das aves (contato visual e auditivo), foram utilizadas para modelar as probabilidades de ocupação/detecção por essas espécies nas manchas florestais, através do Programa Presence versão 2.2. A biomassa de liteira foi significativamente menor em florestas acessíveis pelo gado ($0,570 \pm 0,04 \text{ Kg/m}^2$), comparadas às manchas sem a presença de gado ($0,890 \pm 0,06 \text{ Kg/m}^2$). Manchas florestais em áreas de reserva apresentaram maiores valores de biomassa do sub-bosque, tanto o estrato inferior ($0,650 \pm 0,06 \text{ Kg/m}^3$), como o superior ($0,260 \pm 0,04 \text{ Kg/m}^3$). Em manchas florestais onde o gado pasteja o sub-bosque, os valores de biomassa são menores, com $0,300 \pm 0,04 \text{ Kg/m}^3$ para o estrato inferior e $0,120 \pm 0,03 \text{ Kg/m}^3$ para o superior. O isolamento teve maior influência nas probabilidades de ocupação das manchas florestais pelas espécies estudadas, bem como também as co-variáveis área e biomassa do sub-bosque. Os resultados deste estudo sugerem que a fragmentação florestal e o pastejo do gado bovino no sub-bosque podem alterar a estrutura de manchas florestais naturais no Pantanal da Nhecolândia e, por conseguinte, influenciar negativamente as probabilidades de ocupação pelas espécies de aves insetívoras de sub-bosque. Práticas de manejo que auxiliem a conservação de habitats favoráveis à vida selvagem são fundamentais para alcançar ou manter a sustentabilidade ecológica em fazendas de pecuária no Pantanal.

Palavras-chave: Aves insetívoras de sub-bosque, estrutura do habitat, ocupação, conservação, Pantanal.

Abstract

Patch forest occupancy by three understory insectivorous bird species in the Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul State. Human interventions in the landscape of the Pantanal wetland have modified its structure and altered ecological processes. Understory insectivore bird species are good indicators of disturbances in tropical forests as they are strictly dependant of Forest habitats. The objective of this study was to evaluate the influence of the structure of natural forest patches on the occupancy probabilities of three species of insectivore bird in the Pantanal wetland, Mato Grosso do Sul. Forty sample sites placed in forest patches at different ecological and management conditions were surveyed from January to October, 2008. Habitat variables (area, isolation, litter biomass, and understory biomass) were measured at each site, as well as data on detection/non-detection of the three studied bird species (*Synallaxis albilora*, *Poecilatriccus latirostrae*, and *Basileuterus flaveolus*). Habitat variables (area, isolation, litter biomass, and understory biomass) and count method of birds identification (song and sight) were used as covariates in the modeling of occupancy/detection probabilities through the Presence 2.2 software. Litter biomass was significantly lower in forests used by cattle (0.570 ± 0.04 Kg/m²) when compared with protected patches (0.890 ± 0.06 Kg/m²). Forest patches without cattle presented higher values of understory vegetation biomass at the inferior (0.650 ± 0.06 Kg/m³) and superior strata (0.260 ± 0.04 Kg/m³). The values of vegetation biomass at patches grazed by cattle were estimated as 0.300 ± 0.04 Kg/m³ in the inferior strata and 0.120 ± 0.03 Kg/m³ for the superior strata. The covariate with strongest influence on the occupancy probability for the three bird species was isolation of forest patches. The results suggest that forest fragmentation and cattle grazing may alter the structure of this habitat type in the Pantanal, thus negatively influencing the occupancy by understory insectivore bird species. Management practices that help to conserve favorable habitat conditions for wildlife are fundamental to attain or maintain the ecological sustainability at cattle ranches in the Pantanal wetland.

Key-words: Understory insectivorous birds, habitat structure, occupancy, conservation, Pantanal.

1. Introdução

Paisagens estruturalmente mais complexas influenciam a qualidade de habitat e, por conseguinte, a composição das comunidades de animais (Roth 1976). A seleção de habitats por aves florestais está estritamente relacionada com a estrutura da paisagem (Anderson & Shugart 1974, Cody 1985). Boecklen (1986) ressalta que a variável do habitat que está diretamente relacionada à diversidade de aves é o nível de heterogeneidade da vegetação. Estudos realizados por vários autores, tais como MacArthur (1964), MacArthur & MacArthur (1961), Karr & Roth (1971), Robinson & Holmes (1984) e Conner & Dickson (1997), demonstram que a estrutura vertical e o tipo de cobertura da floresta, influenciam a presença e a abundância das espécies de aves dependentes desses habitats.

Uma das mais importantes relações em Ecologia é o aumento da riqueza de espécies com o aumento da área amostral de um determinado local (Gotelli 2007). Connor & McCoy (1979) propõe que o número de espécies registradas em um local é o resultado do esforço amostral e, conforme aumenta a área amostral, maior será o número de indivíduos e espécies representados. A teoria do equilíbrio dinâmico MacArthur & Wilson (1963, 1967), prediz que o número de espécies presentes num determinado local (ilha ou fragmento florestal), representa um balanço entre a imigração recorrente de novas espécies para esse local e extinção das espécies que residem no mesmo. Karr & Roth (1971) e Blake & Karr (1987), sugerem que a relação entre a área e o número de espécies é obtida de uma correlação entre a área e a diversidade de habitats, assim, o aumento da área também aumenta a diversidade de habitats, cada um, com um conjunto de espécies associadas resultando em um aumento da riqueza de espécies.

Quando o habitat florestal é perturbado, a riqueza de espécies, a diversidade e o sucesso reprodutivo são reduzidos (Gimenes & Anjos 2003). O desmatamento e a fragmentação florestal promovem drásticas alterações no habitat original, reduz o tamanho da floresta e aumenta a distância entre os remanescentes e, por conseguinte, declínio da biodiversidade (Saunders *et al.*

1991; Laurance *et al.* 2002a,b; Fahrig 2003, Sekercioğlu *et al.* 2004). Mudanças na estrutura da vegetação modificam o micro clima da floresta através da alteração de temperatura, umidade, níveis de luz e ventos. Tais alterações resultam em dessecação do solo, elevada mortalidade de sementes e baixa taxa de recrutamento de árvores (Sekercioğlu 2002). O grau de isolamento afeta o número de espécies não apenas em ilhas (MacArthur & Wilson 1967, Robinson 1999), pois fragmentos florestais distantes de outras manchas de floresta e, circundados por uma matriz alterada, apresentam efeitos similares aos verificados em ilhas (Brown & Sullivan 2005, Stouffer *et al.* 2006, Boscolo 2007, Ferraz *et al.* 2007, Manu *et al.* 2007, Uezu 2007). No entanto, Wiens (1994) ressalta que a dinâmica da comunidade de aves em fragmentos florestais está relacionada ao mosaico da paisagem na qual ele está inserido. Simberloff & Abelle (1982) relatam que em habitats isolados, freqüentemente ocorre extinção local de espécies e a recolonização, depende de áreas fonte suficientemente próximas das áreas a serem colonizadas.

A expansão da atividade pecuária em detrimento das necessidades humanas tem ocupado e modificado extensas áreas naturais no globo (Martin & McIntyre 2007). Tepper (1986) destaca que a remoção e a substituição da vegetação florestal nativa por campos cultivados é uma prática comum neste tipo de atividade econômica. Os impactos associados ao forrageio dos bovinos na paisagem incluem mudanças na estrutura, densidade e composição de espécies vegetais, bem como também, alterações na biomassa de liteira, lixiviação de solos e recrutamento de espécies arbóreas (Belsky & Blumenthal 1997, Sun *et al.* 1997, Fensham & Skull 1999, Vargas *et al.* 2002, Miller & Wells 2003, Tasker & Bradstock 2006). Nas florestas do sudeste de Queensland, Austrália, Martin & McIntire (2007) verificaram que o forrageio do gado bovino no sub-bosque altera a estrutura da vegetação e a composição de espécies de aves relacionadas a esse estrato. Ainda segundo os mesmos autores, espécies estritamente relacionadas ao sub-bosque são gradativamente substituídas por aves típicas de áreas abertas em florestas alteradas pelo forrageio dos bovinos. As alterações na estrutura do sub-bosque pelo

forrageio do gado também afeta o sucesso reprodutivo de espécies dependentes desses habitats, como verificado por Krueper *et al.* (2003) no Arizona e Martin *et al.* (2005) na Austrália.

O Pantanal é a maior planície alagada do planeta e em território nacional, ocupa uma área de aproximadamente 140.000 km² nos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul (Adámoli 1982). É um complexo ecossistema onde os campos secos predominam na paisagem, seguidos do cerradão e cerrado, e em menor representatividade, os campos inundáveis, florestas semidecíduais e matas de galeria (Silva *et al.* 2000a). A planície pantaneira é pobre em endemismos e os ecossistemas vizinhos exercem forte influência na fauna e flora da planície pantaneira, notadamente Cerrado e Chaco (Brown Jr. 1986, Nunes & Tomas 2004, Silva & Santos 2005). O Pantanal é reconhecido como Reserva da Biosfera pela Unesco e abriga dois sítios importantes, os quais são considerados Áreas Úmidas de Importância Internacional pela Convenção RAMSAR (Harris *et al.* 2005). A planície pantaneira atua como um importante sítio de invernada para milhares de aves de várias espécies, oriundas do Hemisfério Norte, Cone Sul e região norte da América do Sul, bem como Bolívia e Paraguai (Morrison *et al.* 2008, Nunes & Tomas 2008). A avifauna do Pantanal é a mais rica dentre as planícies inundáveis do mundo, abrigando mais de 550 espécies (Tubelis & Tomas 2003; Nunes *et al.* 2008), das quais pelo menos 50 estão listadas como seriamente ameaçadas de extinção em âmbito global e regional (Nunes *et al.* 2006). Os mesmos autores destacam ainda, que várias dessas espécies, tais como a arara-azul (*Anodorhynchus hyacinthinus*) e a ema (*Rhea americana*), ainda mantém populações viáveis no Pantanal, sendo este, considerado um importante refúgio biológico para aves no Brasil e América do Sul.

No Pantanal, o manejo tradicional do gado bovino promoveu poucas alterações nos padrões da paisagem pantaneira (Harris *et al.* 2005), entretanto, nas últimas décadas, a competitividade do mercado tem estimulado o aumento na produtividade da pecuária regional (Santos *et al.* 2002). Padovani *et al.* (2004) estimam que mais de 40% de florestais e savanas do Pantanal já foram alteradas e suprimidas para a introdução de pastagens cultivadas. Harris *et al.*

(2006) destacam que, se a taxa de desmatamento se mantiver em 2,3% ao ano, dentro de pouco mais de 45 anos a cobertura vegetal original do Pantanal poderá ser totalmente suprimida. Santos *et al.* (2000) relatam que no Pantanal, o uso de capões e cordilheiras pelo gado bovino para pernoite, termorregulação e forrageio, depende das condições climáticas, ou seja, maior ou menor quantidade de água nos campos. Cordilheiras são diques marginais oriundos da deposição aluvial de antigos rios, cobertos por cerradão ou mata semidecídua, que se estendem de um a vários quilômetros de comprimento, com cerca de 80 a 300 metros de largura e freqüentemente são circundadas por baías ou salinas e capões (Silva *et al.* 2000b). Capões, no entanto, são formações florestais resultantes do processo erosivo de cordilheiras, atividades biológicas, sedimentação ou pela combinação dos dois últimos (Pott & Pott 1994).

Johnson *et al.* (1997), avaliaram os efeitos da presença de bovinos em manchas florestais do Pantanal da Nhecolândia e verificaram que em florestas acessíveis por esses grandes herbívoros, ocorre menos recrutamento de plântulas e jovens de manduvi (*Sterculia apetala*), quando comparadas com áreas protegidas. Tizianel (2008) avaliou a complexidade, a composição e a riqueza da comunidade de aves em fitofisionomias naturais e em pastagens cultivadas no Pantanal da Nhecolândia, tendo verificado que a composição da comunidade de aves é fortemente relacionada à complexidade de vegetação da paisagem. O mesmo autor relata ainda, que a supressão e a simplificação da vegetação nativa pela atividade pecuária promovem a perda de grupos funcionais como os grandes frugívoros e os onívoros florestais, espécies de sub-bosque e parte dos insetívoros escaladores de troncos e galhos.

Aves insetívoras de sub-bosque são apontadas como um dos principais grupos sensíveis à fragmentação e alterações na estrutura da paisagem (Sekercioğlu *et al.* 2002, Anjos 2006). Embora haja variação filogenética nas respostas a essas intervenções humanas no ecossistema, a maioria das espécies de aves insetívoras de sub-bosque tendem ter suas abundâncias reduzidas e até mesmo, se extinguirem localmente em fragmentos menores, isolados e estruturalmente alterados (Sieving *et al.* 1996, Stouffer *et al.* 2009, Ferraz *et al.* 2007). Vários

estudos têm utilizado aves como bioindicadores de qualidade do habitat, dentre elas as insetívoras de sub-bosque, para avaliar resposta aos efeitos das intervenções humanas na paisagem (O'Neill *et al.* 1988, Niemi & McDonald 2004, Guénette & Villard 2005, Ferraz *et al.* 2007, Piratelli *et al.* 2008).

Modelos de distribuição e abundância de organismos auxiliam a identificação de áreas chave para conservação e detecção de alterações nos processos ecológicos da paisagem (Rushton *et al.* 2004). Estimativas de ocupação têm sido ferramentas importantes para estudar mudanças no uso de habitat, extinção e colonização em fragmentos florestais, bem como co-existência entre espécies (MacKenzie 2006, MacKenzie *et al.* 2006, Tripton 2007). MacKenzie & Nichols (2004) e Mackenzie & Royle (2005) propõem o uso de ocupação como substituto da estimativa de abundância nos casos em que a abundância é difícil de ser estimar com precisão. Ainda segundo os mesmos autores, a ocupação também tem sido uma vantajosa substituta em estudos de relação espécie-habitat que levam em consideração dados de presença-absência. Alguns estudos com aves têm utilizado a modelagem de ocupação como ferramenta para avaliar a relação espécie-habitat. Nas pradarias do Colorado, Tripton (2007) verificou forte relação de ocorrência e distribuição de espécies de aves com as variáveis do habitat. Lawes *et al.* (2005) verificaram que as probabilidades de ocupação da pintada-de-crista (*Guttera edouardi*, Numididae) em fragmentos florestais na África, aumentam com o tamanho e o menor isolamento dos mesmos.

O modo como as espécies de aves respondem às intervenções humanas na estrutura da paisagem florestal ainda são desconhecidas no Pantanal. Estudos que avaliem as influências destas alterações na ocupação de manchas florestais nativas por grupos indicadores de qualidade do habitat geram subsídios importantes para nortear políticas públicas e técnicas de manejo adequadas para conservação da avifauna regional.

2. Objetivo

Avaliar a influência das variáveis do habitat, tais como área, isolamento, biomassa de liteira e biomassa do sub-bosque, nas probabilidades de ocupação/detecção em manchas florestais por três espécies de aves insetívoras do sub-bosque no Pantanal da Nhecolândia.

3. Métodos

3.1. Áreas de estudo

A região de estudo situa-se no município de Corumbá, oeste do pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul (Figura 1), abrangendo quatro fazendas: Nhumirim, Porto Alegre, Ipanema e Alegria. A região estudada está inserida no leque aluvial do rio Taquari, que se destaca pelo solo arenoso oriundo dos sedimentos carregados por esse rio (Embrapa 1997). A fazenda Nhumirim (18°59'S – 56°39'W), de propriedade da Embrapa Pantanal, ocupa uma área de 4.310 hectares, abrangendo várias das unidades de paisagem ainda intactas na sub-região da Nhecolândia (Pott *et al.* 1986). Nhumirim possui uma área de reserva de 680 hectares, a RPPN fazenda Nhumirim, que foi criada em 1989 e uma grade permanente (convênio Centro de Pesquisas do Pantanal/Ministério da Ciência e Tecnologia/Embrapa Pantanal), de 5 Km², onde são desenvolvidos vários projetos de monitoramento de biodiversidade e processos ecológicos. Na fazenda Nhumirim, diversas fitofisnomias de vegetação arbórea, campestre e aquática podem ser encontradas, conforme a topografia e os diferentes níveis de alagamento (Pott *et al.* 1986). Entretanto, na paisagem predominam os campos (campo limpo, caronal e campo inundável), seguidos de cerradão e mata semidecídua, cerrado senso stricto, cerrado aberto e tapetes de vegetação flutuante ou baceiros (Pott *et al.* 1986, Abdon *et al.* 1998, Silva *et al.* 2000b).

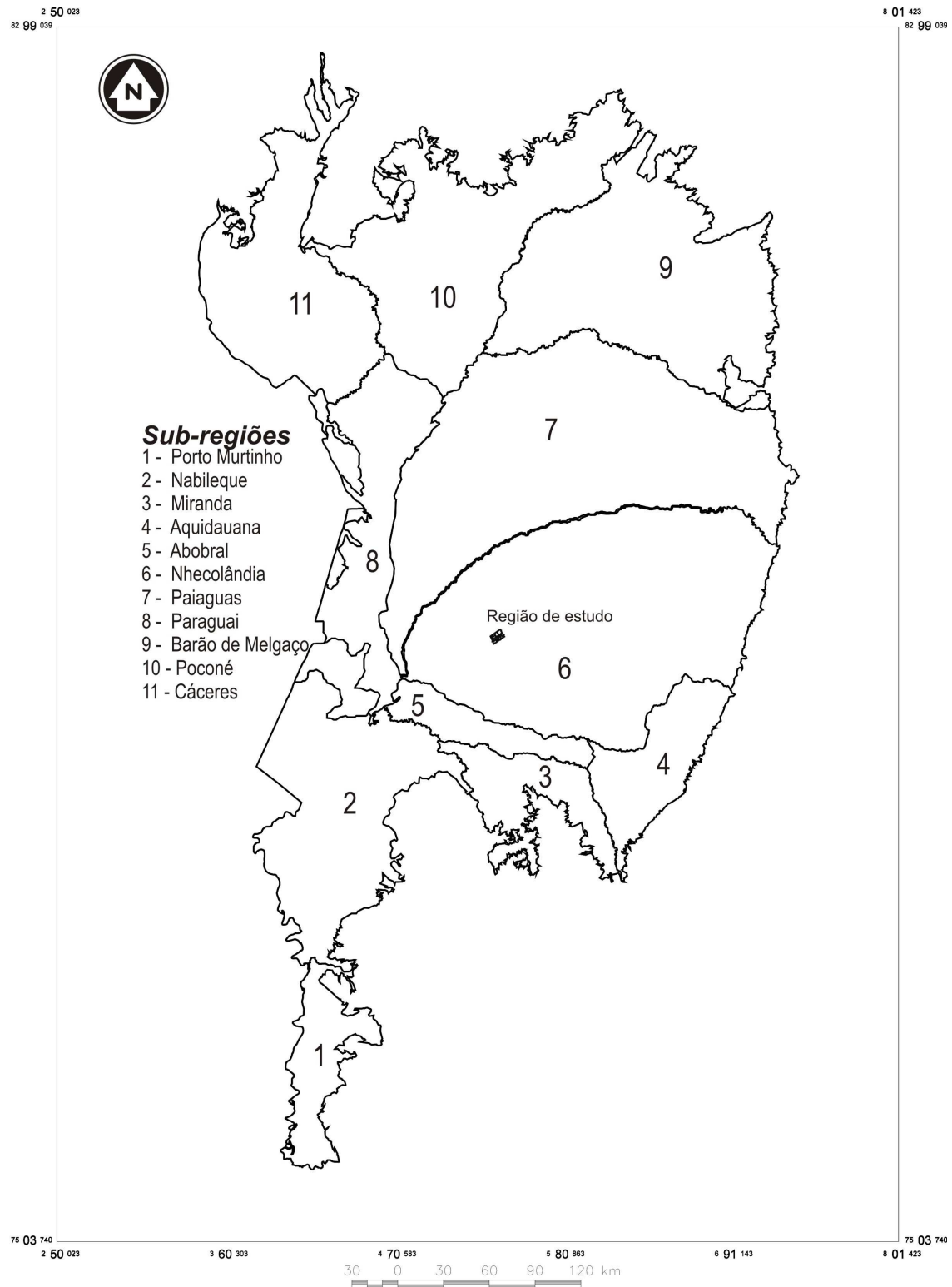


Figura 1. Planície pantaneira e suas sub-regiões (Silva & Abdon 1998), com destaque para a região de estudo, situada a oeste do Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul. Confeção: Luiz Alberto Pellegrin, Laboratório de Geoprocessamento, Embrapa Pantanal.

Em Ipanema (19°03' – 56°35'W), que tem por finalidade econômica a pecuária bovina, 25% dos 5.500 hectares da fazenda são compostos por pastagens de gramíneas exóticas (*Brachiaria decumbens*, *B. humidicola* e *B. dictyoneura*) (Tizianel 2008). O mesmo autor destaca ainda, que tais pastagens foram formadas entre 2002 e 2005, pela supressão e substituição da vegetação nativa, permanecendo pequenos remanescentes de cordilheiras e árvores esparsas de 8 a 12 m de altura em áreas originalmente florestais. A fazenda Porto Alegre (18°56' – 56°34'W) também possui a pecuária como base de sua economia e a paisagem é em alguns aspectos, similar à Nhumirim, com extensas cordilheiras de matas semidecíduais. Porém, destaca-se pelas extensas áreas de campos nativos e pela influência da vazante do Riozinho, embora em escala menor que a observada na fazenda Alegria. Entre uma estação, e outra, a paisagem muda drasticamente na região, como pode ser visto nas Figuras 2 A e B. Na fazenda Alegria, os estudos foram concentrados no retiro Manduvi (19°02'S – 56°46'W), cuja paisagem difere das demais áreas estudadas, predominando extensos campos nativos em áreas de vazantes e capões. Assim como nas fazendas Ipanema e Porto Alegre, a pecuária é extensiva, no entanto, devido predomínio das áreas campestres na paisagem, as invernadas comportam maior lotação de bovinos. O retiro Manduvi apresenta pulso de inundação diferente das demais áreas estudadas, pois está sob influência das enchentes do rio Taquari através da vazante do Riozinho e durante o pico de cheia na região (janeiro a abril), grande parte da fazenda permanece alagada. O clima na sub-região da Nhecolândia é do tipo tropical subúmido, com duas estações bem definidas, cheia, que se estende de novembro a abril, com precipitação máxima mensal de 250-300 mm e, seca, de maio a outubro. A precipitação anual na região pode atingir até 1.180 mm e a temperatura média mensal oscilar entre 21 e 33°C (Soriano & Alves 2005).

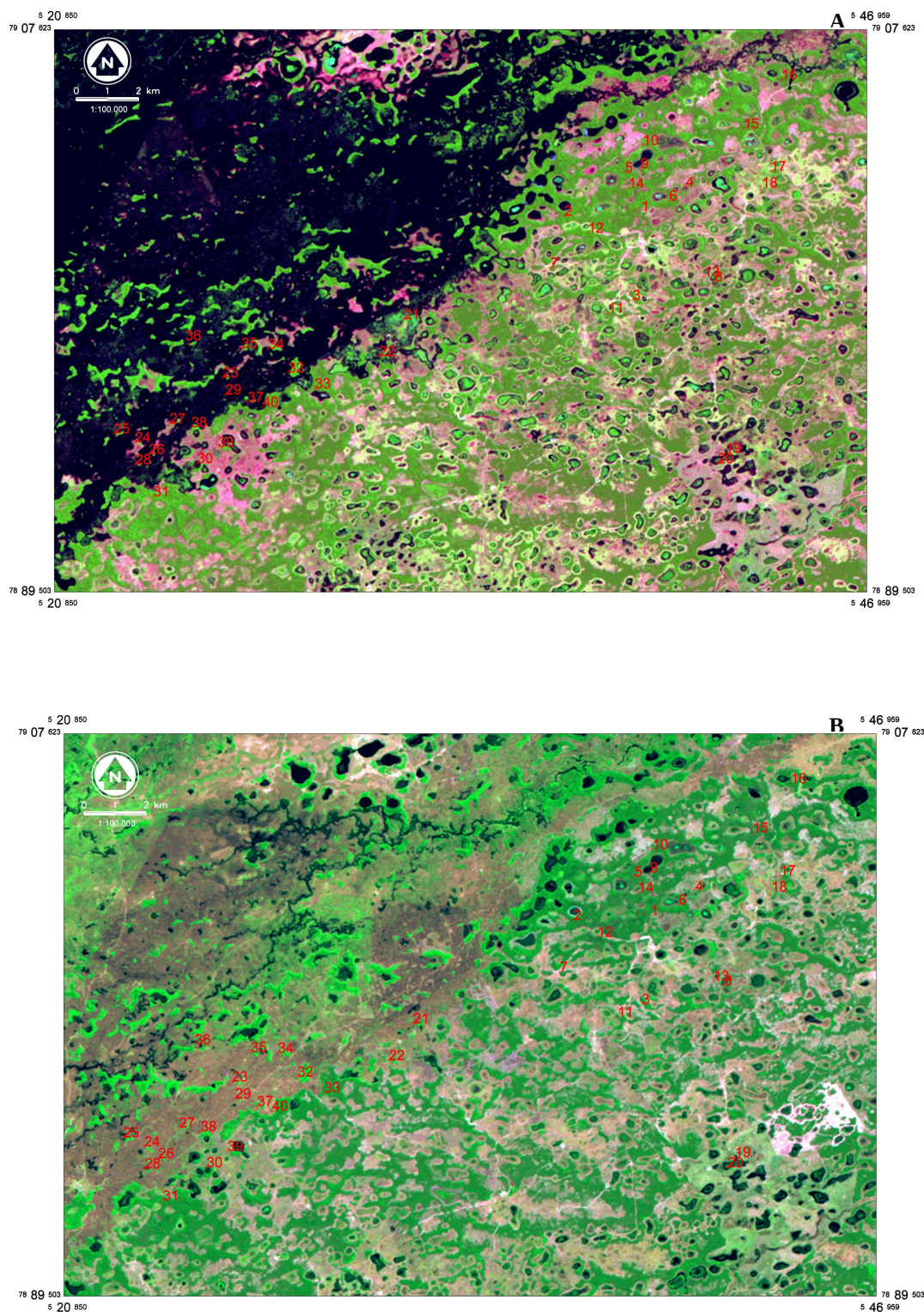


Figura 2. Imagens de satélite CBERS, das áreas estudadas durante a estação chuvosa (A) e seca (B) na região oeste do Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul. A cor azul corresponde a corpos-d'água (corixo, baía e salina), campos inundados e vazante, enquanto os tons de rosa e castanhos, campos não inundáveis. Os números em vermelho correspondem aos pontos amostrados.

Considerando-se a avifauna pantaneira, poucas áreas da planície pantaneira têm sido relativamente bem estudadas, dentre elas, podemos destacar a fazenda Nhumirim (Tubelis & Tomas 1999, Nunes *et al.* 2005, Tizianel 2008, Chiaravalloti *et al.* 2009). Levantamentos recentes realizados por Nunes *et al.* (no prelo), detectaram a ocorrência de 303 espécies de aves na região, as quais representam 55% da avifauna pantaneira. A região foi incluída na categoria de Áreas Importantes para a Conservação de Aves (*Important Bird Areas* - IBAs), pela BirdLife International/SAVE Brasil, sendo considerada uma das principais áreas de importância biológica para a conservação de aves no Pantanal (De Luca *et al.* 2007).

3.2. Coleta de dados

Para modelar as probabilidades de ocupação/detecção em manchas florestais por três espécies de aves insetívoras do sub-bosque, foram coletados e analisados os dados de variáveis do habitat em manchas florestais do Pantanal da Nhecolândia: área, isolamento, biomassa de liteira e biomassa do sub-bosque. Os dados foram coletados em 40 pontos escolhidos para representar um gradiente de fitofisionomias na região de estudo, sendo 14 na fazenda Nhumirim, 4 em Porto Alegre, 2 em Ipanema e 20 em Alegria (retiro Manduvi). Vinte e seis pontos correspondem a capões, dos quais 1 situa-se em remanescente de mata semidecídua, 21 em cerrado e 4 em cerrado “*sensu stricto*”, como pode ser visto na Tabela 1.

Tabela 1. Pontos e respectivas fitofisionomias amostradas na região estudada, Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul. **Fitofisionomias:** MS (mata semidecídua), CD (cerradão) e CE (cerrado “*sensu stricto*”).

Fazenda	Fitofisionomias				
	Cordilheira		Capão		
	MS	CD	MS	CD	CE
Nhumirim	5	4	-	3	2
Porto Alegre	1	1	-	1	1
Ipanema	-	-	1	1	-
Alegria (retiro Manduvi)	2	1	-	16	1
Total	8	6	1	21	4

3.2.1. Amostragem do habitat

3.2.1.1 Área

A área das manchas florestais amostradas expressa em hectares, foi calculada pela equipe do Laboratório de Geoprocessamento da Embrapa Pantanal, através de imagens de satélite (CBERS; 16/09/2008; resolução de 20 metros; bandas 2, 3 e 4), utilizando-se o classificador “KMEDIAS” do Programa SPRING versão 5.0 (Camara *et al.* 1996).

3.2.1.2. Isolamento médio

O isolamento médio das manchas florestais, expresso em metros, foi obtido através de análise das imagens de satélite do Google Earth para a região de estudo. Para a medida das distâncias médias entre as manchas florestais utilizou-se o método quadrante, que considerou as distâncias entre as quatro manchas florestais mais próximas de cada ponto amostrado, e a

distância destas quatro manchas florestais, a outra mais próxima. Dessa forma, o isolamento médio de cada ponto considerou oito medidas de distâncias. Para medir essas distâncias, utilizou-se a ferramenta “régua” do Google Earth, sendo considerada a distância do centro do ponto amostrado até a borda da mancha mais próxima. Nos casos em que vários pontos foram alocados numa mesma cordilheira, considerou-se a distância média dos pontos e não da cordilheira, uma vez que esses pontos possuem independência entre si.

Para as coletas de dados do micro-hábitat nas manchas florestais, em cada ponto foram traçadas duas linhas imaginárias (12 metros cada), uma no sentido norte-sul e outra, leste-oeste, as quais se cruzam, tal como no ponto quadrante. Nas extremidades dessas linhas foram coletadas amostras de variáveis do micro-habitat ($n = 4$), tais como biomassa de liteira (peso fresco) e percentagem de cobertura do sub-bosque.

3.2.1.3. Biomassa de liteira

Utilizou-se de um quadrado de ferro com $0,25 \text{ m}^2$ disposto no chão da mancha florestal e toda liteira contida nesse espaço foi coletada, sendo o solo, removido com auxílio de uma peneira com malha de 5 mm. As amostras foram pesadas em balança de mola com capacidade de 500 g e precisão de 5 g e, em seguida, devolvidas ao local de coleta nos pontos que coincidiram no perímetro da grade permanente da fazenda Nhumirim. Por tratar-se de um método destrutivo do micro-habitat, optou-se pela não coleta da liteira nesses locais, uma vez que a maioria dos pontos alocados na fazenda Nhumirim coincidiu com as isolinhas da grade permanente. Entretanto, nos pontos situados nas fazendas Ipanema, Alegria e Porto Alegre foram coletados 30 amostras da liteira. Essas foram pesadas (peso úmido) e posteriormente, embaladas individualmente em sacos de papel e secas em estufas a 45°C por 4 dias para obtenção do peso seco.

3.2.1.4. Cobertura e biomassa do sub-bosque

Para a obtenção da percentagem de cobertura do sub-bosque e para estimar a biomassa do mesmo, adaptou-se o método de McArthur & McArthur (1961) e Conner (1990). Um tecido quadriculado (120 quadriculas de 20 cm², nas cores preta e branca) de 2 m², foi postado verticalmente atrás da vegetação herbácea e arbustiva. Uma máquina fotográfica digital foi utilizada para obtenção de imagens a uma distância fixa de 2 m do tecido. Para esticar o tecido, esse foi amarrado a duas barras de cano PCV (2,50 m de altura), articulados e sustentados por duas barras de ferro fixadas no solo. Foram feitas fotos a alturas diferentes do solo (0,50 e 1,20 m), pois dessa forma, pretendeu-se minimizar o efeito da representação da vegetação próxima à máquina nas fotos. Em cada ponto foram obtidas 4 medidas da cobertura das quadrículas pela vegetação de sub-bosque, nos dois níveis de altura (0-1 m e 1-2 m).

Na estimativa da biomassa de cobertura das quadriculas obtida nos pontos, repetiu-se o mesmo procedimento descrito acima, ou seja, a vegetação foi fotografada, porém, na sequência, a vegetação foi cortada. Foram coletadas 10 amostras de 4 m³ de vegetação, separando-se cada amostra em dois estratos, inferior (0-1 m altura) e superior (1-2 m altura). Por tratar-se de um método destrutivo do micro-habitat, as amostras foram coletadas em uma área fora da grade permanente e fora dos pontos de amostragem. Essa vegetação foi pesada em balanças de mola com capacidades de 500 g (precisão de 5 g) e 5 Kg (precisão de 50 g), para obtenção do peso fresco e, então, embalada em sacos plásticos individualizados para secagem em estufa a 50° C por 6 dias para obtenção de peso seco. O material seco foi pesado em balança eletrônica nos laboratórios da Embrapa Pantanal. As imagens digitais da vegetação fotografada e cortada foram analisadas através da contagem da percentagem de cobertura da vegetação representada em cada quadrícula do tecido fotografado. Foram obtidas dessa forma, as médias da percentagem de cobertura das quadriculas pela vegetação para os estratos inferior e superior do sub-bosque nas duas estações, e nas mesmas áreas foram obtidas medidas de biomassa nas

mesmas dimensões, visando uma análise de regressão para gerar um modelo de conversão de cobertura para biomassa.

3.2.2. Amostragem das espécies de aves insetívoras do sub-bosque

Neste estudo foram consideradas três espécies de aves insetívoras do sub-bosque ocorrentes na região (Nunes *et al.* 2005): joão-do-pantanal (*Synallaxis albilora*), ferreirinho-de-cara (*Poecilatriccus latirostrae*) e canário-do-mato (*Basileuterus flaveolus*). A nomenclatura científica e os nomes comuns adotados estão de acordo com o CBRO (2008). Na escolha dessas espécies levou-se em consideração algumas características dos insetívoros de sub-bosque, tais como baixa capacidade de dispersão e estreita relação com o micro-habitat das formações florestais (Sieving *et al.* 1996, Tubelis & Tomas 1999, Yabe & Marques 2001, Sekercioğlu *et al.* 2002). Os dados de detecção/não detecção dessas aves foram obtidos nos mesmos pontos de amostragem da vegetação. Para a construção do histórico de detecção das espécies enfocadas neste estudo, cada ponto de amostragem foi visitado cinco vezes em cada estação, sendo tais visitas, efetuadas em dias e horários diferentes. Cada visita aos pontos correspondeu a uma amostragem, que transcorreu por uma hora e durante a qual todas as espécies-alvo deste estudo vistas e/ou ouvidas num raio de 15 metros foram anotadas. As observações iniciaram às 6:00 e encerraram às 10:30 no período da manhã, sendo então retomadas às 15:30 e encerradas às 17:30. Foram amostrados pelo menos cinco pontos por dia, três pela manhã e dois à tarde. Dias extremamente chuvosos e/ou com ventos fortes foram evitados, uma vez que tais situações interferem na atividade das aves (Bibby *et al.* 1992). Para cada espécie estudada foi construído um histórico de detecção, em todos os pontos e estações, compostos de dados binários (1 para detecção e 0 para não detecção), de acordo com Mackenzie *et al.* (2006).

3.3. Análise estatística

3.3.1. Área e isolamento

Utilizou-se o teste de Mann-Whitney para avaliar as diferenças entre capões e cordilheiras com relação às variáveis área e isolamento.

3.3.1. Biomassa de liteira

Os dados de biomassa úmida e seca de liteira, coletadas nas duas estações foram utilizados para gerar um modelo de regressão e estimar a biomassa de liteira nas áreas nas quais somente peso úmido foi obtido. O modelo obtido foi: $\text{Biomassa } m^2 = \beta_0 + (\beta_1 * \text{peso fresco})$. Onde β_0 e β_1 são as constantes obtidas na regressão linear. No modelo de regressão para os dados da estação seca, foram removidos dois *outliers* para ajustar o modelo. Os dados de biomassa estimados foram convertidos em Kg/m^2 . Utilizou-se o teste de Mann-Whitney para avaliar as diferenças na biomassa de liteira entre capões e cordilheiras, bem como também, para avaliar o efeito da presença e ausência de gado nas manchas florestais.

3.3.2. Biomassa do sub-bosque

As estimativas da biomassa do sub-bosque foram feitas em etapas. Inicialmente foi feita uma regressão não linear com os dados de cobertura de quadriculas e biomassa seca da vegetação nos estratos inferior e superior do sub-bosque, obtida nas estações chuvosa e seca. Nas regressões foram obtidos os modelos: $\text{Biomassa } m^3 = a * (\text{cobertura}^z)$. Onde a e z são constantes obtidas na regressão. Porém, para estimar a biomassa do estrato superior na estação cheia, o modelo de regressão foi: $\text{Biomassa } m^3 = (10 * (a * \text{cobertura}^z))^4$, sendo removidos três *outliers* para ajustar o modelo e os dados de biomassa das amostras coletadas, transformadas em logaritmo. Os dados de biomassa estimada para os dois estratos nas duas estações foram

convertidos em Kg/m^3 . Utilizou-se o teste de Mann-Whitney para avaliar diferenças nas biomassas do sub-bosque em relação ao tamanho (cordilheira ou capão) e às áreas florestais com presença ou ausência de gado.

3.3.3. Ocupação/detecção por espécies de aves insetívoras do sub-bosque

As análises das probabilidades de ocupação (ψ)/detecção (p), foram feitas através do Programa PRESENCE versão 2.2 (Hines 2008). A modelagem de detecção buscou averiguar os efeitos do método de detecção (contato visual ou auditivo) e da biomassa do estrato inferior e superior do sub-bosque (kg/m^3), sobre as probabilidades de detecção das espécies. Por outro lado, a modelagem de ocupação buscou investigar as respostas das espécies às variáveis do habitat. Na adoção dessa metodologia, levou-se em conta a eficácia da modelagem em corrigir erros de detectabilidade (Mackenzie *et al.* 2002). As probabilidades de detecção e ocupação foram analisadas juntas, sendo as variáveis do habitat como área (hectares), isolamento médio (metros), biomassa da liteira (kg/m^2) e biomassa do sub-bosque (kg/m^3), utilizadas na modelagem como co-variáveis a cada unidade amostral, influenciando ou não, a ocupação pelas espécies insetívoras de sub-bosque. Para cada estação o histórico de detecção (baseado em dados binários, 0 ou 1), levou em conta, as visitas ($n = 5$), feitas aos sítios amostrais. A priori, modelos nulos, ou seja, com parâmetros de probabilidade de ocupação/detecção constantes entre as unidades amostrais foram gerados. Na etapa seguinte foram produzidos modelos alternados, ora com ψ constante e p influenciado por cada uma das co-variáveis ou interações das mesmas, ora o contrário. As análises de ocupação/detecção foram feitas separadamente para cada estação incluindo 1000 bootstraps para auxiliar na seleção dos modelos analisados.

A escolha do “melhor modelo” de ocupação/detecção foi feita com base no Akaike's Information Criterion (AIC), o qual considera como melhor o modelo com o menor valor desta estatística e incorpora o princípio da parcimônia, buscando modelos com menor número de variáveis possíveis. O AIC ordena os modelos gerados por ordem crescente do valor desta

estatística (Burnham & Anderson 2002). Entretanto, Mackenzie *et al.* (2006) e White *et al.* (2001), ressaltam que a escolha do melhor modelo não pode levar em conta apenas o menor AIC e sugerem que o ajuste dos modelos disponíveis também seja avaliado. Os três modelos melhor posicionados no ordenamento baseado no AIC foram ainda examinados quanto ao seu ajuste aos dados reais através dos resultados de 1000 bootstraps. O bootstrap estima um valor de X^2 que deve ser comparado com o X^2 dos dados observados, e para um bom ajuste não deve haver diferença significativa entre eles (ou seja, $p > 0,05$). Finalmente, os modelos foram examinados em função da dispersão dos dados reais em função daquela prevista pelos modelos, para isso, usou-se a estratégia de dividir o X^2 médio estimado a partir dos 1000 bootstraps pelo valor dos dados ($\hat{c}$): $\hat{C} = X^2_{\text{observado}} / X^2_{\text{estimado}}$. De acordo com White *et al.* (2001), valores > 1 indicam que há maior variação nos dados observados do que o esperado pelo modelo, e valores < 1 , menos variação. Nos casos em que nenhuma variável afetou a probabilidade de ocupação/detecção da espécie, foram incluídos na tabela o modelo nulo (nenhuma influência das variáveis medidas sobre as probabilidades de ocupação e detecção) e os três modelos com menor AIC. Os valores de β indicam qual a influência de cada co-variável no modelo selecionado, e o seu valor indica se esta influência é negativa ou positiva.

4. Resultados

4.1. Área

Capões e cordilheiras apresentaram diferenças significativas em relação à área (Teste de Mann-Whitney = 24,0; $p = 0,000007$). Os capões apresentaram menores áreas, em média $20 \pm 0,03$ hectares, quando comparados a cordilheiras, cuja área média foi de $1328 \pm 0,172$ hectares, como pode ser visto na Figura 3. A média e o desvio padrão da área de cada mancha florestal amostrada são apresentados na Tabela 2 (Anexo I).

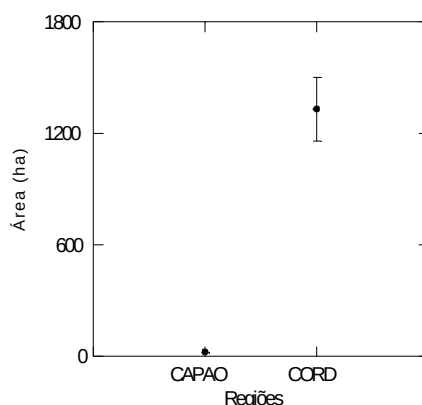


Figura 3. Média e desvio padrão da área de capões (CAPAO) e cordilheiras (CORD), no Pantanal da Nhicolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul.

4.2. Isolamento médio

O teste de Mann-Whitney revelou uma diferença significativa entre cordilheiras e capões em relação ao isolamento médio (Teste de Mann-Whitney = 334,0; $p = 0,00001$). Capões estão mais isolados na paisagem em relação a outras manchas florestais, em média 352 ± 23 metros, quando comparados a cordilheiras, com média de $107 \pm 31,3$ metros (Figura 4). Na Tabela 2 do Anexo I, são apresentados os valores do isolamento médio das manchas florestais amostradas.

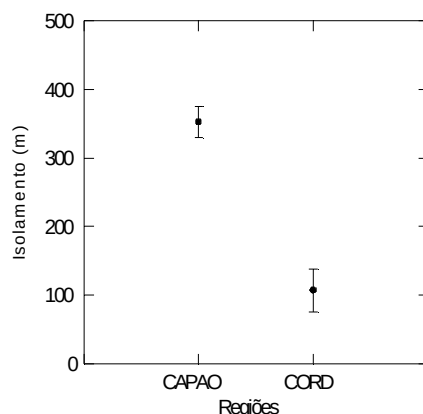


Figura 4. Média e desvio padrão do isolamento entre capões (CAPAO) e cordilheiras (CORD), no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul.

4.3. Biomassa de liteira

Com relação aos resultados da regressão linear, para a estação chuvosa, obteve-se o seguinte modelo: $\text{Peso seco} = 11,29 + (0,68 * \text{Peso fresco})$. Onde $\text{peso seco} = 0,682 \text{ kg/m}^2$; $n=30$; $R^2 = 0,938$; $p < 0,001$ e $gl=1$. Na estação seca foi obtido o modelo: $\text{Peso seco} = -9,21 + (0,96 * \text{Peso fresco})$. Onde $\text{peso seco} = 0,963 \text{ kg/m}^2$; $n=28$; $R^2 = 0,998$; $p < 0,001$ e $gl=1$. As médias e desvios padrões estimados de biomassa da liteira em cada ponto amostrado são apresentados na Tabela 2 (Anexo I). O teste de Mann-Whitney indicou que a biomassa de liteira em cordilheiras e capões é significativamente diferente (Teste de Mann-Whitney = 254,5; $p = 0,000002$). Em manchas florestais pequenas, como os capões, os valores de biomassa foram significativamente mais baixos, em média $0,509 \pm 0,04 \text{ Kg/m}^2$, quando comparadas às cordilheiras ($0,859 \pm 0,05 \text{ Kg/m}^2$), como pode ser visto na Figura 5.

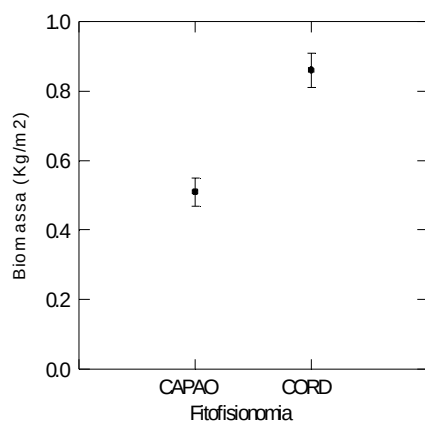


Figura 5. Média e desvio padrão da biomassa de liteira em capões (CAPAO) e cordilheiras (CORD), no Pantanal da Nhicolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul.

A biomassa de liteira foi significativamente mais alta nas áreas onde o gado não tem acesso, quando comparada às aquelas onde o gado tem acesso, tanto na estação chuvosa (Teste de Mann-Whitney = 32,5; $p = 0,001$) como na estação seca (Teste de Mann-Whitney = 51,5; $p = 0,010$). Em média, a biomassa de liteira em manchas florestais sem a presença do gado foi $0,890 \pm 0,06$ Kg/m², comparadas às manchas florestais onde o gado tem acesso, com $0,570 \pm 0,04$ Kg/m², como pode ser visto na Figura 6.

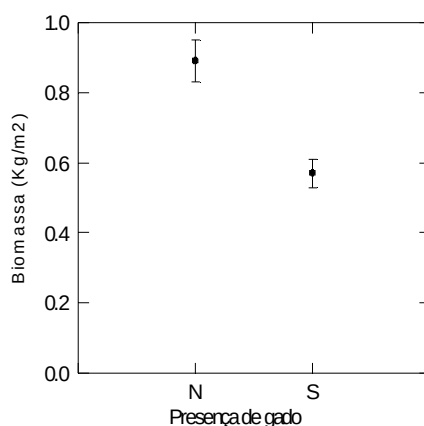


Figura 6. Média e desvio padrão da biomassa de liteira em função da ausência (N) e presença (S) do gado bovino em manchas florestais, no Pantanal da Nhicolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul.

4.4. Biomassa do sub-bosque

Com relação aos resultados das regressões, na estação chuvosa, para o estrato inferior, foi obtido o seguinte modelo: $\text{Biomassa m}^3 = 3,44 * (\text{cobertura}^{1,36})$; $n=10$; $R^2 = 85,8\%$ e $gl=2$). Estrato superior: $\text{Biomassa m}^3 = 0,041 * (\text{cobertura}^{1,137})$; $n=7$; $R^2 = 99,7\%$ e $gl=2$. Os gráficos na Figura 7 A e B, ilustram as curvas do modelo de regressão nos dois estratos do sub-bosque na estação chuvosa.

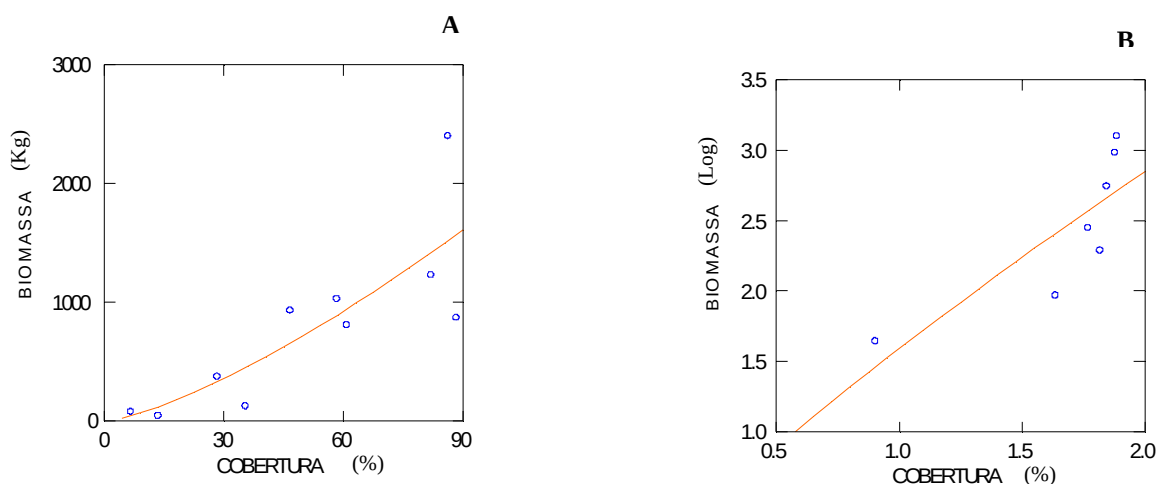


Figura 7. Modelos de regressão para prever a biomassa do estrato inferior (A) e superior (B) do sub-bosque em manchas florestais na estação chuvosa, no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul.

Considerando-se os resultados das regressões para a estação seca, houve uma relação positiva e significativa entre cobertura e biomassa para ambas as estações e estratos do sub-bosque. Para o estrato inferior, obteve-se o modelo: $\text{Biomassa m}^3 = 0,0004 * (\text{cobertura}^{3,33})$; $n=10$; $R^2 = 86,3\%$ e $gl=2$. O modelo para o estrato superior foi: $\text{Biomassa m}^3 = 0,005 * (\text{cobertura}^{2,69})$; $n=10$; $R^2 = 93,7\%$ e $gl=2$. Os gráficos da Figura 8 ilustram as curvas do modelo de regressão nos dois estratos do sub-bosque na estação seca.

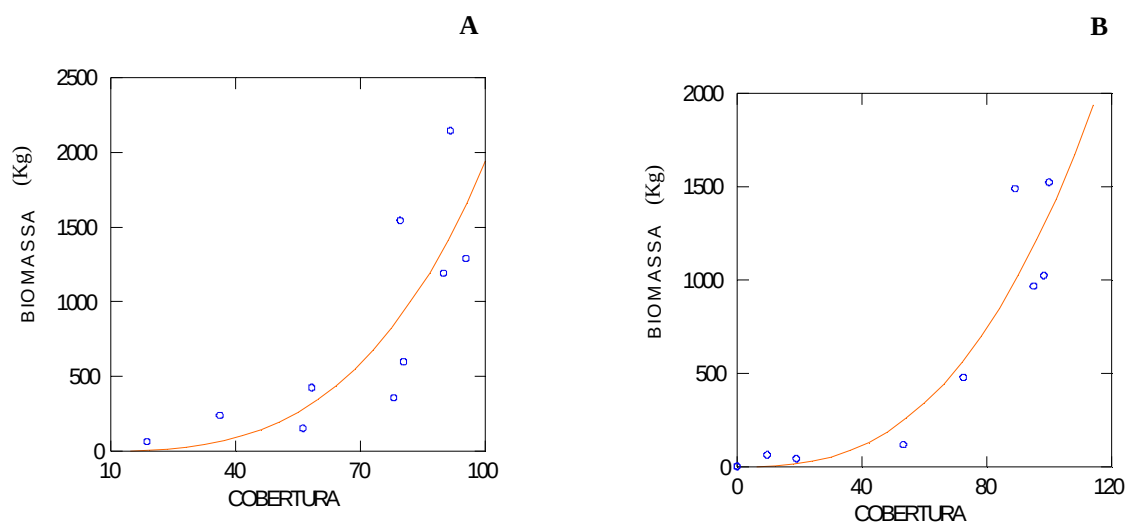


Figura 8. Modelos de regressão para prever a biomassa do estrato inferior (A) e superior (B) do sub-bosque em manchas florestais na estação seca, no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul.

As médias da biomassa do sub-bosque estimada para os dois estratos em ambas estações de coleta são apresentadas na Tabela 2 (Anexo I). O teste de Mann-Whitney indicou que a biomassa do sub-bosque de cordilheiras e capões, considerando as duas estações de coleta, é significativamente diferente tanto para o estrato inferior (Teste de Mann-Whitney = 234,5; $p = 0,000001$), quanto para o estrato superior (Teste de Mann-Whitney = 348,5; $p = 0,000128$). Cordilheiras apresentaram maiores biomassas do sub-bosque, tanto o estrato inferior ($0,590 \pm 0,05 \text{ Kg/m}^3$), como o superior ($0,217 \pm 0,02 \text{ Kg/m}^3$), como pode ser visto na Figura 9 A e B.

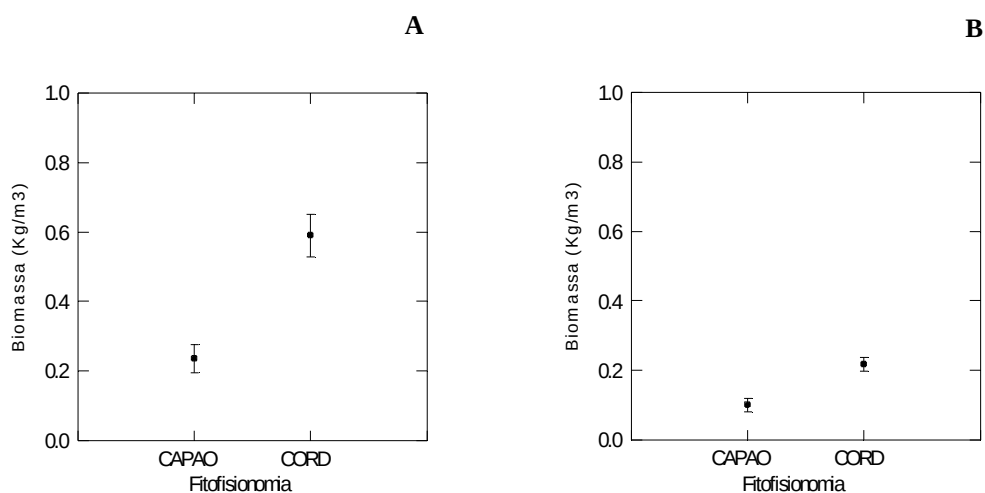


Figura 9. Média e desvio padrão da biomassa dos estratos inferior (A) e superior (B) do sub-bosque de capões (CAPAO) e cordilheiras (CORD), no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul.

Considerando-se as duas estações de coleta, o teste de Mann-Whitney indicou uma diferença significativa entre a biomassa do sub-bosque nas áreas acessíveis ao gado e nas áreas sem gado, tanto no estrato inferior (Teste de Mann-Whitney = 175,0; $p = 0,0003$) como no superior (Teste de Mann-Whitney = 191,0; $p = 0,0006$). Manchas florestais com a presença do gado apresentaram menores valores de biomassa dos estratos inferior ($0,300 \pm 0,04 \text{ Kg/m}^3$) e superior do sub-bosque ($0,120 \pm 0,02 \text{ Kg/m}^3$), quando comparadas a manchas florestais sem a presença do gado, com $0,650 \pm 0,06 \text{ Kg/m}^3$ para o estrato inferior e $0,260 \pm 0,04 \text{ Kg/m}^3$ para o estrato superior do sub-bosque (Figura 10 A e B).

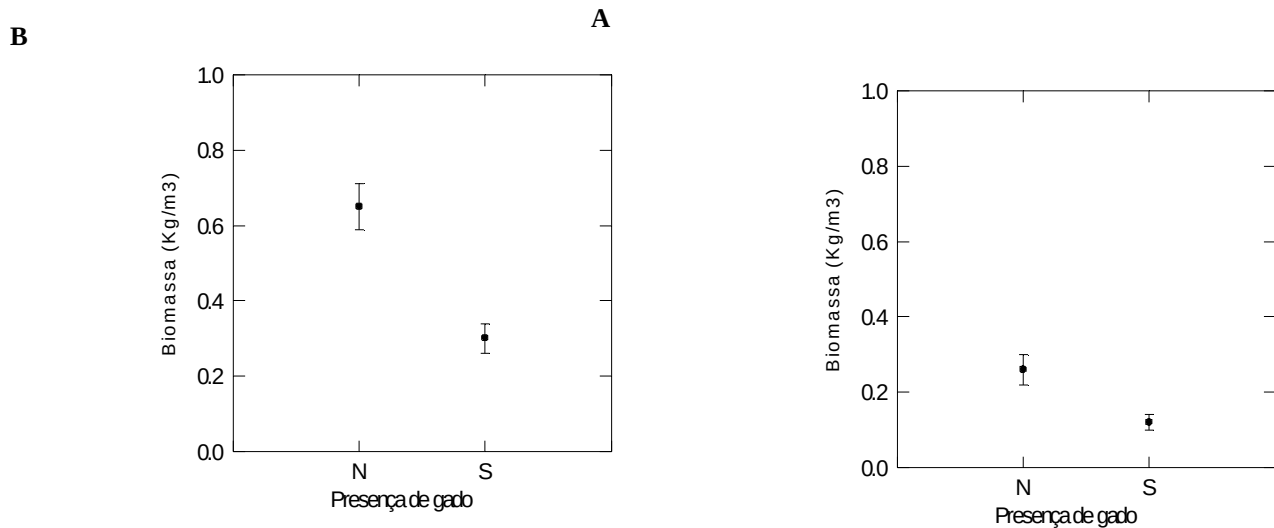


Figura 10. Média e desvio padrão da biomassa dos estratos inferior (A) e superior (B) do sub-bosque, em função da ausência (N) e presença (S) do gado bovino em manchas florestais, no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul.

4.5. Ocupação/detecção por espécies de aves insetívoras do sub-bosque

Canário-do-mato (*Basileuterus flaveolus*)

Na estação chuvosa, o modelo de ocupação/detecção por *B. flaveolus* nas manchas florestais estudadas, com melhor ajuste foi $\psi(\text{área}+\text{isolamento}), p(\text{constante})$, como pode ser visto na Tabela 3 do Anexo I. A interação das co-variáveis área e isolamento influenciou as probabilidades de ocupação dessa espécie nas manchas florestais, ($\text{Logit } (\psi_{ij}) = -1,27 + 0,43 \cdot \text{área} - 121,91 \cdot \text{isolamento}$), enquanto a probabilidade de detecção foi constante, $\text{Logit } p(\alpha) = 0,39$, ou seja, não foi influenciada por nenhuma co-variável. O isolamento teve maior influência, afetando negativamente a ocupação de manchas florestais pelo canário-do-mato.

Para a estação seca, o modelo de ocupação/detecção por *B. flaveolus*, com melhor ajuste foi $\psi(\text{área}+\text{isolamento}+\text{liteira}), p(\text{bioinf}+\text{visual})$ (Tabela 3, Anexo I). Co-variáveis como área,

isolamento e biomassa de liteira influenciaram a ocupação pelo canário-do-mato nas manchas florestais amostradas: $\text{Logit } (\psi_{ij}) = -0,19 + 23,18 \cdot \text{area} - 1006,41 \cdot \text{isolamento} + 37,22 \cdot \text{liteira}$. Assim como na estação chuvosa, o isolamento teve maior influência e afetou de modo negativo a ocupação das manchas florestais por esta espécie. A detectabilidade de *B. flaveolus* foi influenciada pela interação das co-variáveis biomassa do estrato inferior do sub-bosque e detecção da espécie por contato visual ($\text{Logit } p(\alpha) = 0,15 - 0,69 \cdot \text{bioinf} + 578,19 \cdot \text{visual}$), porém, essa última co-variável teve maior peso na detectabilidade.

Ferreirinho-de-cara-parda (*Poecilatriccus latirostrae*)

Na estação chuvosa, o modelo de ocupação/detecção por *Poecilatriccus latirostrae* com melhor ajuste foi $\psi(\text{isolamento} + \text{bioinf} + \text{biosup}), p(\text{auditivo})$ (Tabela 4 do Anexo I). A interação das co-variáveis isolamento e biomassa dos estratos inferior e superior do sub-bosque ($\text{Logit } (\psi_{ij}) = 0,18 - 18,21 \cdot \text{isolamento} + 4,46 \cdot \text{bioinf} + 14,14 \cdot \text{biosup}$), influenciou a probabilidade de ocupação das manchas florestais por essa espécie. O isolamento teve maior influência, afetando de modo negativo a probabilidade do ferreirinho-de-cara-parda ocupar as manchas florestais estudadas. A detectabilidade de *P. latirostrae* nas manchas florestais foi influenciada pelo método de detecção por contato auditivo ($\text{Logit } p(\alpha) = 0,80 + 0,29 \cdot \text{auditivo}$).

O modelo de ocupação/detecção de *P. latirostrae* com melhor ajuste na estação seca foi $\psi(\text{isolamento} + \text{bioinf} + \text{biosup}), p(\text{constante})$, como pode ser visto na Tabela 4 (Anexo I). Assim como na estação cheia, as co-variáveis isolamento e biomassa do sub-bosque influenciaram as probabilidades de ocupação das manchas florestais por essa espécie ($\text{Logit } (\psi_{ij}) = 0,11 - 8,16 \cdot \text{isolamento} + 6,91 \cdot \text{bioinf} - 9,89 \cdot \text{biosup}$). No entanto, a co-variável biomassa do estrato superior do sub-bosque teve maior influência nas suas probabilidades de ocupar as manchas

florestais. A probabilidade de detecção foi constante, $\text{Logit } p(\alpha) = 0,38$, ou seja, não foi influenciada por nenhuma co-variável.

João-do-pantanal (*Synallaxis albilora*)

Para a estação chuvosa o modelo de ocupação/detecção com melhor ajuste foi $\psi(\text{área}+\text{isolamento}+\text{bioinf}+\text{biosup}), p(\text{bioinf}+\text{biosup}+\text{visual}+\text{auditivo})$, como pode ser visto na Tabela 5 (Anexo I). A interação das co-variáveis área, isolamento e biomassa do sub-bosque influenciou a ocupação das manchas florestais por *Synallaxis albilora* ($\text{Logit } (\psi_{ij}) = 0,69 + 0,56*\text{area} - 37,69*\text{isolamento} + 15,62*\text{bioinf} + 73,01*\text{biosup}$). A biomassa do estrato superior do sub-bosque teve maior influência, afetando positivamente as probabilidades de ocupação das manchas florestais por esta espécie. A detectabilidade foi influenciada pela biomassa do sub-bosque e pelos métodos de detecção ($\text{Logit } p(\alpha) = -0,52 - 4,04*\text{bioinf} - 5,21*\text{biosup} + 4,97*\text{visual} + 5,96*\text{auditivo}$), no entanto, a biomassa do estrato superior do sub-bosque teve maior influência, afetando negativamente as probabilidades de detectar *S. albilora* nas manchas florestais.

Na estação seca, o modelo de ocupação/detecção com melhor ajuste foi $\psi(\text{área}+\text{isolamento}+\text{bioinf}+\text{biosup}), p(\text{bioinf}+\text{biosup}+\text{visual})$, como pode ser visto na Tabela 5 (Anexo I). As co-variáveis como área, isolamento e biomassa do sub-bosque influenciaram a probabilidade de ocupação das manchas florestais pelo João-do-pantanal ($\text{Logit } (\psi_{ij}) = 0,69 + 27,98*\text{area} - 5,74*\text{isolamento} - 1,62*\text{bioinf} + 12,84*\text{biosup}$). A área teve maior influência, afetando de modo positivo a ocupação das manchas florestais por *S. albilora*. A biomassa do sub-bosque e a identificação pelo contato visual influenciaram a detectabilidade de *S. albilora* nas manchas florestais ($\text{Logit } p(\alpha) = -0,16*\text{constante} + 1,34*\text{bioinf} + -4,59*\text{biosup} + 25,18*\text{visual}$), tendo a biomassa do estrato superior do sub-bosque, maior influência na sua detecção.

5. Discussão

5.1. Biomassas de liteira e do sub-bosque

Na planície do Pantanal, estudos enfocando a estrutura do habitat em manchas florestais naturais, tais como biomassas de liteira e do sub-bosque, são escassos, o que dificulta comparações. Haase & Haase (1995) estimaram a biomassa de espécies arbóreas e arbustivas invasoras na região norte do Pantanal e verificaram que as folhas apresentam menor contribuição para a biomassa total das plantas estudadas. Salis (2004) estimou a biomassa do estrato herbáceo de alguns cerradões do Pantanal da Nhecolândia, através de equações de regressão linear e não-linear, relacionando o peso seco das amostras de galhos, folhas e tronco, com o diâmetro a altura do peito (DAP). O mesmo autor verificou ainda, que para a maioria das espécies estudadas, foi encontrada uma boa relação entre os valores do peso seco e do volume com o DAP. Sallis *et al.* (2007) também utilizaram regressão para estimar a biomassa aérea do acuri (*Scheelea phalerata*) na sub-região da Nhecolândia, a partir de relações alométricas.

As biomassas de liteira e do sub-bosque apresentaram menores valores em manchas florestais menores, tais como capões, quando comparadas às de cordilheiras. O tamanho das cordilheiras pode ser uma variável importante do habitat, agindo como efeito tampão para o impacto do gado bovino no sub-bosque, pois as bordas atuam como tampões para a vegetação no centro da floresta. Áreas de ocorrência de capões geralmente possuem maior proporção de campos em relação à habitats florestais e, assim, suportam mais bovinos por área total. Conseqüentemente, há uso intensivo dessas áreas de florestas pelo gado, resultando em relevantes alterações na estrutura da vegetação. Por outro lado, em áreas mais florestadas, com menor quantidade de campos, há menos gado por área total e, conseqüentemente o impacto direto nas áreas florestais tende a ser menor. Manchas florestais contínuas e sem a presença do

gado, como as da RPPN fazenda Nhumirim (sem gado desde 1989), apresentaram valores médios significativamente maiores de biomassa do sub-bosque em relação às cordilheiras onde o gado forrageia.

Van Langevelde *et al.* (2003) destacam que o impacto do pastejo dos megaherbívoros é suficiente para moldar a estrutura de todo um ecossistema. Animais domésticos impactam mais intensamente do que os ungulados silvestres, porque os rebanhos são mantidos em geral numa densidade mais alta, em áreas cercadas com presença de aguadas, além de cuidados veterinários e suplementação mineral (Hobbs 1996). Os impactos associados ao forrageio do gado incluem mudanças na estrutura, densidade e composição de espécies de vegetais (Fensham & Skull 1999, Floyd *et al.* 2003, Krueper *et al.* 2003, McIntyre *et al.* 2003). Revisando os estudos sobre os efeitos da presença do gado em florestas de Estados Unidos, Belsky & Blumenthal (1997) verificaram que o forrageio intensivo reduz drasticamente a biomassa e a densidade da vegetação do sub-bosque. Belsky & Blumenthal (1997) relatam ainda, que a biomassa de liteira em áreas moderadamente e intensamente forrageadas pelo gado é reduzida a 40% e 60%, respectivamente. Sampaio & Guarino (2007) avaliaram os efeitos do pastoreio de bovinos na estrutura populacional de plantas em fragmentos de floresta ombrófila mista em Pelotas, Rio Grande do Sul e verificaram que, o manejo do gado pode influenciar o tipo de cobertura do solo, alterando assim, a composição florística do sub-bosque.

Cordilheiras e capões ocorrem em cotas mais altas no terreno pantaneiro e não inundam no período de cheia, sendo muito utilizados pelo gado para pernoite e termorregulação (Santos *et al.* 2002). No entanto, Santos *et al.* (2000) destacam que o uso dessas formações florestais pelo gado bovino no Pantanal da Nhecolândia, provavelmente está relacionado com as condições climáticas (maior ou menor presença de água nos campos) e com a condição das pastagens. Soares (1997) avaliou o efeito da presença do gado bovino na composição florística e estrutura da vegetação em duas áreas sob diferentes condições de manejos na fazenda Nhumirim: uma com a presença continua de gado e outra de onde foi excluído o gado, há mais de 05 anos.

Embora o mesmo autor tenha verificado maior quantidade de biomassa nas áreas com a ausência de bovinos, ele ressalta que a introdução desses grandes herbívoros no Pantanal da Nhecolândia e a vegetação parecem conviver harmoniosamente. No entanto, Johnson *et al.* (1997) avaliaram os efeitos do forrageio de bovinos sobre o manduvi (*Sterculia apetala*) no Pantanal da Nhecolândia e verificaram que em manchas florestais acessíveis pelo gado ocorre menos recrutamento de plântulas e jovens dessa espécie, quando comparadas com áreas protegidas.

5.2. Ocupação/deteccção por espécies de aves insetívoras do sub-bosque

Os resultados deste estudo mostram que a relação espécie-área por si só, não explica a ocupação de manchas florestais por *Synallaxis albilora*, *Poecilatriccus latirostrae* e *Basileuterus flaveolus*. Co-variáveis como o isolamento, biomassa de liteira e biomassa do sub-bosque também foram importantes na ocupação das manchas florestais por essas espécies, porém, o isolamento teve forte influência nos modelos. Doman *et al.* (2007) ponderam que o tamanho da mancha florestal geralmente é o componente mais importante influenciando a ocorrência, riqueza, composição e o “turnover” de espécies florestais, sendo os pequenos fragmentos, mais vulneráveis ao efeito de borda. No entanto, Nally & Horrocks (2002) e Manu *et al.* (2007) verificaram que o isolamento e a estrutura da vegetação são importantes co-variáveis influenciando a riqueza de espécies de aves em habitats florestais fragmentados.

As probabilidades de ocupação em capões pelas espécies insetívoras de sub-bosque foram baixas, quando comparadas as de cordilheiras e, tais resultados são esperados uma vez que capões estão isolados na paisagem, em média, a mais de 350 metros de outras manchas florestais. Ao testarem a hipótese de que capões atuam como “stepping-stones”, ou seja, “pontos de ligação”, no Pantanal de Miranda, Yabe & Marques (2001) verificaram que distâncias inferiores a 100 metros não apresentaram barreira ao deslocamento da maioria das aves, notadamente as insetívoras em

geral, as onívoras e as nectarívoras. No entanto, os mesmos autores destacam ainda, que espécies sedentárias e de pequeno porte, como maioria dos insetívoros de sub-bosque, incluindo *Synallaxis albilora*, demonstrem serem mais suscetíveis ao efeito das distâncias que separam os capões.

Em paisagens naturalmente fragmentadas como os “Campos Gerais” no sudeste do Brasil, Anjos & Boçon (1999) verificaram que em manchas florestais menores e isoladas, a diversidade de aves insetívoras de sub-bosque diminui significativamente. Padrão similar foi obtido por Andrade & Marini (2002), em capões de mata nos topos da Serra da Canastra, Minas Gerais. O isolamento causado pela fragmentação florestal pode afetar negativamente a dispersão de algumas espécies de aves entre os fragmentos, dependendo da distância entre os mesmos (Simberloff 1994, Wiens 1994, Sekerçü et al. 2004). Na Amazônia Central, Laurance et al. (2004) e Laurance & Gomez (2005) testaram a capacidade de dispersão de algumas espécies de sub-bosque em fragmentos florestais com clareiras criadas por uma rodovia e, verificaram que clareiras com mais de 250 metros de largura, representam uma barreira significativa aos movimentos de dispersão dessas aves.

Van Houtan et al. (2007), verificaram que 67% das espécies presentes em florestas intactas na Amazônia, principalmente as insetívoras de sub-bosque, desaparecem em fragmentos menores após três anos de isolamento. Tizianel (2008) destaca que embora pouco freqüentes algumas espécies de sub-bosque, dentre elas *Synallaxis albilora*, *Poecilatriccus latirostrae* e *Basileuterus flaveolus*, também podem ser avistadas em arbustos na borda de manchas florestais, cerrados de murundu (morrotes de terra cobertos por vegetação lenhosa típica de cerrado), canjiqueirais (*Byrsonima orbignyana*) e pequenos arbustos nas áreas abertas. Tal comportamento pode explicar, em parte, a ocupação, embora com baixas probabilidades, de algumas manchas florestais isoladas por espécies como *S. albilora* e *P. latirostrae*. Nesse caso, especula-se que os cerrados de murundu e canjiqueirais sejam relevantes no processo de dispersão dessas aves na paisagem (Tizianel 2008).

Gimenes & Anjos (2003) destacam que fragmentos florestais circundados por uma matriz muito diferente da vegetação florestal e isolados de outras manchas florestais costumam apresentar efeitos do isolamento semelhantes aos verificados em ilhas (MacArthur & Wilson 1967). Em fragmentos de Mata Atlântica no sudeste do Brasil, Uezu *et al.* (2005), observaram que as aves estudadas apresentaram diferentes padrões de abundância, indicando diferentes graus de sensibilidade à fragmentação e ao isolamento, enquanto algumas espécies eram capazes de se deslocar por entre a matriz e alcançar fragmentos próximos, outras se mostraram incapazes. Para Gascon *et al.* (1999), Tischendorf (2001), Tubelis *et al.* (2004a,b; 2007) e Antogiovanni & Metzger (2005), a matriz do entorno é muito importante na dinâmica de fragmentos, pois atua como um filtro ao movimento das espécies. Os mesmos autores destacam ainda, que algumas espécies de aves, notadamente insetívoras de sub-bosque e de pequeno porte, não possuem habilidade em utilizar a matriz completamente aberta e alterada.

Embora tenha tido menor peso no modelo, a variável área também influenciou, nas duas estações, a probabilidade de ocupação das manchas florestais por *Synallaxis albilora* e *Basileuterus flaveolus*. Tubelis & Tomas (1999) verificaram que manchas florestais menores na sub-região da Nhicolândia, tais como capões, abrigam reduzida diversidade de aves, quando comparados a manchas maiores como cordilheiras. No sudeste brasileiro, Marini & Cavalcanti (1993) e Duca & Marini (2005) verificaram que o canário-do-mato (*B. flaveolus*) é mais freqüente em grandes manchas florestais e com corredores de vegetação interligando-as a outros fragmentos. Marini & Cavalcanti (1993) destacam, ainda, que o canário-do-mato é extremamente territorialista, defendendo pequenos territórios de 2,0 hectares. Apesar da paisagem do sudeste brasileiro ser ecologicamente singular em relação à da planície pantaneira, pode-se especular que manchas florestais de pequeno porte e isoladas, tais como capões, não oferecem condições ecológicas exigidas por *B. flaveolus*.

Na estação seca, a área teve maior influência na probabilidade de ocupação das manchas florestais por *S. albilora* e, tal fato, pode estar relacionado à disponibilidade de recursos

tróficos e ao período reprodutivo, que no Pantanal (Antas & Palo Jr. 2004, Rubio & Pinho 2008), coincide com o final da estação de seca. O uso do habitat pode variar entre uma estação e outra, como verificado por Morse (1985), para os Parulidae da América do Norte, o que reflete requerimentos diferentes das espécies em relação ao habitat no período reprodutivo. Segundo Sick (1997) e Ridgely & Tudor (1989), os membros da Família Furnariidae apresentam comportamentos intraespecíficos e interespecíficos agressivos durante o período reprodutivo, defendendo ativamente seus territórios, o que pode explicar em parte, o tamanho das manchas florestais influenciar sua probabilidade de ocupação na estação seca.

Capões por serem pequenos e apresentarem sub-bosque reduzido e alterado (sub-bosque alterado pelo forrageio de bovinos), possivelmente não atendem às exigências ecológicas desta espécie. Stouffer *et al.* (2009) enfatizam que a taxa de extinção de aves insetívoras de sub-bosque em fragmentos na Amazônia é de 47% para manchas florestais de 1 hectare, comparada a de fragmentos grandes com 100 hectares, onde a taxa de extinção é de apenas 6%. Anjos & Boçon (1999), verificaram que dentre as aves afetadas pela área, a diversidade de espécies insetívoras que forrageiam na folhagem do sub-bosque, tais como *Basileuterus culicivorus*, *B. leucoblepharus*, *Todirostrum plumbeiceps*, *Hemitriccus obsoletus*, entre outras, é drasticamente reduzida em fragmentos pequenos. Gimenes & Anjos (2003) ponderam que com o aumento da área, também aumenta a diversidade de habitats, cada um, com um conjunto de espécies associadas, resultando em um aumento da riqueza de espécies.

Sendo insetívoros de sub-bosque, *Synallaxis albilora* e *Poecilotriccus latirostrae*, utilizam a densa vegetação do interior da floresta para forragear (Sick 1997, Ridgely & Tudor 1989, 1994) e dessa forma, a biomassa do sub-bosque influencia suas probabilidades de ocupação em manchas florestais. A biomassa do estrato superior do sub-bosque afetou significativamente a ocupação de manchas florestais pelo joão-do-pantanal (*S. albilora*) na estação chuvosa. As probabilidades de *S. albilora* ocupar capões é baixa, uma vez que essas manchas florestais apresentam menores valores e biomassa do sub-bosque quando comparadas a áreas contínuas e

protegidas. Vários estudos têm comprovado que a composição e estrutura florística do ecossistema é um importante fator determinando a riqueza e a distribuição de aves em ambientes florestais, uma vez que as espécies exibem diferentes usos do habitat e táticas de forrageio (MacArthur & MacArthur 1961, Karr & Roth 1971, Cody 1985, Conner & Dickson 1997, Tews *et al.* 2004, Loehle *et al.* 2005). Em Ontário, Canadá, Villard *et al.* (1999) verificaram que a presença de muitas espécies de aves em fragmentos florestais é significativamente correlacionada com a estrutura do habitat e micro-habitat.

Martin & McIntyre (2007) relatam que algumas espécies de aves dependentes da vegetação do sub-bosque para forragear e nidificar, principalmente as insetívoras, são negativamente afetadas pelo forrageio do gado, devido a redução da vegetação e a simplificação do habitat. Whelan & Maina (2005), ponderam que a baixa densidade do sub-bosque pode aumentar a taxa de predação de aves insetívoras nesse estrato, devido as alterações nas condições micro-climáticas do interior da floresta, aumentando assim, a exposição dessas aves ao ataque de predadores. O canário-do-mato (*B. flaveolus*) foi única espécie que teve suas probabilidades de ocupação influenciadas pela biomassa de liteira na estação seca. Tal sazonalidade, possivelmente, está relacionado ao período reprodutivo, que ocorre de julho a dezembro (Antas & Palo Jr. 2004, Pinho 2005), uma vez que essa espécie nidifica no solo, entre as folhas secas da liteira e pequenos arbustos do sub-bosque (Curson *et al.* 1994). Capões apresentam baixos valores de biomassa de liteira devido ao pisoteio do gado bovino, afetando assim, as probabilidades de ocupação por *B. flaveolus* na estação seca. Outra ameaça significativa à espécie, são as queimadas, cuja ação altera a biomassa da vegetação (Cardoso *et al.* 2000, 2003; Pott 2007), e podem por conseguinte, alterar o micro-habitat de sítios reprodutivos e de forrageio desta espécie nas manchas florestais do Pantanal.

Com relação às probabilidades de detecção, verificou-se que houve uma sazonalidade, nas duas espécies avaliadas. Na estação chuvosa nenhuma variável analisada influenciou a detectabilidade do canário-do-mato (*Basileuterus flaveolus*), nas manchas florestais no Pantanal da Nhecolândia, porém, na estação seca, os métodos de identificação por contato

visual e auditivo influenciaram sua detecção. Tal fato pode estar relacionado ao período reprodutivo. *Basileuterus flaveolus* é extremamente territorialista e ao realizar exibições de defesa do território ou de corte (Curson *et al.* 1994, Antas & Palo Jr. 2004), torna-se facilmente visível na vegetação do sub-bosque, que na estação seca, freqüentemente é murcha e rala. Para o ferreirinho-de-cara-parda (*Poecilotriccus latirostrae*) e o joão-do-pantanal (*Synallaxis albilora*), a identificação por contato auditivo influenciou suas detectabilidades nas manchas florestais durante a estação chuvosa. Porém, na estação seca, nenhuma variável analisada teve influência na detecção de *P. latirostrae*, mas a detectabilidade de *S. albilora*, tal como verificado para *B. flaveolus*, foi influenciada pela identificação visual. A densa e vigorosa vegetação do sub-bosque durante o período chuvoso pode ter contribuído para ocultar visualmente a presença de *P. latirostrae* no interior da mancha florestal. No entanto, sua presença foi detectada através da identificação do canto, o que também pode estar relacionado ao período reprodutivo, pois durante este ciclo biológico, as aves vocalizam intensamente (Rubio & Pinho 2008).

5.3. Implicações para a conservação de aves no Pantanal

A paisagem pantaneira é singular e heterogênea, onde as formações vegetacionais ocorrem em mosaicos e as florestas ocorrem em manchas (Salis *et al.* 2006). O gado bovino está presente no Pantanal desde o início do século XX, ocupando um nicho quase vazio de manadas de grandes herbívoros nativos (Pott 2007). Através de estudos com levantamentos aéreos, Mourão *et al.* (2000) verificaram que o gado bovino ocorre em altas densidades em quase todo o Pantanal, com > 10 indivíduos/Km² e abundância não corrigida estimada em 2.250.000 (EP»14.000) indivíduos. Formas tradicionais de manejo causaram poucos impactos na paisagem da planície do Pantanal ao longo das últimas décadas (Harris *et al.* 2005). Porém, nos últimos anos, face à globalização da economia e criação de mercados competitivos, têm-se intensificado as pressões por aumento da produtividade de bovinos no Pantanal (Santos *et al.* 2002). Cordilheiras contínuas têm sido

suprimidas e substituídas por pastagens cultivadas, muitas vezes com espécies exóticas como *Brachiaria* spp., em detrimento da expansão da atividade pecuária (Harris *et al.* 2006, Tomas *et al.* no prelo).

Analisando as imagens de satélite de 2000, Padovani *et al.* (2004) estimaram em 12.182 km² a área total do desmatamento no Pantanal, ou seja, mais de 40% dos habitats florestais e savanas já foram alterados pela pecuária. Tomas *et al.* (no prelo), relatam que a implantação de pastagens cultivadas afeta o ecossistema de duas formas distintas: a primeira simplifica uma paisagem heterogênea e complexa, através da eliminação de componentes como mata semidecídua, cerradão e cerrado e, a outra forma é a simplificação da composição e a eliminação da estrutura de habitats campestres. Santos Jr. *et al.* (2006) defendem a demarcação e averbação de cordilheiras como áreas de reserva legal em fazendas de pecuária no Pantanal. Os mesmos autores argumentam que cordilheiras são impróprias para produção de gado, devido ao aparente impacto deste sobre o estabelecimento de plântulas de manduvi (*Sterculia apetala*), cujos ocos concentram a maioria dos ninhos de araras-azuis (*Anodorhynchus hyacinthinus*) no Pantanal.

Os resultados deste estudo evidenciam que a biomassa de liteira e do sub-bosque tende a ser significativamente reduzida em manchas florestais menores e acessíveis pelo gado bovino. Em paisagens com maior proporção de campos em relação a florestas, como as áreas de vazantes, por comportarem maior carga de bovinos, os efeitos da herbivoria na estrutura do sub-bosque são mais intensos, quando comparados a áreas com maior proporção de florestas. Dessa forma, intervenções humanas como fragmentação e substituição de cordilheiras por pastagens cultivadas podem promover um colapso na estrutura do hábitat em manchas florestais intactas e remanescentes e, conseqüentemente, reduzir as probabilidades de ocupação das espécies de aves mais sensíveis a tais intervenções na paisagem. Tal fenômeno foi verificado por Tizianel (2008), em áreas de pastagens cultivadas no Pantanal da Nhecolândia, tendo as espécies generalistas, substituído as mais sensíveis às intervenções na estrutura da paisagem. Alterações na estrutura de manchas florestais, reflete diretamente sobre a comunidade de aves dependentes e parcialmente dependentes desses habitats no

Pantanal, sendo essas, as mais representativas na comunidade de aves ocorrentes na planície pantaneira (Figueira *et al.* 2006).

O isolamento e a área influenciaram significativamente as probabilidades dos insetívoros de sub-bosque ocupar as manchas florestais. A atual tendência de expansão da pecuária no Pantanal tem originado paisagens fragmentadas, contendo pequenos e isolados remanescentes da vegetação natural, circundados por uma matriz de vegetação alterada e simplificada (Harris *et al.* 2006, Tomas *et al.* no prelo). Em termos de conservação da avifauna, há fortes evidências de que pequenos fragmentos florestais suportam apenas parte do total de aves originais do local, faltando espécies mais sensíveis às modificações do ambiente. Pequenos fragmentos tendem a convergir na composição de espécies, suportando aquelas mais comuns localmente e ecologicamente pouco exigentes, que sobrevivem bem em habitats alterados (Gimenes & Anjos 2003). A matriz é um fator muito importante no processo de dispersão das espécies na paisagem, e sua alteração implica em isolamento de populações em manchas florestais devido a inabilidade de determinadas espécies em utilizar a matriz impactada (Gascon *et al.* 1999; Tubelis *et al.* 2004a,b; Antongiovanni & Metzger 2005).

Espécies como o canário-do-mato (*Basileuterus flaveolus*), o ferreirinho-de-cara-parda (*Poecilotriccus latirostrae*) e o João-do-pantanal (*Synallaxis albilora*), podem ser utilizadas como indicadores de sustentabilidade no Pantanal, uma vez que apresentaram significativamente maiores probabilidades de ocupar manchas florestais maiores, estruturalmente mais complexas e menos isoladas umas das outras. Indicadores ecológicos têm sido utilizados para detectar limiares e indicar mudanças na paisagem devido às intervenções humanas na paisagem (O'Neill *et al.* 1988, Niemi & McDonald 2004, Guénette & Villard 2005). Piratelli *et al.* (2008) avaliaram a associação e a frequência de ocorrência de 30 espécies de aves em relação ao tamanho dos fragmentos de Mata Atlântica no Rio de Janeiro e consideraram quatro delas (*Sclerurus scansor*, *Mionectes rufiventris*, *Chiroxiphia caudata* e *Habia rubica*), as melhores

indicadoras de espécies dependentes de áreas grandes, com base em aspectos como substrato de forrageio utilizado, locais de nidificação e status de raridade.

Na maioria das formas de pastejo usadas na sub-região da Nhecolândia, os fazendeiros utilizam a lotação contínua ou pastejo contínuo, o qual consiste num método de pastejo onde os animais têm acesso irrestrito a toda a área, sem subdivisão em piquetes (Santos *et al.* 2004). Os mesmos autores destacam ainda, que na maioria das pastagens da planície pantaneira, a capacidade de suporte é baixa, comportando em torno de quatro hectares por unidade animal. Entretanto, o aumento das áreas de campos propicia maior carga de bovinos na área, elevando assim, os impactos desses grandes herbívoros na estrutura das formações florestais e, por conseguinte, ameaçar seriamente a biodiversidade local. O manejo adequado da paisagem no Pantanal, mantendo formações florestais intactas e contínuas, bem como a integridade da matriz do entorno dessas manchas florestais nativas são fundamentais para garantir a biodiversidade nesse ecossistema.

6. Conclusões

A estrutura do habitat em manchas florestais no Pantanal da Nhecolândia varia conforme o tamanho e isolamento das mesmas na paisagem. Manchas florestais menores, como capões, tendem a estar mais isoladas na paisagem e apresentar menores valores das biomassas de liteira e do sub-bosque.

Os dados obtidos neste estudo sugerem que o forrageio do gado exerce significativo impacto na vegetação do sub-bosque de manchas florestais no Pantanal da Nhecolândia. Manchas florestais contínuas sem a presença do gado, apresentam valores médios significativamente maiores das biomassas de liteira e do sub-bosque em relação a cordilheiras e capões onde o gado forrageia.

As probabilidades de ocupação das manchas florestais pelas espécies de aves insetívoras de sub-bosque foram influenciadas pelo isolamento, bem como também pelas co-variáveis área e biomassa do sub-bosque. Em manchas florestais menores, isoladas e com sub-bosque alterado, as probabilidades de ocupação pelas espécies de aves insetívoras de sub-bosque são drasticamente reduzidas.

Os resultados sugerem que as intervenções humanas na paisagem podem causar grande impacto na estrutura de manchas florestais no Pantanal e, por conseguinte, afetar negativamente as probabilidades de ocupação por aves insetívoras de sub-bosque.

Formas adequadas de manejo da paisagem, mantendo manchas florestais intactas, contínuas, estruturalmente complexas e com conectividade, podem garantir a biodiversidade nas fazendas de pecuária do Pantanal.

No entanto, ressalta-se que estudos mais detalhados, de longo prazo e em diferentes condições ecológicas e de manejo, são necessários para elucidar melhor os impactos do gado bovino e de outras intervenções humanas na biodiversidade da planície do Pantanal.

7. Referências Bibliográficas

- Abdon, M.M.; Silva, J.S.V.; Pott, V.J.; Pott, A. & Silva, M.P. 1998. Utilização de dados analógicos do Landsat-TM na discriminação da vegetação de parte da sub-região da Nhecolândia no Pantanal. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 33:1799-1813.
- Adámoli, J. 1982. O Pantanal e suas relações fitogeográficas com os cerrados: discussão sobre o conceito de “Complexo do Pantanal”. p.109-119. In: *Anais XXXII Congresso Nacional de Botânica*. Universidade Federal do Piauí, Teresina.
- Anderson, S.H. & Shugart, H.H. 1974. Habitat selection of breeding birds in an east Tennessee deciduous forest. *Ecology* 55:828-837.
- Andrade, R.D. & Marini, M.Â. 2002. Bird species richness in natural forest patches in southeast Brazil. *Lundiana* 3(2):141-149.
- Anjos, L. 2006. Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic Forest in southern Brazil. *Biotropica* 38(2): 229-234.
- Anjos, L. & Boçon, R. 1999. Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. *Wilson Bulletin* 111(3):397-414.
- Antas, P.T.Z. & Palo Jr., H. 2004. *Guia de aves: espécies da reserva particular do patrimônio natural do SESC Pantanal*. SESC Nacional, Rio de Janeiro.
- Antongiovanni, M. & Metzger, J.P. 2005. Influence of the matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 122:441-451.
- Belsky, A.J. & Blumenthal, D.M. 1997. Effects of livestock grazing on stand dynamics and soils in upland forests of the interior west. *Conservation Biology* 11(2):315-327.
- Bibby, C.J.; Burgess, N.D. & Hill, D.A. 1992. *Bird census techniques*. Academic Press, London.

- Blacke, J.G. & Karr, J.R. 1987. Breeding birds of isolated woodlots: area and habitat relationship. *Ecology* 68:1724-1734.
- Boecklen, W.J. 1986. Effects of habitat heterogeneity on the species-area relationships of forest birds. *Journal of Biogeography* 13:59-68.
- Boscolo, D. 2007. *Influência da estrutura da paisagem sobre a persistência de três espécies de aves em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica*. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Brown, W.P. & Sullivan P.J. 2005. Avian community composition in isolated forest fragments: a conceptual revision. *Oikos* 111:1-8.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 2002. Model Selection and Multimodel Inference - A Practical Information-Theoretic Approach. Springer, New York.
- Camara, G.; Souza, R.C.M.; Freitas, U.M. & Garrido, J. 1996. SPRING: Interating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. *Computers & Graphics* 20(3):305-403.
- Cardoso, E.L.; Crispim, S.M.A.; Rodrigues, C.A.G. & Barioni Jr., V. 2000. Composição e dinâmica da biomassa aérea após a queima em savana gramíneo-lenhosa no Pantanal. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 35(11):2309-2316.
- Cardoso, E.L.; Crispim, S.M.A.; Rodrigues, C.A.G. & Barioni Jr., V. 2003. Efeitos da queima na dinâmica da biomassa aérea de um campo nativo no Pantanal. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 38(6):747-752.
- CBRO - Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. 2008. *Listas das aves do Brasil*. 7ª Edição. Disponível em <http://www.cbro.org.br/CBRO/listabr.htm>. Acesso em 31/03/2009.
- Chiaravalloti, R.M.; Tomas, W.M.; Tizianel, F.A.T. & Camilo, A.R. 2009. Aves, Accipitridae, *Harpyhaliaetus coronatus*: a documented record in the Pantanal wetland. *Check List* 5(1):89-91.

- Cody, M. 1985. An introduction to habitat selection in birds. p.3-56. *In*: Cody, M. (Ed.). *Habitat selection in birds*. Academic Press, San Diego.
- Conner, R.N. 1990. The effect of observer variability on the MacArthur foliage density estimate. *Wilson Bulletin* 102(2):341-343.
- Conner, R.N. & Dickson, J.G. 1997. Relationships between bird communities and forest age, structure, species composition and fragmentation in the West Gulf Coastal Plain. *Texas Journal of Science* 49:123-138.
- Connor, E.F. & McCoy, E.D. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. *American Naturalist* 113:791-833.
- Curson, J.; Quinn, D. & Beadle, D. 1994. *Warbles of the Americas: an identification guide*. Houghton Mifflin Company, Boston.
- De Luca, A.C.; Develey, P.; Bencke, G.A. & Goerck, J.M. 2007. Conservação da Aves no Brasil. Parte II – Amazônia, Cerrado e Pantanal. Programa de Áreas Prioritárias para Conservação de Aves (IBAs) no Brasil. *Relatório Preliminar. Fase I: Compilação e análise de informações disponíveis para as Regiões Norte, Centro-Oeste e estado do Maranhão*. BirdLife International/SAVE Brasil, São Paulo.
- Doman, P.M.; Hinsley, S.A.; Bellamy, P.E. & Watts, K. 2007. Woodland birds in patchy landscapes: the evidence base for strategic networks. *Ibis* 149(2):146-160.
- Duca, C. & Marini, M.Â. 2005. Territory size of the flavescent warbler, *Basileuterus flaveolus* (Passeriformes, Emberizidae), in a forest fragment in southeastern Brazil. *Lundiana* 6(1):29-33.
- Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1997. Plano de utilização da fazenda Nhumirim. *Série Documentos, EMBRAPA-CPAP* 21:1-72.
- Fahrig, L. 2003. Effects of hábitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34:487-515.

- Fensham, R.J. & Skull, S.D. 1999. Before cattle: a comparative floristic study of eucalyptus savanna grazed by macropods and cattle in north Queensland, Australia. *Biotropica* 31:37-47.
- Ferraz, G.; Nichols, J.D.; Hines, J.E.; Stouffer, P.C.; Bierregaard Jr., R.O. & Lovejoy, T.E. 2007. A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on amazon birds. *Science* 315:238-241.
- Figueira, J.E.C.; Cintra, R.; Viana, L.R. & Yamashita, C. 2006. Spatial and temporal patterns of bird species diversity in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil: implications for conservation. *Brazilian Journal of Biology* 66(2A):393-404.
- Floyd, M.L.; Fleischner, T.L.; Hanna, D. & Whitefield, P. 2003. Effects of historic livestock grazing on vegetation at Chaco Culture National Historic Park, New Mexico. *Conservation Biology* 17:1703-1711.
- Gascon, C.; Lovejoy, T.E.; Bierregaard Jr., R.O.; Malcon, J.R.; Stouffer, P.C.; Vasconcelos, H.L.; Laurance, W.F.; Zimmerman, B.; Tocher, M. & Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91:223-229.
- Gimenes, M.R. & Anjos, L. 2003. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 25(2):391-402.
- Gotelli, N.J. 2007. *Ecologia*. Editora Planta, Londrina.
- Guénette, S.B. & Villard, M.A. 2005. Thresholds in forest bird response to habitat alteration as quantitative targets for conservation. *Conservation Biology* 19(4):1168-1180.
- Haase, R. & Haase, P. 1995. Above-ground biomass estimates for invasive trees and shrubs in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Forest Ecology Management* 73: 29-35.
- Harris, M.B.; Tomas, W.M.; Mourão, G.; Silva, G.J.; Guimarães, E.; Sonoda, F. & Facchini, E. 2005. Challenges to safeguard the Pantanal wetlands, Brazil: threats and conservation initiatives. *Conservation Biology* 19:714-720.

- Harris, M.B.; Arcângelo, C.; Pinto, E.C.T.; Camargo, G.; Ramos Neto, M.B. & Silva, S.M. 2006. Estimativa da perda de cobertura vegetal original na Bacia do Alto Paraguai e Pantanal brasileiro: ameaças e perspectivas. *Natureza & Conservação* 4(2):50-66.
- Hines, J.E. Program PRESENCE versão 2.2. 2008. Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC. Disponível em <http://www.mbrpwrc.usgs.gov/software/presence.html>. Acesso em 10/08/2008.
- Hobbs, N.T. 1996. Modification of ecosystems by ungulates. *The Journal of Wildlife Management* 60(4):695-712.
- Johnson, M.A.; Tomas, W.M. & Guedes, N.M.R. 1997. On the Hyacinth macaw's nesting tree: density of young manduvis around adult trees under three different management conditions in the Pantanal wetland, Brazil. *Ararajuba* 5(2):187-188.
- Karr, J.R. & Roth, R.R. 1971. Vegetation structure and avian diversity in several new world area. *American Naturalist* 105:423-435.
- krueper, D.; Bart, J. & Rich, T.D. 2003. Response of vegetation and breeding birds to the removal of cattle on the San Pedro river, Arizona (U.S.A.). *Conservation Biology* 17(2):607-615.
- Laurance, S.G.W & Gomez, M.S. 2005. Clearing width and movements of rainforest birds. *Biotropica* 37(1):149-152.
- Laurance, S.G.W.; Stouffer, P.C. & Laurance, W.F. 2004. Effects od road clearings movement patterns of understory raiforest birds in Central Amazonia. *Conservation Biology* 18(4):1099-1109.
- Laurance, W.F.; Albernaz, A.K.M.; Gö, S.; Fearnside, P.M.; Bergen, S.; Venticinque, E.M. & Costa, C. 2002a. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography* 29:737-748.

- Laurance, W.F.; Lovejoy, T.E.; Vasconcelos, H.L.; Bruna, E.M.; Didham, R.K.; Stouffer, P.C.; Gascon, C.; Bierregaard, R.O.; Laurance, S.G. & Sampaio, E. 2002b. Ecosystem decay of amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16(3):605-618.
- Lawes, M.J.; Fly, S. & Piper, S.E. 2005. Gamebird vulnerability to forest fragmentation: patch occupancy of the crested guineafowl (*Guttera edouardi*) in Afromontane forests. *Animal Conservation* 9(1):67-74.
- Loehle, C.; Wigley, T.B.; Rutzmoser, S.; Gerwin, J.A.; Keyser, P.D.; Lancia, R.A.; Reynolds, C.J.; Thill, R.E.; Weih, R.; White Jr., D. & Wood, P.B. 2005. Managed forest landscape structure and avian species richness in the southeastern US. *Forest Ecology and Management* 214(1/3):279-293.
- MacArthur, R.H. 1964. Environmental factors affecting birds species diversity. *Am. Naturalist* 98:387-397.
- MacArthur, R.H. & MacArthur, J.W. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42:594-598.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17:373-387.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. *The theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, New Jersey.
- McIntyre, S.; Heard, K.M. & Martin, T.G. 2003. The relative importance of cattle grazing in subtropical grasslands - does it reduce or enhance plant biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40:445-45.
- MacKenzie, D.I. 2006. Modeling the probability of resource use: the effect of, and dealing with, detecting a species imperfectly. *Journal of Wildlife Management* 70:367-374.
- Mackenzie, D.I. & Nichols, J.D. 2004. Occupancy as a surrogate for abundance estimation animal. *Biodiversity and Conservation* 27(1):461-467.

- Mackenzie, D.I. & Royle, J.A. 2005. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42:1105-1114.
- Mackenzie, D.I.; Nichols, J.D.; Lachman, G.B.; Droege, S.; Royle, A. & Langtimm, C.A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8):2248-2255.
- Mackenzie, D.I.; Nichols, J.D.; Royle, J.A.; Pollock, K.H.; Bailey, L.L. & Hines, J.E. 2006. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Academic Press, San Diego.
- Manu, S.; Peach, W. & Cresswell, W. 2007. The effects of edge, fragment size and degree of isolation on avian species richness in highly fragmented forest in West Africa. *Ibis* 149:287-297.
- Marini, M.Â. & Cavalcanti, R.B. 1993. Habitat and foraging substrate use of three *Basileuterus* Warblers from Central Brazil. *Ornitologia Neotropical* 4(2):69-76.
- Martin, T.G.; Kuhnert, P.M. Mengersen, K. & Possingham, H.P. The power of expert opinion in ecological models using bayesian methods: impact of grazing on birds. *Ecological* 15(1):266-280.
- Martin, T.G. & McIntyre, S. 2007. Impacts of livestock grazing and tree clearing on birds of woodland and riparian habitats. *Conservation Biology* 21(2):504-514.
- Miller, C. & Wells, A. 2003. Cattle grazing and the regeneration of totara (*Podocarpus totara* var. *waihoensis*) on river terraces, south Westland, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 27(1):37-44.
- Morrison, R.I.G.; Serrano, I.L.; Antas, P.T.Z. & Ross, K. 2008. *Aves migratórias no Pantanal: distribuição de aves limícolas neárticas e outras espécies aquáticas no Pantanal*. WWF-Brasil, Brasília.

- Morse, D.H. 1985. Habitat selection in North American parulid warblers. p.131-157. *In*: Cody, M. (Ed.). *Habitat selection in birds*. Academic Press, San Diego.
- Mourão, G.M.; Coutinho, M.E.; Mauro, R.; Tomas, W.M. & Magnusson, W.E. 2002. Levantamentos aéreos de espécies introduzidas no Pantanal: porcos ferais (porco monteiro), gado bovino e búfalos. *Boletim de Pesquisa, EMBRAPA-CPAP* 28:1-22.
- Nally, R.M. & Horrocks, G. 2002. Relative influences of patch, landscape and historical factors on birds in an Australian fragmented landscape. *Journal of Biogeography* 29:395-410.
- Niemi, G.J. & Mcdonald, M.E. 2004. Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35(1):89-111.
- Nunes, A.P. & Tomas, W.M. 2004. Análise preliminar das relações biogeográficas da avifauna do Pantanal com biomas adjacentes. p.1-8. *In*: Soriano, B.M.A.; Salis, S.M.; Mourão, G.M. & Pellegrin, L.A. (Eds.). *Anais IV Simpósio sobre Recursos Naturais e Socioeconômicos do Pantanal - Sustentabilidade Regional*. EMBRAPA-CPAP: UCDB: UFMS: SEBRAE-MS, Corumbá. (CD-ROM).
- Nunes, A.P. & Tomas, W.M. 2008. *Aves migratórias e nômades ocorrentes no Pantanal*. EMBRAPA-CPAP, Corumbá.
- Nunes, A.P.; Tomas, W.M & Tizianeli, F.A.T. 2005. Aves da fazenda Nhumirim, Pantanal da Nhecolândia, MS. *Série Documentos, EMBRAPA-CPAP* 81:1-34.
- Nunes, A.P.; Tizianeli, F.A.T. & Tomas, W.M. 2006. Aves ameaçadas de extinção ocorrentes no Pantanal. *Série Documentos, EMBRAPA-CPAP* 83:1-4.
- Nunes, A.P.; Silva, P.A. & Tomas, W.M. 2008. Novos registros de aves para o Pantanal, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 16(2):160-164.
- Nunes, A.P.; Tomas, W.M; Tizianeli, F.A.T. & Lupinetti, C. No prelo. Aves da fazenda Nhumirim e seus arredores: Lista 2008. *Boletim de Pesquisa, EMBRAPA-CPAP*.

- O'Neill, R.V.; Krummel, J.R.; Gardner, R.H.; Sugihara, G. & Jackson, B. 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology* 1(3):153-62.
- Padovani, C.R.; Cruz, M.L.L. & Padovani, S.L.A.G. 2004. Desmatamento do Pantanal brasileiro para o ano 2000. p.1-4. In: *Anais VI Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal: sustentabilidade regional*. EMBRAPA-CPAP: UCDB: UFMS: SEBRAE-MS, Corumbá. (CD-ROM).
- Pinho, J.B. 2005. *Riqueza de espécies, padrão de migração e biologia reprodutiva de aves em quatro ambientes florestais do Pantanal de Poconé, MT*. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Piratelli, A.; Sousa, S.D.; Corrêa, J.S.; Andrade, V.A.; Ribeiro, R.Y.; Avelar, L.H. & Oliveira, E.F. 2008. Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 68(2):259-268.
- Pott, A. 2007. Dinâmica da vegetação do Pantanal. p.1-4. In: *Anais VIII Congresso de Ecologia do Brasil: ecologia nos tempos de mudanças globais*. Caxambu.
- Pott, A. & Pott, V.J. 1994. *Plantas do Pantanal*. EMBRAPA-CPAP, Corumbá.
- Pott, V.J.; Pott, A.; Ratter, J.A. & Valls, J.F.M. 1986. Flora da fazenda Nhumirim, Nhecolândia, Pantanal: relação preliminar. *Pesquisa em Andamento, EMBRAPA-CPAP* 5:1-22.
- Ridgely, R.S. & Tudor, G. 1989. *The birds of South America: The Oscines Passerines*. University of Texa Press, Austin.
- Ridgely, R.S. & Tudor, G. 1994. *The birds of South America: The Suboscines Passerines*. University of Texas Press, Austin.
- Robinson, W.D. 1999. Long-term changes in the avifauna of Barro Colorado Island, Panama, a tropical forest isolate. *Conservation Biology* 13(1):85-97.

- Robinson, S.K. & Holmes, R.T. 1984. Effects of plant species and foliage structure on the foraging behavior of forest birds. *Auk* 101:672-684.
- Roth, R.R. 1976. Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology* 57:773-782.
- Rubio, T.C. & Pinho, J.B. 2008. Biologia reprodutiva de *Synallaxis albilora* (Aves: Furnariidae) no Pantanal de Poconé, Mato Grosso. *Papéis Avulsos de Zoologia* 48(17):181-197.
- Rushton, S.P.; Ormerod, S.J. & Kerbyn, G. 2004. New paradigms for modelling species distributions? *Journal of Applied Ecology* 41:193-200.
- Salis, S.M. *Distribuição das espécies arbóreas e estimativa da biomassa aérea em savanas florestadas, Pantanal da Nhecolândia, estado do Mato Grosso do Sul*. 2004. Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro.
- Salis, S.M.; Assis, M.A.; Crispim, S.M.A. & Casagrande, J.C. 2006. Distribuição e abundância de espécies arbóreas em cerradões no Pantanal, Estado do Mato Grosso do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 29(3):339-352.
- Salis, S.M.; Crispim, S.M.A. & Branco, O.D. 2007. Equação para estimar biomassa da palmeira acuri (*Scheelea phalerata*) no Pantanal. *Comunicado Técnico, EMBRAPA-CPAP* 63:1-4.
- Sampaio, M.B. & Guarino, E.S.G. 2007. Efeitos do pastoreio de bovinos na estrutura populacional de plantas em fragmentos de floresta ombrófila mista. *Revista Árvore* 31(6):1035-1046.
- Santos, S.A.; Costa, C.; Crispim, S.M.A.; Pott, A & Alvarez, J.M. 2000. Seleção das fitofisionomias da sub-região da Nhecolândia, Pantanal, por bovinos. p.1-27. *In*: Dantas, M.; Resende, E.K. & Comastri Filho, J.A. (Eds.). *Anais III Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal: os desafios do novo milênio*. EMBRAPA-CPAP, Corumbá.
- Santos, S.A.; Cardoso, L.E.; Silva, R.A.M.S. & Pellegrin, A.O. 2002. Princípios básicos para a produção sustentável de bovinos de corte no Pantanal. *Série Documentos, EMBRAPA-CPAP* 37:1-28.

- Santos, S.A.; Crispim, S.M.A.; Comastri Filho, J.A. & Cardoso, L.E. 2004. Princípios de agroecologia no manejo das pastagens nativas do Pantanal. *Série Documentos, EMBRAPA-CPAP* 63:1-35.
- Santos Jr., A.; Tomas, W.M.; Ishii, I.H.; Guedes, N.M.R. & Hay, J.D. 2007. Occurrence of Hyacinth Macaw nesting sites in *Sterculia apetala* in the Pantanal Wetland, Brazil. *Gaia Scientia* 2:127-30.
- Saunders, D.A.; Hobbs, R.J. & Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5(1):18-32.
- Sekercioğlu, C.H. 2002. Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. *Biological Conservation* 107:229-240.
- Sekercioğlu, C.H.; Ehrlich, P.R.; Daily, G.C.; Aygen, D.; Goehring, D. & Sandí, R.F. 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Ecology* 99(1):263-267.
- Sekercioğlu, C.H.; Daily, G.C. & Ehrlich, P.R. 2004. Ecosystem consequences of bird declines. *Ecology* 101(52):18042-18047.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Sieving, K.E.; Willson, M.F. & De Santo, T.L. 1996. Habitat barriers to movement of understory birds in fragmented south-temperate rainforest. *Auk* 113(4):944-949.
- Silva, J.S.V. & Abdon, M.M. 1998. Delimitação do Pantanal brasileiro e suas sub-regiões. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 33:1703-1711.
- Silva, M.P.; Mauro, R.; Mourão, G. & Coutinho, M. 2000a. Distribuição e quantificação de classes de vegetação do Pantanal através de levantamento aéreo. *Revista Brasileira de Botânica* 23:143-152.
- Silva, M.P.; Pott, V.J.; Ponzini, F.J. & Pott, A. 2000b. Fitossociologia e estrutura de cerradão e mata semidecídua do Pantanal da Nhecolândia, MS. p.1-22. In: *III Simpósio sobre Recursos*

Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal: os desafios do novo milênio. EMBRAPA-CPAP, Corumbá.

- Silva, J.M.C. & Santos, M.P.D. 2005. A importância relativa dos processos biogeográficos na formação da avifauna do Cerrado e de outros biomas brasileiros. p.221-233. In: Scariot, A.; Sousa-Silva, J.C. & Felfili, J.M. (Orgs.). *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Simberloff, D. 1994. Habitat fragmentation and population evolution of birds. *Ibis* 137:8105-8111.
- Simberloff, D.S. & Abelle, L.G. 1982. Refuge design and island biogeographic theory: effects of fragmentation. *American Naturalist* 120:41-50.
- Soares, C.R.A. 1997. *Estrutura e composição florística de duas comunidades vegetais sob diferentes condições de manejo, Pantanal da Nhecolândia, MS*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá.
- Soriano, B.M.A. & Alves, M.J.M. 2005. Boletim agrometereológico ano 2002 para a sub-região da Nhecolândia, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Série Documentos, EMBRAPA-CPAP* 76:1-28.
- Stouffer P.C.; Bierregaard Jr., R.O.; Strong, C. & Lovejoy, T.E. 2006. Long-term Landscape change and bird abundance in amazonian rainforest fragments. *Conservation Biology* 20(4):1212-1223.
- Stouffer P.C.; Strong, C. & Naka, L.N. 2009. Extinctions in the fragments followed a predictable pattern based on fragment size. *Diversity and Distributions* 15:88-97.
- Sun, D.; Dicknson, G.R. & Bragg, A.L. 1997. Effect of cattle grazing and seedling size on the establishment of *Araucaria cunninghamii* in a silvo-pastoral system in northeast Australia. *Journal of Environmental Management* 49(4):435-444.

- Tasker, E.M. & Bradstock, R.A. 2006. Influence of cattle grazing practices on forest understory structure in north-eastern New South Wales. *Austral Ecology* 31(4):490-502.
- Tews, J.; Brose, U.; Grimm, V.; Tielbörger, K.; Wichmann, M.C.; Schwager, M. & Jeltsch, F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31(1):79-92.
- Tepper, J.G.O. 1896. Trees and their role in nature. *Agricultural Gazette of NSW* 7:29-37.
- Tischendorf, L. 2001. Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology* 16:235-254.
- Tizianel, F.A.T. 2008. *Efeito da complexidade da vegetação de fitofisionomias naturais e pastagens cultivadas sobre a comunidade de aves em duas fazendas no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande.
- Tomas, W.M.; Mourão, G.; Campos, Z.; Salis, S.M. & Santos, S.A. no prelo. *Intervenções humanas na paisagem e habitats do Pantanal, observadas em levantamentos aéreos*. EMBRAPA-CPAP, Corumbá.
- Tripton, H.C. 2007. *Occupancy, abundance, and density of Colorado breeding grassland birds: estimation and habitat correlations*. Tese de Doutorado. Colorado State University, Colorado.
- Tubelis, D.P. & Tomas, W.M. 1999. Distribution of birds in a naturally patchy forest environment in the Pantanal wetland, Brazil. *Ararajuba* 7(2):81-89.
- Tubelis, D.P. & Tomas, W.M. 2003. Bird species of the wetland, Brazil. *Ararajuba* 11(1):5-37.
- Tubelis, D.P.; Lindenmayer, D.B. & Cowling, A. 2004a. Novel patch-matrix interactions: patch width influences matrix use by birds. *Oikos* 107(3):634-644.

- Tubelis, D.P.; Cowling, A. & Donnelly, C. 2004b. Landscape supplementation in savannas and its implications of the design of corridors for forest birds in the central Cerrado, Brazil. *Biological Conservation* 118:353-364.
- Tubelis, D.P.; Lindenmayer, D.B. & Cowling, A. 2007. Bird populations in native forest patches in south-eastern Australia: the roles of patch width, matrix type (age) and matrix use. *Landscape Ecology* 22:1045-1058.
- Uezu, A. 2007. *Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema*. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Uezu, A.; Metzger, J.P. & Vielliard, J.M.E. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123:507-519.
- Van Houtan, K.S.; Pimm, S.L.; Halley, J.M.; Bierregaard Jr., R.O. & Lovejoy, T.E. 2007. Dispersal of Amazonian birds in continuous and fragmented forest. *Ecology Letters* 10:219-229.
- Van Langevelde, F.; van de Vijver, C.; Kumar, L.; van de Koppel, J.; Ridder, N.; van Andel, J.; Skidmore, A.K.; Hearne, J.W.; Stroosnijder, L.; Bond, W.J.; Prins, H.H.T. & Rietkerk, M. 2003. Effects of fire and herbivory on the stability of savanna ecosystems. *Ecology* 84:337-350.
- Vargas, O.; Premauer, J. & Cárdenas, C.A. 2002. Efecto del pastoreo sobre la estructura de la vegetación en un paramo húmedo de Colombia. *Ecotrópicos* 15(1):35-50.
- Villard, M.A.; Trzcinski, M.K. & Merriam, G. 1999. Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation Biology* 13(4):774-783.
- Whelan, C.J. & Maina, G.G. 2005. Effects of season, understory vegetation density, habitat edge and tree diameter on patch-use by bark-foraging birds. *Functional Ecology* 19:529-536.

- Wiens, J.A. 1994. Habitat fragmentation: island v. landscape perspectives on bird conservation. *Ibis* 137:97-104.
- White, G.C.; Burnham, K.P. & Anderson, D.D. 2001. Advanced features of program MARK. p.368-377. In: Fields, R.; Warren, R.J.; Okarma, H. & Seivert, P.R. (Eds.). *Integrating People and Wildlife for a Sustainable Future: Proceedings of the Second International Wildlife Management Congress*. Gödöllő, Hungary.
- Yabe, R.S. & Marques, E.J. 2001. Deslocamento de aves entre capões no Pantanal Mato-grossense e sua relação com a dieta. p.103-123. In: Albuquerque, L.B.J.; Cândido Jr.; J.F.; Straube, F.C. & Roos, A. (Eds.). *Ornitologia e Conservação: da ciência às estratégias*. Sociedade Brasileira de Ornitologia/UNISUL, Florianópolis, CNPq.

Anexo I

Tabela 2. Características e valores (incluindo média e desvio padrão) das variáveis do habitat medidas nos pontos amostrados nas manchas florestais do Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul. **Fazenda:** NH (Nhumirim), PA (Porto Alegre), IP (Ipanema), AL (Alegria). **Isol.:** isolamento médio. **Fito.:** fitofisionomia – Co (cordilheira), Ca (capão), Cd (cerradão), Ms (mata semidecídua), Ce (cerrado “*sensu stricto*”). **Gado:** presença (s) e ausência (n) de gado bovino na mancha florestal. **Alag.:** matriz alagada (s) e não alagada (n), durante a estação chuvosa.

Pontos	Fazenda	Área (ha)	Isol. (m)	Fito.	Gado	Alag.	Biomassa estimada de liteira (Kg/m ²)		Biomassa estimada do sub-bosque (Kg/m ³)			
									Estrato inferior		Estrato superior	
							Cheia	Seca	Cheia	Seca	Cheia	Seca
1	NH	1735,0	67	Co/Cd	n	n	0,946±0,23	0,872±0,12	0,362±0,10	0,362±0,14	0,087±0,03	0,146±0,07
2	NH	1735,0	60	Co/Ms	s	n	0,769±0,10	1,748±0,40	0,419±0,07	0,419±0,14	0,104±0,04	0,419±0,03
3	NH	7,3	189	Ca/Cd	s	n	0,460±0,08	0,780±0,20	0,472±0,06	0,472±0,32	0,180±0,10	0,472±0,11
4	NH	1,2	291	Ca/Ce	n	n	0,174±0,16	0,684±0,10	0,493±0,08	0,493±0,31	0,214±0,10	0,493±0,12
5	NH	1735,0	64	Co/Ms	n	n	0,528±0,06	0,824±0,06	0,576±0,03	0,576±0,44	0,151±0,08	0,576±0,14
6	NH	1735,0	69	Co/Cd	n	n	1,124±0,13	0,920±0,11	0,546±0,03	0,546±0,45	0,415±0,05	0,286±0,10
7	NH	3,2	278	Ca/Ce	s	n	0,552±0,12	1,336±0,13	0,511±0,14	0,511±0,55	0,207±0,11	0,403±0,11
8	NH	3,0	183	Ca/Cd	s	n	0,592±0,13	0,956±0,30	0,089±0,05	0,089±0,11	0,001±4,88	0,053±0,04
9	NH	1735,0	67	Co/Ms	n	n	0,672±0,14	0,940±0,15	0,463±0,06	0,463±0,18	0,134±0,08	0,178±0,15
10	NH	1735,0	64	Co/Ms	n	n	1,104±0,15	1,168±0,16	0,499±0,03	0,499±0,07	0,273±0,11	0,178±0,16
11	NH	32,1	307	Co/Cd	s	n	0,592±0,09	0,908±0,23	0,336±0,07	0,336±0,39	0,156±0,07	0,382±0,10
12	NH	146,2	45	Co/Ms	s	n	0,484±0,04	1,014±0,08	0,552±0,04	0,552±0,43	0,200±0,10	0,428±0,14
13	NH	0,4	206	Ca/Cd	s	n	0,268±0,03	0,119±0,12	0,033±0,01	0,003±0,07	0,001±9,98	0,078±0,07
14	NH	1735,0	36	Co/Cd	n	n	0,681±0,18	0,476±0,07	0,467±0,06	0,467±0,29	0,218±0,08	0,245±0,12
15	PA	1735,0	66	Co/Ms	s	n	0,908±0,16	1,028±0,19	0,440±0,08	0,44±0,23	0,093±0,08	0,056±0,02
16	PA	39,2	73	Co/Cd	s	n	0,908±0,06	1,356±0,21	0,462±0,13	0,462±0,19	0,143±0,08	0,305±0,10
17	PA	2,8	338	Ca/Cd	s	n	0,310±0,09	0,606±0,15	0,077±0,07	0,077±0,04	0,014±0,01	0,001±0,01

18	PA	1,1	345	Ca/Ce	s	n	0,844±0,17	1,240±0,13	0,346±0,09	0,346±0,03	0,033±0,03	0,010±0,01
19	IP	1,1	317	Ca/Cd	s	n	0,664±0,11	0,472±0,10	0,006±0,01	0,006±0,0	0,006±0,01	0,001±0,01
20	IP	0,4	227	Ca/Ms	s	n	0,528±0,07	0,472±0,04	0,247±0,10	0,24±0,2	0,477±0,19	0,135±0,08
21	AL	3,5	415	Ca/Cd	s	s	0,300±0,10	0,484±0,13	0,204±0,19	0,204±4,87	0,032±0,01	0,0±0,0
22	AL	3,0	145	Ca/Cd	s	n	0,276±0,05	0,372±0,13	0,101±0,08	0,101±0,05	0,001±0,01	0,093±0,07
23	AL	1,3	399	Ca/Cd	s	s	0,176±0,04	0,288±0,11	0,108±0,10	0,108±3,43	0,123±0,12	0,007±0,01
24	AL	0,7	485	Ca/Cd	s	s	0,272±0,02	0,380±0,05	0,216±0,12	0,216±0,38	0,003±0,01	0,066±0,06
25	AL	2,1	442	Ca/Cd	s	s	0,242±0,04	0,396±0,10	0,235±0,07	0,235±0,35	0,201±0,12	0,269±0,16
26	AL	0,9	406	Ca/Cd	s	s	0,172±0,01	0,486±0,07	0,371±0,13	0,371±0,26	0,213±0,18	0,139±0,09
27	AL	0,7	590	Ca/Cd	s	s	0,348±0,18	0,532±0,12	0,281±0,15	0,281±0,24	0,020±0,01	0,011±0,01
28	AL	0,4	519	Ca/Ce	s	s	1,304±0,66	0,822±0,18	0,240±0,05	0,24±0,24	0,0±7,96	0,042±0,03
29	AL	1,0	303	Ca/Cd	s	s	0,708±0,08	0,620±0,11	0,065±0,06	0,065 ±0,02	0,150±0,15	0,016±0,01
30	AL	9,0	316	Ca/Cd	s	s	0,396±0,10	0,428±0,11	0,037±0,03	0,037±0,01	0,002±0,01	0,125±0,12
31	AL	555,0	79	Co/Ms	s	n	0,480±0,08	0,588±0,12	0,290±0,12	0,29±0,04	0,119±0,11	0,001±0,01
32	AL	15,0	471	Ca/Cd	s	s	0,436±0,19	0,264±0,09	0,160±0,12	0,16±0,18	0,001±0,01	0,006±0,01
33	AL	1650,3	443	Co/Ms	s	n	0,868±0,23	0,792±0,02	0,495±0,04	0,495±0,16	0,097±0,05	0,285±0,14
34	AL	4,8	321	Ca/Cd	s	s	0,232±0,06	0,788±0,30	0,013±0,01	0,013±0,01	0,001±0,01	0,001±0,01
35	AL	3,4	371	Ca/Cd	s	s	0,260±0,98	0,252±0,09	0,025±0,02	0,025±0,01	0,0±0,0	0,021±0,02
36	AL	2,0	569	Ca/Cd	s	s	0,236±0,05	0,390±0,12	0,116±0,06	0,0116±0,12	0,228±0,13	0,170±0,17
37	AL	1,3	240	Ca/Cd	s	s	0,432±0,07	0,636±0,16	0,247±0,10	0,247±0,05	0,023±0,02	0,025±0,02
38	AL	5,7	394	Ca/Cd	s	s	0,240±0,05	0,172±0,08	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±1,49	0,005±0,01
39	AL	4,4	420	Ca/Cd	s	s	0,368±0,14	0,748±0,15	0,240±0,10	0,24±0,01	0,313±0,17	0,179±0,16
40	AL	1650,3	59	Co/Cd	s	n	0,446±0,10	0,900±0,17	0,403±0,047	0,403±0,33	0,103±0,05	0,298±0,17

Tabela 3. Modelos de ocupação/detecção pelo canário-do-mato (*Basileuterus flaveolus*) em manchas florestais no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul.

Estação	Modelos de ocupação/detecção e valores de β	AIC	w	Npar	-2L	P	$\hat{c}$
Cheia	$\psi(\text{area}+\text{isolamento}), p(\alpha)$	25,79	0,006	3	19,79	0,446	1,002
	β_0 (constante)	-1,27 $\pm$ 0,44					
	β_1 (área)	0,43 $\pm$ 0,41					
	β_2 (isolamento)	-121,91 $\pm$ 112,50					
	α (constante)	0,39 $\pm$ 0,66					
	$\psi(\text{area}+\text{isolamento}), p(\text{bioinf}+\text{biosup})$	25,81	0,006	4	17,81	0,433	1,008
	β_0 (constante)	-1,27 $\pm$ 0,44					
	β_1 (área)	0,41 $\pm$ 0,40					
	β_2 (isolamento)	-113,28 $\pm$ 109,31					
	α (constante)	0,39 $\pm$ 0,66					
	α_1 (bioinf)	6,92 $\pm$ 4,92					
	α_2 (biosup)	-17,25 $\pm$ 12,48					
	$\psi(\text{area}+\text{isolamento}), p(\text{bioinf})$	25,83	0,006	3	19,83	0,454	1,005
	β_0 (constante)	-1,27 $\pm$ 0,44					
	β_1 (área)	0,43 $\pm$ 0,41					
	β_2 (isolamento)	-121,94 $\pm$ 112,57					
	α (constante)	0,39 $\pm$ 0,66					
	α_1 (bioinf)	0,80 $\pm$ 1,44					
	$\Psi(\text{constante}), p(\text{constante})$	33,30	0,000	2	29,30	0,018	1,491
	β_0 (constante)	-1,27 $\pm$ 0,44					
	α (constante)	0,39 $\pm$ 0,66					
Seca	$\psi(\text{area}+\text{isolamento}+\text{liteira}), p(\text{bionf}+\text{visual})$	72,27	0,000	5	62,26	0,388	1,498
	β_0 (constante)	-0,19 $\pm$ 0,29					
	β_1 (área)	23,18 $\pm$ 628,53					
	β_2 (isolamento)	-1006,41 $\pm$ 628,53					
	β_3 (liteira)	37,22 $\pm$ 993,43					
	α (constante)	0,15 $\pm$ 0,33					
	α_1 (bioinf)	-0,69 $\pm$ 0,35					
	α_5 (visual)	578,19 $\pm$ 15053,82					
	$\psi(\text{area}+\text{isolamento}+\text{liteira}), p(\text{bionf})$	73,53	0,000	4	69,53	0,064	1,709
	β_0 (constante)	-0,19 $\pm$ 0,29					
	β_1 (área)	0,17 $\pm$ 0,10					
	β_2 (isolamento)	-8,61 $\pm$ 4,74					
	β_3 (liteira)	0,51 $\pm$ 0,99					

α (constante)	$0,15 \pm 0,33$						
α_1 (bioinf)	$-0,32 \pm 0,45$						
$\psi(\text{area}+\text{isolamento}+\text{liteira}), p(\text{constante})$		77,98	0,000	4	99,98	0,022	1,719
β_0 (constante)	$-0,19 \pm 0,29$						
β_1 (área)	$0,15 \pm 0,07$						
β_2 (isolamento)	$-7,79 \pm 3,55$						
β_3 (liteira)	$0,41 \pm 0,90$						
α (constante)	$0,15 \pm 0,33$						
$\Psi(\text{constante}), p(\text{constante})$		98,77	0,000	2	94,77	0,001	3,607
β_0 (constante)	$-0,19 \pm 0,29$						
α (constante)	$0,15 \pm 0,33$						

Bioinf = biomassa do estrato inferior do sub-boque; biosup = biomassa do estrato superior do sub-bosque; ψ = probabilidade de ocupação; AIC = critério de informação Akaike; w = peso do modelo baseado no critério de informação Akaike; $Npar$ = número de parâmetros no modelo; $-2L$ = valor negativo do logaritmo da probabilidade; P = probabilidade de qui-quadrado estimado ser menor ou igual ao observado; $\hat{c}$ = medida de dispersão dos dados observados em relação o previsto pelo modelo; β_0 = estimativas de β das variáveis do modelo de ocupação; α = estimativas de α das variáveis do modelo de detecção.

Tabela 4. Modelos de ocupação/detecção pelo ferreirinho-de-cara-parda (*Poecilotriccus latirostrae*) em manchas florestais no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul.

Estação	Modelos de ocupação/detecção e valores de β	AIC	w	Npar	-2L	P	$\hat{c}$
Cheia	$\psi(\text{isolamento}+\text{bioinf}+\text{biosup}), p(\text{auditivo})$	84,24	0,333	4	76,24	0,620	1,028
	β_0 (constante)	0,01 $\pm$ 0,27					
	β_1 (isolamento)	-18,21 $\pm$ 9,09					
	β_2 (bioinf)	4,46 $\pm$ 2,92					
	β_3 (biosup)	14,14 $\pm$ 12,00					
	α (constante)	0,29 $\pm$ 0,29					
	α_1 (auditivo)	0,80 $\pm$ 0,42					
	$\psi(\text{isolamento}+\text{bioinf}), p(\text{bioinf})$	85,98	0,140	3	79,98	0,565	1,045
	β_0 (constante)	0,01 $\pm$ 0,27					
	β_1 (isolamento)	-14,24 $\pm$ 5,56					
	β_2 (bioinf)	8,07 $\pm$ 2,72					
	α (constante)	0,29 $\pm$ 0,29					
	α_1 (bioinf)	0,71 $\pm$ 0,60					
	$\psi(\text{isolamento}+\text{bioinf}), p(\text{constante})$	115,60	0,000	3	109,60	0,577	1,037
	β_0 (constante)	0,01 $\pm$ 0,27					
	β_1 (isolamento)	-14,26 $\pm$ 5,55					
	β_2 (bioinf)	8,07 $\pm$ 0,61					
	α (constante)	0,29 $\pm$ 0,29					
	$\psi(\text{constante}), p(\text{constante})$	116,74	0,000	2	112,74	0,086	1,423
	β_0 (constante)	0,01 $\pm$ 0,27					
	α_0 (constante)	0,29 $\pm$ 0,29					
Seca	$\psi(\text{isolamento}+\text{bioinf}), p(\text{visual})$	96,26	0,000	3	90,26	0,482	1,050
	β_0 (constante)	0,11 $\pm$ 0,27					
	β_1 (isolamento)	-6,48 $\pm$ 2,21					
	β_2 (bioinf)	3,25 $\pm$ 1,01					
	α (constante)	0,38 $\pm$ 0,28					
	α_1 (visual)	30,02 $\pm$ 520,53					
	$\psi(\text{isolamento}+\text{bioinf}+\text{biosup}), p(\text{constante})$	102,08	0,000	4	94,08	0,475	1,015
	β_0 (constante)	0,11 $\pm$ 0,27					
	β_1 (isolamento)	-8,19 $\pm$ 3,27					
	β_2 (bioinf)	6,91 $\pm$ 3,11					
	β_3 (biosup)	-9,89 $\pm$ 6,97					

α (constante)	$0,38 \pm 0,28$						
$\psi(\text{isolamento}+\text{bioinf}), p(\text{biosup})$		104,03	0,000	3	98,03	0,445	1,052
β_0 (constante)	$0,11 \pm 0,27$						
β_1 (isolamento)	$-6,45 \pm 2,28$						
β_2 (bioinf)	$3,19 \pm 0,97$						
α (constante)	$0,38 \pm 0,28$						
α_1 (biosup)	$0,71 \pm 0,95$						
$\psi(\text{constante}), p(\text{constante})$		124,85	0,000	2	120,85	0,025	1,624
β_0 (constante)	$0,11 \pm 0,27$						
α (constante)	$0,38 \pm 0,28$						

Bioinf = biomassa do estrato inferior do sub-boque; biosup = biomassa do estrato superior do sub-bosque; ψ = probabilidade de ocupação; AIC = critério de informação Akaike; w = peso do modelo baseado no critério de informação Akaike; $Npar$ = número de parâmetros no modelo; $-2L$ = valor negativo do logaritmo da probabilidade; P = probabilidade de qui-quadrado estimado ser menor ou igual ao observado; $\hat{c}$ = medida de dispersão dos dados observados em relação o previsto pelo modelo; β_0 = estimativas de β das variáveis do modelo de ocupação; α = estimativas de α das variáveis do modelo de detecção.

Tabela 5. Modelos de ocupação/detecção pelo João-do-pantanal (*Synallaxis albilora*) em manchas florestais no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul.

Estação	Modelos de ocupação/detecção e valores de β	AIC	w	Npar	-2L	P	$\hat{c}$
Cheia	$\psi(\text{area}+\text{isolamento}+\text{bioinf}+\text{biosup}), p(\text{bioinf}+\text{biosup}+\text{visual}+\text{auditivo})$	71,49	0,991	8	55,48	0,403	1,092
	β_0 (constante)	$0,69 \pm 0,30$					
	β_1 (área)	$0,56 \pm 0,59$					
	β_2 (isolamento)	$-37,69 \pm 38,33$					
	β_3 (bioinf)	$15,62 \pm 22,57$					
	β_4 (biosup)	$73,01 \pm 70,73$					
	α (constante)	$-0,52 \pm 0,26$					
	α_1 (bioinf)	$-4,04 \pm 1,99$					
	α_2 (biosup)	$-5,21 \pm 3,97$					
	α_3 (visual)	$4,97 \pm 1,19$					
	α_4 (auditivo)	$5,96 \pm 1,21$					
	$\psi(\text{area}+\text{isolamento}+\text{bioinf}), p(\text{bioinf}+\text{biosup}+\text{auditivo})$	80,87	0,009	6	60,87	0,365	1,113
	β_0 (constante)	$0,69 \pm 0,30$					
	β_1 (área)	$0,18 \pm 0,14$					
	β_2 (isolamento)	$-7,17 \pm 3,17$					
	β_3 (bioinf)	$10,22 \pm 4,22$					
	α (constante)	$-0,52 \pm 0,26$					
	α_1 (bioinf)	$-13,03 \pm 2,77$					
	α_2 (biosup)	$4,62 \pm 1,20$					
	α_3 (auditivo)	$6,13 \pm 1,43$					
	$\psi(\text{constante}), p(\text{bioinf}+\text{auditivo})$	130,37	0,000	3	124,37	0,255	1,156
	β_0 (constante)	$0,69 \pm 0,30$					
	α (constante)	$-0,52 \pm 0,26$					
	α_1 (bioinf)	$-2,93 \pm 0,77$					
	α_2 (auditivo)	$4,32 \pm 1,08$					
	$\psi(\text{constante}), p(\text{constante})$	163,55	0,000	2	159,55	0,051	1,452
	β_0 (constante)	$0,69 \pm 0,30$					
	α (constante)	$-0,52 \pm 0,26$					
Seca	$\psi(\text{area}+\text{isolamento}+\text{bioinf}+\text{biosup}), p(\text{bioinf}+\text{biosup}+\text{visual})$	151,03	0,000	7	141,03	0,464	1,005
	β_0 (constante)	$0,69 \pm 0,28$					
	β_1 (área)	$27,98 \pm 26,14$					
	β_2 (isolamento)	$-5,74 \pm 2,92$					

β_3 (bioinf)	-1,62 $\pm$ 2,96						
β_4 (biosup)	12,84 $\pm$ 7,99						
α (constante)	-0,16 $\pm$ 0,24						
α_1 (bioinf)	1,34 $\pm$ 0,95						
α_2 (biosup)	-4,59 $\pm$ 2,67						
α_3 (visual)	25,18 $\pm$ 310,75						
ψ (area+isolamento+bioinf+biosup), p (bioinf+biosup)		155,41	0,000	6	143,41	0,441	1,011
β_0 (constante)	0,69 $\pm$ 0,28						
β_1 (área)	28,01 $\pm$ 26,13						
β_2 (isolamento)	-5,71 $\pm$ 2,94						
β_3 (bioinf)	-1,60 $\pm$ 2,92						
β_4 (biosup)	12,74 $\pm$ 7,93						
α (constante)	-0,16 $\pm$ 0,24						
α_1 (bioinf)	1,40 $\pm$ 0,94						
α_2 (biosup)	-4,34 $\pm$ 2,65						
ψ (area+isolamento+bioinf+biosup), p (bioinf)		156,31	0,000	5	146,31	0,341	1,086
β_0 (constante)	0,69 $\pm$ 0,28						
β_1 (área)	28,13 $\pm$ 25,41						
β_2 (isolamento)	-5,83 $\pm$ 2,88						
β_3 (bioinf)	-1,23 $\pm$ 2,71						
β_4 (biosup)	11,82 $\pm$ 7,32						
α (constante)	-0,16 $\pm$ 0,24						
α_1 (bioinf)	-0,09 $\pm$ 0,26						
ψ (constante), p (constante)		174,85	0,000	2	170,85	0,170	1,227
β_0 (constante)	0,69 $\pm$ 0,28						
α (constante)	-0,16 $\pm$ 0,24						

Bioinf = biomassa do estrato inferior do sub-boque; biosup = biomassa do estrato superior do sub-bosque; ψ = probabilidade de ocupação; AIC = critério de informação Akaike; w = peso do modelo baseado no critério de informação Akaike; $Npar$ = número de parâmetros no modelo; $-2L$ = valor negativo do logaritmo da probabilidade; P = probabilidade de qui-quadrado estimado ser menor ou igual ao observado; $\hat{c}$ = medida de dispersão dos dados observados em relação o previsto pelo modelo; β_0 = estimativas de β das variáveis do modelo de ocupação; α = estimativas de α das variáveis do modelo de detecção.