



Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Efeito da heterogeneidade da paisagem e do habitat na
comunidade de aves no oeste do Pantanal da Nhecolândia,
Mato Grosso do Sul

Alessandro Pacheco Nunes

Campo Grande-MS
Dezembro de 2015



Efeito da heterogeneidade da paisagem e do habitat na comunidade de aves no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul

Alessandro Pacheco Nunes

Tese apresentada ao Programa de Pós- Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, para obtenção do título de Doutor, na área de Ecologia e Conservação.

Orientador: Dr. Rudi Ricardo Laps

Co-orientador: Walfrido Moraes Tomas

Campo Grande-MS
Dezembro de 2015

Ficha Catalográfica

Nunes, Alessandro Pacheco. Efeito da heterogeneidade da paisagem e do habitat na comunidade de aves no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Departamento de Ecologia, 2015. 263 pp. Tese (Doutorado): Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. 1. Heterogeneidade da paisagem, 2. Pantanal, 3. Aves. I. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Departamento de Ecologia.

Banca avaliadora:

Prof. Dr. Alexander Charles Lees

Cornell University, Cornell Laboratory of Ornithology, New York/Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), Belém, PA

Prof. Dr. Augusto João Piratelli

Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR), Sorocaba, SP

Prof. Dr. Danilo Bandini Ribeiro

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS), Campo Grande, MS

Prof. Dr. Jose Manuel Ochoa Quintero

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS), Campo Grande, MS

Prof. Dr. Rudi Ricardo Laps (orientador)
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Campo Grande, MS

*... por viver muitos anos dentro do mato
moda ave
o menino pegou um olhar de pássaro
contraiu visão fontana
por forma que ele enxergava as coisas por igual
como os pássaros enxergavam ...
(Manoel de Barros)*

Agradecimentos

No decorrer do período de realização deste estudo inúmeras pessoas e instituições estiveram envolvidas direta ou indiretamente. Entretanto, gostaria de agradecer especialmente:

Aos orientadores Prof. Dr. Rudi Ricardo Laps e Dr. Walfrido Moraes Tomas pela parceria neste projeto.

Aos meus familiares que sempre me apoiaram e incentivaram nesse estudo.

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

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de Pós-Graduação.

Ao Centro de Pesquisa do Pantanal (CPP) e Projeto BIOMAS-Pantanal (02.12.01.036.00.06.002) pelo apoio logístico e financiamento às pesquisas.

À Embrapa Pantanal, incluindo a chefia técnica (Aiesca Oliveira Pellegrin) e geral (Emiko Kawakami de Resende) pelo apoio logístico ao projeto.

Ao gerente da Fazenda Nhumirim, Cleomar Berselli pelo apoio logístico durante as coletas de dados na região.

À Suzana Maria de Salis Ao amigo Luís Alberto Pellegrin, Laboratório de Geoprocessamento da Embrapa Pantanal, pelos dados de geoprocessamento utilizados neste estudo.

Aos técnicos de laboratório da Embrapa Pantanal João Batista Garcia (Laboratório de Dieta) e Antônio Arantes Bueno Sobrinho (Laboratório de Solos) pelo auxílio no processamento das amostras.

Aos motoristas, notadamente Armindo Ângelo Gonçalves, Ayrton de Araújo, Henrique de Jesus e Ricardo Luiz Oseko pelo apoio logístico em campo.

Aos proprietários da Fazenda Alegria (Dr. Heitor Miraglia Herrera) e Fazenda Santo Expedito (Sr. Alfredo Marques Machado) pela hospedagem, apoio logístico e possibilidade de trabalho na região.

Aos funcionários das fazendas Alegria e Santo Expedito pela hospedagem e apoio durante as coletas de dados na região.

Aos amigos Dr. Luiz Gustavo Rodrigues Oliveira Santos, Guilherme Dalponti, Marcelle Aiza Tomas e Dr. Jose Manuel Ochoa Quintero pelo auxílio nas análises estatísticas.

Aos amigos Cátia Urbanetz, Gisele Felix, Zilca Campos e especialmente à Raquel Soares Juliano e os “malas” pela acolhida na pensão da Izirdinha.

Ao grande amigo e irmão Cláudio Manoel Freitas Mathias pela força, amizade e incentivo na realização deste estudo.

Sumário

Introdução geral.....	1
Introdução.....	2
Objetivos.....	9
Caracterização da área de estudo.....	11
A sub-região da Nhecolândia.....	11
Áreas de estudo.....	13
Fazenda Nhumirim (NH).....	14
Área com pastagens nativas (PN).....	16
Área com pastagens cultivadas (PC).....	17
Referências Bibliográficas.....	19
 Capítulo I – Estrutura da paisagem e habitat no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	 26
Resumo.....	27
Abstract.....	28
Introdução.....	29
Objetivos.....	33
Objetivos gerais.....	33
Objetivos específicos.....	33
Material e Métodos.....	34
Coleta de dados.....	34
Estrutura da paisagem.....	34
Unidades de paisagem.....	34
Habitats florestados.....	35
Área.....	35
Isolamento.....	35
Estrutura do habitat.....	36
Biomassa de serapilheira.....	36
Cobertura de sub-bosque.....	36
Circunferência a altura do peito (CAP) e densidade de árvores.....	37
Cobertura de dossel.....	37
Resultados e Discussão.....	38
Estrutura da paisagem.....	38
Unidades de paisagem nas grades amostrais.....	38
Unidades de paisagem por transectos nas grades amostrais.....	41
Estrutura dos habitats florestados.....	45
Área.....	45
Isolamento.....	46
Biomassa de serapilheira.....	48
Cobertura de sub-bosque.....	51
Circunferência a altura do peito (CAP)	56
Densidade de árvores.....	58
Cobertura de dossel.....	60
Conclusões.....	63
Referências Bibiográficas.....	64
Apêndice I.....	71
 Capítulo II – Efeito da heterogeneidade da paisagem na comunidade de aves no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	 81
Resumo.....	82

Abstract.....	83
Introdução.....	84
Objetivos.....	90
Objetivos gerais.....	90
Objetivos específicos.....	90
Material e Métodos.....	91
Inventário da avifauna.....	91
Análise dos dados.....	92
Resultados e Discussão.....	95
Composição da avifauna.....	95
Efeito da heterogeneidade da paisagem na comunidade de aves.....	100
Efeito da heterogeneidade da paisagem nos grupos funcionais de aves.....	106
Carnívoros de grande porte.....	107
Carnívoros de médio e pequeno porte.....	108
Herbívoros.....	113
Onívoros.....	116
Conclusões.....	119
Referências Bibliográficas.....	121
Apêndice II.....	134

Capítulo III – Ocupação de manchas florestais por aves no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	144
Resumo.....	145
Abstract.....	146
Introdução.....	147
Objetivos.....	153
Objetivos gerais.....	153
Objetivos específicos.....	153
Material e Métodos.....	154
Resultados e Discussão.....	157
Insetívoras de sub-bosque.....	157
Insetívoras escaladoras de tronco.....	166
Frugívoras florestais de grande porte.....	170
Nectarívoras.....	173
Onívoras.....	176
Conclusões.....	179
Referências Bibliográficas.....	180
Apêndice III.....	195

Capítulo IV – Densidade de Cracidade no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	212
Resumo.....	213
Abstract.....	214
Introdução.....	215
Objetivos.....	220
Objetivos gerais.....	220
Objetivos específicos.....	220
Material e Métodos.....	221
Cracidae.....	221
Estimativa de densidade.....	222
Resultados e Discussão.....	225

Jacutinga-de-garganta-azul (<i>Aburria grayi</i>).....	225
Aracuã-do-pantanal (<i>Ortalis canicollis</i>).....	229
Mutum-de-penacho (<i>Crax fasciolata</i>).....	235
Conclusões.....	240
Referências Bibliográficas.....	241
Apêndice IV.....	250
Considerações gerais	253
Referências Bibliográficas.....	241

Lista de Figuras

Introdução geral

- Figura 1. Planície pantaneira e suas sub-regiões, com destaque para as áreas de estudo, situadas a oeste do Pantanal da Nhecolândia (área destacada em rosa), Corumbá, Mato Grosso do Sul. Imagem: Luiz Alberto Pellegrin, Embrapa Pantanal.....13
- Figura 2. Imagem de satélite (CBERS) da Fazenda Nhumirim durante a estação seca no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul. Áreas florestadas (verde), copos-d'água (baías e salinas – em negro) e campos (campo inundável, campo sujo e campo limpo – em cinza). Os pontos em vermelhos correspondem aos sítios amostrais.....14
- Figura 3. Vista aérea de parte da Fazenda Nhumirim, oeste do Pantanal da Nhecolândia, MS durante o período de cheia na região. Destaque para as cordilheiras e cerrado conectados e entremeados por campos nativos e baías. Foto: Alessandro Pacheco Nunes.....15
- Figura 4. Imagem de satélite (CBERS) da área com pastagens nativas durante a estação seca no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul. Áreas florestadas (verde), copos-d'água (baías – em negro) e campos inundáveis (roxo). Os pontos vermelhos correspondem aos sítios amostrais.....16
- Figura 5. Vista aérea de parte da área com pastagens nativas, oeste do Pantanal da Nhecolândia, MS durante o período de cheia na região. Destaque para os campos nativos que predominam em áreas de vazante e os capões de diversos tamanhos e graus de isolamento. Foto: Alessandro Pacheco Nunes.....17
- Figura 6. Imagem de satélite (CBERS) da área com pastagens cultivadas, durante a estação seca no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul. Áreas florestadas (verde), copos-d'água (baías – em negro) e campos (campo inundável, campo sujo e campo limpo – em cinza). Os pontos em vermelhos correspondem aos sítios amostrais.....17
- Figura 7. Vista parcial da área com pastagens cultivadas, oeste do Pantanal da Nhecolândia, MS. Destaque para os campos de pastagem cultivada e ao fundo, parte de uma cordilheira cuja vegetação original foi em grande parte removida para a implantação de pastagem cultivada. Foto: Alessandro Pacheco Nunes.....18

Capítulo I – Estrutura da paisagem e habitat no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul

- Figura 1. Imagens de satélite das grades amostrais nas áreas de estudo e classificação das unidades de paisagem no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. A – Fazenda Nhumirim, B – área com pastagens nativas, C – área com pastagens.....39
- Figura 2. Unidades de paisagem e respectivas representatividades grades amostradas nas áreas de estudo, oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. A e B (Fazenda Nhumirim), C e D (área com pastagens nativas), E e F (área com pastagens cultivadas), durante as estações chuvosa e seca, respectivamente.....40
- Figura 3. Média e desvio padrão das áreas de floresta (A) e cerrado (B) na Fazenda Nhumirim (NH), área com pastagens cultivadas (PC) e área com pastagens nativas (PN) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....42

Figura 4. Média e desvio padrão das áreas de campo limpo (A) e campo sujo (B) na Fazenda Nhumirim (NH), área com pastagens cultivadas (PC) e área com pastagens nativas (PN) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	43
Figura 5. Média e desvio padrão das áreas de campo inundável na Fazenda Nhumirim (NH), área com pastagens cultivadas (PC) e área com pastagens nativas (PN) durante a estação seca no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	44
Figura 6. Média e desvio padrão das áreas dos ambientes aquáticos durante a estação chuvosa (A) e seca (B) na Fazenda Nhumirim (NH), área com pastagens cultivadas (PC) e área com pastagens nativas (PN) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	44
Figura 7. Média e desvio padrão da área de cordilheiras (A) e capões (B) na Fazenda Nhumirim (NH), área com pastagens cultivadas (PC) e área com pastagens nativas (PN) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	45
Figura 8. Média e desvio padrão do isolamento entre capões (CAPAO) e cordilheiras (CORD) na Fazenda Nhumirim no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	46
Figura 9. Média e desvio padrão do isolamento entre capões (CAPAO) e cordilheiras (CORD) na área com pastagens nativas (A) e área com pastagens cultivadas (B) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	47
Figura 10. Média e desvio padrão do isolamento entre cordilheiras (A) e capões (B) na Fazenda Nhumirim (NH), área com pastagens cultivadas (PC) e área com pastagens nativas (PN) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	47
Figura 11. Média e desvio padrão da biomassa de serapilheira em manchas florestais com (S) e sem presença (N) de gado nas áreas amostradas durante as estações chuvosa (A) e seca (B) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	49
Figura 12. Média e desvio padrão da biomassa de serapilheira em cordilheiras (CORD) e capões (CAPAO) nas estações chuvosa (A) e seca (B) nas áreas estudadas no Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	50
Figura 13. Média e desvio padrão da cobertura de sub-bosque (%) de cordilheiras (CORD) e capões (CAPAO) nas áreas estudadas durante as estações chuvosa (A) e seca (B) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	51
Figura 14. Média e desvio padrão da cobertura de sub-bosque (%) de manchas florestais com presença (S) e ausência (N) de gado nas áreas estudadas durante as estações chuvosa (A) e seca (B) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	52
Figura 15. Média e desvio padrão da cobertura de sub-bosque (%) de cordilheiras (CORD) e capões (CAPAO) na Fazenda Nhumirim durante as estações chuvosa (A) e seca (B) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	53
Figura 16. Média e desvio padrão da cobertura do sub-bosque (%) de cordilheiras (CORD) e capões (CAPAO) na área com pastagens nativas durante as estações chuvosa (A) e seca (B) no oeste do Pantanal da Nhecolândia no Mato Grosso do Sul.....	54
Figura 17. Média e desvio padrão da cobertura de sub-bosque (%) de cordilheiras (CORD) e capões (CAPAO) na área com pastagens cultivadas durante as estações chuvosa (A) e seca (B) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	54
Figura 18. Vista parcial do interior de uma cordilheira na Fazenda Nhumirim, sem a presença de gado (A) e, de um capão na área com pastagens nativas com acesso ao gado (B) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	55

Figura 19. Média e desvio padrão da circunferência a altura do peito (CAP) das árvores em cordilheiras (CORD) e capões (CAPAO) na Fazenda Nhumirim no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	57
Figura 20. Média e desvio padrão da circunferência a altura do peito (CAP) das árvores em cordilheiras (CORD) e capões (CAPAO) na área com pastagens nativas (A) e área com pastagens cultivadas (B) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	57
Figura 21. Média e desvio padrão da densidade de árvores em cordilheiras (CORD) e capões (CAPAO) considerando ambas as áreas estudadas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	58
Figura 22. Média e desvio padrão das densidades de árvores em cordilheiras (CORD) e capões (CAPAO) na área com pastagens nativas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	59
Figura 23. Média e desvio padrão das densidades de árvores em cordilheiras (CORD) e capões (CAPAO) na Fazenda Nhumirm (A) e área com pastagens cultivadas (B) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	59
Figura 24. Média e desvio padrão da cobertura de dossel em cordilheiras (CORD) e capões (CAPAO) na Fazenda Nhumirim durante as estações chuvosa (A) e seca (B) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	61
Figura 25. Média e desvio padrão da cobertura de dossel em cordilheiras (CORD) e capões (CAPAO) na área com pastagens nativas durante as estações chuvosa (A) e seca (B) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	62
Figura 26. Média e desvio padrão da cobertura de dossel em cordilheiras (CORD) e capões (CAPAO) na área com pastagens cultivadas durante as estações chuvosa (A) e seca (B) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	62

Capítulo II – Efeito da heterogeneidade da paisagem na comunidade de aves no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul

Figura 1. Análise de Coordenadas Principais (PCOA) da comunidade de aves carnívoras de grande porte mostrando os transectos amostrados (círculos e suas respectivas proporções de unidades de paisagem em ambas as estações chuvosa e seca) em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Unidades de paisagem: floresta (verde escuro), cerrado (verde claro), campo inundável (azul claro), campo limpo (amarelo), campo sujo (cinza), aquático (azul escuro).....	101
Figura 2. Comunidade de aves em função da estrutura da paisagem em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. A - Ordenação direta das espécies de aves no gradiente de estrutura da paisagem. Barras representam a taxa de encontro das espécies. B - Complexidade da paisagem em função do primeiro eixo do componente de coordenada principal (PCOA1) da estrutura da paisagem.....	103
Figura 3. Comunidade de aves em função da estrutura da paisagem em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. A - Ordenação direta das espécies de aves no gradiente de estrutura da paisagem. Barras representam a taxa de encontro das espécies. B - Complexidade da paisagem em função do segundo eixo do componente de coordenada principal (PCOA2) da estrutura da paisagem.....	104
Figura 4. Análise de Coordenadas Principais (PCOA) da comunidade de aves carnívoras de grande porte mostrando os transectos amostrados (círculos e suas respectivas proporções de unidades de paisagem em ambas as estações chuvosa e seca) em três áreas no oeste do	

Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Unidades de paisagem: floresta (verde escuro), cerrado (verde claro), campo inundável (azul claro), campo limpo (amarelo), campo sujo (cinza), aquático (azul escuro).....107

Figura 5. Análise de Coordenadas Principais (PCOA) da comunidade de aves carnívoras de médio e pequeno porte Não-Passeriformes mostrando os transectos amostrados (círculos e suas respectivas proporções de unidades de paisagem em ambas as estações chuvosa e seca) em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Unidades de paisagem: floresta (verde escuro), cerrado (verde claro), campo inundável (azul claro), campo limpo (amarelo), campo sujo (cinza), aquático (azul escuro).....109

Figura 6. Análise de Coordenadas Principais (PCOA) da comunidade de aves carnívoras de médio e pequeno porte Passeriformes mostrando os transectos amostrados (círculos e suas respectivas proporções de unidades de paisagem em ambas as estações chuvosa e seca) em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Unidades de paisagem: floresta (verde escuro), cerrado (verde claro), campo inundável (azul claro), campo limpo (amarelo), campo sujo (cinza), aquático (azul escuro).....112

Figura 7. Análise de Coordenadas Principais (PCOA) da comunidade de aves frugívoras mostrando os pontos amostrais (círculos e suas respectivas proporções de unidades de paisagem em ambas as estações chuvosa e seca) em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Unidades de paisagem: floresta (verde escuro), cerrado (verde claro), campo inundável (azul claro), campo limpo (amarelo), campo sujo (cinza), aquático (azul escuro).....114

Figura 8. Análise de Coordenadas Principais (PCOA) da comunidade de aves predadoras de sementes (granívoras e/ou frugívoras) mostrando os transectos amostrados (círculos e suas respectivas proporções de unidades de paisagem em ambas as estações chuvosa e seca) em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Unidades de paisagem: floresta (verde escuro), cerrado (verde claro), campo inundável (azul claro), campo limpo (amarelo), campo sujo (cinza), aquático (azul escuro).....115

Figura 9. Análise de Coordenadas Principais (PCOA) da comunidade de aves onívoras mostrando os pontos amostrais (círculos e suas respectivas proporções de unidades de paisagem em ambas as estações chuvosa e seca) em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Unidades de paisagem: floresta (verde escuro), cerrado (verde claro), campo inundável (azul claro), campo limpo (amarelo), campo sujo (cinza), aquático (azul escuro).....117

Capítulo III – Ocupação de manchas florestais por aves no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul

Figura 1. Modelos de probabilidade de ocupação de manchas florestais por *Cantorchilus guarayanus* (A) e *Myiothlypis flaveola* (B) na estação seca em função da área e do isolamento entre as manchas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....158

Figura 2. Modelo de probabilidade de ocupação de manchas florestais por *Trogon curucui* na estação chuvosa em função do isolamento entre as manchas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....158

Figura 3. Modelos de probabilidade de ocupação de manchas florestais por *Tolmomyias sulphurescens* (A) e *Cantorchilus guarayanus* (B) na estação chuvosa em função da cobertura de sub-bosque e do isolamento entre as manchas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....160

Figura 4. Modelos de probabilidade de ocupação de manchas florestais por <i>Taraba major</i> (A) e <i>Cnemotriccus fuscatus</i> (B) na estação chuvosa em função da cobertura de sub-bosque no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	161
Figura 5. Modelos de probabilidade de ocupação de manchas florestais por <i>Poecilotriccus latirostris</i> na estação chuvosa (A) e seca (B) em função da cobertura de sub-bosque no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	162
Figura 6. Modelo de probabilidade de ocupação de manchas florestais por <i>Myiopagis viridicata</i> na estação chuvosa em função da área e da cobertura de sub-bosque no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	163
Figura 7. Modelo de probabilidade de ocupação de manchas florestais por <i>Synallaxis albilora</i> na estação chuvosa em função da área e biomassa de serapilheira no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	164
Figura 8. Modelo de probabilidade de ocupação de manchas florestais por <i>Cnemotriccus fuscatus</i> na estação seca em função da biomassa de serapilheira no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	165
Figura 9. Modelos de probabilidade de ocupação de manchas florestais por <i>Celeus lugubris</i> na estação chuvosa (A) em função da densidade de árvores e do isolamento entre as manchas e na estação seca (B) em função do isolamento entre as manchas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	167
Figura 10. Modelo de probabilidade de ocupação de manchas florestais por <i>Campylorhamphus trochilrostris</i> na estação seca em função do isolamento entre as manchas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	168
Figura 11. Modelo de probabilidade de ocupação de manchas florestais por <i>Crypturellus undulatus</i> na estação chuvosa em função da cobertura de sub-bosque e da área das manchas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	171
Figura 12. Modelos de probabilidade de ocupação de manchas florestais por <i>Aburria grayi</i> na estação chuvosa (A) em função da densidade de árvores e do isolamento entre as manchas e na estação seca (B) em função do isolamento entre as manchas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	172
Figura 13. Modelo de probabilidade de ocupação de manchas florestais por <i>Hylochris chrysura</i> na estação chuvosa em função da cobertura de sub-bosque e do isolamento entre as manchas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	174
Figura 14. Modelos de probabilidade de ocupação de manchas florestais por <i>Chlorostilbon lucidus</i> na estação chuvosa (A) e <i>Hylochris chrysura</i> na estação seca (B), em função do isolamento entre as manchas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	175
Figura 15. Modelo de probabilidade de ocupação de manchas florestais por <i>Cyanocorax cyanomelas</i> na estação chuvosa, em função da cobertura de dossel no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	177
Figura 16. Modelo de probabilidade de ocupação de manchas florestais por <i>Cyanocorax chrysops</i> na estação chuvosa em função do isolamento entre as manchas florestais no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	177

Capítulo IV - Densidade de Cracidae no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Figura 1. Curva de detectabilidade (linha) que melhor se ajustou aos grupos de *Aburria grayi* observados (barras) a partir de transecções lineares conduzidas na Fazenda Nhumirim (A) e área com pastagens nativas (B), em ambas as estações chuvosa e seca no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....226

Figura 2. Curva de detectabilidade (linha) que melhor se ajustou aos grupos de *Ortalis canicollis* observados (barras) a partir de transecções lineares conduzidas na Fazenda Nhumirim (A), área com pastagens nativas (B) e área com pastagens cultivadas (C) durante a estação chuvosa no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....231

Figura 3. Curva de detectabilidade (linha) que melhor se ajustou aos grupos de *Ortalis canicollis* observados (barras) a partir de transecções lineares conduzidas na Fazenda Nhumirim (A), área com pastagens nativas (B) e área com pastagens cultivadas (C) durante a estação seca no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....232

Figura 4. Curva de detectabilidade (linha) que melhor se ajustou aos grupos de *Crax fasciolata* observados (barras) a partir de transecções lineares conduzidos na Fazenda Nhumirim (A), área com pastagens nativas (B) e área com pastagens cultivadas (C) em ambas as estações chuvosa e seca no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....236

Lista de Tabelas

Capítulo I – Estrutura da paisagem e habitat no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul

Tabela 1. Unidades de paisagem nas grades amostrais nas áreas de estudo no oeste Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Local: Fazenda Nhumirim (NH), área com pastagens nativas (PN), área com pastagens cultivadas (PC).....	38
Tabela 2. Estrutura da paisagem nos transectos amostrados em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Áreas: Fazenda Nhumirim (NH), área com pastagens nativas (PN), área com pastagens cultivadas (PC).....	71
Tabela 3. Estrutura da paisagem ao redor dos pontos de escuta na Fazenda Nhumirim (NH) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Estações: chuvosa (CH), seca (SE).....	73
Tabela 4. Estrutura do habitat e micro-habitat medida nos pontos de escuta em manchas florestais na Fazenda Nhumirim (NH) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Variáveis: Fito – Fitofisionomia: CAPÃO (capão), COR (cordilheira), Isol. (isolamento), CAP (circunferência a altura do peito), Dens. (densidade - árvores/ha).....	74
Tabela 5. Estrutura da paisagem ao redor dos pontos de escuta na área com pastagens nativas (PN) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Estações: chuvosa (CH), seca (SE).....	75
Tabela 6. Estrutura do habitat e micro-habitat medida nos pontos de escuta em manchas florestais na área com pastagens nativas (PN) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Variáveis: Fito – Fitofisionomia: CAPÃO (capão), CORD (cordilheira), Isol.(isolamento), CAP (circunferência a altura do peito), Dens.(densidade – árvores/ha).....	77
Tabela 7. Estrutura da paisagem ao redor dos pontos de escuta na área com pastagens cultivadas (PC) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Estações: chuvosa (CH), seca (SE).....	78
Tabela 8. Estrutura do habitat e micro-habitat medida nos pontos de escuta em manchas florestais na área com pastagens cultivadas (PC) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Variáveis: Fito – Fitofisionomia: CAPÃO (capão), COR (cordilheira), Isol.(isolamento), CAP (circunferência a altura do peito), Dens. (densidade – árvores/ha).....	80

Capítulo II – Efeito da heterogeneidade da paisagem na comunidade de aves no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul

Tabela 1. Índices de diversidade, equabilidade e dominância de espécies na comunidade de aves em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Áreas: Fazenda Nhumirim (NH), área com pastagens nativas (PN), área com pastagens cultivadas (PC).....	96
Tabela 2. Lista das espécies de aves registradas em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul e suas guildas tróficas e taxas de encontro. Guildas (D/H) - dieta/habitat: Gr (granívoro), In (insetívoro), Fo (folívoro), Pi (piscívoro), Nc (necrófago), Pr (predador de vertebrados), Ma (malacófago), Ne (nectarívoros), InEs (insetívoro escalador de troncos), Bo (bordas de florestas e /ou áreas abertas), Fl (florestal), Aq (aquático e/ou palustre). Status: INTRA (migrante intracontinental), INTER (migrante intercontinental), NO (nômade). Localidades: Fazenda Nhumirim (NH), área com pastagens nativas (PN), área com pastagens cultivadas (PC).....	134

Capítulo III – Ocupação de manchas florestais por aves no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul

Tabela 1. Modelos de probabilidade de ocupação de manchas florestais por espécies de aves insetívoras de sub-bosque no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	195
Tabela 2. Modelos de probabilidade de ocupação de manchas florestais por espécies de aves insetívoras escaladoras de troncos no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	202
Tabela 3. Modelos de probabilidade de ocupação de manchas florestais por espécies de aves frugívoras florestais de grande porte no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	205
Tabela 4. Modelos de probabilidade de ocupação de manchas florestais por espécies de aves nectarívoras no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	208
Tabela 5. Modelos de probabilidade de ocupação de manchas florestais por espécies de aves onívoras no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.....	210

Capítulo IV - Densidade de Cracidade no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul

Tabela 1. Estimativa de densidade de grupos (DS), número de indivíduos por grupo (E (S)), densidade de indivíduos (D) e coeficientes de variação (CV) para <i>Aburria grayi</i> no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Áreas: Fazenda Nhumirim (NH), área com pastagens nativas (PN), área com pastagens cultivadas (PC).....	250
Tabela 2. Estimativa de densidade de grupos (DS), número de indivíduos por grupo (E (S)), densidade de indivíduos (D) e coeficientes de variação (CV) para <i>Ortalis canicollis</i> no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Áreas: Fazenda Nhumirim (NH), área com pastagens nativas (PN), área com pastagens cultivadas (PC).....	251
Tabela 3. Estimativa de densidade de grupos (DS), número de indivíduos por grupo (E (S)), densidade de indivíduos (D) e coeficientes de variação (CV) para <i>Crax fasciolata</i> no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Áreas: Fazenda Nhumirim (NH), área com pastagens nativas (PN), área com pastagens cultivadas (PC).....	252

Introdução geral

Introdução

A planície do Pantanal é uma das maiores áreas alagáveis contínuas do planeta, estendendo-se por mais de 140.000 km² da Bacia do Alto Rio Paraguai e seus tributários que drenam o Cerrado do Brasil Central (Harris *et al.* 2005). O Pantanal se estende por aproximadamente 250 km na direção leste-oeste e 450 km norte-sul e, apesar dos afloramentos rochosos em seu interior, sua altitude varia de 60 a 150 m, com média de 100 m (Hamilton *et al.* 1996).

Os planaltos do entorno são extremamente importantes para os processos ecológicos no interior da planície pantaneira, uma vez que neles estão situadas as nascentes dos principais rios que drenam para o Pantanal (Harris *et al.* 2005). Destacam-se na paisagem com altitudes que variam de 200 a 950 m. Ao Norte, no Mato Grosso estão a Serra de Ricardo Franco, a Serra das Araras e a Chapada dos Guimarães que dividem as bacias hidrográficas do alto Paraguai e Amazonas (Lopes *et al.* 2009, Valadão 2012). Margeando a leste e sul da planície, destacam-se os planaltos da Serra de Maracaju e Serra da Bodoquena, respectivamente, os quais atuam como divisores de águas entre as bacias hidrográficas do alto Paraguai a oeste, e a do alto Paraná a leste (Boggiani *et al.* 1998).

Na borda oeste do Pantanal, notáveis acidentes geográficos de origem pré-cambriana se destacam na paisagem (Ab'Sáber 1988). Esses acidentes geográficos distinguem-se sob três complexos montanhosos isolados, a Serra do Amolar e o Maciço do Urucum, ambos no município de Corumbá e, a Serra do Amonguijá, em Porto Murtinho (Okida & Anjos 2000).

O clima na planície do Pantanal é do tipo Aw de Koeppen, definido como tropical, megatérmico com inverno seco e verão chuvoso. As cheias ocorrem de novembro a abril, enquanto a seca frequentemente se estende de maio a outubro. A precipitação anual pode atingir até 1.180 mm e a temperatura média mensal oscilar entre 21°C e 33°C (Soriano & Alves 2005).

No planalto dos Parecis (MT), nasce o rio Paraguai, o principal responsável pela drenagem da planície pantaneira. Os principais tributários do Paraguai são os rios Jauru, Cabaçal, Sepotuba, Cuiabá (e seus afluentes São Lourenço e Piquiri), Taquari, Miranda (e seu afluente Aquidauana) e Apa (Junk *et al.* 2006).

O pulso de inundação é o fator ecológico mais importante na planície do Pantanal e atinge amplitudes que variam de 2 a 5 m, com duração de até seis meses. A extensão da

inundação varia de 11.000 a 110.000 km², com média de 53.000 km² (Hamilton *et al.* 1996, Junk *et al.* 2006).

O alinhamento serrano do complexo de morros do Amolar funciona como uma barragem natural ao escoamento das águas de superfície, formando-se no local uma das zonas mais alagadas do Pantanal. Os relevos residuais do Maciço do Urucum atuam como um segundo controle geológico, com os embasamentos rochosos agindo como barragem natural, promovendo o alagamento de extensas áreas entre a margem direita do rio Paraguai e os relevos residuais do Maciço do Urucum, alcançando a região do Porto da Manga (Resende 2004). Ainda de acordo com Resende (2004), entre a confluência meridional do rio Nabileque e a foz do rio Apa, o único acidente de relevância é representado pelas intrusões alcalinas do Fecho dos Morros, produzindo diferenças topográficas que justificam o alagamento concentrado da margem direita, constituindo a terceira barragem natural ao fluxo das águas.

Desta forma, a inundação não ocorre de maneira simultânea em toda a extensão do Pantanal devido à baixa declividade e ao desnível topográfico, que varia entre 30 a 50 cm por quilômetro no sentido leste-oeste e 3 a 15 cm por quilômetro no sentido norte-sul. Como consequência, há um atraso de três a quatro meses entre o pico da cheia no norte e o pico da cheia no sul do Pantanal. Enquanto a estação seca vigora na porção norte, o nível das águas atinge seu maior pico na porção sul (Alvarenga *et al.* 1984).

Com base nos pulsos de inundação e nas características ecológicas distintas em cada região (e.g. tipo de solo, drenagem, altimetria e vegetação), Hamilton *et al.* (1996) subdividiram o Pantanal em dez sub-regiões: Corixo Grande, Cuiabá, Piquiri/São Lourenço, Paraguai, Leque do Taquari, Rio Taquari, Aquidauana/Negro, Miranda, Nhecolândia e Paiaguás.

A vegetação na planície pantaneira é complexa, diversificada e ocorre em mosaicos com diversas fitofisionomias e situações ecológicas, ordenados pelos gradientes topográficos. Os campos (campo limpo e campo sujo) secos e/ou sujeitos a inundações predominam na paisagem, seguidos do cerrado, cerradão e matas semidecíduais (cordilheiras), matas de galeria, capões e as plantas aquáticas e palustres nas partes mais baixas e corpos d'água (Adámoli 1982, Silva *et al.* 2000).

Ratter *et al.* (1988) definem cordilheiras como paleodiques marginais ou cordões arenosos e/ou argilosos cobertos por cerradão, cerrado ou mata semidecidual, com uma pequena declividade na interface com o campo, situadas entre 2-3 m acima do nível da inundação. Os capões são morrotes cobertos por vegetação típica de mata ripária e savanas

inundáveis nas bordas e por espécies típicas de mata semidecídua no centro. Apresentam vários tamanhos, formato circular ou elíptico, com 1-3 m de elevação em relação aos campos inundáveis que os circundam (Ponce & Cunha 1993, Damasceno Júnior *et al.* 1996).

Em determinadas regiões do Pantanal ocorrem os chamados “campos de murundus”, pequenas porções de terras mais elevadas, ovais ou circulares, com espécies vegetais típicas de cerrado. Entre os murundus, na porção rebaixada topograficamente, predomina uma vegetação composta por gramíneas que sofre influência das inundações periódicas (Bordignon *et al.* 2007).

Concomitante às cordilheiras e cerrados ocorrem depressões contínuas, pouco acentuadas, amplas e aplainadas, ou com sulcos côncavos, constituindo as chamadas “vazantes” e campos inundáveis, entremeados a inúmeros corpos d’água semicirculares, localmente chamadas de baías (Bazzo *et al.* 2012). As baías são lagoas de água doce circundadas por campos, com pH levemente ácido a neutro (5-7), circulares ou alongadas, as quais na época de cheia atingem até 1 m de profundidade e recebem contribuição das águas superficiais (Almeida *et al.* 2003, Oliveira *et al.* 2001).

Ocorrem ainda as chamadas salinas, caracterizadas como depressões (circulares, ovaladas ou oitavadas) mais rebaixadas que as baías e seu entorno, contendo água salobra e alcalina (pH > 8). Esses corpos d’água estão isolados da drenagem atual pelas cordilheiras, não são atingidos por águas de inundação e dificilmente secam no período de estiagem. Além disso, não apresentam vegetação em seu entorno, apenas uma faixa de areia bem característica (Almeida *et al.* 2003).

O Pantanal é singular pela ocorrência de unidades de paisagem monodominantes que se estendem por vastas extensões (Soares & Oliveira 2009). Dentre elas, destacam-se o cambarazal (predominância da espécie arbórea cambará *Vochysia divergens*); pimenteiral (dominado por pimenteira *Licania parvifolia*); carandazal (com predominância de palmeiras carandá *Copernicia alba*) e o paratudal, que tem o paratudo (*Tabebuia aurea*) como a espécie arbórea dominante (Pott & Pott 1994, Soares & Oliveira 2009).

Quatro províncias fitogeográficas da América do Sul convergem no Pantanal e exercem forte influência na flora e fauna regional, principalmente o Cerrado, e em menor representatividade a Amazônia, Floresta Meridional (Mata Atlântica) e Chaco (Brown Jr. 1986). No noroeste da Bacia do Alto Paraguai vicejam as grandes áreas de Floresta Amazônica e suas transições com o Cerrado, notadamente nas regiões dos tributários do rio Paraguai, como o Sepotuba, Cabaçal e Jauru (Naumburg 1930).

A bacia de todos os rios localizados ao leste do Pantanal drena planaltos predominantemente areníticos cobertos quase que totalmente por vegetação de Cerrado. Na região central e a leste da planície pantaneira os processos flúvio-morfológicos formaram ao longo do tempo, um grande leque aluvial, o Taquari. Os solos são predominantemente arenosos, ácidos, distróficos e excessivamente drenados onde se desenvolvem comunidades vegetais características do Cerrado, salvo nas áreas que apresentam saturação hídrica durante boa parte do ano (Adámoli 1982, Damasceno *et al.* 2000).

Os elementos das florestas meridionais ou atlânticas e suas transições se fazem presentes nas regiões sul e sudeste da Bacia do Alto Paraguai, notadamente nas proximidades com o Planalto da Bodoquena, de natureza predominantemente calcária, dolomítica, ou em manchas menores na transição entre os quartzitos, filitos e xistos predominantes nas altas bacias dos rios Aquidauana e Miranda (Adámoli 1982, Pivatto *et al.* 2006).

O Chaco marca o limite oeste do Pantanal e se destaca pela presença de dois componentes básicos, Chaco seco (vegetação decídua e espinhenta ocorrente nas terras altas, não inundáveis, de boa fertilidade e bem drenadas) e Chaco úmido, com presença de savanas, carandazais e florestas de quebracho em Porto Murtinho e território paraguaio (Prado *et al.* 1992). Estendendo-se tangencialmente até o extremo oeste de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, as florestas decíduais típicas do sudeste do Departamento de Santa Cruz (Bolívia), aí denominadas Bosques Chiquitanos, destacam-se na paisagem da borda oeste da planície do Pantanal (Davis *et al.* 1997, Vasconcelos & Hoffmann 2006).

Diferentes tipos de solo, baixa altitude, pouca declividade, alternância de períodos de cheia e seca, grandes amplitudes térmicas anuais, padrões sazonais de precipitação e variação pluri-anual de cheias são responsáveis, em parte, pela variedade de formações vegetais e heterogeneidade da paisagem, que abriga rica biota terrestre e aquática (Pott & Adámoli 1999).

A flora pantaneira é bastante diversificada com mais de 1900 espécies de fanerógamas já identificadas (Junk *et al.* 2006, Alho 2008). O Pantanal é notável pela abundância de fauna, abrigando as maiores populações de vertebrados na América do Sul. Muitas dessas espécies encontram-se ameaçadas de extinção em várias outras regiões do Brasil (Nunes 2010). Até o momento já foram registradas 263 espécies de peixes, 41 de anfíbios, 113 de répteis e 152 de mamíferos (Junk *et al.* 2006, Alho 2008, Tomas *et al.* 2010).

Tubelis & Tomas (2003) e Nunes (2011) relatam a ocorrência de mais de 580 espécies de aves no Pantanal. Porém, Brown Jr. (1986) relata que no Pantanal não há endemismos na

avifauna, devido em parte à sua história geológica recente e ao grande intercâmbio de fauna com as províncias fitogeográficas adjacentes, principalmente o Cerrado. No entanto, devido sua distribuição restrita, algumas espécies podem ser consideradas endêmicas da bacia do alto Paraguai, tais como o joão-do-pantanal (*Synallaxis albilora*) e o chororó-do-Pantanal (*Cercomacra melanaria*) (Nunes 2011).

O Pantanal é a planície inundável mais rica em aves quando comparada às demais existentes no globo terrestre, como o Delta do Okavango na África (444 espécies) e os Everglades, Florida, com 365 espécies (Ogden 1969, Ramberg *et al.* 2006). De acordo com Oliveira (2006) o Pantanal abriga as maiores populações de aves aquáticas continentais no Brasil e a maioria delas realiza deslocamentos migratórios regionais ou em grande escala, ou seja, migrações intercontinentais.

Anualmente milhares de aves de diversas espécies deslocam-se do Hemisfério Norte em direção à Argentina e destas uma considerável parcela passa através da Rota Amazônia Central/Pantanal, utilizando a planície pantaneira como área de parada para descanso e alimentação (Nunes *et al.* 2011, Nunes *et al.* 2013). Nunes & Tomas (2008) relatam que o Pantanal também é ponto de parada e/ou sítio de internada para populações de aves fugindo do frio nas regiões austrais da América do Sul (Patagônia e sul do Brasil) em direção às porções mais ao norte do continente.

A planície pantaneira atua ainda como um importante refúgio biológico para as populações de várias espécies de aves com sérios problemas de conservação em outras regiões do Brasil, notadamente no sul e sudeste. O Pantanal abriga populações viáveis de várias espécies listadas como ameaçadas de extinção em âmbito global e nacional, como a arara-azul (*Anodorhynchus hyacinthinus*) cuja população na planície foi estimada em mais de 4.000 indivíduos (Nunes 2010). Entretanto, toda essa biodiversidade no Pantanal está ameaçada pela expansão da pecuária, principal atividade econômica da região (Harris *et al.* 2005).

Os ecossistemas de pastagens nativas do Pantanal são ricos, complexos, dinâmicos e constituem quase que exclusivamente a base alimentar do gado bovino na região (Eaton *et al.* 2011). No final do século XVII os colonizadores portugueses e espanhóis introduziram no Pantanal o gado de origem europeia, vindo da bacia platina, via rio Paraguai. Esses animais, ao se adaptarem às condições locais, deram origem ao bovino pantaneiro, localmente denominado tucura. No início do século XX, o tucura foi rapidamente substituído pelo nelore, de origem indiana e adaptada às condições locais e, atualmente a planície detém o maior rebanho de nelore do Estado de Mato Grosso do Sul (Rosa *et al.* 2007).

Para Pott (2007) o gado bovino ocupou um nicho quase vazio de manadas de grandes herbívoros nativos no Pantanal. O manejo tradicional do gado bovino promoveu poucas alterações nos padrões ecológicos da paisagem, entretanto, os modelos tradicionais de pecuária estão sendo rapidamente substituídos pela exploração intensiva, acompanhada de desmatamento e substituição de campos nativos por pastagens cultivadas (Harris *et al.* 2005). Padovani *et al.* (2004) relatam que em 2000 a área total de vegetação nativa do Pantanal convertida em gramíneas exóticas foi estimada em 12.182km². Mais de 13% das paisagens naturais do Pantanal já sofreram impactos por intervenções humanas como desmatamento e a substituição de áreas florestadas por pastagens cultivadas (Instituto SOS Pantanal *et al.* 2009).

Tizianel (2008) e Tomas *et al.* (2009) relatam que a implantação de pastagens cultivadas no Pantanal afeta o ecossistema de duas formas distintas: a primeira simplifica uma paisagem heterogênea e complexa, através da eliminação de componentes importantes como mata semidecídua, cerradão e cerrado e, a outra, a simplificação da composição e a eliminação da estrutura de habitats campestres nativos. Bao *et al.* (2015) verificaram significativas diferenças na diversidade e estrutura florística entre pastagens nativas e cultivadas no Pantanal, notadamente na estação seca. Ainda de acordo com Bao *et al.* (2015), tal fato se deve à alta competitividade e elevado sucesso de colonização da gramínea exótica *Urochloa humidicola* sobre as espécies nativas.

Tais alterações afetam drasticamente os processos ecológicos da paisagem e, por conseguinte, a dinâmica e sobrevivência das comunidades de organismos (Harris *et al.* 2005, Tomas *et al.* 2009). Estudos sobre os efeitos das alterações humanas na paisagem sobre as comunidades de aves no Pantanal têm sido realizados principalmente na região sul do Pantanal. Dentre eles destacam-se os estudos de Tubelis & Tomas (1999), Yabe (2009), Tizianel (2008), Nunes *et al.* (2008), Nunes (2009), Nunes *et al.* (2010), Yabe *et al.* (2010), Yabe & Marques (2001) e Tomas *et al.* (2013).

Os resultados destes estudos indicam que as alterações na paisagem tais como substituição de habitats naturais por pastagens cultivadas, bem como a fragmentação e alteração da estrutura de habitats florestais afetam não somente a composição e a estrutura das comunidades de aves (Tubelis & Tomas 1999, Tizianel 2008), mas também as probabilidades de ocupação desses habitats por espécies ecologicamente mais sensíveis às perturbações de origem antrópica (Nunes 2009; Nunes *et al.* 2008, 2010, Tomas *et al.* 2013).

No entanto, apesar dessas importantes contribuições, o modo como as espécies de aves respondem às intervenções humanas na estrutura da paisagem ainda são pouco

compreendidas no Pantanal. Estudos que avaliem como essas alterações afetam as espécies de aves são importantes subsídios para nortear políticas públicas e técnicas de manejo adequadas para conservação da avifauna regional.

Objetivos

Os objetivos desse estudo foram:

- caracterizar e avaliar a estrutura da paisagem e do habitat em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul com diferentes situações ecológicas e manejo;
- avaliar os efeitos da heterogeneidade da paisagem na comunidade e grupos funcionais de aves no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul;
- modelar as probabilidades de ocupação de manchas florestais por grupos funcionais de aves no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul;
- estimar a densidade de três espécies de Cracidae no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul;
- discutir e inferir a relevância dos resultados deste estudo na conservação de aves no Pantanal.

Para detalhar os objetivos listados, esta tese foi dividida em quatro capítulos que estão apresentados nas seções seguintes.

O primeiro capítulo caracteriza e avalia a estrutura da paisagem e do habitat em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia com diferentes situações ecológicas e manejo. Foram avaliados os efeitos da matriz do entorno e a presença do gado bovino na estrutura do habitat das manchas florestais. Os parâmetros do habitat selecionados como explicativa foram cobertura de sub-bosque, biomassa de serapilheira e densidade de árvores. Essas variáveis foram as mais relevantes para esclarecer os efeitos da presença do gado na estrutura dos habitats florestais no oeste do Pantanal da Nhecolândia.

No segundo capítulo foram avaliados os efeitos da heterogeneidade da paisagem na comunidade de aves. As análises consideraram as unidades de paisagem ocorrentes na região tais como floresta, cerrado, campo inundável, campo limpo, campo sujo e ambiente aquático. Os dados obtidos evidenciam a importância da heterogeneidade da paisagem como determinante da composição e estrutura da comunidade de aves no oeste do Pantanal da Nhecolândia.

O terceiro capítulo aprofunda a discussão sobre a temática relação espécie-habitat. Com base na relação espécie-habitat foram gerados modelos de probabilidade de ocupação de manchas florestais naturais por grupos funcionais de aves (insetívoros de sub-bosque,

insetívoros escaladores de troncos, frugívoros florestais de grande porte, nectarívoros e onívoros) no oeste do Pantanal da Nhecolândia. Os resultados indicam que muitas dessas espécies são sensíveis ao tamanho e isolamento entre as manchas florestais, bem como alterações na estrutura do habitat que incluem a redução da cobertura de sub-bosque, biomassa de serapilheira e densidade de árvores.

O quarto capítulo traz o resultado das estimativas de densidade populacional para as espécies de Cracidae ocorrentes no oeste do Pantanal da Nhecolândia: jacutinga-de-garganta-azul (*Aburria grayi*), aracuã-do-pantanal (*Ortalis canicollis*) e mutum-de-penacho (*Crax fasciolata*). As estimativas de densidade foram obtidas através do Programa DISTANCE. Os resultados revelam que em áreas com menor proporção de florestas, que seja devido às características naturais da paisagem ou ao desmatamento, há significativa redução no tamanho das populações dessas espécies.

Por fim, os resultados obtidos nos capítulos anteriores foram sintetizados em uma conclusão geral.

Caracterização da região de estudo

A sub-região da Nhecolândia

O rio Taquari transportou sedimentos finos dos planaltos adjacentes para o interior do Pantanal, principalmente durante as mudanças climáticas ocorridas no final do Pleistoceno (Galdino & Vieira 2005). Entre as sub-bacias que contribuem para as inundações sazonais do Pantanal, a do rio Taquari se sobressai, não só pela expressiva área de drenagem, mas também, porque o Taquari construiu ao longo dos anos, através da deposição de sedimentos, um dos maiores leques aluviais do globo terrestre, com uma área de aproximadamente 50.000 km². O leque aluvial do rio Taquari ocupa 36% da área do Pantanal e constitui importantes sub-regiões: Leque do Taquari, Rio Taquari e Nhecolândia (Padovani *et al.* 2005).

Incentivados pelas políticas do governo, a atividade agrícola na alta bacia do rio Taquari teve expressiva expansão no final da década de 70 promovendo desmatamento que, aliado a um período de chuvas torrenciais, intensificou o assoreamento do leito do rio no Pantanal. Tais eventos contribuíram para a inundação permanente de milhares de km² de terras na planície. Essa inundação tem sido apontada como o mais grave problema ambiental e socioeconômico do Pantanal (Galdino & Vieira 2005). Tomas *et al.* (2007) relatam que a área inundável no baixo Taquari não aumentou de forma dramática, mas o que antes era sazonalmente inundável passou a ser, em sua maioria, permanentemente inundável, resultando em alterações na composição de comunidades da flora e fauna.

Situada na porção centro-meridional do Pantanal, a sub-região da Nhecolândia destaca-se pela paisagem singular, com presença de mosaicos compostos por lagoas de água doce e salinas, entremeados por cordilheiras com vegetação florestal (mata semidecídua e cerrado), capões e, entre estes, corixos e vazantes, marcando corredores de vegetação de cerrado e campos com pastagens nativas (Rodela 2006).

Estas lagoas correspondem à grande riqueza da região, pois, estando localizadas nos pontos mais baixos da paisagem, permanecem por muito tempo com água na estação seca, provendo assim, as necessidades do gado e complementos minerais não negligenciáveis, uma vez que as pastagens locais são muito pobres (Sakamoto *et al.* 2012). Por outro lado, as salinas desempenham papel fundamental para a migração de aves no continente Sul-Americano (Nunes *et al.* 2013).

Na sub-região da Nhecolândia, as fitofisionomias são fortemente influenciadas pela topografia local e pelos diferentes níveis de inundação ou alagamento, porém, algumas associações vegetais destacam-se por sua contínua presença na paisagem (Bazzo *et al.* 2012).

As cordilheiras estão distribuídas irregularmente pela baixa Nhecolândia, porém alinhadas em padrões seguindo o eixo NE-SW e, secundariamente, o eixo SE-NW, com os padrões também encontrados nas baías, salinas e vazantes. Estas fitofisionomias estão dispostas de forma alongada em feixes ramificados, cujo corpo e pontas, de modo geral, formam um arranjo reticulado muito fragmentado e irregular. Por vezes também ocorrem em blocos englobando salinas (Fernandes 2007, Sakamoto *et al.* 2012).

De acordo com Fernandes (2007) e Sakamoto *et al.* (2012) os campos seguem um padrão inverso e funcionam como piso das vazantes, marcando os limites das áreas de inundação das vazantes até o contato com as cordilheiras. O campo cerrado é definido como uma zona transicional entre o cerrado e o campo limpo, entremeado de plantas lenhosas, sendo uma das fitofisionomias mais utilizadas pelo rebanho bovino para sua alimentação (Crispim *et al.* 2009, Castro & Salis 2012).

A estação da cheia na Nhecolândia ocorre quando as águas do rio Taquari se elevam, abastecendo todo o lençol freático da alta Nhecolândia seguindo em direção à borda sul do leque aluvial, enquanto o rio Paraguai, na altura do Porto da Manga encontra-se em seu nível mais baixo. Quando da subida do nível das águas do Paraguai, as águas do Taquari estão baixas e as águas do lençol freático que desce da alta Nhecolândia em direção à borda do leque aluvial, são bloqueadas pela cheia do rio Paraguai, ocasionando também o momento de cheia na porção oeste da Nhecolândia (Fernandes 2007).

O clima na sub-região da Nhecolândia é definido como sendo do tipo Aw de Köppen, ou seja, tropical, megatérmico e com estações bem definidas. Durante a estação chuvosa, que se estende de novembro a abril, a precipitação máxima mensal varia entre 250 a 300 mm, enquanto a seca, maio a outubro (40 a 12 mm). A precipitação anual na sub-região pode atingir até 1.180 mm e a temperatura média mensal oscilar entre 21 e 33°C (Soriano & Alves 2005).

Áreas de estudo

O estudo foi realizado em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia (Figura 1), Mato Grosso do Sul: Fazenda Nhumirim e arredores. As áreas estão inseridas no perímetro definido pelas latitudes 19°00' a 19°09'S e 56°35' a 56°50'W, no município de Corumbá.



Figura 1. Planície pantaneira e suas sub-regiões. Destaque para as áreas de estudo, situadas a oeste do Pantanal da Nhecolândia (área destacada em rosa), Corumbá, Mato Grosso do Sul. Imagem: Luiz Alberto Pellegrin, Embrapa Pantanal.

Estes limites foram definidos de modo a relacionar diferentes cenários: área com grandes blocos de florestas e unidades de paisagem conectadas e ainda intactas (Fazenda Nhumirim), área com pastagens nativas e área com pastagens cultivadas.

Fazenda Nhumirim (NH)

A Fazenda Nhumirim, de propriedade da EMBRAPA Pantanal, ocupa uma área de 4.310 ha e abrange várias das unidades de paisagem ainda intactas no oeste do Pantanal da Nhecolândia (Pott *et al.* 1986). Dentro da propriedade existe a Reserva Particular do Patrimônio Nacional (RPPN) Fazenda Nhumirim com 680 ha, criada em 1989. Sendo um campo de pesquisas, em NH há a criação de gado bovino para fins experimentais, os quais são mantidos em baixa densidade e manejados com alta rotatividade nas invernadas (Eaton *et al.* 2011). Na paisagem de NH ocorrem diversas fitofisionomias de vegetação arbórea (cordilheiras), campestre e aquática, conforme a topografia e os diferentes níveis de alagamento (Figura 2).

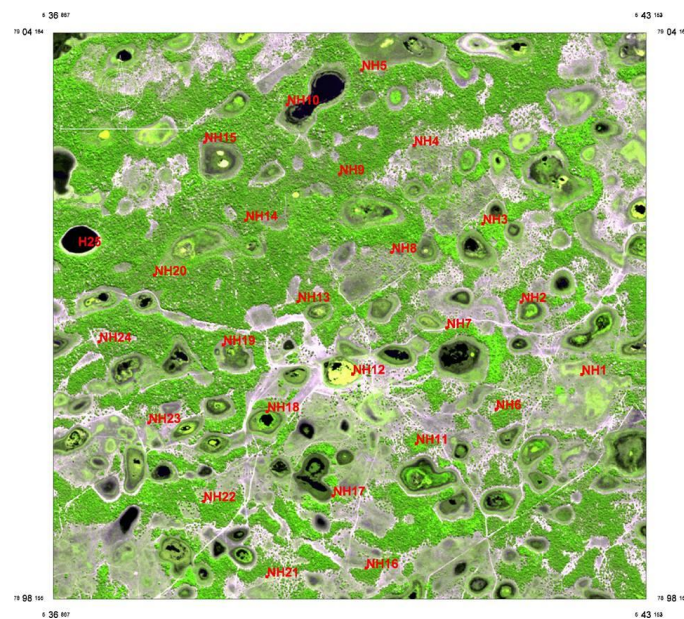


Figura 2. Imagem de satélite (CBERS) da Fazenda Nhumirim durante a estação seca no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul. Áreas florestadas (verde), copos-d'água (baías e salinas – em negro) e campos (campo inundável, campo sujo e campo limpo – em cinza). Os pontos em vermelhos correspondem aos sítios amostrais.

No entanto, de acordo com Rodela (2006) na fazenda predominam as fitofisionomias de campos, tais como campo limpo, campo sujo, caronal e campo inundável, sendo estas, entremeadas por áreas florestadas (cordilheiras com mata semidecídua ou cerrado), cerrado sensu stricto, cerrado aberto, cerrado de murundu, baías e salinas. As áreas com cordilheiras estão praticamente restritas à RPPN (Figura 3). A NH situa-se numa cota altimétrica mais alta em relação às demais áreas estudadas e desta forma, recebe pouca influência das inundações oriundas da vazante do Riozinho.

Instalada na NH, uma grade permanente (convênio Centro de Pesquisas do Pantanal/Ministério da Ciência e Tecnologia/Embrapa Pantanal) de 5 Km², oferece oportunidade para o desenvolvimento de vários projetos de monitoramento, pesquisa da biodiversidade e processos ecológicos na região. Nhumirim faz parte do Programa de Áreas Importantes para Conservação de Aves (Important Bird Area - IBA) criado pela BirdLife International/SAVE-Brasil que visa identificar, monitorar e proteger uma rede global de IBAs para a conservação das aves e outros animais selvagens do mundo (De Luca *et al.* 2009).



Figura 3. Vista aérea de parte da Fazenda Nhumirim, oeste do Pantanal da Nhecolândia, MS durante o período de cheia na região. Destaque para as cordilheiras e cerrado conectados e entremeados por campos nativos e baías. Foto: Alessandro Pacheco Nunes.

Poucas regiões da planície pantaneira tiveram sua avifauna relativamente bem estudada como a da NH e arredores. A primeira lista da avifauna de Nhumirim foi publicada no plano de manejo da Estação Ecológica Nhumirim, sendo relacionada a ocorrência de 206 espécies (EMBRAPA-CPAP 1994). Durante um estudo com a avifauna em manchas florestais em Nhumirim, Tubelis & Tomas (1999) encontraram 146 espécies de aves. Nunes *et al.* (2005) elaboraram uma lista mais completa e criteriosa com base em dados históricos e inventários realizados nos vários ambientes da fazenda e, relacionaram 272 espécies.

Entretanto, Nunes *et al.* (2009) atualizaram a lista da avifauna com base nos vários estudos realizados posteriormente em Nhumirim e arredores, como as fazendas Alegria, Ipanema e Porto Alegre. Em Nhumirim e arredores foram registradas 303 espécies, as quais representam 55% de todas as espécies ocorrentes no Pantanal (Nunes *et al.* 2009).

Área com pastagens nativas (PN)

Nesta área a paisagem difere drasticamente em relação às demais áreas estudadas, uma vez que nela predominam extensos campos com pastagens nativas em áreas de vazantes (Figura 4). Assim como na maioria das fazendas na região, nesta área a pecuária é extensiva e tradicional. Porém, devido ao predomínio das áreas campestres nativas na paisagem, as invernadas comportam maior lotação de bovinos.

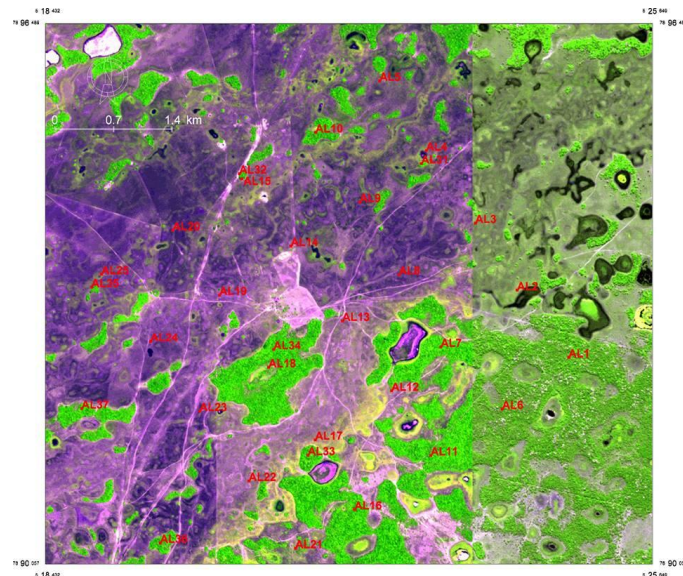


Figura 4. Imagem de satélite (CBERS) da área com pastagens nativas durante a estação seca no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul. Áreas florestadas (verde), copos-d'água (baías – em negro) e campos inundáveis (roxo). Os pontos em vermelhos correspondem aos sítios amostrais.

Desde 2008 a PN mantém uma área de 1.128 ha vedada ao acesso do gado, sendo destinada a uma unidade de conservação, uma RPPN. O pulso de inundação é diferente daquele verificado em NH, pois está situado numa área de vazante, a qual sofre forte influência das enchentes do rio Taquari através da vazante do Riozinho. Durante o pico de cheia na região, que ocorre de janeiro a abril, grande parte de PN permanece alagada. Entretanto, na estação seca, entre os meses de maio a outubro a água dos campos recua e/ou evapora e a região fica completamente seca. Nas partes mais baixas antes submersas, desenvolvem-se os campos com pastagens nativas (Figura 5), principalmente o capim-mimosinho (*Reimarochloa* spp.).



Figura 5. Vista aérea de parte da área com pastagens nativas, oeste do Pantanal da Nhecolândia, MS durante o período de cheia na região. Destaque para os campos de pastagens nativas, as vazantes e os capões de diversos tamanhos e graus de isolamento. Foto: Alessandro Pacheco Nunes.

Área com pastagens cultivadas (PC)

Nesta área a paisagem é bastante divergente em relação às demais, uma vez que em 2004 parte da área sofreu drástica supressão e rarefação do estrato arbóreo de cordilheiras (florestas semidecíduais e cerradão) (Figura 6).

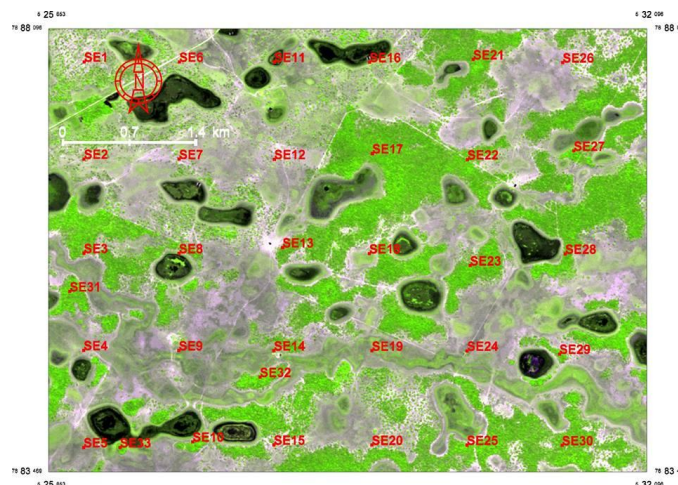


Figura 6. Imagem de satélite (CBERS) da área com pastagens cultivadas, durante a estação seca no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul. Áreas florestadas (verde), copos-d'água (baías – em negro) e campos (campo inundável, campo sujo e campo limpo – em cinza). Os pontos em vermelhos correspondem aos sítios amostrais.

Tal como nas demais fazendas da região, a atividade econômica em PC é a pecuária extensiva, porém, com menor lotação de bovinos nas invernadas em relação à PN. No processo de supressão da vegetação nativa para a implantação de braquiária (*Urochloa* spp.), apenas algumas árvores foram conservadas na paisagem outrora dominada por extensas cordilheiras, resultando numa fisionomia de savana artificial. De um modo geral, as árvores remanescentes são de grande a médio porte, as quais eram representantes do dossel ou estrato emergente da floresta original. Os estratos florestais inferiores foram completamente removidos e a composição da comunidade florestal foi direcionada para espécies que foram julgadas de interesse alimentício, madeireiro e conservacionista.

Com a remoção de quase todo o estrato arbóreo e a substituição do sub-bosque original por gramíneas exóticas houve significativa eliminação de todas as espécies de habitats florestais, transformando a floresta em uma savana artificial (Figura 7).



Figura 7. Vista parcial da área com pastagens cultivadas, oeste do Pantanal da Nhecolândia, MS. Destaque para os campos de pastagem cultivada e ao fundo, parte de uma cordilheira cuja vegetação original foi em grande parte removida para a implantação de pastagem cultivada. Foto: Alessandro Pacheco Nunes.

Após quase uma década devido à falta de manejo das pastagens cultivadas nas áreas onde houve supressão da vegetação original, verifica-se o desenvolvimento de densos agrupamentos de espécies arbustivas típicas de cerrado e por vezes, arbóreas pioneiras em estágios iniciais de crescimento e recuperação.

Referências Bibliográficas

- Ab'Saber, A. N. 1988. O Pantanal mato-grossense e a teoria dos refúgios. *Revista Brasileira de Geografia*, 50(2): 9-57.
- Adamoli, J. 1982. O Pantanal e suas relações fitogeográficas com os cerrados. Discussão sobre o conceito de "Complexo do Pantanal". p. 109-119. In: *Anais XXII Congresso Nacional de Botânica*. Teresina, Universidade Federal do Piauí.
- Alho, C. J. R. 2008. Biodiversity of the Pantanal: response to seasonal flooding regime and to environmental degradation. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4): 957-966.
- Almeida, T. I. R.; Sígolo, J. B.; Fernandes, E.; QueirozNeto, J. P.; Barbiero, L. & Sakamoto, A. Y. 2003. Proposta de classificação e gênese das lagoas da Baixa Nhecolândia – MS com base em sensoriamento remoto e dados de campo. *Revista Brasileira de Geociências*, 33: 83-90.
- Alvarenga, S. M.; Brasil, A. E.; Pinheiro, R. & Kux, H. J. H. 1984. Estudo geomorfológico aplicado à Bacia do alto Rio Paraguai e Pantanaís Matogrossenses. *Boletim Técnico Projeto RADAM/BRASIL, Série Geomorfologia*, 187: 89-183.
- Bao, F.; Assis, M. A.; Arruda, R. & Pott, A. 2015. Effects of *Urochloa humidicola* on plant diversity in native grasslands in a neotropical wetland. *Wetlands*, 35: 841-850.
- Bazzo, J. C.; Freitas, D. A. F.; Silva, M. L. N.; Cardoso, E. L. & Santos, S. A. 2012. Aspectos geofísicos e ambientais do Pantanal da Nhecolândia. *Revista de Geografia (UFPE)*, 29(1): 141-161.
- Boggiani, P. C.; Coimbra, A. M.; Riccomini, C. & Gesicki, A. L. D. 1998. Recursos minerais não-metálicos do Estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Revista do Instituto de Geologia*, 19(1/2): 31-41.
- Bordignon, L.; Moreira, D.; Chupel, T. F. & Brazão, C. M. S. C. 2007. Ilhas vegetacionais no Pantanal Matogrossense: um teste da Teoria de Biogeografia de Ilhas. *Revista Brasileira de Biociências*, 5(1): 387-389.
- Brown Jr., K. S. 1986. Zoogeografia da região do Pantanal Matogrossense. p. 137-182. In: *Anais I Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal*. Corumbá, EMBRAPA-CPAP.
- Castro, W. J. P. & Salis, S. M. 2012. Fitossociologia de um campo cerrado no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, MS. *Boletim de Pesquisa & Desenvolvimento, EMBRAPA-CPAP*, 119: 1-16.

- Crispim, S. M. A.; Santos, S. A.; Soriano, B. M. A. & Branco, O. D. 2009. Fitofisionomias vegetais e incêndios no Pantanal. *Comunicado Técnico, EMBRAPA-CPAP*, 81: 1-5.
- Damasceno Júnior, G.A., Bezerra, M.A.O., Bortolotto, I.M. & Pott, A. 1996. Aspectos florísticos e fitofisionômicos dos capões do Pantanal do Abobral. p. 203-214. In: *Anais do II Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal – Manejo e Conservação*. Corumbá, EMBRAPA Pantanal/Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- Damasceno Júnior, G. A.; Nakajima, J. N. & Rezende, U. M. 2000. Levantamento florístico das cabeceiras dos rios Negro, Aquidauana, Taquari e Miranda no Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil, p. 152-162. In: Willink, P. W.; Chernoff, B.; Alonso, L. E.; Montambault, J. R. & Lourival, R. (eds.). *Uma avaliação biológica dos ecossistemas aquáticos do Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. RAP Boletim de Avaliação Biológica 18*. Washington, Conservation International.
- Davis, S. D.; Heywood, V. H.; Herrera-MacBryde, O.; Villa-Lobos, J. & Hamilton, A. C. 1997. *Centres of plant diversity: a guide and strategy for their conservation*. Oxford, Information Press.
- De Luca, A. C.; Develey, P. F.; Bencke, G. A. & Goerck, J. M. 2009. *Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil: parte II – Amazônia, Cerrado e Pantanal*. São Paulo, BirdLife International/SAVE Brasil.
- Eaton, D. P.; Santos, S. A.; Santos, M. C. A.; Lima, J. V. B. & Keuroghlian, A. 2011. Rotational grazing of native pasturelands in the Pantanal: an effective conservation tool. *Tropical Conservation Science*, 4(1): 29-52.
- EMBRAPA – EMBRAPA PANTANAL. 1994. Plano de manejo da Estação Ecológica Nhumirim. *Série Documentos, EMBRAPA-CPAP*, 12: 1-64.
- Fernandes, E. 2007. *Organização espacial dos componentes da paisagem da baixa Nhecolândia – Pantanal de Mato Grosso do Sul*. Tese de Doutorado. São Paulo, Universidade de São Paulo.
- Galdino, S. & Vieira, L. M. 2005. A bacia do rio Taquari e seus problemas ambientais e socioeconômicos. p. 29-43. In: Galdino, S.; Vieira, L. M. & Pellegrin, L. A. (eds.). *Impactos ambientais e Socioeconômicos na Bacia do rio Taquari – Pantanal*. Corumbá, EMBRAPA-CPAP.

- Hamilton, S. K.; Sippel, S. J. & Melack, J. M. 1996. Inundation patterns in the Pantanal wetland of South America determined from passive microwave remote sensing. *Archives für Hydrobiologie*, 137: 1-23.
- 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.
- Instituto SOS Pantanal, WWF – World Wide Fund for Nature Brasil & EMBRAPA Pantanal. 2009. *Monitoramento das alterações da cobertura vegetal e uso do Solo na Bacia do Alto Paraguai - Porção Brasileira - Período de Análise: 2002-2008*. Brasília, CI - Conservação Internacional/ECOIA - Ecologia e Ação/Fundación AVINA/Instituto SOS Pantanal/WWF Brasil.
- Junk, W. J.; Cunha, C. N.; Wantzen, K. M.; Petermann, P.; Strüssmann, C.; Marques, M. I. & Adis, J. 2006. Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Aquatic Science*, 68: 1-32.
- Lopes, L. E.; Pinho, J. B.; Bernardon, B.; Oliveira, F. F.; Bernardon, G.; Ferreira, L. P.; Vasconcelos, M. F.; Maldonado-Coelho, M.; Nóbrega, P. F. A. & Rubio, T. C. 2009. Aves da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil: uma síntese histórica do conhecimento. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 49(2): 9-47.
- Naumburg, E. M. B. 1930. The birds of Matto Grosso, Brazil: a report on the birds secured by the Roosevelt-Rondon Expedition. *Bulletin of American Museum of Natural History*, 60(1): 1-432.
- Nunes, A. P. 2009. Ocupação de manchas florestais por três espécies de aves insetívoras do sub-bosque no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul. Dissertação de Mestrado. Campo Grande, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- Nunes, A. P. 2010. Estado de conservação da avifauna ameaçada de extinção ocorrente no Pantanal. *Atualidade Ornitológicas*, 157: 85-98.
- Nunes, A. P. 2011. Quantas espécies de aves ocorrem no Pantanal brasileiro? *Atualidades Ornitológicas*, 160: 45-54.
- Nunes, A. P. & Tomas, W. M. 2008. *Aves migratórias e nômades ocorrentes no Pantanal*. Corumbá, EMBRAPA-CPAP.
- Nunes, A. P.; Tomas, W. M. & Ticianeli, 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. & Lupinetti, C. 2009. Aves da fazenda Nhumirim e seus arredores: Lista 2008. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, EMBRAPA-CPAP*, 89: 1-44.
- Nunes, A. P.; Tomas, W. M. & Ragusa-Netto, J. 2010. Ocupação de manchas florestais por espécies de pica-paus e arapaçus no Pantanal. p. 1-5. In: *V Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal*. (Crispim, S. M. A.; Coppola, T. N. C.; Velazquez, O. S. C.; Ferreira, R. A. A. M. & Peres, F. orgs.). Corumbá, Embrapa Pantanal/Instituto de Comunicação Social do Brasil/Universidade Federal de Mato Grosso do Sul/Embrapa Agrobiologia/Embrapa Gado de Corte, CD-ROM.
- Nunes, A. P.; Tizianel, F. A. T.; Tomas, W.M. 2011. Pantanal sul: sub-regiões Nhecolândia e Paiaçuás. p. 199-204. In: Valente, R. M.; Silva, J. M. C.; Straube, F. C.; Nascimento, J. L. X. (eds.). Belém, *Conservação de aves migratórias neárticas no Brasil*. Conservação Internacional.
- Ogden, J. C. 1969. *Checklist of Birds: Everglades National Park*. Miami, Everglades Natural History Association.
- Okida, R. & Anjos, C. E. 2000. Geomorfologia. p. 69-81. In: *Zoneamento ambiental da Borda Oeste do Pantanal: Maciço do Urucum e adjacências*. (Silva, J.S.V. org.) Brasília, Embrapa Comunicação e Transferência de Tecnologia.
- Oliveira, D. M. M. 2006. *Efeitos bióticos e abióticos de ambientes alagáveis nas assembléias de aves aquáticas e piscívoras no Pantanal, Brasil*. Tese de Doutorado. Manaus, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.
- Oliveira, A. P. G.; Ribeiro, A. A.; Wassouf Junior, E. R.; Souza, G. F.; Bernadi, I.; Penatti, N. C.; Almeida, T. I. R. & Paranhos Filho, A. C. 2001. Uso de sensoriamento remoto na quantificação das lagoas do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. p. 3695-3702. In: *Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Curitiba, Sociedade Brasileira de Sensoriamento Remoto/Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.
- 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*. Corumbá, MBRAPA-CPAP: UCDB: UFMS: SEBRAE-M, (CD-ROM).
- Padovani, C. R.; Assine, M. L. & Vieira, L. M. 2005. Inundações no leque aluvial do rio Taquari. p. 183-198. In: Galdino, S.; Vieira, L. M. & Pellegrin, L. A. (eds). *Impactos*

ambientais e Socioeconômicos na Bacia do Rio Taquari – Pantanal. Corumbá, EMBRAPA-CPAP.

Pivatto, M. A. C.; Manço, D. D. G.; Straube, F. C.; Urban-Filho, A. & Milano, M. 2006. Aves do Planalto da Bodoquena, Estado do Mato Grosso do Sul (Brasil). *Atualidades Ornitológicas*, 129: 1-26.

Ponce, V.M. & Cunha, C.N. 1993. Vegetated earth mounds in tropical savannas of Central Brazil: A synthesis. *Journal of Biogeography*, 20: 219-225.

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, Sociedade de Ecologia do Brasil/Universidade de São Paulo.

Pott, A. & Adámoli, J. 1996. Unidades de vegetação do Pantanal dos Paiaguás. p. 183-201. In: *Anais II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal: manejo e conservação*. Corumbá, EMBRAPA-CPAP.

Pott, V. J. & Pott, A. 1994. *Plantas do Pantanal*. Corumbá, EMBRAPA-CPAP.

Prado, D. E.; Gibbs, P. E.; Pott, A. & Pott, V. J. 1992. The Chaco-Pantanal transition in southern Mato Grosso, Brazil. p. 451-470. In: Furley, P. A.; Proctor, J. & Ratter, J. A. (eds.). *Nature and Dynamics of Forest-Savanna Boundaries*. London, Chapman & Hall.

Ramber, L.; Hancock, P.; Lindholm, M.; Meyer, T.; Ringrose, S.; Sliva, J. Van As, J. & Post, C. V. 2006. Species diversity of the Okavango Delta, Botswana. *Aquatic Science*, 68(3): 310-337.

Ratter, J. A.; Pott, A.; Pott, V. J.; Cunha, C. N.; Haridasan, M. 1988. Observations on woody vegetation types in the Pantanal and at Corumbá, Brazil. *Notes RBG Edingurgh*, 45(3): 503-525.

Resende, E. K. 2004. Os controles geológicos e os pulsos de inundação no Pantanal. *Artigo de Divulgação na Mídia, EMBRAPA CPAP*, 63: 1-2.

Rodela, L. G. 2006. *Unidades de vegetação e pastagens nativas do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul*. Tese de Doutorado. São Paulo, Universidade de São Paulo.

Rosa, A. N.; Abreu, U. G. P.; Silva, L. O. C.; Nobre, P. R. C. & Gondo, A. 2007. Pecuária de Corte no Pantanal Brasileiro: realidade e perspectivas futuras de melhoramento. *Série Documentos, EMBRAPA-CPAP*, 93: 1-27.

- Sakamoto, A. Y.; Bacani, V. M.; Gradella, F. S.; Ferreira, C. C. & Decco, H. F. 2012. Desmatamento e alterações ambientais no Pantanal da Nhecolândia, MS, Brasil. *Revista Geonorte*, 3(4): 827-839.
- Silva, M. P.; Mauro, R.; Mourão, G. & Coutinho, M. 2000. Distribuição e quantificação de classes de vegetação do Pantanal através de levantamento aéreo. *Revista Brasileira de Botânica*, 23: 143-152.
- Soares, J. J. & Oliveira, A. K. M. 2009. O Paratudal do Pantanal de Miranda, Corumbá-MS, Brasil. *Revista Árvore*, 33(2): 339-347.
- Soriano, B. M. A. & Alves, M. J. M. 2005. Boletim agrometeorológico ano 2002 para a sub-região da Nhecolândia, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Série Documentos, EMBRAPA-CPAP*, 76: 1-28.
- 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. Campo Grande, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- Tomas, W. M.; Salis, S. M.; Catella, A. C.; Santos, S. A.; Reis, W. D. A. & Nunes, A. P. 2007. Biodiversidade na região inundada pelo Rio Taquari. *Série Documentos, EMBRAPA-CPAP*, 91: 1-20.
- Tomas, W. M.; Mourão, G. M.; Campos, Z. M. S.; Salis, S. M. & Santos, S. A. 2009. *Intervenções humanas na paisagem e nos habitats do Pantanal*. Corumbá, EMBRAPA-CPAP.
- Tomas, W. M.; Cáceres, N. C.; Nunes, A. P.; Fischer, E.; Mourão, G. & Campos, Z. 2010. Mammals in the Pantanal wetland, Brazil. p. 563-595. In: Junk, W. J.; Da Silva, C. J.; Nunes da Cunha, C. & Wantzen, K. M. (eds.). *The Pantanal: ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*. Sofia-Moscow, Pensoft Publishers.
- Tomas, W. M.; Freitas, G. O. & Pereira, G. M. F. 2013. Efeito de área e densidade de árvores sobre a probabilidade de ocupação de manchas florestais no Pantanal por corujas pretas (*Strix huhula*). p. 1-5. In: Anais 6º. Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócioeconômicos do Pantanal: desafios e soluções para o Pantanal. Corumbá, Embrapa Pantanal/UFMS.
- 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.
- Valadão, R. M. 2012. Aves da Estação Ecológica Serra das Araras, Mato Grosso, Brasil. *Biota Neotropica*, 12(3): 263-281.
- Vasconcelos, M. F. & Hoffmann, D. 2006. Os Bosques Secos Chiquitanos também são nossos! *Atualidades Ornitológicas*, 130: 10-11.
- Yabe, R. S. 2009. Birds of Pantanal forest patches and their movements among adjacent habitats. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 17(3/4): 163-72.
- Yabe, R. S. & Marques, E. J. 2001. Deslocamento de aves entre capões no Pantanal Matogrossense 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*. Florianópolis, Sociedade Brasileira de Ornitologia/UNISUL/CNPq.
- Yabe, R. S.; Marques, E. J. e Marini, M. Â. 2010. Movements of birds among natural vegetation patches in the Pantanal, Brazil. *Bird Conservation International*, 20: 400-409.

Capítulo I

Estrutura da paisagem e habitat no Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul

RESUMO

Intervenções humanas na paisagem do Pantanal em detrimento da substituição de habitats florestais por pastagens nativas têm modificado sua estrutura e alterado processos ecológicos. O objetivo deste estudo foi avaliar a estrutura da paisagem e dos habitats, notadamente os florestais, no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. O estudo foi desenvolvido durante as estações chuvosa e seca em três áreas de estudo: Fazenda Nhumirim (setembro-outubro de 2012 e janeiro de 2013), área com pastagens nativas (fevereiro e agosto-setembro de 2013) e área com pastagens cultivadas (março e julho-agosto de 2013). Em cada área de estudo foi montada um grade de amostragem com seis trilhas paralelas de 5 km de comprimento e dispostas a cada 1 km no eixo Noroeste-Sudeste. Nessas grades amostrais foram obtidos dados totais e por transectos das áreas (ha) das unidades de paisagem através de classificação das imagens de satélite. Para os habitats florestais foram obtidos dados de área (ha), isolamento médio (m), cobertura de sub-bosque (%), cobertura de dossel (%), biomassa de serapilheira (kg/cm^2), bem como a circunferência à altura do peito - CAP (cm) e a densidade das espécies vegetais arbóreas ($\text{indivíduos}/\text{cm}^2$). A Fazenda Nhumirim apresentou os maiores valores de área de floresta (1097,24 ha), as quais estão mais conectadas, em média a 148,2 m de distância em relação às outras manchas florestais, quando comparadas às demais áreas amostradas na região. Entretanto, grande parte da área com pastagens nativas é composta por campos inundáveis (3298,80 ha) e as manchas florestais presentes, notadamente os capões, estão mais isoladas na paisagem (em média a 368 m das demais manchas de floresta). A presença de gado bovino no interior das manchas florestais promove drásticas alterações na estrutura do sub-bosque, que é significativamente menor em capões (48,2 a 38,2%) quando comparado às cordilheiras (85,2 a 60,6%). Os capões apresentaram os menores valores de biomassa de serapilheira (0,367 a 0,318 kg/m^2), comparados às cordilheiras, com 0,700 a 0,668 kg/m^2 . A densidade de espécies vegetais arbóreas foi significativamente menor em capões, com 0,075 $\text{indivíduos}/\text{m}^2$. Intervenções humanas na paisagem do Pantanal, tais como a substituição da vegetação nativa por pastagens cultivadas, podem afetar drasticamente a estrutura e processos ecológicos nos habitats florestais.

PALAVRAS-CHAVE: Unidades de paisagem, pastejo de gado, estrutura, floresta, Pantanal.

ABSTRACT

Human interventions in the Pantanal wetland landscape have modified its structure and altered ecological processes changing forest habitats in cultivated pastures. The objective of this study was estimate the landscape and habitat structures, mainly forest patches in western Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, Brazil. The study was conducted during the wet and dry seasons in Nhumirim (September - October 2012 and January 2013), site native pastures (February, August and September 2013) and site exotic pastures (March, July and August 2013). In each study areas a sampling grid was set, with six parallel tracks of 5 km long and arranged every 1 km in the northwest-southeast axis. In the sampling grids, total and transects data of area (ha) of landscape units through satellite images classification were obtained. In forest habitats we measured data on area (ha), mean isolation (meters), understory cover (%), canopy cover (%), litter biomass (kg/cm^2), the tree circumference at breast (CAP) (cm) and the tree density (individuals/ha). The Nhumirim farm had the highest forest area values (1097.24 ha), which are more connected - in average 148.2 m of distance from other forest patch - when compared to others sampled farms in the region. However, a large extent of site nature pastures consists of flooded fields (3298.80 ha) and the forest patches occurring, particularly *capões*, are more isolated in the landscape (on mean 368 m off of other patches). The occurrence of cattle grazing inside the forest patches promotes drastic changes in the understory structure, which is significantly lower in *capões* (48.2 to 38.2%) when compared to continuous forest patches (*cordilheiras*) (85.2 to 60.6%). The *capões* had lower litter biomass values (0.367 to 0.318 kg/m^2) when compared to *cordilheiras* (0.700 to 0.668 kg/m^2). The arboreal wood plant density was significantly lower in *capões*, with 0.075 individuals/ha. The human impact in the Pantanal landscape, such as the replacement of native vegetation into cultivated exotic pastures, can dramatically affect the structure and ecological processes in forest patches.

KEY-WORDS: Landscape units, cattle grazing, forest structure, connectivity, Pantanal.

Introdução

A paisagem pode ser definida como uma macrounidade heterogênea, composta por um complexo mosaico de unidades interativas (e.g. ecossistemas e unidades de vegetação), cuja estrutura pode ser definida pela área, forma e disposição espacial (e.g. grau de proximidade e fragmentação destas unidades) (Forman & Godron 1986, Metzger 1999).

Do ponto de vista ecológico, este mosaico pode ser entendido como um conjunto de habitats que apresentam condições mais ou menos favoráveis para uma determinada espécie ou comunidade (Metzger 2001). Desta forma, o olhar sobre a paisagem é feito através das espécies, suas características biológicas e em particular, de seus requerimentos em termos de área de vida, alimentação, abrigo e reprodução (Metzger 2001, Uezu *et al.* 2005).

A estrutura da paisagem e do habitat interfere diretamente na dinâmica das espécies e populações, dificultando o deslocamento das mesmas ao longo da paisagem e levando a riscos de extinção local (Laurance *et al.* 2002, Uezu *et al.* 2008, Boscolo & Metzger 2011, Banks-Leite *et al.* 2013).

Paisagens estruturalmente mais complexas influenciam a qualidade e a estrutura do habitat e, por conseguinte, a composição das comunidades de animais (MacArthur & MacArthur 1961, MacArthur 1964, Karr & Roth 1971, Roth 1976). Componentes da paisagem tais como matriz, tamanho e grau de conectividade são aspectos importantes que afetam a estrutura e a qualidade do habitat e consequentemente, as probabilidades de ocupação e permanência das populações de organismos (Metzger 1999).

O processo de conversão de paisagens naturais em áreas agrícolas e pastagens cultivadas em decorrência da ocupação humana tem promovido a fragmentação, alteração da matriz do entorno e a estrutura dos habitats em diversas regiões do mundo (Myers *et al.* 2000). A recuperação de paisagens modificadas e simplificadas pela ação humana, bem como a restauração da estrutura e conectividade das manchas de habitats tornou-se um dos grandes desafios para a conservação da biodiversidade (Saunders *et al.* 1991, Myers *et al.* 2000).

Intervenções humanas na paisagem reduzem e fragmentam habitats, isolam áreas propícias à sobrevivência das espécies e promovem extinções determinísticas e estocásticas, principalmente em populações pequenas (Ouborg 1993).

O tamanho do habitat geralmente é o componente da paisagem mais importante influenciando a ocorrência, riqueza, composição e o “turnover” das espécies, sendo as pequenas manchas de habitat mais vulneráveis ao efeito de borda (Connor & McCoy 1979, Blake & Karr 1987, Laurance *et al.* 2002, Doman *et al.* 2007).

Em fragmentos de habitat sem conectividade, o isolamento age de modo negativo sobre a riqueza das espécies, devido em parte à interferência e diminuição da taxa de migração ou recolonização (Saunders *et al.* 1991, Metzger 1999, Ferraz *et al.* 2007, Prugh *et al.* 2008, Boscolo & Metzger 2011).

Metzger (1999) faz considerações sobre a Teoria de Biogeografia de Ilhas proposta por McArthur & Wilson (1963) e ressalta que o isolamento depende do arranjo espacial das manchas de habitat na paisagem, das distâncias e das áreas de todas os fragmentos vizinhos, bem como das características do ambiente entre os fragmentos, ou seja, a matriz inter-habitat.

A matriz é antes de mais nada uma área heterogênea, contendo uma variedade de “não-habitat” que apresentam condições mais ou menos favoráveis às espécies do habitat estudado (Metzger 1999, Antogiovanni & Metzger 2005). Estudos realizados por Antogiovanni & Metzger (2005) e Castellón *et al.* (2006) revelam que a matriz inter-habitat pode inibir os deslocamentos das espécies e indivíduos do habitat. Ainda de acordo com os mesmos autores, esta ação pode ser mais ou menos intensa de acordo com a permeabilidade e capacidade de deslocamento das espécies.

A permeabilidade da matriz pode ser estimada pela densidade de pontos de ligação (*stepping stones*) e pelo grau de resistência das unidades de paisagem aos fluxos biológicos (Uezu *et al.* 2008, Yabe *et al.* 2010, Saura *et al.* 2014). Paradoxalmente o processo de fragmentação pode levar à criação e aumento da complexidade do mosaico de fragmentos de habitat que compõe a paisagem como resultado de distúrbios, incluindo as atividades antrópicas (Li *et al.* 1993). A complexidade da paisagem pode ser avaliada através de parâmetros da diversidade da paisagem e da complexidade de bordas (Metzger 1999).

Para Li & Reynolds (1995) a diversidade da paisagem pode ser medida de duas formas distintas: dados contínuos e discretos. A análise da paisagem pode ser feita utilizando dados contínuos e, desta forma a diversidade da paisagem pode ser definida pelo grau de variabilidade. Quando maior esta variabilidade, maior é a heterogeneidade (Li & Reynolds 1995).

Esta complexidade é composta por um componente não-espacial (determinado pela riqueza de unidades e pela importância relativa, expressa em área) e um componente espacial (grau de fragmentação das unidades, disposição, tamanho e forma dos fragmentos de habitat) (O'Neill *et al.* 1988, Li & Reynolds 1995, Metzger 1999).

A Ecologia da Paisagem pode ser uma ferramenta importante em estudos sobre a estrutura da paisagem gerando subsídios para a conservação de ecossistemas fragmentados

pela atividade humana (Hobbs 1994, 1997). No entanto, a maioria dos estudos em Ecologia da Paisagem no Brasil está concentrada na região sudeste (Pivello & Metzger 2007).

No Pantanal há poucos estudos voltados à Ecologia da Paisagem e na maioria deles, os autores utilizaram aves para avaliar os efeitos das intervenções humanas na paisagem e habitat (e.g. Tubelis & Tomas 1999, Tizianel 2008, Nunes 2009, Nunes *et al.* 2010, Tomas *et al.* 2013).

A paisagem na planície do Pantanal é singular pela sua ocorrência em mosaicos formados por unidades de várias fitofisionomias ordenadas pelos gradientes topográficos, tipos de solo e regimes de inundação (Adámoli 1982, Silva *et al.* 2000). Este tipo de situação oferece boa oportunidade para estudos de caso sobre como a heterogeneidade da paisagem e as interferências humanas (e.g. substituição da vegetação nativa por pastagens cultivadas) afetam os processos ecológicos dos animais aí ocorrentes.

Eaton *et al.* (2011) relatam que as pastagens nativas do Pantanal são ecossistemas ricos, complexos, dinâmicos e constituem quase que exclusivamente a base alimentar do gado bovino, principal atividade econômica da região. Devido à baixa fertilidade dos solos e qualidade das pastagens nativas a capacidade de suporte de bovinos é baixa (Santos *et al.* 2002). Desta forma, muitos proprietários rurais têm substituído os modelos tradicionais pela pecuária intensiva através da supressão de florestas e campos nativos por pastagens cultivadas (Comastri Filho & Pott 1996, Harris *et al.* 2005).

Vários estudos avaliaram os efeitos negativos do gado bovino na estrutura, densidade e composição de espécies vegetais e processos ecológicos da fauna silvestre (Shariff *et al.* 1994, Belsky & Blumenthal 1997, Fensham & Skull 1999, Floyd *et al.* 2003, Krueper *et al.* 2003, McIntyre *et al.* 2003). Belsky & Blumenthal (1997) verificaram que o forrageio intensivo do gado no interior da floresta reduz significativamente a biomassa de serapilheira em áreas moderadamente (40%) e intensivamente (60%) forrageadas. Smit *et al.* (2002) obtiveram resultados similares em florestas de coníferas de Kootwijk, na Holanda.

Estudos realizados por Smale *et al.* (2008) em ecossistemas florestais na Nova Zelândia avaliaram o efeito do pastejo e pisoteio do gado em ecossistemas florestais ao longo de vários anos. Os resultados deste estudo indicam que em fragmentos florestais isolados a biomassa de serapilheira é drasticamente reduzida quando comparados à florestas contínuas. Entretanto, no Brasil (Baggio & Schreiner 1998, Sampaio & Guarino 2007, Santos *et al.* 2007, Araújo 2010) e principalmente no Pantanal (Johnson *et al.* 1997, Nunes *et al.* 2008), essa temática tem sido pouco explorada nos estudos de ecologia de paisagem.

No contexto da planície do Pantanal, Johnson *et al.* (1997) e Nunes *et al.* (2008) verificaram que a composição e o tipo de manejo da matriz no entorno das manchas florestais afetam drasticamente a estrutura dos habitats florestais no Pantanal. Johnson *et al.* (1997) verificaram que em manchas florestais acessíveis pelo gado há menos recrutamento de plântulas e jovens de manduvi (*Sterculia apetala*) em relação aquelas no interior de reservas legais.

Em muitas manchas florestais, notadamente os capões, onde o acesso pelo gado é intenso, tem sido observado que o estrato de copas emergentes está sofrendo um lento processo de desagregação e, em alguns casos, desaparece completamente. Isso se torna evidente quando as manchas florestais possuem apenas o estrato intermediário de acuri, com poucas árvores emergentes. Esta estruturação vertical da vegetação pode ser explicado como um efeito de longo prazo de fogo e pisoteio/forrageamento pelo gado dentro dos habitats florestais, impedindo ou diminuindo o recrutamento de espécies arbóreas (Tomas *et al.* 2009).

O fogo também pode reduzir a biomassa vegetal e a serapilheira, alterando os fluxos de energia, nutrientes e água (Medina & Silva 1990, Martini 2010, Oliveiras *et al.* 2013). Estudos realizados por Cochrane & Schulze (1999) em florestas da Amazônia oriental revelaram que mesmo as áreas menos intensamente queimadas, mais de 70% das populações de plântulas e cipós foram removidas. Woods (1989) ressalta que a elevada incidência de luz no sub-bosque no período pós fogo pode eliminar diversas espécies herbáceas e pioneiras lenhosas. No Pantanal a queimada é empregada anualmente para conter a expansão de espécies indesejáveis e promover o rebrote das forrageiras (Pott 1997). Rodrigues *et al.* (2002) destacam que ao contrário da maioria das áreas de savanas, na planície do Pantanal a queimada é feita de forma controlada.

Entretanto, Santos Júnior (2010) e verificaram que o fogo descontrolado no Pantanal pode atingir também o interior das manchas florestais e promover drásticas alterações na estrutura do sub-bosque. Em paisagens com predominância de campos, as manchas florestais, notadamente os capões estão mais suscetíveis à ação do fogo descontrolado e aliada ao pastejo e pisoteio do gado pode promover distúrbios crônicos na estrutura dessas fitofisionomias (Tomas *et al.* 2013).

Nunes *et al.* (2008) ressaltam que estudos mais detalhados, de longo prazo e em diferentes condições de manejo, são necessários para elucidar melhor os impactos do gado bovino, do fogo e das demais intervenções humanas (e.g. dematamento e substituição de paisagens nativas por pastagens cultivadas) na estrutura da paisagem e dos habitats no Pantanal.

Objetivos

Objetivo geral

Este estudo objetivou caracterizar e avaliar a estrutura da paisagem e do habitat em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, com diferentes situações ecológicas e de manejo.

Objetivos específicos

- caracterizar e avaliar a paisagem quanto à composição e importância relativa das unidades fitofisionômicas em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia;
- caracterizar e avaliar a estrutura do habitat florestal considerando as variáveis área, grau de isolamento, cobertura de sub-bosque e biomassa de serapilheira, bem como a densidade e a circunferência à altura do peito das árvores em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia;
- avaliar o efeito do impacto do gado na estrutura do habitat florestal em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia.

.

Material e Métodos

Coleta de dados

O estudo foi desenvolvido durante as estações chuvosa e seca na Fazenda Nhumirim - NH (setembro-outubro de 2012 e janeiro de 2013), área com pastagens nativas - PN (fevereiro e agosto-setembro de 2013) e área com pastagens cultivadas - PC (março e julho a agosto de 2013). Em cada área foi estabelecida um grade amostral com trilhas paralelas de 5 km de comprimento e dispostas a cada 1 km no eixo Noroeste-Sudeste. Foram estabelecidas 5 trilhas na grade amostral na NH, 6 em PC e 5 em PN. Nessas grades amostrais foram obtidos dados da estrutura da paisagem e habitat.

Com relação à estrutura da paisagem considerou-se a área das unidades fitofisionômicas predominantes na grade amostral e nos transectos numa faixa de 200 m, bem como a área e o isolamento médio das manchas de floresta nos pontos que foram usados na amostragem da avifauna (pontos de escuta) estabelecidos nas florestas interceptadas pelos transectos na NH (n = 25), PN (n = 37) e PC (n = 33).

Como parâmetros de habitat foram medidas a cobertura de sub-bosque, cobertura de dossel, biomassa de serapilheira, circunferência à altura do peito (CAP) das espécies arbóreas e a densidade de árvores.

Estrutura da paisagem

Unidades de paisagem

As unidades de paisagem em cada grade amostral foram obtidas com base em imagens de satélite (RapidEye, ano 2011) através da classificação por meio do software “KMEDIAS” do Programa SPRING/INPE versão 5.0 (Camara *et al.* 1996). Na classificação das unidades de paisagem da NH utilizada imagem de satélite órbita 2130316 (16/07/2011), enquanto para PN e PC, órbitas 2130315 (03/11/2011) e 2130216 (06/10/2011), respectivamente.

Para avaliar as unidades de paisagem em cada transecto nas áreas estudadas adaptou-se o método *intercept line* (Bonham 1989), considerando uma faixa de 200 metros ao longo de cada transecto. Desta forma, todas as unidades de paisagem interceptadas pelo transecto foram categorizadas e quantificadas em hectares.

Foram consideradas as seguintes unidades de paisagem: floresta (mata semidecídua e cerrado), cerrado (cerrado, campo cerrado e cerrado de murundu), campo limpo (campo alto não inundável), campo inundável (campo baixo sujeito à inundação na estação chuvosa), campo sujo (campo alto com predomínio de arbustos não sujeito à inundação) e aquático (campos inundados durante a estação chuvosa, baías e salinas).

A classificação das unidades de paisagem na área de pastagens nativas e na área de pastagens cultivadas foram baseadas em imagem de satélite de outubro e novembro de 2011, respectivamente. Desta forma, para o período chuvoso as áreas de campo inundável, fitofisionomia que fica completamente submersa nesta estação, foram convertidas e somadas à unidade de paisagem ambiente aquático.

Adicionalmente, as unidades de paisagem em torno dos pontos de escuta em cada grade amostral foram quantificadas em hectares com base em imagens de satélite (RapidEye, ano 2011) através da classificação por meio do software “KMEDIAS” do Programa SPRING/INPE versão 5.0 (Camara *et al.* 1996). Considerou-se um *buffer* de 100 metros em torno de cada ponto de escuta.

Habitas florestados

Área

A área das manchas florestais amostradas, expressa em hectares foi calculada pelo Laboratório de Geoprocessamento da Embrapa Pantanal, através de imagens de satélite (RapidEye), utilizando-se o classificador “KMEDIAS” do Programa SPRING/INPE versão 5.0 (Camara *et al.* 1996).

Isolamento

O isolamento entre as manchas florestais (cordilheiras e capões), expresso em metros, foi obtido através de análise das imagens de satélite do *Google Earth*. Para a medida das distâncias médias entre as manchas florestais utilizou-se o método quadrante (Bonham 1989), 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 da borda da mancha 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.

Estrutura do habitat

Biomassa de serapilheira

Para a coleta de serapilheira foi disposto um quadrado de ferro com $0,25 \text{ m}^2$ no solo da mancha florestal e todo o conteúdo nesse espaço foi coletado e triado numa peneira com malha de 5 mm, sendo descartado o solo, galhos grossos e frutos lenhosos.

As amostras ($n = 4$) em cada mancha de floresta foram acondicionadas individualmente em sacos plásticos e pesadas em balança de mola com capacidade de 500 g e precisão de 5 g e, em seguida, descartadas no mesmo local de coleta para não aterar a estrutura do habitat. Adicionalmente foram coletadas 30 amostras da serapilheira fora dos pontos amostrais nas manchas de floresta para obtenção do peso úmido e posteriormente, embaladas individualmente em sacos de papel e secas em estufa a 45°C por 4 dias para obtenção do peso seco. Os valores obtidos foram utilizados para estimar o peso seco da serapilheira nos pontos amostrais onde as amostras de peso fresco foram descartadas. Para tanto, foram utilizados modelos preditores gerados a partir de regressões lineares entre o peso fresco e o seco das amostras coletadas ($n = 30$) para estimar a biomassa de serapilheira em todas as manchas florestais consideradas no estudo.

Cobertura de sub-bosque

A percentagem de cobertura da vegetação do sub-bosque em cada mancha florestal amostrada foi obtida através do método de pontos (Levy & Madden 1933). Para tanto, em cada unidade amostral em manchas de florestas foi disposta uma trena no sentido norte-sul e posteriormente no sentido leste-oeste (considerando um raio de 8 m) e a cada 50 cm desta foi posicionada verticalmente em relação ao solo, uma estaca de 2,20 cm de altura e 1 cm de diâmetro.

Foram considerados quatro estratos de vegetação: 0,0-0,5 m, 0,5-1 m, 1-1,5 m e 1,5-2 m. Cada categoria de vegetação foi expressa pela proporção entre o número de toques obtidos e o número de possibilidades de toque ($n = 64$), indicando assim, a frequência de cada

categoria na unidade amostral. Entretanto, em áreas florestadas considerou-se o somatório de ambos os estratos.

Circunferência a altura do peito (CAP) e densidade de árvores

As medidas do CAP (circunferência a altura do peito) e da densidade de árvores presentes nas manchas florestais foram obtidas com auxílio de uma fita métrica e trena, respectivamente. Foram consideradas apenas as árvores com CAP acima de 15 cm.

Para as tomadas de medidas, utilizou-se o método do ponto quadrante (Bonham 1989), que considerou as medidas de CAP e a densidade de árvores num raio de 12 m a partir do centro do ponto de amostragem, no sentido norte-sul e leste-oeste. Os valores finais por unidade amostral foram expressos pelas médias das medidas da CAP e da densidade de árvores. A densidade de árvores foi obtida pela fórmula $Densidade = 1/d^2$. Onde d é a média das distâncias entre as árvores nos quadrantes (Bonham 1989). Os valores obtidos foram convertidos em número de árvores por hectare.

Cobertura de dossel

A cobertura de dossel nas manchas florestais foi medida através de um densiômetro florestal de espelho côncavo e para tanto, foi posicionado a altura do peito e tomadas medidas a partir de 8 m do centro do ponto de amostragem, no sentido norte-sul e leste-oeste, totalizando quatro amostras. O valor final da cobertura de dossel, por unidade amostral, foi expresso pela média das leituras obtidas com o densiômetro.

Resultados e discussão

Estrutura da paisagem

Unidades de paisagem nas grades amostrais

As áreas e respectivas representatividades das unidades de paisagem presentes nas grades amostrais em NH, PN e PC são apresentadas na Tabela 1 e Figura 1.

Tabela 1. Unidades de paisagem nas grades amostrais nas áreas de estudo no oeste Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. **Local:** Fazenda Nhumirim (NH), área com pastagens nativas (PN), área com pastagens cultivadas (PC).

Local	Estação	Unidades de paisagem (hectares)					
		FL	CE	CI	CL	CS	AQ
NH	Chuvosa	1097,24	529,82	0	201,07	1131,49	814,51
	Seca	1097,24	529,82	42,24	201,07	1131,49	772,27
PN	Chuvosa	999,62	248,00	0	0	326,43	3371,65
	Seca	999,62	248,00	3298,80	0	326,43	72,85
PC	Chuvosa	665,32	490,06	0	199,74	940,80	558,38
	Seca	665,32	490,06	333,77	199,74	940,80	224,61

Unidades de paisagem: FL (floresta), CE (cerrado), CI (campo inundável), CL (campo limpo), CS (campo sujo), AQ (aquático, incluindo campo inundado, baía e salina).

Com relação aos habitats florestados verificou-se que as grades amostrais de NH e PN apresentam as maiores valores de área de floresta; com 1097,24 e 999,62 ha; respectivamente. Os maiores valores de área de cerrado foram encontrados em NH (529,82 ha) e PC (490,06). A NH (Figura 1A) está inserida numa região que apresenta grandes blocos de florestas contínuas e conectadas, o que explica em parte, os resultados obtidos.

Em PC (Figura 1C) parte da área sofreu processo de supressão e rarefação do estrato arbóreo de cordilheiras e boa parte dos grandes blocos de floresta foram substituídos por pastagens cultivadas. Nas áreas onde houve a rarefação do estrato arbóreo das cordilheiras, o substrato formado por gramíneas foi substituído por arbustos e espécies arbóreas pioneiras devido a falta de manejo, formando um tipo de savana artificial.

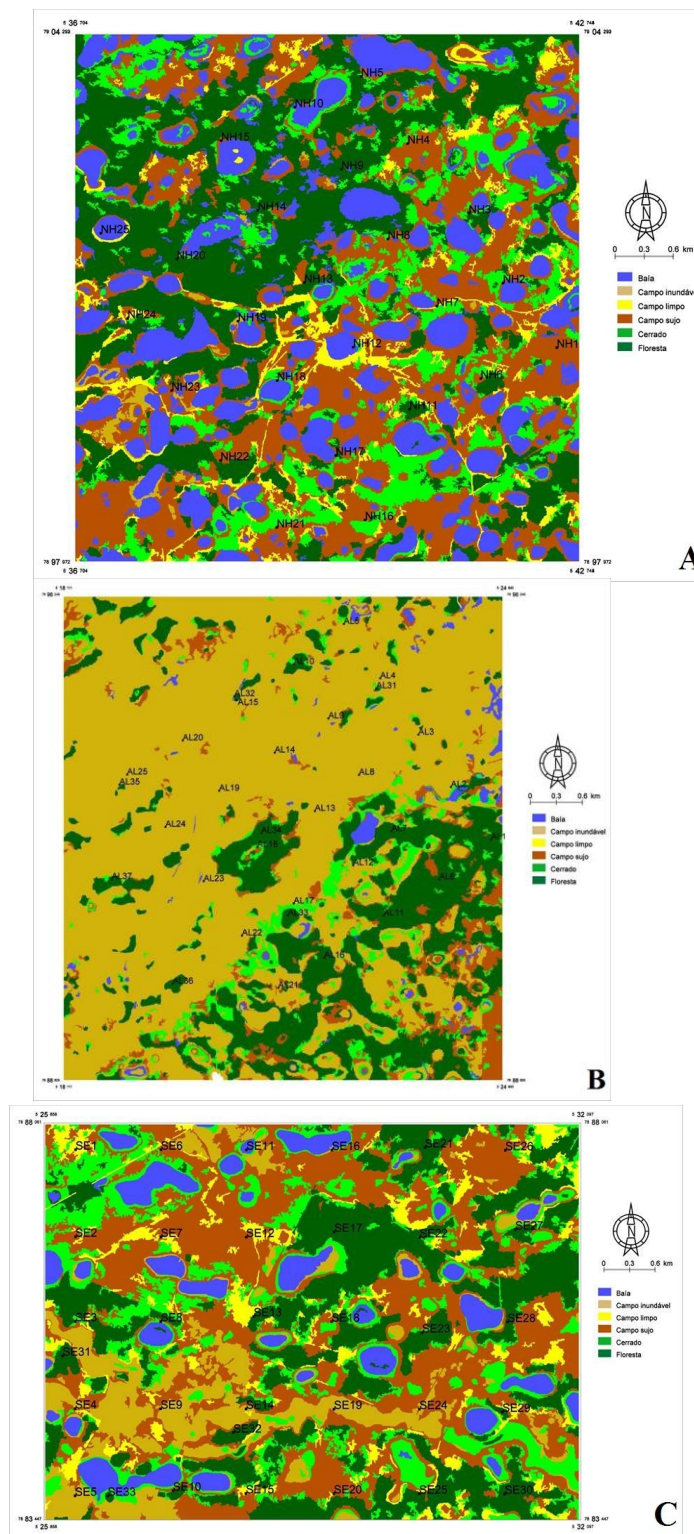


Figura 1. Imagens de satélite das grades amostrais nas áreas de estudo e classificação das unidades de paisagem no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. A – Fazenda Nhumirim, B – área com pastagens nativas, C – área com pastagens cultivadas.

O campo sujo é a unidade predominante na paisagem de NH e PC, correspondendo a 30% (1131,49 ha) e 32,9% (940,80 ha) das áreas, respectivamente (Figura 2).

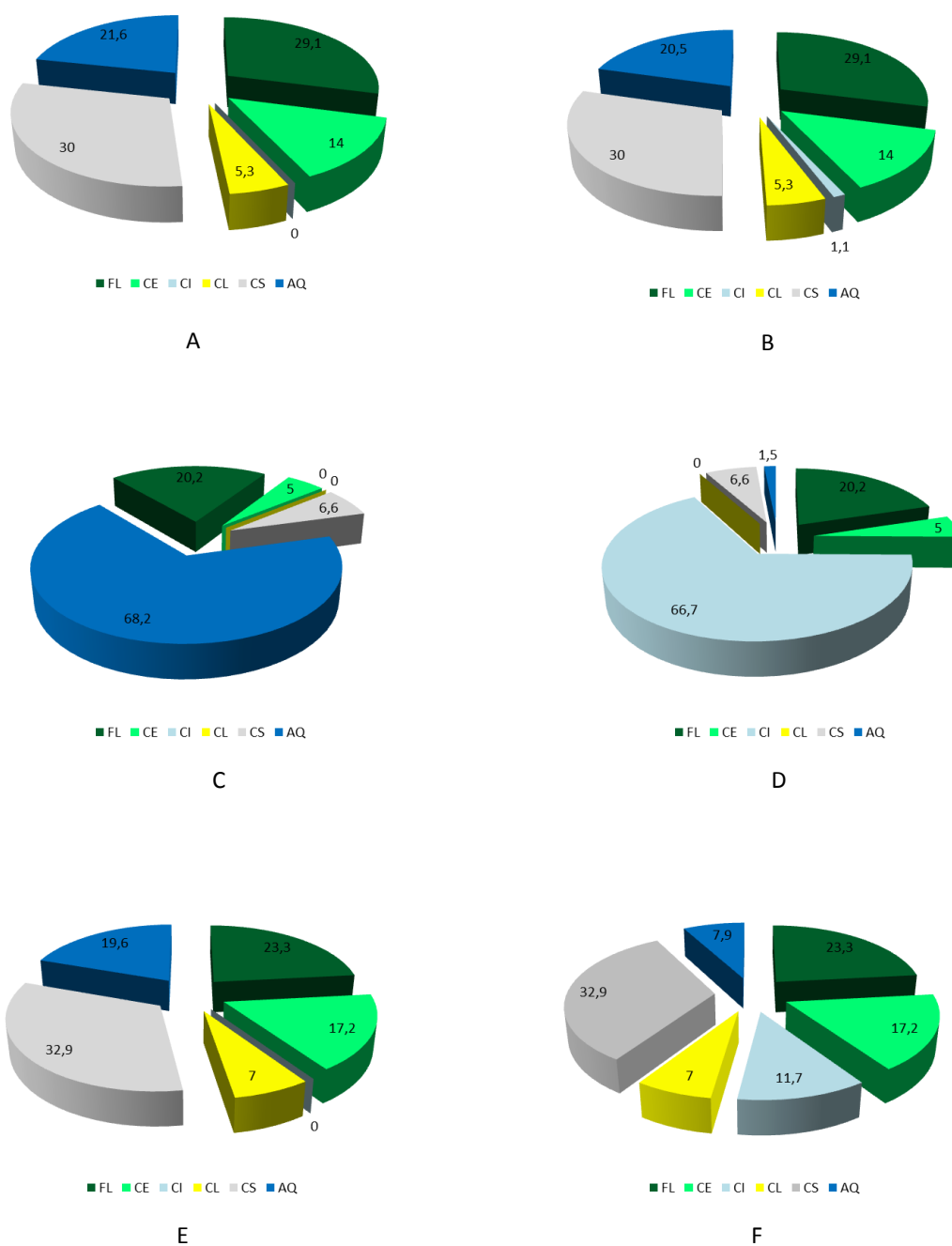


Figura 2. Unidades de paisagem e respectivas representatividades nas grades amostradas nas áreas de estudo, oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. A e B (Fazenda Nhumirim), C e D (área com pastagem nativas), E e F (área com pastagens cultivadas), durante as estações chuvosa e seca, respectivamente.

Verifica-se que há uma forte sazonalidade no componente aquático (campo inundado, baía e salina) nas áreas de estudo, sendo mais pronunciada na PN. Nesta localidade, durante a estação chuvosa os campos inundáveis ficam completamente submersos e os ambientes aquáticos se estendem por 68,2% (3371,65 ha) da grade amostral (Figura 2C). Entretanto, na estação seca (Figura 2D), os ambientes aquáticos se reduzem drasticamente para 1,5% (72,85 ha) e há um aumento na quantidade de campos inundáveis (3298,80 ha; 66,7%).

Os dados refletem bem as características ecológicas da paisagem, uma vez que a região 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 (Nunes *et al.* 2008).

Por outro lado, NH está situada numa cota altimétrica mais alta em relação às demais áreas amostradas e atualmente recebe pouca influência das inundações oriundas das enchentes do rio Taquari devido às mudanças hidrológicas ocorridas no mesmo (Galdino *et al.* 2005).

Unidades de paisagens por transectos nas grades amostrais

As unidades de paisagem em cada transecto nas grades amostrais das áreas estudadas são apresentadas na Tabela 2 (Apêndice I).

Comparando as unidades de paisagem dos transectos entre as áreas amostradas verifica-se que não há diferenças significativas entre as áreas de floresta nas localidades (Teste Kruskal-Wallis = 2,381; $p = 0,304$; GL = 2). As médias das áreas de floresta dos transectos em NH, PN e PC foram $23,338 \pm 2,681$; $15,950 \pm 3,550$ e $18,487 \pm 3,829$ ha; respectivamente (Figura 3A).

No entanto, com relação ao cerrado, verifica-se que há diferenças significativas entre as áreas amostradas (Teste Kruskal-Wallis = 10,741; $p = 0,005$; GL = 2). A área de cerrado nos transectos de NH foi em média $11,714 \pm 2,027$ ha; comparada aos transectos avaliados em PC e PN apresentaram $15,558 \pm 1,572$ e $5,390 \pm 0,786$ ha de cerrado (Figura 3B), respectivamente.

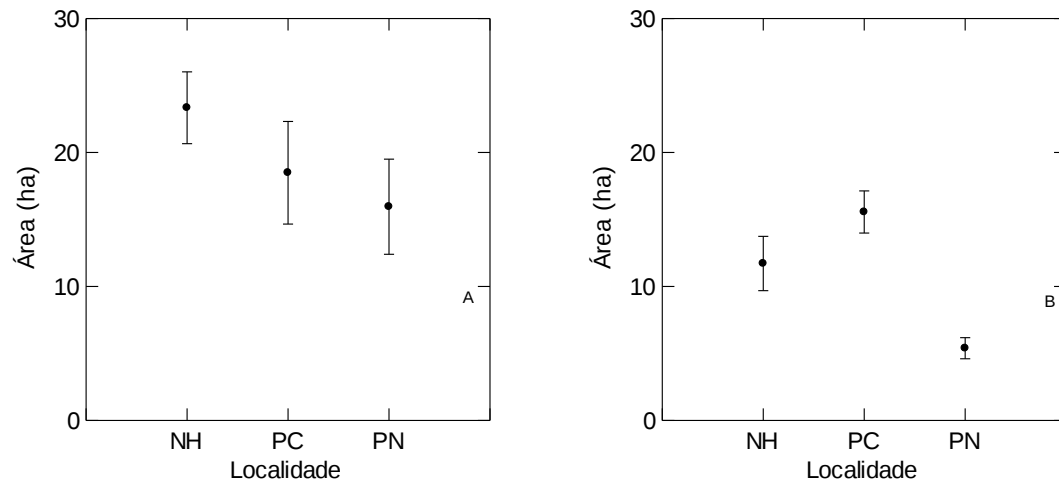


Figura 3. Média e desvio padrão das áreas de floresta (A) e cerrado (B) na Fazenda Nhumirim (NH), área com pastagens cultivadas (PC) e área com pastagens nativas (PN) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

A NH apresenta mais áreas de habitats florestados como floresta (mata semidecídua e cerradão) e cerrado, as quais são maiores e mais conectadas, quando comparada às manchas de floresta em PN que estão imersas numa matriz de campo nativo e são naturalmente fragmentadas (Nunes *et al.* 2008). Por outro lado, PN está sob influência das inundações da Vazante do Riozinho e a região é completamente alagada durante os picos de cheia no oeste da Nhecolândia. Desta forma as fitofisionomias de cerrado ocorrem apenas em parte desta localidade, notadamente nas partes mais altas.

O desmatamento parcial e/ou rarefação do estrato arbóreo das cordilheiras para a implantação de pastagens exóticas em PC substituiu drasticamente o sub-bosque por um estrato gramíneo e que na falta de manejo as espécies vegetais pioneiras e típicas de cerrado aí se desenvolvem criando uma paisagem de savana artificial. Tais fatos explicam em parte os resultados obtidos.

Com relação às unidades de paisagem em áreas abertas, verifica-se que há diferenças significativas entre as áreas amostradas em relação ao campo limpo (Teste Kruskal-Wallis = 11,067; $p = 0,004$; GL = 2) e campo sujo (Teste Kruskal-Wallis = 10,288; $p = 0,006$; GL = 2). As maiores áreas de campo limpo foram obtidas em PC e NH com $6,802 \pm 1,299$ e $3,932 \pm 1,295$ ha, respectivamente (Figura 4A). Os campos sujos foram significativamente mais representativos nos transectos de PC e NH (Figura 4B); com $26,313 \pm 2,532$ e $23,376 \pm 4,100$ ha; respectivamente; enquanto em PN; apenas $2,068 \pm 0,520$ ha.

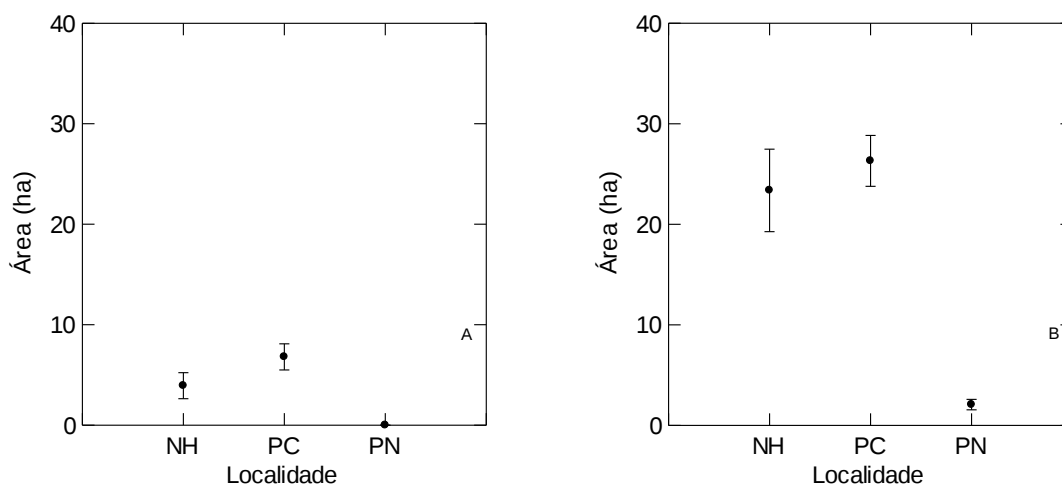


Figura 4. Média e desvio padrão de campo limpo (A) e campo sujo (B) na Fazenda Nhumirim (NH), área com pastagens cultivadas (PC) e área com pastagens nativas (PN) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

As áreas de campos inundáveis também são extremamente sazonais e variam conforme a estação. Durante a estação chuvosa essa unidade de paisagem fica completamente submersa e foram considerados como componentes do ambiente aquático. No entanto, durante a estação seca a água acumulada nesses campos evapora e/ou recua para as baías. Durante a estação seca, as áreas de campo inundável diferiram significativamente entre as localidades (Teste Kruskal-Wallis = 13,365; $p = 0,001$; GL = 2). As maiores áreas de campos inundáveis foram encontradas em PN ($59,472 \pm 4,244$ ha), seguida de PC ($9,262 \pm 1,698$ ha) e NH ($0,764 \pm 0,339$ ha) (Figura 5).

As áreas dos habitats aquáticos (baías, salinas e campos inundados durante a estação chuvosa) também foram extremamente sazonais (Figura 6). Verifica-se que houve significativas diferenças nas áreas dessas unidades de paisagem entre as áreas nas estações chuvosa (Teste Kruskal-Wallis = 10,405; $p = 0,006$; GL = 2) e seca (Teste Kruskal-Wallis = 10,741; $p = 0,005$; GL = 2).

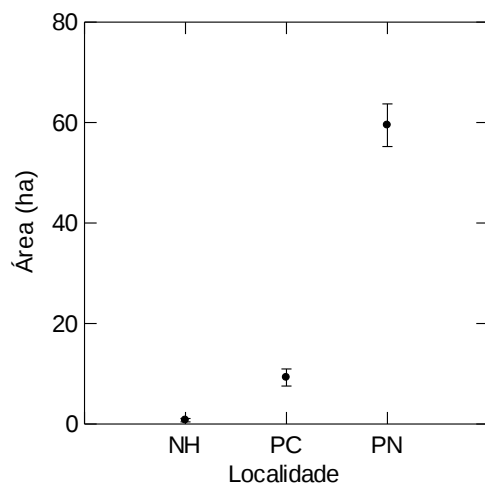


Figura 5. Média e desvio padrão de campo inundável na Fazenda Nhumirim (NH), área com pastagens cultivadas (PC) e área com pastagens nativas (PN) durante a estação seca no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

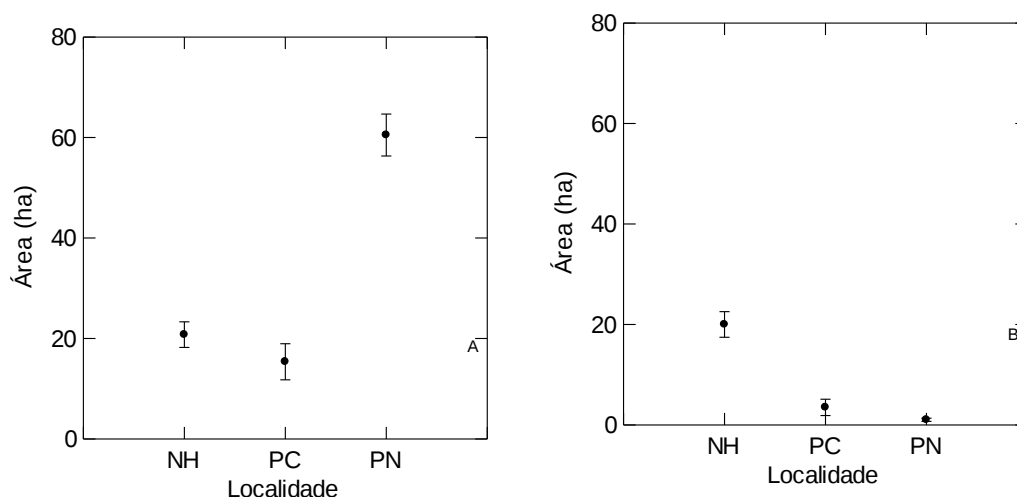


Figura 6. Média e desvio padrão das áreas dos ambientes aquáticos durante a estação chuvosa (A) e seca (B) na Fazenda Nhumirim (NH), área com pastagens cultivadas (PC) e área com pastagens nativas (PN) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Na estação chuvosa as maiores áreas de ambientes aquáticos foram registradas nos transectos de PN ($60,504 \pm 4,175$ ha) quando comparados aos de NH ($20,774 \pm 2,550$ ha) e PC ($15,368 \pm 3,586$ ha). Entretanto, durante a estação seca as áreas dessa unidade de paisagem se reduzem drasticamente, sendo mais proeminente na PN, cujos valores das áreas de ambiente

aquático foram em média $1,032 \pm 0,309$ ha. A estrutura da paisagem em torno de cada ponto de escuta amostrado nas três áreas é apresentada nas Tabelas 3, 5 e 7 (Apêndice I).

Estrutura dos habitats florestados

Área

Os valores de área (ha) das manchas florestais nas três localidades amostradas são apresentados nas tabelas 4, 6 e 8 (Apêndice I).

Considerando todas as manchas florestais amostradas, verificou-se que as cordilheiras são fitofisionomias maiores quando comparadas a capões (Teste Kruskal-Wallis = 23,0; $p = 0,000$; $X^2 = 21,76$; GL = 1). As cordilheiras apresentaram em média $493,70 \pm 127,29$ ha; enquanto os capões; $208,51 \pm 71,81$ ha.

Comparando as áreas das manchas florestais entre as localidades amostradas verificou-se diferenças significativas em relação à área de cordilheiras (Teste Kruskal-Wallis = 9,375; $p = 0,009$; GL = 2). Em NH as cordilheiras são mais extensas ($1024,233 \pm 283,743$ ha); quando comparadas às demais localidades, como PN ($475,750 \pm 79,250$ ha) e PC ($69,427 \pm 16,977$ ha) (Figura 7A).

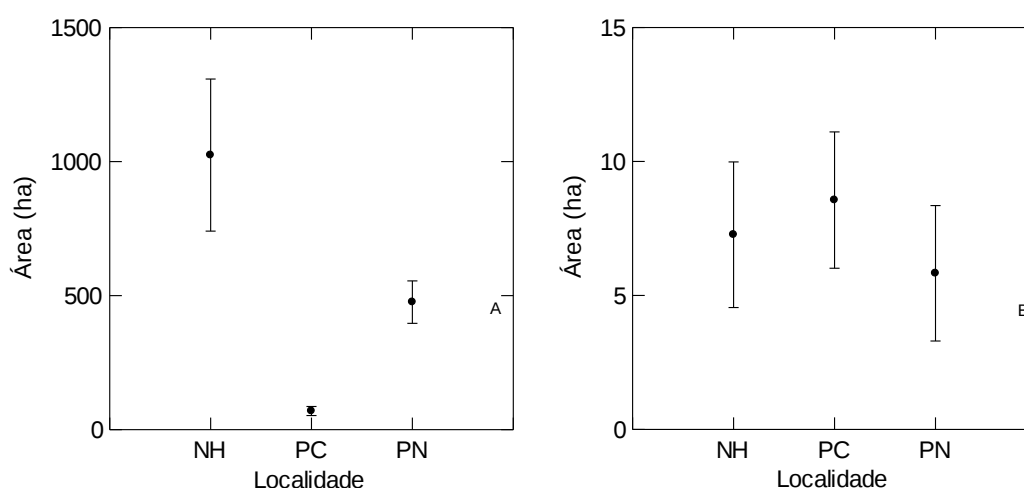


Figura 7. Média e desvio padrão da área de cordilheiras (A) e capões (B) na Fazenda Nhumirim (NH), área com pastagens cultivadas (PC) e área com pastagens nativas (PN) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Com relação aos capões não houve diferenças significativas no tamanho dos mesmos quando se compara as localidades amostradas (Teste Kruskal-Wallis = 1,550; $p = 0,461$; GL = 2). Na NH os capões apresentaram em média $7,267 \pm 2,717$ ha; enquanto em PN ($5,827 \pm 2,527$ ha) e PC ($8,560 \pm 2,543$ ha) (Figura 7B). As menores áreas de cordilheiras encontradas em PC se devem à conformação naturalmente mais estreita das manchas florestais e à supressão de parte da vegetação nativa para implantação de pastagens cultivadas.

Isolamento

As medidas de isolamento entre as manchas florestais nas áreas amostradas são apresentadas nas tabelas 4, 6 e 8 (Apêndice I).

Excetuando-se a PN, não houve diferenças significativas com relação à variável isolamento entre cordilheiras e capões em NH (Teste Kruskal-Wallis = 32,0; $p = 0,610$; $X^2 = 0,260$; GL = 1) e PC (Teste Kruskal-Wallis = 23,0; $p = 0,079$; $X^2 = 3,08$; GL = 1). Em NH as cordilheiras estão em média $148,222 \pm 21,146$ m de distância em relação às outras manchas florestais enquanto que os capões estão a $219,000 \pm 27,392$ m (Figura 8).

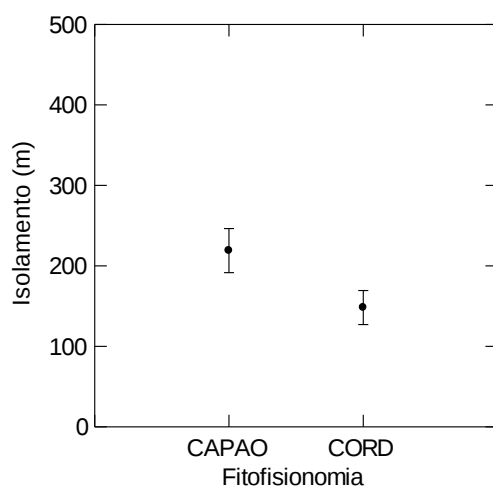


Figura 8. Média e desvio padrão do isolamento entre capões (CAPAO) e cordilheiras (CORD) na Fazenda Nhumirim no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

As manchas florestais em PN diferiram significativamente com relação ao isolamento (Teste Kruskal-Wallis = 37,0; $p = 0,022$; $X^2 = 5,24$; GL = 1). Os capões da PN estão bastante isolados em média a $368,000 \pm 49,071$ m em relação às demais manchas florestais enquanto as cordilheiras estão a apenas $147,333 \pm 50,694$ m (Figura 9 A). As

cordilheiras em PC estão mais isoladas na paisagem, em média $308,273 \pm 37,324$ m de distância de outras manchas florestais, enquanto os capões, $315,400 \pm 36,180$ m (Figura 9 B).

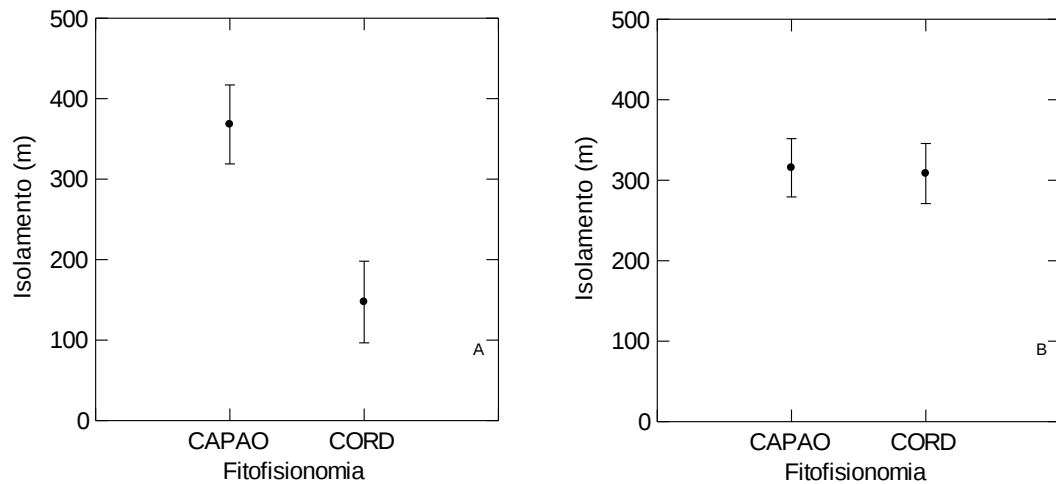


Figura 9. Média e desvio padrão do isolamento entre capões (CAPAO) e cordilheiras (CORD) na área com pastagens nativas (A) e área com pastagens cultivadas (B) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Como pode ser visto na Figura 10A, as cordilheiras da PC estão mais isoladas na paisagem, quando comparadas aquelas nas demais áreas. Quando se compara os capões nas áreas amostradas verifica-se que os da PN estão mais isolados na paisagem (Figura 10B).

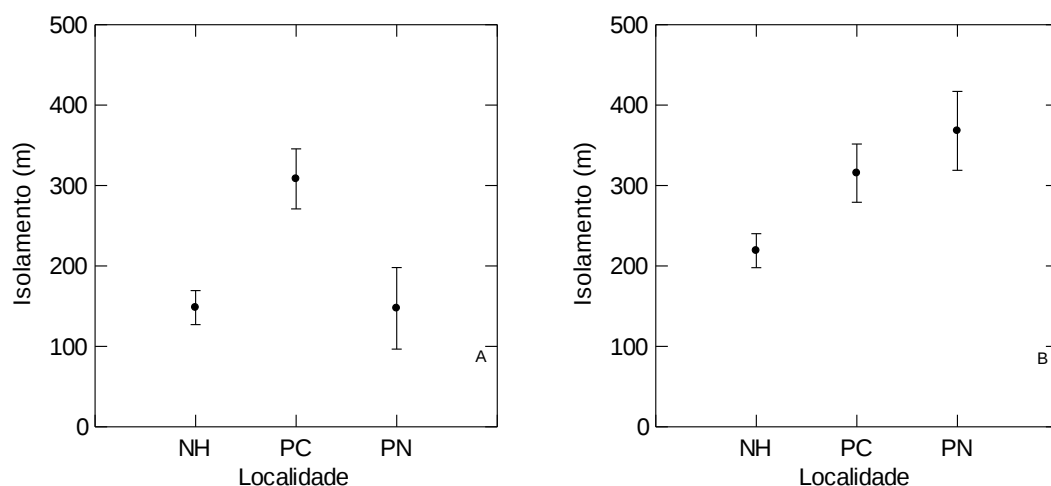


Figura 10. Média e desvio padrão do isolamento entre cordilheiras (A) e capões (B) na Fazenda Nhumirim (NH), área com pastagens cultivadas (PC) e área com pastagens nativas (PN) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Tal fato se deve ao desmatamento pretérito ocorrido em parte da PC, promovendo assim, o isolamento de grandes blocos de manchas florestais na paisagem. Este padrão já havia sido observado por Nunes *et al.* (2008) na mesma região, que está inserida em área de vazante, com maior proporção de campos nativos em relação aos habitats florestais. No entanto, em NH as manchas florestais são mais anastomosadas e, portanto, mais conectadas em relação às demais áreas.

Biomassa de serapilheira

Com relação aos resultados da regressão linear para a biomassa de serapilheira, na estação seca de 2012 obteve-se o seguinte modelo: $\text{Peso seco} = -7,58 + (0,99 * \text{Peso fresco})$. Onde peso seco = $0,992 \text{ kg/m}^2$; $n = 30$; $R^2 = 0,999$; $p = 0,000$ e $GL = 1$.

Para a estação chuvosa de 2013, obteve-se o modelo: $\text{Peso seco} = -4,21 + (0,85 * \text{Peso fresco})$. Onde peso seco = $0,855 \text{ kg/m}^2$; $n = 30$; $R^2 = 0,988$; $p = 0,000$ e $GL = 1$. Na estação seca de 2013 foi obtido o modelo: $\text{Peso seco} = -5,79 + (0,95 * \text{Peso fresco})$. Onde peso seco = $0,952 \text{ kg/m}^2$; $n = 30$; $R^2 = 0,999$; $p = 0,002$ e $GL = 1$.

As médias e desvios padrões estimados para a biomassa de liteira nas manchas florestais de ambas as áreas amostradas são apresentados nas tabelas 4, 6 e 8 (Apêndice I).

O Teste de Kruskal-Wallis revelou que não houve diferenças significativas na biomassa de serapilheira considerando todas as manchas florestais amostradas com ou sem presença gado, tanto na estação chuvosa (Teste Kruskal-Wallis = 165,5; $p = 0,107$; $X^2 = 2,59$; $GL = 1$), como na seca (Teste Kruskal-Wallis = 173,0; $p = 0,061$; $X^2 = 3,502$; $GL = 1$). Embora não significativo, na estação chuvosa as manchas florestais sem a presença de gado apresentam maiores valores de biomassa de serapilheira, em média $0,758 \pm 0,04 \text{ kg/m}^2$; comparadas àquelas onde o gado tem acesso; com $0,542 \pm 0,06 \text{ kg/m}^2$ (Figura 11A). Padrão similar se repete na estação seca, quando as manchas florestais sem a presença de gado apresentaram maiores valores de biomassa; em média $0,703 \pm 0,04 \text{ kg/m}^2$ de serapilheira; enquanto aquelas onde o gado tem acesso apresentaram em média $0,506 \pm 0,05 \text{ kg/m}^2$ (Figura 11B).

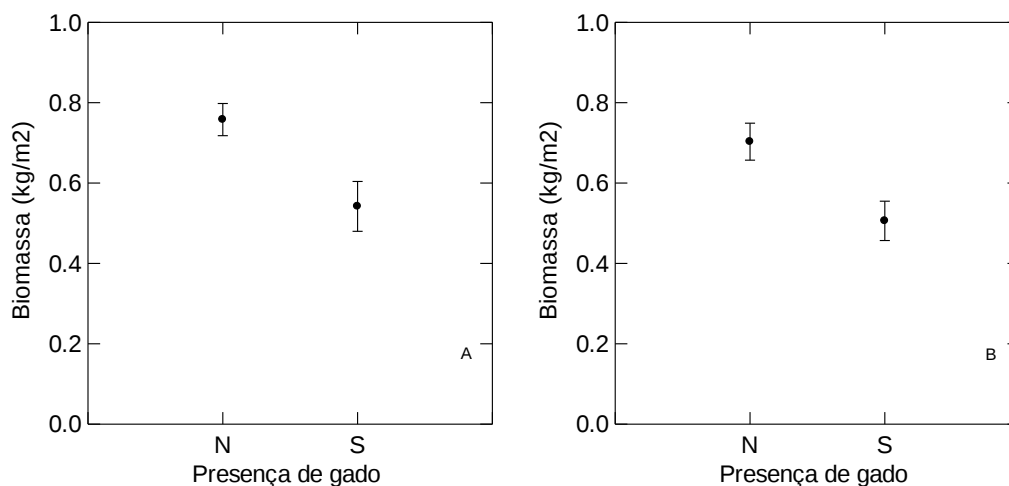


Figura 11. Média e desvio padrão da biomassa de serapilheira em manchas florestais com (S) e sem presença (N) de gado nas áreas amostradas durante as estações chuvosa (A) e seca (B) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Ressalta-se que o fato dos resultados nesse estudo não terem sido significativos pode estar relacionado ao pequeno número de amostras em manchas florestais sem presença de gado ($n = 7$).

Quando comparadas as fitofisionomias, verifica-se que as cordilheiras apresentaram significativamente maiores valores de biomassa de serapilheira em relação aos capões em ambas as áreas amostradas, tanto na estação chuvosa (Teste Kruskal-Wallis = 78,0; $p = 0,002$; $X^2 = 10,03$; GL = 1), quanto na seca (Teste Kruskal-Wallis = 57,0; $p = 0,000$; $X^2 = 13,95$; GL = 1).

Na estação chuvosa os valores médios da biomassa de serapilheira em cordilheiras e capões nas áreas amostradas foram $0,700 \pm 0,05$ e $0,367 \pm 0,10$ kg/m², respectivamente (Figura 12A). Durante a estação seca as cordilheiras apresentaram valor médio da biomassa de serapilheira de $0,668 \pm 0,04$ kg/m²; enquanto nos capões foi de $0,318 \pm 0,07$ kg/m² (Figura 12B).

O pisoteio do gado em ambientes florestados altera drasticamente a biomassa de serapilheira e as concentrações de nutrientes disponíveis no solo (Shariff *et al.* 1994, Smit *et al.* 2002). Revisando os estudos sobre os efeitos da presença do gado em florestas dos Estados Unidos, Belsky & Blumenthal (1997) verificaram que o forrageio intensivo desses animais no interior da floresta reduz a biomassa de serapilheira em cerca de 40% e 60% em áreas

moderadamente e intensamente forrageadas, respectivamente. Resultados similares foram obtidos por Smit *et al.* (2002) em florestas de coníferas de Kootwijk, na Holanda.

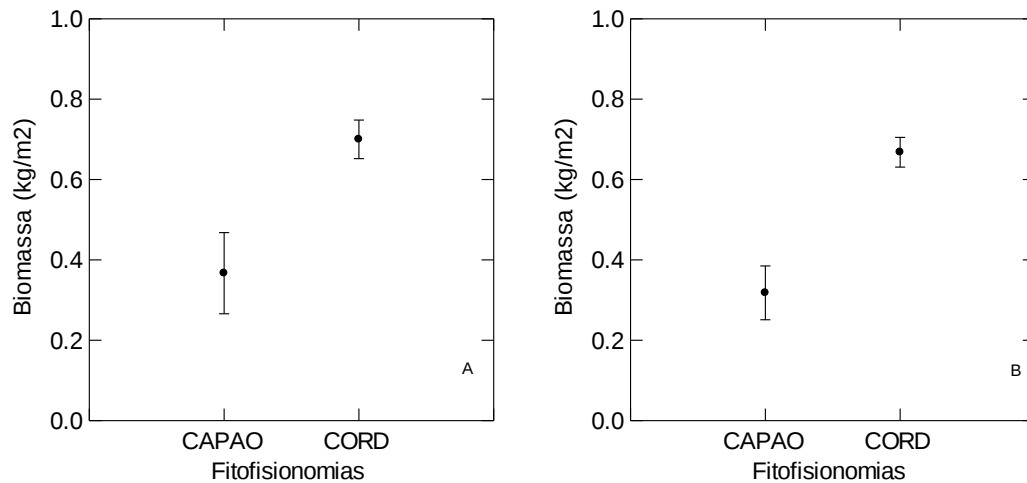


Figura 12. Média e desvio padrão da biomassa de serapilheira em cordilheiras (CORD) e capões (CAPAO) nas estações chuvosa (A) e seca (B) nas áreas estudadas no Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

O tamanho do fragmento assim como seu grau de isolamento também pode afetar a produção de serapilheira, em parte devido ao efeito de borda, como verificado em estudos realizados na Mata Atlântica (Vidal *et al.* 2007, Cunha *et al.* 2009) e Floresta Amazônica (Kapos 1989, Laurance *et al.* 2002).

Smale *et al.* (2008) avaliaram o efeito do pastejo e pisoteio do gado em ecossistemas florestais na Nova Zelândia ao longo de vários anos e verificaram que em fragmentos florestais isolados a biomassa de serapilheira é drasticamente reduzida quando comparados à florestas contínuas.

No Pantanal, manchas florestais maiores como as cordilheiras, apresentam maiores volumes de biomassa de serapilheira quando comparadas às manchas menores como os capões. Tal fato pode ser atribuído ao fácil acesso do gado ao interior dos capões em relação às cordilheiras, manchas florestais maiores, onde o impacto da gado é pontual (Nunes *et al.* 2008).

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.* (2002) e Eaton *et al.* (2011) 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.

O fogo descontrolado também pode ser um agente ecológico importante no processo de redução da biomassa de serapilheira em ecossistemas savânicos e florestais (Medina & Silva 1990, Lima *et al.* 2007, Martini 2010). Tomas *et al.* (2009, 2013) destacam os efeitos negativos e crônicos do pisoteio do gado e do fogo na estrutura de ecossistemas florestais no Pantanal e ressaltam a importância dos aceros como forma de prevenir incêndios na paisagem.

Cobertura de sub-bosque

Os valores de cobertura de sub-bosque nas manchas florestais em ambas as áreas amostradas são apresentados nas tabelas 4, 6 e 8 (Apêndice I).

O Teste Kruskal-Wallis revelou que a cobertura de sub-bosque das cordilheiras e capões nas áreas amostradas é significativamente diferente tanto na estação chuvosa (Teste Kruskal-Wallis = 71,5; $p = 0,001$; $X^2 = 11,2$; GL = 1), quanto na seca (Teste Kruskal-Wallis = 40,0; $p = 0,000$; $X^2 = 17,6$; GL = 1).

Durante a estação chuvosa, as cordilheiras em ambas as áreas apresentaram maiores valores de cobertura de sub-bosque; em média $64,6 \pm 4,9\%$; comparada aos capões; com $36,2 \pm 6,2\%$ (Figura 13A).

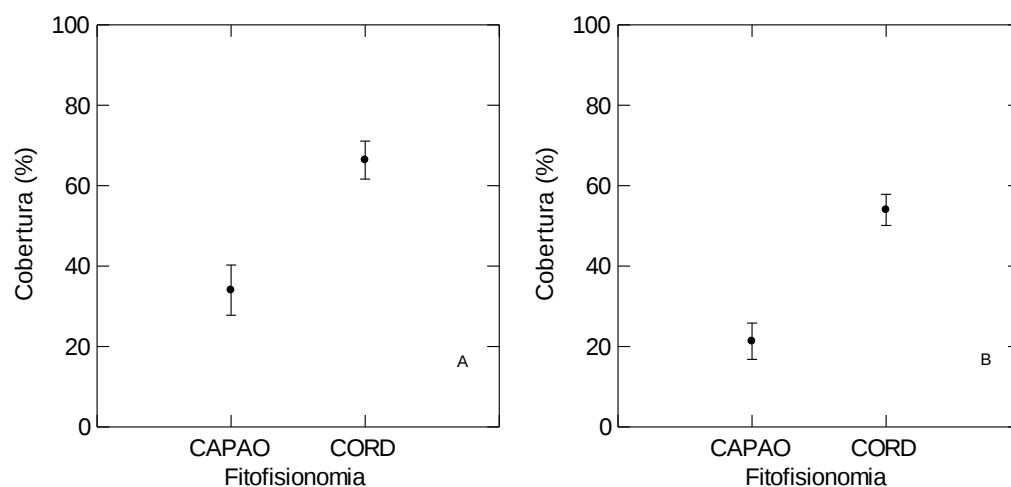


Figura 13. Média e desvio padrão da cobertura de sub-bosque (%) de cordilheiras (CORD) e capões (CAPAO) nas áreas estudadas durante as estações chuvosa (A) e seca (B) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Na estação seca a cobertura de sub-bosque foi em média $49,3 \pm 4,3\%$ em cordilheiras e $24,3 \pm 5,2\%$ em capões (Figura 13B).

Verifica-se que há diferenças significativas na percentagem de cobertura de sub-bosque em manchas florestais com e sem acesso ao gado, em ambas as estações, chuvosa (Teste Kruskal-Wallis = 218,0; $p = 0,001$; $X^2 = 11,9$; GL = 1) e seca (Teste Kruskal-Wallis = 177,0; $p = 0,044$; $X^2 = 4,04$; GL = 1).

Manchas florestais sem acesso ao gado, tais como o interior das reservas apresentaram elevada percentagem da cobertura de sub-bosque em ambas as estações chuvosa ($85,26 \pm 1,64\%$) e seca ($60,61 \pm 5,7\%$) (Figura 14A e B).

O sub-bosque nas manchas florestais acessadas pelo gado apresentaram baixos valores de cobertura de sub-bosque, em média $48,21 \pm 4,7\%$ na estação chuvosa e $38,20 \pm 4,2\%$ na estação seca.

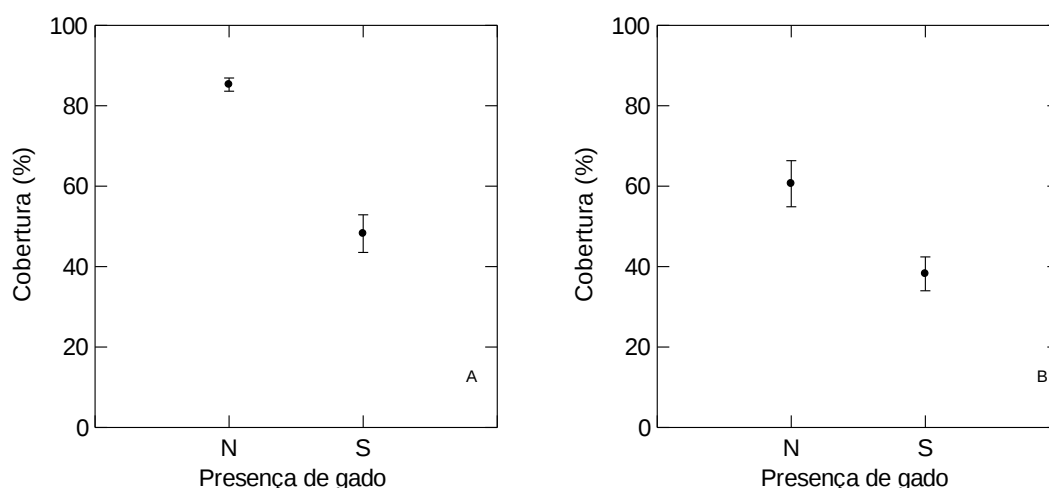


Figura 14. Média e desvio padrão da cobertura de sub-bosque (%) de manchas florestais com presença (S) e ausência (N) de gado nas áreas estudadas durante as estações chuvosa (A) e seca (B) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Resultados similares foram obtidos por Santos (2009) e Silveira (2011) na mesma região, onde verificaram que nas manchas florestais acessadas pelo gado, as percentagens de cobertura de arbustos são significativamente menores quando comparadas às áreas de reservas protegidas do acesso pelos bovinos.

Quando se considera cada área em particular verifica-se que excetuando a Fazenda Nhumirim, o mesmo padrão se repete em ambas as estações de coleta. Para a Fazenda Nhumirim (NH) não houve diferenças significativas na cobertura de sub-bosque de cordilheiras e capões, tanto na estação chuvosa (Teste Kruskal-Wallis = 9,0; $p = 0,405$; $X^2 = 0,69$; GL = 1), quanto na seca (Teste Kruskal-Wallis = 12,0; $p = 0,781$; $X^2 = 0,08$; GL = 1).

A percentagem cobertura de sub-bosque das cordilheiras e capões da NH durante a estação chuvosa foi em média $81,3 \pm 1,7\%$ e $66,3 \pm 13,8\%$; respectivamente (Figura 15A). Na estação seca (Figura 15B), os valores médios da cobertura de sub-bosque nas cordilheiras de NH foi $51,0 \pm 2,3\%$ enquanto nos capões a média foi de $43,8 \pm 9,6\%$.

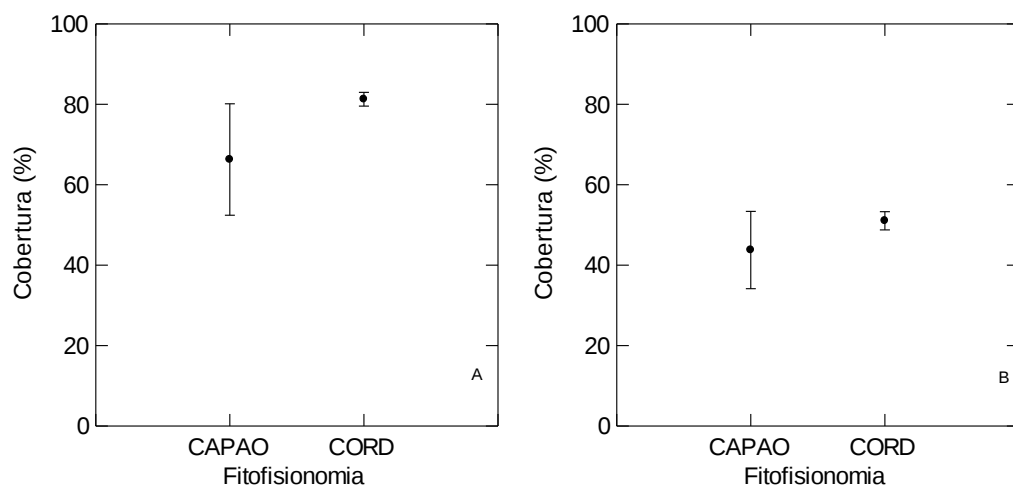


Figura 15. Média e desvio padrão da cobertura de sub-bosque (%) de cordilheiras (CORD) e capões (CAPAO) na Fazenda Nhumirim, durante as estações chuvosa (A) e seca (B) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Para a área de pastagens nativas (PN) durante a estação chuvosa, o Teste Kruskal-Wallis revelou diferenças significativas entre cordilheiras e capões com relação à cobertura de vegetação no sub-bosque (Teste Kruskal-Wallis = 1,0; $p = 0,004$; $X^2 = 8,16$; GL = 1). Nesta estação a média de cobertura de sub-bosque em cordilheiras e capões foi $73,9 \pm 7,0\%$ e $29,5 \pm 6,5\%$, respectivamente (Figura 16A). Durante a estação seca essa diferença também foi significativa (Teste Kruskal-Wallis = 2,0; $p = 0,007$; $X^2 = 7,4$; GL = 1); tendo as cordilheiras; sub-bosque com $60,0 \pm 9,6\%$ de cobertura; comparadas aos capões com apenas $11,0 \pm 2,4\%$ (Figura 16B).

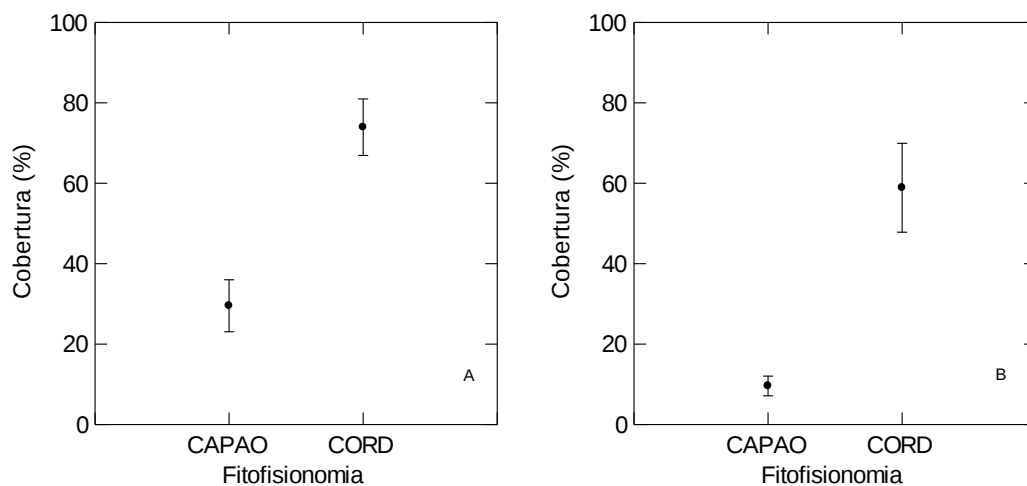


Figura 16. Média e desvio padrão da cobertura do sub-bosque (%) de cordilheiras (CORD) e capões (CAPAO) na área de pastagens nativas, durante as estações chuvosa (A) e seca (B) no oeste do Pantanal da Nhecolândia no Mato Grosso do Sul.

Na área de pastagens cultivadas (PC) também houve significativas diferenças na cobertura de sub-bosque de cordilheiras e capões nas estações chuvosa (Teste Kruskal-Wallis = 9,0; $p = 0,036$; $X^2 = 4,39$; GL = 1) e seca (Teste Kruskal-Wallis = 6,0; $p = 0,015$; $X^2 = 5,94$; GL = 1). Os valores da cobertura de sub-bosque foram em média $50,0 \pm 8,2\%$ em cordilheiras e $20,9 \pm 7,6\%$ em capões durante a estação chuvosa, como pode ser visto na Figura 17A.

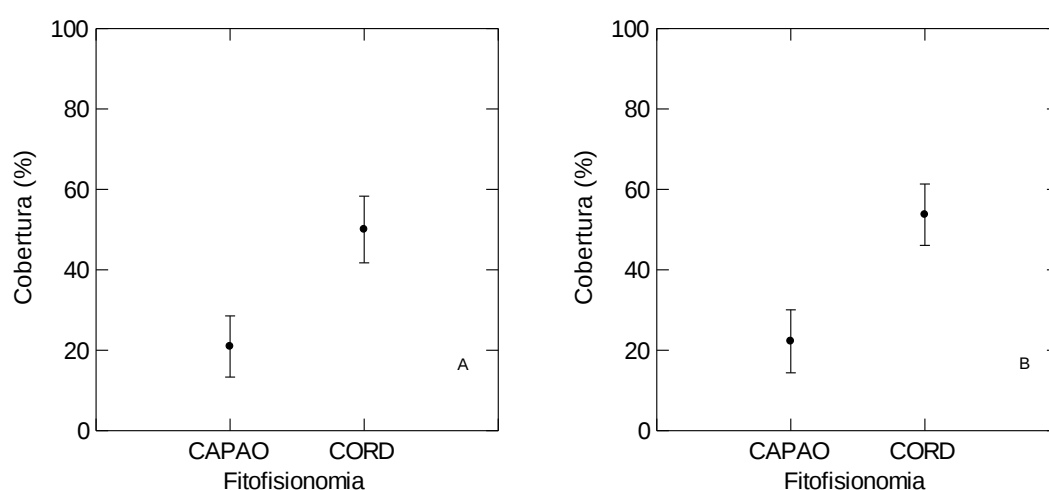


Figura 17. Média e desvio padrão da cobertura de sub-bosque (%) de cordilheiras (CORD) e capões (CAPAO) na área de pastagens cultivadas, durante as estações chuvosa (A) e seca (B) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Na estação seca os valores da cobertura de sub-bosque em cordilheiras e capões foram $53,7 \pm 7,6\%$ e $22,2 \pm 7,8$, respectivamente (Figura 17B).

A paisagem na Fazenda Nhumirim é diferenciada, com maior proporção de florestas em relação às áreas abertas (campos secos, campos inundáveis, campos sujos) e, portanto, comporta menos gado, os quais são manejados com alta rotatividade nas invernadas (Eaton *et al.* 2011), diminuindo assim o impacto do pisoteio, pastejo e deslocamento destes animais nas manchas de floresta (Figura 18A).



Figura 18. Vista parcial do interior de uma cordilheira na Fazenda Nhumirim sem a presença de gado (A) e, de um capão na área de pastagens nativas com aceso ao gado (B) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Em regiões com paisagens predominantemente campestres como a área de pastagens nativas, a densidade de gado bovino pode ser maior devido à maior qualidade e quantidade de pastagem, aumentando a utilização de locais florestados pelo gado durante a noite e períodos de cheias na região. Com isso, o impacto (Figura 18B) é maior do que, por exemplo, em locais com maior proporção de florestas, o que dilui a densidade de gado e a incidência do mesmo dentro dos habitats florestais (Nunes *et al.* 2008, Tomas *et al.* 2013).

Johnson *et al.* (1997) avaliaram algumas manchas florestais da Fazenda Nhumirim e arredores e verificaram que naquelas acessíveis pelo gado há menor taxa de recrutamento de plântulas e jovens de manduvi (*Sterculia apetala*) quando comparadas com áreas protegidas.

Vários estudos têm relatado os efeitos negativos do pastejo e pisoteio do gado bovino no interior de habitats florestais, dentre eles, destacam-se aqueles realizados por Belsky & Blumenthal (1997) nas savanas do Quênia, assim como Horner *et al.* (2012) no sudeste da Austrália.

No entanto, o gado bovino exerce importante papel na redução da biomassa vegetal e, sua exclusão (e.g reservas vedadas) tem promovido drásticas alterações na paisagem devido à incêndios descontrolados (Tomas *et al.* 2009, Santos Júnior 2010).

Belsky & Blumenthal (1997) também realizaram estudos em florestas de coníferas no interior dos Estados Unidos e verificaram que o pastejo do gado no interior da floresta reduz a incidência de fogo e aumenta as taxas de sobrevivência das plântulas de coníferas no interior da floresta.

Além da ação do pisoteio do gado, ressalta-se que o fogo descontrolado também pode ser um agente importante no processo de redução da biomassa de sub-bosque em manchas florestais no Pantanal, como relatam Tomas *et al.* (1999, 2013). Em florestas da Amazônia oriental, Cochrane & Schulze (1999) verificaram que mais de 70% das populações de plântulas, arbustos e cipós podem ser eliminadas durante eventos de incêndios.

Woods (1989) relata o efeito pós fogo, quando a elevada incidência de luz no sub-bosque elimina diversas espécies herbáceas e pioneiras lenhosas sobreviventes. Apesar do impacto na paisagem, o aceiro é uma prática inegavelmente benéfica no que se refere ao manejo da biota através do uso/controle do fogo (Tomas *et al.* 1999, Rodrigues *et al.* 2002)

Dependendo da intensidade do pastejo e pisoteio do gado no interior das florestas os efeitos na estrutura do sub-bosque podem ser negativos devido à eliminação do banco de sementes e plântulas de espécies vegetais palatáveis (Baggio & Schreiner 1988, Johnson *et al.* 1997, Smale *et al.* 2008).

Sampaio & Guarino (2007) avaliaram os efeitos do pastoreio de bovinos na estrutura populacional de plantas em fragmentos de floresta ombrófila mista em Pelotas, no Rio Grande do Sul e verificaram que o pastejo intensivo pode influenciar o tipo de cobertura do solo e, por conseguinte, a composição florística do sub-bosque.

Circunferência a altura do peito (CAP)

As medidas de circunferência a altura do peito (CAP) são apresentadas nas tabelas 4, 6 e 8 (Apêndice I).

Não houve diferenças significativas entre cordilheiras e capões com relação ao CAP das árvores na Fazenda Nhumirim - NH (Teste Kruskal-Wallis = 9,000; $p = 0,405$; $X^2 = 0,69$; GL = 1), na área com pastagens nativas - PN (Teste Kruskal-Wallis = 18,000; $p = 0,688$; $X^2 = 0,184$; GL = 1) e na área com pastagens cultivadas - PC (Teste Kruskal-Wallis = 41,000;

$p = 0,126$; $X^2 = 2,339$; $GL = 1$). Possivelmente os resultados obtidos nesse estudo estão relacionados às limitações da metodologia de amostragem que considerou as árvores num raio de 12 m a partir do ponto central. Em NH os valores de CAP das árvores em cordilheiras e capões foram $66,4 \pm 5,2$ e $64,5 \pm 22,5$ cm; respectivamente (Figura 19).

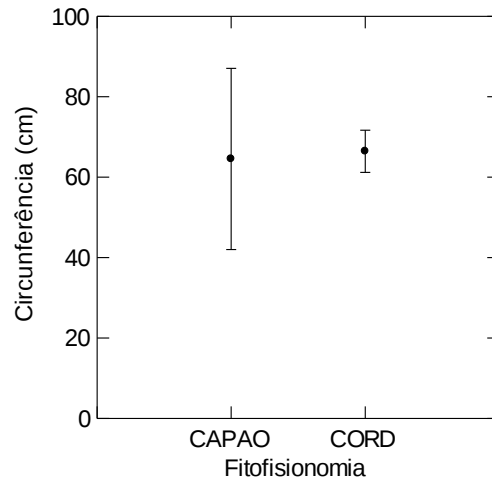


Figura 19. Média e desvio padrão da circunferência a altura do peito (CAP) das árvores em cordilheiras (CORD) e capões (CAPAO) na Fazenda Nhumirim no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Na PN foram obtidas $122,9 \pm 36,1$ e $108,4 \pm 28,2$ cm de CAP para cordilheiras e capões, respectivamente (Figura 20A). Embora não significativo, verificou-se que as árvores em capões de PC apresentaram maiores medidas de CAP; com $85,0 \pm 11,6$ cm (Figura 20B).

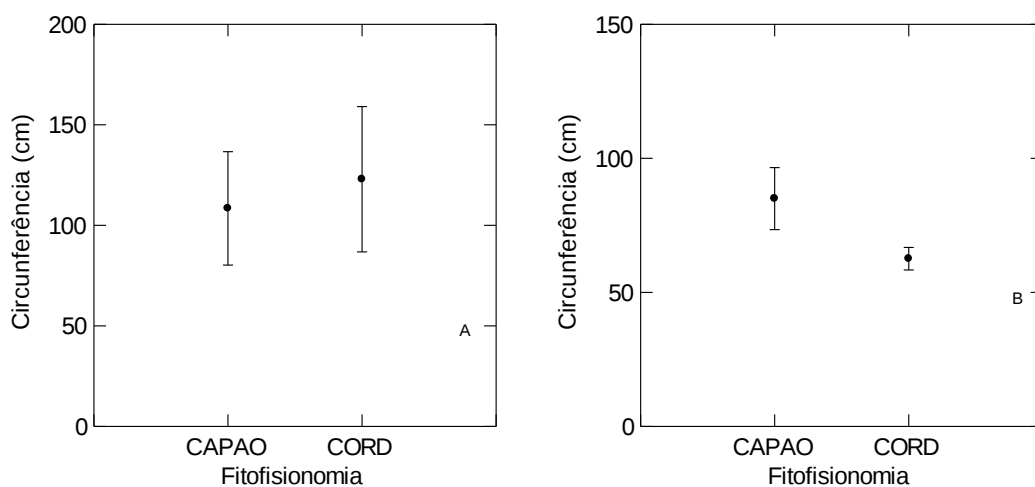


Figura 20. Média e desvio padrão da circunferência a altura do peito (CAP) das árvores em cordilheiras (CORD) e capões (CAPAO) na área de pastagens nativas (A) e área de pastagens cultivadas (B) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Frequentemente no centro de capões vicejam árvores de grande porte e, por conseguinte, apresentam maiores valores de circunferência, tais como figueira (*Ficus* spp.), manduvi (*Sterculia apetala*) e piúva (*Tabebuia heptaphylla*) (Bordignon *et al.* 2007, Frison 2007). De acordo com Johnson *et al.* (1997) e Tomas *et al.* (2013), o fogo aliado ao efeito do pisoteio, pastejo e deslocamento do gado no interior de capões exercem forte impacto no recrutamento das espécies arbóreas, permanecendo apenas as espécies maduras já estabelecidas.

Densidade de árvores

Os valores da densidade de árvores nas manchas florestais amostradas são apresentados nas tabelas 4, 6 e 8 (Apêndice I).

Verificou-se diferenças significativas na densidade de árvores entre capões e cordilheiras (Teste Kruskal-Wallis = 104,000; $p = 0,014$; $X^2 = 6,070$; GL = 1). Cordilheiras apresentaram maior densidade, com 1010 ± 107 árvores/ha, comparada a capões com $726 \pm 251,5$ árvores/ha (Figura 21).

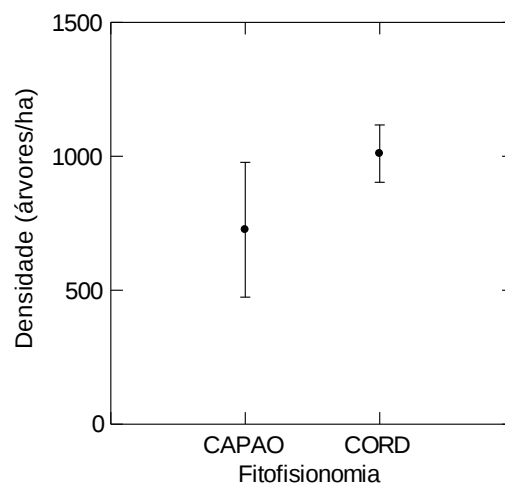


Figura 21. Média e desvio padrão da densidade de árvores em cordilheiras (CORD) e capões (CAPAO) considerando ambas as áreas estudadas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Para a área com pastagens nativas – PN (Teste Kruskal-Wallis = 5,500; $p = 0,027$; $X^2 = 4,917$; GL = 1) verificou-se significativas diferenças na densidade de árvores em cordilheiras (652 ± 156 indivíduos/ha) e capões ($358,6 \pm 158,5$ indivíduos/ha) (Figura 22).

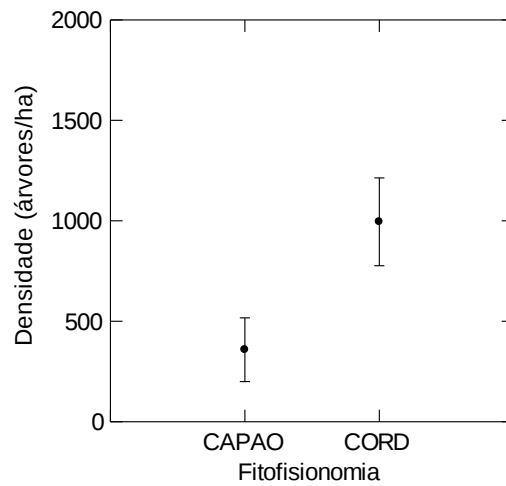


Figura 22. Média e desvio padrão das densidades de árvores em cordilheiras (CORD) e capões (CAPAO) na área com pastagens nativas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

No entanto, na Fazenda Nhumirim - NH (Teste Kruskal-Wallis = 14,000; $p = 0,926$; $X^2 = 0,009$; GL = 1) e na área com pastagens cultivadas - PC (Teste Kruskal-Wallis = 17,000; $p = 0,234$; $X^2 = 1,419$; GL = 1), não houve diferenças significativas em relação à densidade de árvores em cordilheiras e capões. Em NH foram encontradas em média $1184,8 \pm 241,5$ árvores/ha em cordilheiras e $1592,6 \pm 975,4$ árvores/ha em capões (Figura 23A), enquanto na PC esses valores foram $986,4 \pm 206,2$ e $720 \pm 407,5$ árvores/ha em cordilheiras e capões, respectivamente (Figura 23B).

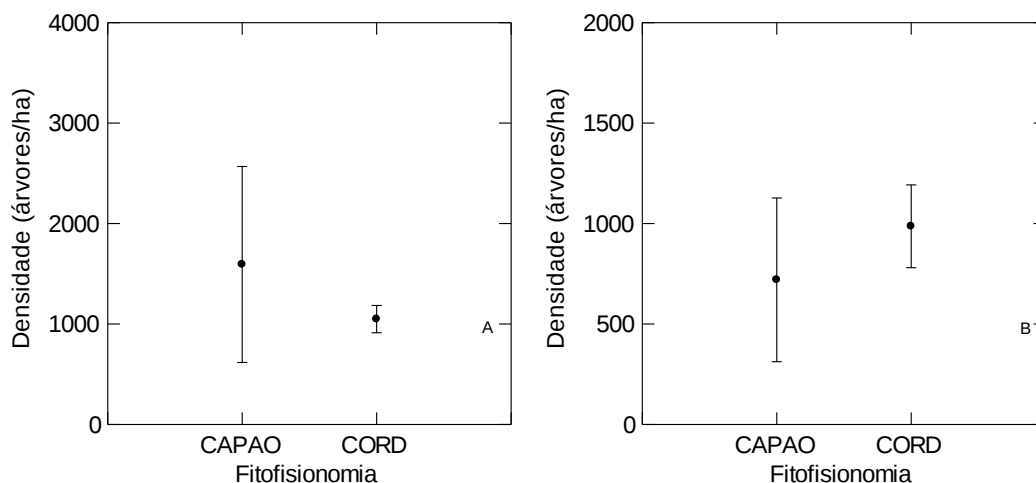


Figura 23. Média e desvio padrão das densidades de árvores em cordilheiras (CORD) e capões (CAPAO) na Fazenda Nhumirim (A) e área com pastagens cultivadas (B), oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Não houve diferenças significativas com relação à densidade de árvores em manchas florestais com ou sem a presença de gado (Teste Kruskal-Wallis = 122,000; $p = 0,917$; $X^2 = 0,011$; GL = 1). Nas manchas florestais sem a presença de gado a densidade de árvores foi em média $787,1 \pm 92,4$ árvores/ha, enquanto nas manchas acessadas pelo gado a densidade foi em média $930,5 \pm 137,0$ árvores/ha. Entretanto, ressalta-se que a amostragem em áreas controle, ou seja, sem o acesso pelo gado foi muito pequena.

Em manchas florestais naturais na Península de Yucatan, México, Munguía-Rosas & Montiel (2014) verificaram que as variáveis tamanho e isolamento explicaram mais de 40% da variação na densidade de plantas, as quais apresentam maiores valores de densidade em manchas florestais grande e mais conectadas.

No oeste da Nhecolândia, Tomas *et al.* (2013) verificaram elevado grau de destruturação do habitat em manchas florestais, notadamente capões, devido a distúrbios crônicos que afetaram o recrutamento e a sobrevivência em comunidade de árvores por um longo período. Ainda de acordo com os autores, nestas manchas florestais há baixa densidade ou ausência de indivíduos jovens (árvores menores que 50 cm de circunferência), possivelmente devido a efeitos de pisoteio excessivo, forrageio de algumas espécies, bem como a incidência de fogo.

Estudos realizados por Medeiros & Miranda (2005) em diferentes fitofisionomias de cerrado revelaram que a vegetação lenhosa cujo diâmetro basal é inferior a 14 cm está mais propensa a morte após eventos de incêndios. Desta forma, os incêndios podem promover graves impactos no processo recrutamento das populações de espécies arbóreas nos ecossistemas florestais, como verificado por Santos Júnior (2010).

Cobertura de dossel

Os valores da cobertura de dossel nas manchas florestais áreas amostradas são apresentados nas tabelas 4, 6 e 8 (Apêndice I).

Os testes estatísticos revelaram que não houve diferenças significativas na percentagem de cobertura de dossel entre cordilheiras e capões durante a estação chuvosa na Fazenda Nhumirim - NH (Teste Kruskal-Wallis = 7,0; $p = 0,229$; $X^2 = 1,44$; GL = 1); na área com pastagens nativas - PN (Teste Kruskal-Wallis = 20,0; $p = 0,886$; $X^2 = 0,02$; GL = 1) e na área com pastagens cultivadas - PC (Teste Kruskal-Wallis = 12,5; $p = 0,089$; $X^2 = 2,89$; GL = 1).

Na estação seca, excetuando a PN (Teste Kruskal-Wallis = 9,0; $p = 0,107$; $X^2 = 2,60$; GL = 1); houve significativa diferença na percentagem de cobertura de dossel entre cordilheiras e capões em NH (Teste Kruskal-Wallis = 2,50; $p = 0,042$; $X^2 = 4,15$; GL = 1) e PC (Teste Kruskal-Wallis = 44,5; $p = 0,053$; $X^2 = 3,74$; GL = 1).

Em NH (Figura 24), na estação chuvosa verificou-se que as médias de cobertura de dossel em cordilheiras foram $74,9 \pm 2,7\%$ e nos capões, $67,3 \pm 6,1\%$. Na estação seca, obteve-se $63,8 \pm 2,5\%$ para cordilheiras e $55,9 \pm 1,2\%$ para capões.

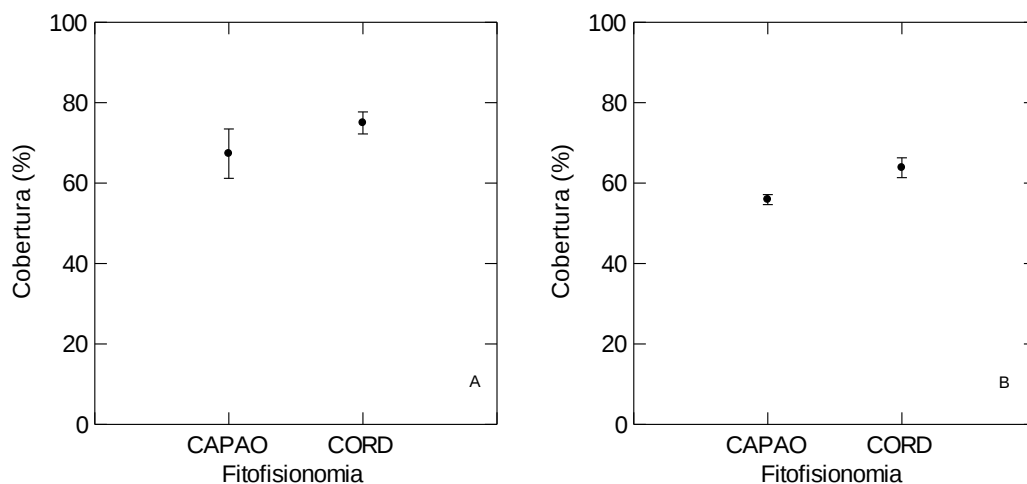


Figura 24. Média e desvio padrão da cobertura de dossel em cordilheiras (CORD) e capões (CAPAO) na Fazenda Nhumirim durante as estações chuvosa (A) e seca (B) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Para a PN (Figura 25), durante a estação chuvosa verificou-se $84,9 \pm 3,5\%$ de cobertura de dossel em cordilheiras e $83,3 \pm 1,7\%$ em capões, enquanto na estação seca os valores foram $75,8 \pm 1,1\%$ em cordilheiras e $72,6 \pm 2,4\%$ em capões.

Na PC, durante estação chuvosa (Figura 26A), os valores de cobertura de dossel em cordilheiras e capões foram $74,9 \pm 4,3\%$ e $62,7 \pm 7,0\%$, respectivamente. Entretanto, na estação seca, os capões apresentaram $77,3 \pm 1,6\%$ de cobertura do dossel, enquanto as cordilheiras, $72,6 \pm 1,4\%$ (Figura 26B).

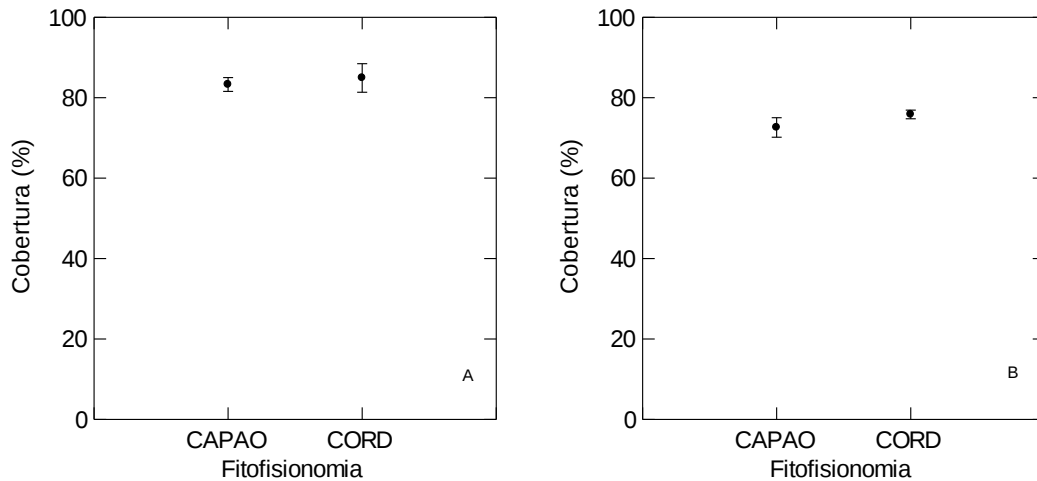


Figura 25. Média e desvio padrão da cobertura de dossel em cordilheiras (CORD) e capões (CAPAO) na área com pastagens nativas durante as estações chuvosa (A) e seca (B) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

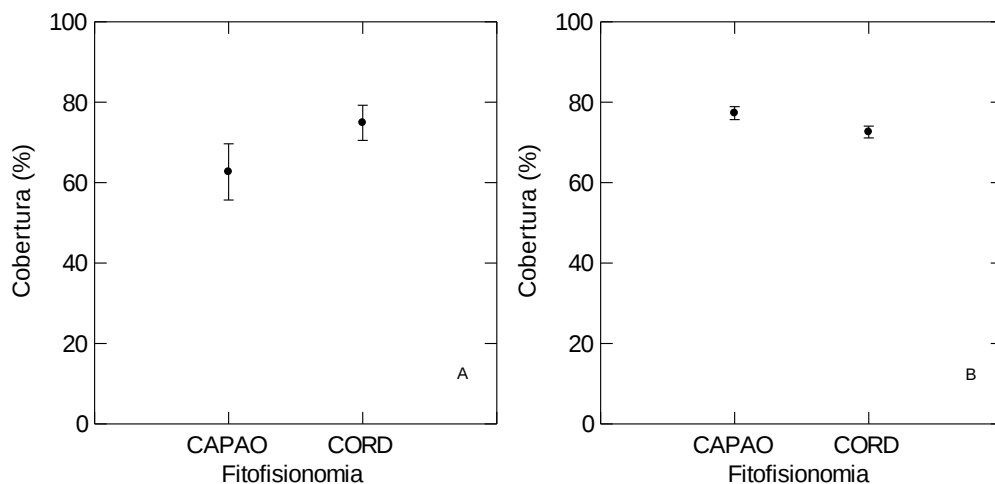


Figura 26. Média e desvio padrão da cobertura de dossel em cordilheiras (CORD) e capões (CAPAO) na área com pastagens cultivadas durante as estações chuvosa (A) e seca (B) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

As cordilheiras da sub-região da Nhecolândia são compostas principalmente por vegetação semidecídua, que perde suas folhas durante a estação seca (Silva *et al.* 2000). Apesar da característica decídua da vegetação arbórea das cordilheiras, estas fitofisionomias apresentaram maior cobertura de dossel na estação seca, devido em parte à maior densidade de árvores quando comparada aos capões. A vegetação arbórea em capões é menos densa como verificada nesse estudo e por Tomas *et al.* (2013).

Conclusões

Os resultados obtidos nesse estudo indicam que a substituição da vegetação nativa por pastagens cultivadas no Pantanal fragmenta e isola manchas florestais na paisagem. Em PC, onde houve este tipo de intervenção humana na paisagem, foram observados os menores valores de área de floresta, bem como os maiores valores de isolamento entre as cordilheiras.

Manchas florestais menores como os capões além de estarem mais isoladas na paisagem quando comparados às cordilheiras, estão mais suscetíveis à ação fogo, bem como do pastejo, pisoteio e deslocamento do gado bovino em seu interior, promovendo drásticas alterações na estrutura. Tais alterações incluem a redução na cobertura do sub-bosque, na biomassa de serapilheira e na densidade de árvores.

A conformação da paisagem e matriz do entorno afetam diretamente a estrutura dos habitats florestados, uma vez que paisagens ou matrizes com maior proporção de campos nativos e/ou cultivados em relação à habitats florestais suportam mais bovinos por área total e consequentemente, há uso intensivo dessas áreas de florestadas pelo gado.

Por outro lado, em áreas protegidas, como as RPPNs e mesmo as áreas mais florestadas e conectadas, com menor quantidade de campos, onde há menos gado por área total, o impacto direto dos bovinos no interior das manchas florestais tende a ser menor.

O manejo tradicional e sustentável da paisagem no Pantanal, mantendo as formações florestais intactas e contínuas, bem como a integridade da matriz do entorno dessas manchas florestais é fundamental para garantir maior heterogeneidade da paisagem e a integridade da estrutura dos habitats florestais nesse ecossistema.

Referências Bibliográficas

- Adamoli, J. 1982. O Pantanal e suas relações fitogeográficas com os cerrados. Discussão sobre o conceito de "Complexo do Pantanal". p. 109-119. In: *Anais XXII Congresso Nacional de Botânica*. Teresina, Universidade Federal do Piauí.
- 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.
- Araújo, A. C. B. 2010. *Efeito do pastoreio de bovinos sobre a estrutura da mata ciliar so Arroio Espinilho em Sant'Ana do Livramento, RS, Brasil*. Dissertação de Mestrado. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria.
- Baggio, A. J. & Schreiner, H. G. 1988. Análise de um sistema silvopastoril com *Pinus elliottii* e gado de corte. *Boletim de Pesquisa Florestal, Colombo*, 16: 19-29.
- Banks-Leite, C.; Ewers, R. M.; Metzger, J. P. 2013. The confounded effects of habitat disturbance at the local, patch and landscape scale on understorey birds of the Atlantic Forest: Implications for the development of landscape-based indicators. *Ecological Indicators*, 31: 82-88.
- 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.
- Blake, J. G. & Karr, J. R. 1987. Breeding birds of isolated woodlots: area and habitat relationship. *Ecology*, 68: 1724-1734.
- Bonham, C. D. 1989. *Measurements for terrestrial vegetation*. New York, John Wiley & Sons.
- Bordignon, L.; Moreira, D.; Chupel, T. F. & Brazão, C. M. S. C. 2007. Ilhas vegetacionais no Pantanal Matogrossense: um teste da Teoria de Biogeografia de Ilhas. *Revista Brasileira de Biociências*, 5(1): 387-389.
- Boscolo, D. & Metzger, J. P. 2011. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. *Ecography*, 34: 1-12.
- 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.
- Castellón, T. D. & Sieving, K. E. 2006. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation Biology*, 20(1): 135-145.

- Cochrane, M. A. & Schulze, M. D. 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica*, 31(1): 2-16.
- Comastri Filho, J. A. & Pott, A. 1996. Introdução e avaliação de forrageiras em “cordilheira” desmatada na sub-região da Nhecolândia, Pantanal Mato-Grossense. *Boletim de Pesquisa, EMBRAPA-CPAP*, 4: 1-47.
- Connor, E. F. & McCoy, E. D. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. *American Naturalist*, 113: 791-833.
- Cunha, G. M.; Gama-Rodrigues, A. C.; Gama-Rodrigues, E. F. & Velloso, A. C. X. 2009. Biomassa e estoque de carbono e nutrientes em florestas montanhosas da Mata Atlântica na região norte do Estado do Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 33: 1175-1185.
- 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.
- Eaton, D. P.; Santos, S. A.; Santos, M. C. A.; Lima, J. V. B. & Keuroghlian, A. 201. Rotational grazing of native pasturelands in the Pantanal: an effective conservation tool. *Tropical Conservation Science*, 4(1): 29-52.
- Forman R. T. T. & Godron, M. 1986. *Landscape Ecology*. New York, Wiley & Sons Ed.
- 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 amazona birds. *Science*, 315: 238-241.
- 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.
- Frison, S., 2007. *Diversidade de espécies arbóreas em capões, Pantanal sul: relações com a área e o isolamento das manchas florestais*. Dissertação de Mestrado. Campo Grande, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

- Galdino, S. & Vieira, L. M. 2005. A bacia do rio Taquari e seus problemas ambientais e socioeconômicos. p. 29-43. In: Galdino, S.; Vieira, L. M. & Pellegrin, L. A. (Eds.). *Impactos ambientais e Socioeconômicos na Bacia do rio Taquari – Pantanal*. EMBRAPA-CPAP, Corumbá.
- 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.
- Hobbs, R. J. 1994. Landscape ecology and conservation: moving from description to application. *Pacific Conservation Biology*, 1: 170-176.
- Hobbs, R. 1997. Future landscape and the future of landscape ecology. *Landscape and Urban Planning*, 37: 1-9.
- Horner, G. J.; Cunningham, S. C.; Thomson, J. R.; Baker, P. J. & Nally, R. M. 2012. Forest structure, flooding and grazing predict understorey composition of floodplain forests in southeastern Australia. *Forest Ecology and Management*, 286: 148-158.
- 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.
- Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, 5: 173-185.
- 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, W. F.; Lovejoy, T. E.; Vasconcelos, H. L.; Bruna, E. M.; Didham, R. K.; Srouffer, P. C.; Gascon, C.; Bierregaard, R. O.; Laurance, S. G. & Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*, 16: 605-618.
- Levy, E. B. & Madden, E. A. 1933. *The point method of pasture analysis*. *New Zealand Journal of Agriculture*, 46: 267-279.
- Li, H.; Franklin, J. F.; Swanson, F. J. & Spies, T. A. 1993. Developing alternative forest cutting patterns: a simulation approach. *Landscape Ecology*, 8: 63-75.

- Li, H. & Reynolds, J. F. 1995. On definition and quantification of heterogeneity. *Oikos*, 73: 280-284.
- Lima, A. J. N.; Teixeira, L. M.; Carneiro, V. M. C.; Santos, J. & Higuchi, N. 2007. Análise da estrutura e do estoque de fitomassa de uma floresta secundária da região de Manaus AM, dez anos após corte raso seguido de fogo. *Acta Amazônica*, 37(1): 49-54.
- MacArthur, R.H. 1964. Environmental factors affecting birds species diversity. *American 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.
- 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.
- Martini, A. M. Z. 2010. *Estrutura e composição da vegetação e chuva de sementes em sub-bosque, clareiras naturais e área perturbada por fogo em floresta tropical no sul da Bahia*. Tese de Doutorado. Campinas, Universidade Estadual de Campinas.
- Medeiros, M. B. & Miranda, H. S. 2005. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetidos a três queimadas prescritas anuais. *Acta Botânica Brasileira*, 19(3): 493-500.
- Medina, E. & Silva, J. F. 1990. Savannas of northern South América: a steady state regulated by water-fire interactions on a background of low nutrient availability. *Journal of Biogeography*, 17: 403-413.
- Metzger, J. O. 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: uma análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 71(3-1): 445-462.
- Metzger, J. P. 2001. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica*, 1(1): 1-9.
- Munguía-Rosas, M. A. & Montiel, S. 2014. Patch size and isolation predict plant species density in a naturally fragmented forest. *Plos One*, 9(10): 1-7.
- Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A. B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.

- Nunes, A. P. 2009. Ocupação de manchas florestais por três espécies de aves insetívoras do sub-bosque no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul. Dissertação de Mestrado. Campo Grande, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- Nunes, A. P.; Tomas, W. M. & Ragusa-Netto, J. 2008. Estrutura do sub-bosque em manchas florestais no Pantanal da Nhecolândia: efeitos da presença de gado. *Comunicado Técnico, EMBRAPA-CPAP*, 74: 1-4.
- Nunes, A. P.; Tomas, W. M. & Ragusa Netto, J. 2010. Ocupação de manchas florestais por espécies de pica-paus e arapaçus no Pantanal. p. 1-5. In: V Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal. Crispim, S. M. A.; Coppola, T. N. C.; Velasquez, O. S. C.; Ferreira, R. A. A. M. & Peres, F. (Orgs.). Corumbá, Embrapa Pantanal/Instituto de Comunicação Social do Brasil/Universidade Federal de Mato Grosso do Sul/Embrapa Agrobiologia/Embrapa Gado de Corte. CD-ROM.
- Oliveiras, I.; Malhi, Y.; Salinas, N.; Huaman, V.; Urquiaga-Flores, E.; kala-Mamani, J.; Quintano-Loaiza, J. A.; Cuba-Torres, I.; Lizarraga-Morales, N. & Román-Cuesta, R. M. 2013. Changes in forest structure and composition after fire in tropical montane cloud forests near the Andean treeline. *Plant Ecology & Diversity*, DOI: 10.1080/17550874.2013.816800.
- O'Neill, R. V.; Krummel, J. R.; Gardner, R. H.; Sugihara, G.; Jackson, B.; DeAngelis, D. L.; Milne, B. T. Turner, M. G.; Zygmunt, B.; Christensen, S. W.; Dale, V. H. & Graham, R. L. 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1(3): 153-162.
- Ouborg, N. J. 1993. Isolation, population size and extinction: the classical and metapopulation approaches applied to vascular plants along the Dutch Rhine-system. *Oikos*, 66: 298-308.
- Pivello, V. R. & Metzger, J. P. 2007. Diagnóstico da pesquisa em ecologia de paisagens no Brasil (2000-2005). *Biota Neotropica*, 7: 21-29.
- Pott, A. 1997. Pastagens nativas. p. 7-19. In: EMBRAPA-CPAP (Ed.). *Tecnologias e informações para a pecuária de corte no Pantanal*. Corumbá, Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal.
- Prugh, L. R.; Hodges, K. E.; Sinclair, A. R. E. & Brashares, J. S. 2008. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 30(105): 20770-20775.
- Rodrigues, C. A. G.; Crispim, S. M. A. & Comastri Filho, J. A. 2002. Queima controlada no Pantanal. *Série Documentos, EMBRAPA-CPAP*, 35: 1-24.
- Roth, R. R. 1976. Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology*, 57: 773-782.

- 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, L. G. R. O. 2009. *Ecologia e conservação de ungulados florestais em uma área do Pantanal*. Dissertação de Mestrado. Campo Grande, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- Santos Júnior, A. 2010. *Análise de populações de Sterculia apetala em diferentes cenários de manejo da paisagem e sua influência no oferecimento futuro de habitat reprodutivo para Anodorhynchus hyacinthinus no Pantanal*. Tese de Doutorado. Brasília-DF, Universidade de Brasília.
- Santos, S. A.; Costa, C.; Crispim, S. M. A.; Pellegrin, A. L. & Ravaglia, E. 2002. Estimativa da capacidade de suporte das pastagens nativas do Pantanal, sub-região da Nhecolândia. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, EMBRAPA-CPAP*, 27: 1-31.
- Santos, V. E.; Souza, A. F. & Vieira, M. L. 2007. Efeito do pastejo na estrutura da vegetação de uma floresta estacional ripícola. *Revista Brasileira de Biociências, Porto Alegre*, 5(1): 171-173.
- Saunders, D. A.; Hobbs, R. J. & Margules, C. R. 1991. Biological consequences of ecossistema fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 5(1): 18-32.
- Saura, S.; Bodin, O. & Fortin, M. J. 2014. Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology*, 51: 171-182.
- Shariff, A. R.; Biondini, M. E. & Grygiel, C. E. 1994. Grazing intensity effects on litter decomposition and soil nitrogen mineralization. *Jornal of Range Management*, 47: 444-449.
- Silva, M. P.; Mauro, R.; Mourão, G. & Coutinho, M. 2000. Distribuição e quantificação de classes de vegetação do Pantanal através de levantamento aéreo. *Revista Brasileira de Botânica*, 23: 143-152.
- Silveira, M. R. 2011. *Influência da estrutura da vegetação em morcegos (Mammalia, Chiroptera) no Pantanal da Nhecolândia, Brasil*. Dissertação de Mestrado. Campo Grande, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- Smale, M. C.; Dodd, M. B.; Burns, B. R. & Power, I. L. 2008. Long-term impacts of grazing on indigenous forest remnants on North Island hill country, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, 32(1): 57-66.

Smit, A.; Kooijman, A. M. & Sevink, J. 2002. Impact of grazing on litter decomposition and nutrient availability in a grass-encroached Scots pines forest. *Forest Ecology and Management*, 158: 117-126.

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. Campo Grande, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

Tomas, W. M.; Mourão, G. M.; Campos, Z. M. S.; Salis, S. M. & Santos, S. A. 2009. *Intervenções humanas na paisagem e nos habitats do Pantanal*. Corumbá, EMBRAPA-CPAP.

Tomas, W. M.; Freitas, G. O. & Pereira, G. M. F. 2013. Efeito de área e densidade de árvores sobre a probabilidade de ocupação de manchas florestais no Pantanal por corujas pretas (*Strix huhula*). p. 1-5. In: Anais 6º. Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócioeconômicos do Pantanal: desafios e soluções para o Pantanal. Corumbá, Embrapa Pantanal/UFMS.

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.

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 Bird species. *Biological Conservation*, 123: 507-519.

Uezu, A.; Beyer, D. D. & Metzger, J. P. 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic Forest region? *Biodiversity and Conservation*, 17(8): 1907-1922.

Vidal, M. M.; Pivello, V. R.; Meirelles, S. T. & Metzger, J. P. 2007. Produção de serapilheira em floresta Atlântica secundária numa paisagem fragmentada (Ibiúna, SP): importância da borda e tamanho dos fragmentos. *Revista Brasileira de Botânica*, 30(3): 521-532.

Woods, P. 1989. Effects of Logging, Drought, and Fire on Structure and Composition of Tropical Forests in Sabah, Malaysia. *Biotropica*, 21(4): 290-298.

Yabe, R. S. Marquez, E. J. & Marini, M. A. 2010. Movements of birds among natural vegetation patches in the Pantanal, Brazil. *Bird Conservation International*, 20: 400-409.

APÊNDICE I.

Tabela 2. Estrutura da paisagem nos transectos amostrados em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. **Áreas:** Fazenda Nhumirim (NH), área com pastagens nativas (PN), área com pastagens cultivadas (PC).

Áreas	Estação	Transectos	Unidades de paisagem (hectares)					
			FL	CE	CI	CL	CS	AQ
NH	Chuvosa	A	27,81	10,29	0	5,03	18,65	25,02
		B	25,21	7,84	0	4,29	22,83	20,64
		C	29,63	8,12	0	8,0	16,17	20,31
		D	16,38	18,68	0	0,72	20,03	26,20
		E	17,66	13,64	0	1,62	39,20	11,70
	Seca	A	27,81	10,29	1,38	5,03	18,65	23,64
		B	25,21	7,84	2,0	4,29	22,83	18,64
		C	29,63	8,12	0	8,0	16,17	20,31
		D	16,38	18,68	0	0,72	20,03	26,20
		E	17,66	13,64	0,44	1,62	39,20	11,26
PN	Chuvosa	A	5,67	5,82	0	0	2,31	70,03
		B	21,55	6,28	0	0	3,92	51,39
		C	10,91	3,84	0	0	1,87	68,39
		D	25,45	7,62	0	0	0,92	50,10
		E	16,17	3,39	0	0	1,32	62,61
	Seca	A	5,67	5,82	69,54	0	2,31	0,49
		B	21,55	6,28	50,09	0	3,92	1,30
		C	10,91	3,84	67,80	0	1,87	0,59
		D	25,45	7,62	49,45	0	0,92	0,65
		E	16,17	3,39	60,48	0	1,32	2,13
PC	Chuvosa	A	17,92	16,51	0	9,77	18,75	20,64
		B	3,19	21,52	0	7,50	22,60	29,53
		C	12,66	9,67	0	11,06	33,67	16,89
		D	24,13	14,64	0	3,0	32,55	10,81

	E	24,17	14,46	0	4,38	34,62	7,10
	F	28,85	16,55	0	5,10	26,69	7,24
Seca	A	17,92	16,51	14,59	9,77	18,75	6,05
	B	3,19	21,52	10,78	7,50	22,60	18,75
	C	12,66	9,67	12,76	11,06	33,67	4,13
	D	24,13	14,64	7,45	3,0	32,55	2,36
	E	24,17	14,46	6,38	4,38	34,62	0,72
	F	28,85	16,55	3,61	5,10	26,69	3,63

Unidades de paisagem: FL (floresta), CE (cerrado), CI (campo inundável), CL (campo limpo), CS (campo sujo), BA (baía e salina).

Tabela 3. Estrutura da paisagem ao redor dos pontos de escuta na Fazenda Nhumirim (NH) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.
Estações: chuvosa (CH), seca (SE).

Ponto	Unidades de paisagem (hectares)/Estações											
	Floresta		Cerrado		Campo inundável		Campo limpo		Campo sujo		Ambiente aquático	
	CH	SE	CH	SE	CH	SE	CH	SE	CH	SE	CH	SE
NH1	0	0	0	0	0	1,8	1,4	1,4	0	0	1,8	0
NH2	1,2	1,2	0	0	0	1,0	0	0	0	0	2,0	1,0
NH3	1,4	1,4	0	0	0	1,6	0	0	0	0	1,8	0,2
NH4	0,1	0,1	0	0	0	3,1	0	0	0	0	3,1	0
NH5	1,4	1,4	0	0	0	1,6	0	0	0	0	1,8	0,2
NH6	1,0	1,0	0	0	0	2,2	0	0	0	0	2,2	0
NH7	1,0	1,0	0	0	0	0,9	0,7	0,7	0,5	0,5	1,0	0,1
NH8	0,5	0,5	0	0	0	2,7	0	0	0	0	2,7	0
NH9	2,8	2,8	0	0	0	0,4	0	0	0	0	0,4	0
NH10	0,7	0,7	0	0	0	0,5	0	0	0	0	2,5	2,0
NH11	2,9	2,9	0	0	0	0,3	0	0	0	0	0,3	0
NH12	0	0	0	0	0	0,1	0,1	0,1	0,8	0,8	2,3	2,2
NH13	2,1	2,1	0	0	0	1,1	0	0	0	0	1,1	0
NH14	2,3	2,3	0	0	0	0,9	0	0	0	0	0,9	0
NH15	0,6	0,6	0	0	0	1,7	0	0	0	0	2,6	0,9
NH16	1,5	1,5	0	0	0	1,7	0	0	0	0	1,7	0
NH17	0,8	0,8	0	0	0	1,5	0	0	0	0	2,4	0,9
NH18	0,5	0,5	0	0	0	0,9	0	0	0	0	2,7	1,8
NH19	0,6	0,6	0	0	0	1,2	0	0	0	0	2,6	1,4
NH20	2,7	2,7	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0,5	0
NH21	0,9	0,9	0	0	0	1,4	0	0	0,8	0,8	1,4	0
NH22	1,1	1,1	0	0	0	2,1	0	0	0	0	2,1	0
NH23	0	0	0	0	0	2,9	0	0	0,3	0,3	2,9	0
NH24	0,6	0,6	0	0	0	1,6	1,0	1,0	0	0	1,6	0
NH25	0,1	0,1	0	0	0	2,9	0	0	0,2	0,2	2,9	0

Tabela 4. Estrutura do habitat e micro-habitat medida nos pontos de escuta em manchas florestais na Fazenda Nhumirim (NH) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. **Variáveis:** Fito – Fitofisionomia: CAPÃO (capão), COR (cordilheira), Isol. (isolamento), CAP (circunferência a altura do peito), Dens. (densidade - árvores/ha).

Ponto	Fito	Área (ha)	Isol. (m)	Cobertura (%)				Biomassa de serapilheira (kg/m ²)		CAP (cm)	Dens.
				Dossel		Sub-bosque		Chuvosa	Seca		
				Chuvosa	Seca	Chuvosa	Seca				
NH3	CAPÃO	12,7	273	60,4±1,2	58,3±5,1	40,6±5,4	24,5±5,0	0,225±0,07	0,088±0,02	109,5±27,6	170
NH5	CORD	1735,0	289	78,1±3,1	58,3±4,8	83,1±3,9	39,2±5,6	0,879±0,09	0,642±0,03	78,4±10,8	1190
NH6	CAPÃO	4,6	200	79,6±9,1	55,2±6,2	70,0±5,1	52,7±8,2	0,845±0,07	0,644±0,15	44,4±4,5	1148
NH7	CORD	17,1	171	67,0±9,3	62,0±5,2	73,4±6,1	51,1±7,4	0,560±0,08	0,754±0,09	51,8±4,4	1160
NH9	CORD	1735,0	199	79,1±6,1	71,0±2,4	86,2±3,7	48,6±6,3	0,663±0,06	0,901±0,12	86,6±12,3	405
NH11	CAPÃO	4,5	184	62,0±14,4	54,2±5,4	88,8±3,1	54,0±7,0	0,194±0,04	0,426±0,10	39,7±1,5	3460
NH13	CORD	1735,0	145	88,0±3,2	60,0±11,0	87,8±3,9	60,3±8,4	0,748±0,19	0,687±0,02	87,5±17,0	810
NH14	CORD	426,4	91	63,5±12,2	58,3±6,6	80,7±3,2	60,4±7,6	0,645±0,04	0,823±0,14	77,4±12,1	590
NH16	CORD	46,3	113	82,8±4,2	61,0±6,4	82,3±5,2	49,5±6,5	0,564±0,05	0,770±0,05	50,0±6,5	920
NH20	CORD	1735,0	115	77,6±2,6	74,0±3,5	79,7±5,8	51,1±5,6	0,900±0,08	1,070±0,15	54,0±9,8	1110
NH22	CORD	53,3	105	72,0±3,5	75,0±3,4	73,5±4,6	54,2±5,1	0,973±0,22	1,009±0,14	53,4±4,1	1730
NH24	CORD	1735,0	106	66,7±2,9	55,2±8,0	84,7±3,7	44,8±6,7	0,565±0,05	0,781±0,09	58,8±13,0	1480

Tabela 5. Estrutura da paisagem ao redor dos pontos de escuta na área com pastagens nativas (PN) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. **Estações:** chuvosa (CH), seca (SE).

Ponto	Unidades de paisagem (hectares)/Estações											
	Floresta		Cerrado		Campo inundável		Campo limpo		Campo sujo		Ambiente aquático	
	CH	SE	CH	SE	CH	SE	CH	SE	CH	SE	CH	SE
PN1	3,2	3,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PN2	0	0	0	0	0	3,0	0	0	0,2	0,2	3,0	0
PN3	0	0	0	0	0	2,8	0	0	0,4	0,4	2,8	0
PN4	0	0	0	0	0	2,8	0	0	0,4	0,4	2,8	0
PN5	0	0	0	0	0	3,2	0	0	0	0	3,2	0
PN6	3,2	3,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PN7	3,2	3,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PN8	0	0	0	0	0	3,2	0	0	0	0	3,2	0
PN9	0	0	0	0	0	3,2	0	0	0	0	3,2	0
PN10	2,5	2,5	0	0	0	0,7	0	0	0	0	0,7	0
PN11	3,2	3,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PN12	0,6	0,6	0	0	0	2,4	0,2	0,2	0	0	2,4	0
PN13	0	0	0	0	0	2,8	0,4	0,4	0	0	2,8	0
PN14	0	0	0	0	0	2,8	0,4	0,4	0	0	2,8	0
PN15	0,7	0,7	0	0	0	2,1	0,4	0,4	0	0	2,1	0
PN16	3,2	3,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PN17	0,2	0,2	0	0	0	3,0	0	0	0	0	3,0	0
PN18	1,1	1,1	0	0	0	1,1	0	0	1,0	1,0	1,1	0
PN19	0	0	0	0	0	3,1	0,1	0,1	0	0	3,1	0
PN20	0	0	0	0	0	3,2	0	0	0	0	3,2	0
PN21	0,4	0,4	0	0	0	2,5	0,3	0,3	0	0	2,5	0
PN22	0	0	0	0	0	3,2	0	0	0	0	3,2	0
PN23	0	0	0	0	0	3,0	0,2	0,2	0	0	3,0	0
PN24	0	0	0	0	0	3,2	0	0	0	0	3,2	0
PN25	0	0	0	0	0	3,2	0	0	0	0	3,2	0
PN31	0,5	0,5	0	0	0	2,2	0	0	0,5	0,5	2,2	0

PN32	0,8	0,8	0	0	0	1,9	0,5	0,5	0	0	1,9	0
PN33	3,1	3,1	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0,1	0
PN34	0	0	0	0	0	3,2	0	0	0	0	3,2	0
PN35	0,8	0,8	0	0	0	2,4	0	0	0	0	2,4	0
PN36	2,8	2,8	0	0	0	0,4	0	0	0	0	0,4	0
PN37	2,4	2,4	0	0	0	0,8	0	0	0	0	0,8	0

Tabela 6. Estrutura do habitat e micro-habitat medida nos pontos de escuta em manchas florestais na área com pastagens nativas (PN) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. **Variáveis:** Fito – Fitofisionomia: CAPÃO (capão), CORD (cordilheira), Isol.(isolamento), CAP (circunferência a altura do peito), Dens.(densidade – árvores/ha).

Ponto	Fito	Área (ha)	Isol. (m)	Cobertura (%)				Biomassa de serapilheira		CAP (cm)	Dens.
				Dossel		Sub-bosque		(kg/m²)			
				Chuvosa	Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa	Seca		
PN1	CORD	555,0	99	77,0±14,7	76,5±2,6	91,4±6,1	87,0±5,0	0,900±0,14	0,707±0,07	86,3±15,0	690
PN6	CORD	555,0	61	83,8±0,5	82,3±3,5	88,2±2,6	69,6±7,3	0,806±0,07	0,607±0,07	155,2±23,5	970
PN7	CORD	555,0	126	90,1±2,3	77,1±2,1	43,6±2,6	16,0±2,3	0,624±0,17	0,461±0,11	49,0±8,7	340
PN10	CAPÃO	7,70	355	84,8±4,9	66,6±11,3	30,0±3,2	12,4±3,5	0,216±0,09	0,114±0,02	100,7±23,1	80
PN11	CORD	555,0	120	78,0±4,3	74,0±3,5	79,4±6,1	59,1±5,3	0,666±0,05	0,556±0,04	284,3±159,3	810
PN16	CORD	555,0	82	95,6±3,1	76,0±5,5	71,7±4,4	60,0±6,0	0,812±0,18	1,018±0,16	111,7±29,0	1270
PN31	CAPÃO	0,50	243	82,2±2,0	71,0±7,2	17,4±2,8	5,6±1,1	0,347±0,09	0,177±0,06	256,3±71,3	250
PN32	CAPÃO	0,76	601	79,6±10,1	73,5±4,4	31,1±4,7	18,6±4,0	0,084±0,06	0,185±0,05	54,6±12,4	50
PN33	CAPÃO	6,30	320	75,0±12,0	81,2±2,1	53,8±6,3	12,8±3,6	0,526±0,14	0,432±0,18	64,6±13,7	1270
PN34	CORD	79,50	396	89,5±2,1	71,0±4,2	69,3±4,4	62,0±7,8	0,917±0,27	0,542±0,06	51,2±6,0	1890
PN35	CAPÃO	0,73	478	88,5±2,0	73,0±2,1	33,5±4,3	10,7±1,7	0,204±0,03	0,061±0,02	80,3±18,3	280
PN36	CAPÃO	5,40	243	85,9±1,9	75,0±3,4	41,1±4,0	17,0±3,6	0,059±0,12	0,275±0,07	47,7±24,5	180
PN37	CAPÃO	19,40	336	80,7±3,5	73,0±5,2	0	0	0,170±0,04	0,166±0,10	155,0±5,0	400

Tabela 7. Estrutura da paisagem ao redor dos pontos de escuta na área com pastagens cultivadas (PC) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. **Estações:** chuvosa (CH), seca (SE).

Ponto	Unidades de paisagem (hectares)/Estações											
	Floresta		Cerrado		Campo inundável		Campo limpo		Campo sujo		Ambiente aquático	
	CH	SE	CH	SE	CH	SE	CH	SE	CH	SE	CH	SE
PC1	0	0	0	0	0	1,1	2,1	2,1	0	0	1,1	0
PC2	0	0	0	0	0	1,5	1,3	1,3	0,4	0,4	1,5	0
PC3	3,2	3,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PC4	0	0	0	0	0	2,2	0	0	0,7	0,7	2,5	0,3
PC5	0	0	0	0	0	3,2	0	0	0	0	3,2	0
PC6	0	0	0	0	0	1,4	0,6	0,6	1,2	1,2	1,4	0
PC7	0	0	0	0	0	0,8	1,8	1,8	0,6	0,6	0,8	0
PC8	0,7	0,7	0	0	0	1,0	0	0	0	0	2,5	1,5
PC9	0	0	0	0	0	3,0	0,1	0,1	0,1	0,1	3,0	0
PC10	1,5	1,5	0	0	0	1,0	0	0	0	0	1,7	0,7
PC11	0	0	0	0	0	1,0	0	0	0	0	3,2	2,2
PC12	0	0	0	0	0	0,5	0,5	0,5	2,2	2,2	0,5	0
PC13	1,5	1,5	0	0	0	0,6	1,1	1,1	0	0	0,6	0
PC14	0,1	0,1	0	0	0	3,1	0	0	0	0	3,1	0
PC15	0	0	0	0	0	0,8	2,1	2,1	0	0	1,1	0,3
PC16	0	0	0	0	0	1,5	0	0	0	0	3,2	1,7
PC17	3,2	3,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PC18	3,1	3,1	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0,1	0
PC19	0	0	0	0	0	3,2	0	0	0	0	3,2	0
PC20	0,5	0,5	0	0	0	2,7	0	0	0	0	2,7	0
PC21	2,7	2,7	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0,5	0
PC22	2,8	2,8	0	0	0	0,4	0	0	0	0	0,4	0
PC23	2,0	2,0	0	0	0	1,2	0	0	0	0	1,2	0
PC24	0	0	0	0	0	3,0	0	0	0,2	0,2	3,0	0
PC25	1,7	1,7	0	0	0	0,9	0,3	0,3	0	0	1,2	0,3
PC26	0	0	0	0	0	1,2	0,3	0,3	1,7	1,7	1,2	0

PC27	1,6	1,6	0	0	0	0,9	0	0	0	0	1,6	0,7
PC28	1,7	1,7	0	0	0	1,1	0	0	0	0	1,5	0,4
PC29	1,2	1,2	0	0	0	0,9	0,9	0,9	0	0	1,1	0,2
PC30	3,0	3,0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0,2	0
PC32	3,0	3,0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0,2	0
PC32	2,2	2,2	0	0	0	1,0	0	0	0	0	1,0	0
PC33	0,9	0,9	0	0	0	0,5	0	0	0	0	2,3	1,8

Tabela 8. Estrutura do habitat e micro-habitat medida nos pontos de escuta em manchas florestais na área com pastagens cultivadas (PC) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. **Variáveis:** Fito – Fitofisionomia: CAPÃO (capão), COR (cordilheira), Isol.(isolamento), CAP (circunferência a altura do peito), Dens. (densidade – árvores/ha).

Ponto	Fito	Área (ha)	Isol. (m)	Cobertura (%)				Biomassa de serapilheira (kg/m²)		CAP (cm)	Dens.
				Dossel		Sub-bosque		Chuvosa	Seca		
				Chuvosa	Seca	Chuvosa	Seca				
PC3	CORD	35,0	523	76,0±4,3	63,5±13,5	10,4±2,5	15,1±3,2	0,122±0,04	0,461±0,08	95,0±16,1	220
PC10	CORD	2,2	330	39,0±10,6	72,9±5,2	24,2±2,6	60,7±7,6	0,628±0,14	0,399±0,05	65,8±0,1	920
PC13	CORD	120,7	427	59,3±12,3	77,1±4,0	100,0±0,0	70,0±7,7	0,811±0,12	0,689±0,06	58,9±6,7	490
PC17	CORD	120,7	511	72,0±6,4	69,0±4,0	63,5±5,0	63,8±5,0	0,911±0,03	0,556±0,06	54,9±9,6	2070
PC20	CORD	176,2	204	83,3±1,7	81,2±4,0	46,2±7,9	54,4±6,0	0,467±0,07	0,503±0,06	52,7±5,5	770
PC21	CORD	36,3	247	85,4±2,7	73,0±2,1	67,6±4,1	89,0±2,4	0,765±0,08	0,548±0,11	53,2±6,6	1600
PC22	CORD	120,7	195	79,1±5,7	71,0±7,2	59,4±5,0	74,5±4,7	1,235±0,15	0,661±0,06	53,9±9,0	2070
PC23	CAPÃO	16,4	243	63,0±13,0	77,1±4,0	31,5±5,1	35,5±5,4	1,420±0,19	0,908±0,13	45,9±4,3	2270
PC25	CORD	47,9	247	89,5±3,1	71,0±7,2	30,7±3,4	21,7±4,2	0,406±0,14	0,523±0,14	61,4±11,6	570
PC27	CORD	2,9	239	75,5±2,7	74,5±0,5	19,1±3,4	15,1±2,6	0,195±0,09	0,327±0,13	80,8±20,6	280
PC28	CORD	53,2	187	78,1±1,0	77,1±4,0	49,1±4,0	54,5±5,3	0,543±0,11	0,607±0,08	63,7±10,2	490
PC29	CAPÃO	10,9	267	58,3±16,0	75,0±4,8	45,7±3,1	46,0±4,4	0,878±0,15	0,746±0,23	79,8±15,0	820
PC30	CORD	47,9	281	86,4±5,3	68,8±2,1	80,0±6,0	71,5±3,9	0,907±0,14	0,755±0,17	48,0±6,3	1370
PC31	CAPÃO	8,2	391	74,0±3,5	72,9±9,2	6,6±1,8	12,8±2,0	0,133±0,04	0,246±0,11	116,6±30,6	170
PC32	CAPÃO	6,3	261	79,1±7,2	79,1±4,1	11,5±1,4	11,5±1,4	0,147±0,02	0,205±0,05	95,9±15,2	190
PC33	CAPÃO	1,0	415	39,0±10,6	82,2±2,0	9,4±4,0	5,4±2,4	0,049±0,02	0,090±0,04	86,7±10,9	150

Capítulo II

Efeito da heterogeneidade da paisagem na comunidade de aves no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul

RESUMO

As intervenções humanas devido à expansão da pecuária intensiva têm promovido drásticas alterações na estrutura da paisagem e do habitat no Pantanal, com sérias consequências nos processos ecológicos e diversidade biológica. Este estudo objetivou avaliar a influência da heterogeneidade da paisagem na comunidade de aves ocorrente no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. De setembro de 2012 a agosto de 2013 foram percorridos transectos ao longo de grades amostrais estabelecidas em três áreas com diferentes condições ecológicas e de manejo da paisagem. Em cada transecto foram classificadas e quantificadas (área) as unidades de paisagem por meio de análise das imagens de satélite. As taxas de encontro para cada espécie ao longo de cada transecto foram utilizadas nas análises de coordenadas principais (PCOA) para avaliar o efeito da heterogeneidade da paisagem na comunidade de aves e nos grupos funcionais nas estações chuvosa e seca. Também foram feitos testes inferenciais através de análise multivariada de covariância (MANCOVA) utilizando os valores resultantes da ordenação da comunidade. Foram detectadas 214 espécies de aves, pertencentes a 25 ordens e 51 famílias. Na Fazenda Nhumirim foram obtidas as maiores riquezas, tanto nas estações chuvosa (150 espécies) e seca (159 espécies). Os resultados das análises indicam que a comunidade de aves é fortemente relacionada e estruturada em função da heterogeneidade da paisagem, notadamente as espécies dependentes de habitats florestados. Com relação aos grupos funcionais, verifica-se que as comunidades de aves insetívoras de sub-bosque, insetívoras escaladoras de troncos e frugívoras de grande porte são estruturadas conforme a heterogeneidade e a quantidade de habitats florestados. A comunidade de granívoras, no entanto, varia conforme a heterogeneidade e a quantidade de ambientes abertos, notadamente campos nativos. Por outro lado, as comunidades de aves piscívoras, malacófagas, insetívoras aquáticas e onívoras (e.g. folívoras/insetívoras aquáticas) estão associadas à heterogeneidade e à quantidade de ambientes aquáticos. Alterações no arranjo e na estrutura da paisagem do Pantanal (e.g. desmatamento, substituição e simplificação de paisagens naturais) podem reduzir a heterogeneidade e, por conseguinte a composição e estrutura das comunidades de aves e grupos funcionais mais sensíveis às alterações no habitat.

PALAVRA-CHAVE: comunidades, grupos funcionais, heterogeneidade da paisagem, intervenções humanas, Pantanal.

ABSTRACT

The human interventions due to expansion of intensive cattle farming have promoted drastic changes in Pantanal landscape and habitat structures with serious consequences in the ecological processes and biological diversity. The aim of this study was evaluate the influence of landscape heterogeneity on the bird community in Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, Brazil. From September 2012 to August 2013 we surveyed linear transects amongst the sampling grids established in three areas at different ecological and management conditions. In each transect we classified and quantified (area) of the landscape units through satellite images analysis. The detection rates from each species along each transect were used in Principal Coordinates Analysis (PCOA) to evaluate of effect of the landscape heterogeneity on the bird communities and on the functional groups in the wet and dry seasons. Inferential tests were performed by multivariate analysis of covariance (MANCOVA) using the resultant values from the communities ordination. We detected 214 bird species belonging to 25 families and 51 orders. The Nhumirim farm reached the higher richness in both seasons (150 species in wet and 159 species in dry). The results indicate that the bird community is strongly related to and structured by the landscape heterogeneity, especially the forest-dependent bird species. Regarding the functional groups, the insectivorous of understory, insectivorous that forage in tree trunks and large frugivorous are structured according to the amount and heterogeneity of the forest habitats. The granivorous assemblage, however, varies according to the amount and heterogeneity of open habitats, notably native pastures. However, the piscivorous, mollusk-eating, aquatic insectivorous and omnivorous (folivorous/aquatic insectivorous) bird assemblages are associated with quantity and heterogeneity of aquatic habitats during the wet season. Changes in the Pantanal landscape (deforestation, replacement and simplification of the natural landscape) can reduce the heterogeneity and therefore the composition and structure of the bird community and impact functional groups more sensitive to habitat changes.

KEY-WORDS: communities, functional groups, landscape heterogeneity, human interventions, Pantanal.

Introdução

Paisagem é o termo utilizado para definir uma macrounidade heterogênea, que por sua vez é composta por um complexo mosaico de unidades interativas (e.g. ecossistemas, unidades de vegetação). Sua estrutura pode ser medida pela área, forma e disposição espacial (e.g. grau de proximidade e fragmentação destas unidades) (Forman & Godron 1986, Metzger 1999).

Este mosaico pode ser definido como um conjunto de habitats que apresenta condições mais ou menos favoráveis para um determinado organismo ou comunidade. O olhar sobre a paisagem então pode ser feito através dos organismos, de suas características biológicas, requerimentos em termos de área de vida, alimentação, abrigo e reprodução (Metzger 2001).

O habitat pode ser definido como um conjunto distinto de fatores físicos e ambientais que as espécies utilizam para a sua sobrevivência e reprodução. O termo também pode ser utilizado para representar um bioma, ecossistema, comunidade e mosaico de unidades de paisagem (Block & Brennan 1993).

Para Morris (2003), o habitat pode ser definido como subconjuntos espacialmente delimitados e com condições físicas e bióticas singulares nas quais a densidade populacional de um determinado organismo varia de outros subconjuntos adjacentes.

Diversos estudos de ecologia de comunidades têm se apoiado em teorias para tentar explicar a distribuição das espécies no espaço (Casseiro & Padial 2008). Dentre elas, a Teoria Neutra proposta por Hubbell (2006), na qual assume que todos os indivíduos de uma determinada comunidade são funcionalmente equivalentes, possuem a mesma probabilidade de migrar, reproduzir e morrer. Ainda de acordo com Hubbell (2006), os mecanismos que geram diferenças nos padrões de composição das espécies estão ligados à capacidade de dispersão dos indivíduos.

A “hipótese da heterogeneidade de habitat” é uma das pedras angulares dentro da ecologia. De modo geral, esta teoria clássica pressupõe que habitats estruturalmente complexos podem fornecer mais nichos e diversos modos de exploração dos recursos ambientais e, assim, aumentar a diversidade de espécies (Simpson 1949, MacArthur & Wilson 1967, Ricklefs 2006). Pacini *et al.* (2009) destacam que devido à maior disponibilidade de nichos, as espécies que convivem em ambientes heterogêneos

experimentam um efeito menos severo dos processos ecológicos ocorrentes nas comunidades, as quais são funcionalmente mais diversas em relação à ambientes homogêneos.

Heterogeneidade de habitats em geral refere-se ao número de tipos de habitats, e/ou o número e configuração de habitats em uma determinada área (Vepsäläinen 2007). No entanto, o conceito de heterogeneidade de habitats depende da escala e classificação dos mesmos. A questão da escala é de grande importância para a ecologia, uma vez que diferentes processos ecológicos podem interagir em diferentes escalas, e os organismos e indivíduos respondem a questões ambientais e condições em uma gama única de escalas (Wiens 1989, Levin 1992, Cueto & Casenave 1999).

A diversidade da paisagem pode ser medida através de uma análise da paisagem utilizando dados contínuos e, desta forma a diversidade da paisagem é definida pelo grau de variabilidade. Quanto maior esta variabilidade, maior será a heterogeneidade (Li & Reynolds 1995).

Li & Reynolds (1995) destacam ainda, que a análise da paisagem também pode ser feita a partir de dados contínuos e discretos, na qual as unidades da paisagem são classes distintas (e.g. ecossistemas, unidades de uso e ocupação do território). Ainda de acordo com os autores, a diversidade da paisagem pode ser medida pela complexidade formada pelo mosaico destas unidades.

Para O'Neill *et al.* (1988), Li & Reynolds (1995) e Metzger (1999), essa complexidade é composta por um componente não-espacial (determinado pela riqueza de unidades e pela importância relativa, expressa em área) e um componente espacial (e.g. grau de fragmentação das unidades, disposição, tamanho e forma dos fragmentos de habitat).

Metzger (1999) ressalta que a compreensão das origens e das consequências da diversidade da paisagem sobre os processos ecológicos é um dos problemas essenciais dentro da Ecologia da Paisagem. A Ecologia da Paisagem como ciência pode ser uma ferramenta importante em estudos sobre a estrutura da paisagem gerando subsídios para a conservação de ecossistemas fragmentados pela atividade humana (Hobbs 1994, 1997).

MacArthur & Wilson (1963) reconhecem o importante papel da heterogeneidade da paisagem e habitats na riqueza de espécies e no equilíbrio dinâmico através das taxas de imigração e extinção (teoria de biogeografia de ilha).

No entanto, MacArthur & Wilson (1963, 1967) e Cody (1993), ponderam que a área e a heterogeneidade da paisagem geralmente são positivamente correlacionadas e que

frequentemente confunde as tentativas de distinguir suas respectivas influências sobre a riqueza de espécies.

Estudos clássicos têm verificado que paisagens estruturalmente mais complexas influenciam a qualidade e a estrutura do habitat e, por conseguinte, a composição das comunidades de animais (MacArthur & MacArthur 1961, MacArthur 1964, Karr & Roth 1971, Roth 1976).

A heterogeneidade espacial pode aumentar a diversidade de duas maneiras. Primeiro, as adaptações para um habitat podem resultar em inferioridade competitiva no outro. Segundo, para que a existência de tais compensações exista, habitats distintos dentro da paisagem podem ser diferentes na composição e abundância de espécies (Almeida *et al.* 2003). Estas diferenças podem levar a um aumento da diversidade beta (β), que mede as diferenças de diversidade entre diferentes tipos de habitat (Whittaker 1972).

Estudos realizados por Cramer & Willig (2005) revelaram que nenhuma evidência obtida apoiou a hipótese de que a heterogeneidade do habitat aumenta a diversidade da comunidade em uma determinada paisagem. Allouche *et al.* (2012) trabalharam com metaanálises utilizando dados de aves que nidificam na Catalônia (nordeste da Espanha), e verificaram que o aumento da heterogeneidade da paisagem tem um efeito unimodal sobre a riqueza de espécies, afetando negativamente o tamanho das e aumentando a probabilidade de extinções estocásticas.

No entanto, Carnicer *et al.* (2015) destacam algumas ressalvas aos resultados apresentados por Allouche *et al.* (2012), notadamente relacionadas à amostragem e enfatizam a necessidade de considerar nas análises, o fato da distribuição dos habitats ao longo de gradientes de heterogeneidade não ser aleatória.

A quantidade de habitat em uma paisagem é uma variável importante, pois afeta a biodiversidade através de vários processos ecológicos e biológicos, incluindo a reprodução, mortalidade, dispersão, extinção local e interações entre espécies, os quais operam em várias escalas espaciais e temporais (Addicott *et al.* 1987).

Estudos revelaram que o tamanho do habitat é o componente da paisagem mais importante influenciando a ocorrência, riqueza, composição e o “turnover” de espécies, sendo as pequenas manchas de habitat, mais vulneráveis ao efeito de borda (Connor & McCoy 1979, Blake & Karr 1987, Laurance *et al.* 2002, Doman *et al.* 2007, Katayama *et al.* 2014).

Características da paisagem como quantidade de habitat, nível de fragmentação e qualidade da matriz podem afetar a biodiversidade. Entretanto, os efeitos desses três fatores podem ser dependentes da escala (Smith *et al.* 2011). Processos ecológicos como reprodução, sucesso na dispersão, mortalidade na matriz, forrageio, predação e parasitismo de ninhos podem ocorrer em taxas diferentes e em diferentes regiões (Addicott *et al.* 1987).

Vários estudos em ecologia têm investigado os fatores que afetam a composição de espécies em uma comunidade local e, notadamente, mudanças na composição entre áreas, ou seja, a diversidade β . A maioria destes estudos foi testada a hipótese da heterogeneidade do habitat sobre as comunidades de aves (e.g. Cody 1993, Almeida *et al.* 2003, Tews *et al.* 2004, Blake & Loiselle 2008, Jankowski *et al.* 2009, Casas 2011, Menger 2011).

Para fins de conservação, a diversidade β torna-se mais relevante, uma vez que alterações na composição de espécies entre locais afetam a diversidade em grandes escalas (Almeida *et al.* 2003). Desta forma, a heterogeneidade da paisagem e do habitat, assim como a dispersão pode ser considerada como um importante processo determinístico e estocástico que controla a diversidade β em uma determinada comunidade (Laliberté *et al.* 2009).

Estudos têm comprovado que há uma significativa relação entre as alterações na complexidade do habitat e as mudanças na diversidade funcional de espécies animais (e.g. Chapim III *et al.* 2000, Tscharrntke *et al.* 2008, Vandewalle *et al.* 2010, Casas 2011, Ding *et al.* 2013, Magnago *et al.* 2014, Subasinghe & Sumanapala 2014).

A diversidade funcional refere-se aos componentes da biodiversidade que influenciam o modo como os ecossistemas funcionam (Hooper *et al.* 2002). Cada espécie tem um grande número de características morfológicas, fisiológicas e comportamentais, muita das quais podem influenciar a abundância de outras espécies, bem como o funcionamento do ecossistema. Estas características podem ser utilizadas para classificar os organismos em diferentes grupos funcionais (Almeida *et al.* 2003, Tilman 2001, Hooper *et al.* 2002).

De acordo com Tilman (2001), a diversidade funcional também pode ser definida como o valor ou a gama de diferenças funcionais entre as espécies de uma determinada comunidade. Tilman *et al.* (1997) ponderam que comunidades com maior diversidade de características funcionais, ou seja, com diversidade funcional superior, podem operar de modo mais eficiente. Desta forma, a diversidade funcional em alguns casos poderia ser ecologicamente mais relevante para medir a biodiversidade em um determinado habitat ou paisagem (Batalha *et al.* 2010).

As espécies similares quanto ao tipo e forma de exploração dos recursos (guildas tróficas) podem ser agregadas, independente do nível taxonômico, em um mesmo grupo funcional. O termo grupo funcional é empregado às espécies que partilham recursos e a competição pode ser um fator importante atuando dentro de cada guilda (Simberloff & Dayan 1991, Wilson 1999).

Desta forma, as guildas podem ser utilizadas em estudos da estrutura trófica em comunidades de aves atribuindo o conceito de grupo funcional (Almeida *et al.* 2003, Vandewalle *et al.* 2010, Hidasi-Neto *et al.* 2012, Magnago *et al.* 2014).

Tscharntke *et al.* (2008) identificaram dois fatores importantes agindo sobre a diversidade funcional da paisagem: o papel da composição da paisagem (a contribuição relativa de cada tipo de habitat para o mosaico da paisagem) e a configuração da paisagem (a geometria dos elementos da paisagem, incluindo corredores e os efeitos da matriz que influenciam a dispersão e a similaridade da comunidade).

O processo de conversão de paisagens naturais em áreas agrícolas e pastagens em detrimento da demanda por recursos naturais para suprir as necessidades humanas tem promovido a fragmentação, a alterações na estrutura dos habitats e a redução da heterogeneidade da paisagem em diversas regiões ao redor do mundo (Saunders *et al.* 1991, Myers *et al.* 2000, Bennett & Saunders 2010, Almeida *et al.* 2011, Bao *et al.* 2015).

Ouborg (1993) relata que as intervenções humanas na paisagem têm reduzido e fragmentado habitats, isolando áreas propícias à sobrevivência das espécies e promovendo assim, extinções determinísticas e estocásticas, principalmente em populações pequenas.

No Brasil, estudos realizados em biomas como a Mata Atlântica (e.g. Uezu 2006, Martensen *et al.* 2008, Anjos *et al.* 2011) e a Floresta Amazônica (e.g. Laurance *et al.* 2002, Ferraz *et al.* 2007, Laurance & Vasconcelos 2009) verificaram que intervenções humanas na paisagem (desmatamento, fragmentação e alterações na estrutura de habitats) têm sido as responsáveis pelas alterações na composição de comunidades de aves e extinções locais de diversas espécies.

Apesar do bom estado de conservação em relação às demais províncias fitogeográficas da América do Sul (e.g. Mata Atlântica e Cerrado), a planície do Pantanal vem sofrendo forte pressão de origem antrópica devido a expansão da atividade pecuária intensiva (Harris *et al.* 2005, Tomas *et al.* 2009). Tais alterações na paisagem implicam em mudanças drásticas nos processos ecológicos do ecossistema com sérias consequências na composição,

abundância e distribuição das comunidades de organismos no Pantanal (Harris *et al.* 2005, Tomas *et al.* 2009, Bao *et al.* 2015).

No Pantanal alguns estudos avaliaram os efeitos da estrutura da paisagem sobre as comunidades de aves, dentre eles destacam-se Tubelis & Tomas (1999), Yabe (1999); Figueira *et al.* (2006), Tizianel (2008), Yabe *et al.* (2010), Figueira *et al.* (2011), Signor & Pinho (2011) e Yabe & Marques (2001).

Apesar destas importantes contribuições ainda se conhece muito pouco o modo como as intervenções antrópicas afetam as comunidades de aves no Pantanal (Tomas *et al.* 2009). A paisagem do Pantanal é singular pela sua ocorrência em mosaicos formados por unidades de várias fitofisionomias ordenadas pelos gradientes topográficos, tipos de solo e regimes de inundação (Adámoli 1982, Silva *et al.* 2000)

Este tipo de situação ecológica da paisagem oferece uma boa oportunidade para estudos de caso sobre como a heterogeneidade da paisagem e as interferências humanas afetam os processos ecológicos da comunidade de aves aí ocorrentes.

Objetivos

Objetivo geral

Este estudo objetivou avaliar os efeitos da heterogeneidade da paisagem na comunidade de aves em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Objetivos específicos

- inventariar e caracterizar as comunidades de aves em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia;
- avaliar os efeitos da heterogeneidade da paisagem nas comunidades de aves em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia;
- avaliar os efeitos da heterogeneidade da paisagem sobre os grupos funcionais de aves em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia.

Material e Métodos

Inventário da avifauna

Para o inventário avifaunístico foram realizadas visitas durante as estações chuvosa e seca nas áreas de estudo: Fazenda Nhumirim NH (setembro-outubro de 2012 e janeiro de 2013), área com pastagens nativas - PN (fevereiro e agosto-setembro de 2013) e área com pastagens cultivadas - PC (março e julho-agosto de 2013). O esforço amostral em cada fazenda foi de aproximadamente 200 horas/observações considerando ambas as estações de coleta.

A amostragem dos dados qualitativo e quantitativo da avifauna foi feita através de pontos de escuta e transectos (Bibby *et al.* 1992, Anjos 2007). Na amostragem por transectos foram percorridas as linhas da grade, sendo amostradas 5 em NH, 5 em PN e 6 em PC. Em ambas as estações, os transectos foram percorridos a pé e visitados pelo menos quatro vezes, em dias e horários diferentes, totalizando um esforço amostral de 170 km percorridos em NH, 195 em PN e 217 em PC.

Durante a amostragem nos transectos foram consideradas apenas as espécies pousadas na vegetação ou solo e aquelas presentes em um lado da trilha, evitando assim a contagem dos mesmos indivíduos. As espécies foram identificadas pelo contato visual com auxílio de um binóculo de aumento 8x40 e/ou auditivo sendo anotados dados como número de indivíduos, tipo de habitat e estrato utilizado.

Para o levantamento através de pontos de escuta foram estabelecidas unidades amostrais ao longo dos transectos com independência de pelo menos 1 km, totalizando 25 unidades amostrais em NH, 37 em PN e 33 em PC. Cada unidade amostral foi visitada pelo menos quatro vezes, em dias e horários diferentes. Cada visita correspondeu a uma ocasião de amostragem, com duração de 20 minutos, sendo anotadas as espécies vistas e/ou ouvidas num raio de 15 metros em áreas florestadas e 20 metros em áreas abertas.

As observações iniciaram às 06:00 h e encerraram às 10:30 h, sendo então retomadas às 15:00 h e encerradas às 17:30 h. Eventualmente, para fins de aferição ou confirmação dos táxons observados e/ou ouvidos, procedeu-se consulta à literatura especializada (Ridgely & Tudor 1989, 1994; Sick 1997; Gwynne *et al.* 2010) e arquivos sonoros disponíveis na internet como Sharing Bird Sounds from around the World (<http://www.xeno-canto.org>) e a Enciclopédia das Aves do Brasil (<http://www.wikiaves.com.br>).

Excetuando-se a espécie do gênero *Aburria*, a lista de espécies segue a ordenação taxonômica bem como a nomenclatura científica e os nomes comuns proposta por Piacentini *et al.* (2015). Este estudo adota os limites de espécies para *Aburria* Reichenbach, 1853 apresentados por Silveira *et al.* (2008) e Lopes (2009) *contra* Grau *et al.* (2004) e Piacentini *et al.* (2015), particularmente na aceitação de *A. grayi* Pelzeln, 1870 como espécie plena.

Análise dos dados

Os índices de riqueza e diversidade de espécies nas três áreas amostradas em ambas as estações chuvosa e seca foram calculados através do Programa PAST versão 2.17c (Hammer *et al.* 2001). Com relação aos índices de riqueza considerou-se Margalef (D_{Mg}). Foram obtidos os índices de diversidade de Simpson (1-D), Shannon (H) e Brillouin (HB), bem como a Equitabilidade (J) e a Dominância (D).

As espécies registradas neste estudo foram categorizadas quanto às guildas tróficas que exploram. Os dados de dieta e habitat das espécies foram obtidos através de consulta ao banco de dados do Handbook of the Birds of the World (<http://www.hbw.com>). As guildas foram definidas com base em Almeida *et al.* (2003).

Foram considerados três tipos básicos de dieta: carnívoros (espécies se que alimentam de pequenos vertebrados e/ou artrópodes), herbívoros (espécies que se alimentam exclusivamente e/ou predominantemente de vegetais) e onívoros (espécies que se alimentam de material origem animal e vegetal).

No grupo dos carnívoros foram inclusos os piscívoros (dieta composta basicamente de peixes), necrófagos (consumo de vertebrados em decomposição), malacófagos (dieta composta principalmente por moluscos) e insetívoros (dieta composta por insetos e outros artrópodes). Entre os herbívoros foram considerados os granívoros (consumo de sementes de vários tipos de plantas), frugívoros (dieta composta principalmente por polpa de frutos), folívoros (consumo de talos, brotos, folhas e flores) e nectarívoros (dieta à base de néctar).

Com relação ao habitat considerou-se: aquático e/ou palustre (campos inundados, baías e salinas); borda de florestas e/ou áreas abertas (bordas de cordilheiras, capão ou cerrado, bem como campo cerrado, campo inundável, campo limpo e campo sujo) e florestais (cordilheiras, capões e cerrado).

Para compor as guildas tróficas foram incluídas informações sobre o habitat que cada espécie explora na paisagem com base em observações de campo. Foram consideradas as seguintes guildas tróficas ou grupos funcionais:

Carnívoros de grande porte - piscívoros aquáticos e/ou palustres (Pi/Aq), malacófagos aquáticos e/ou palustres (Ma/Aq), predadores de vertebrados em bordas de florestas e/ou áreas abertas (Pr/Bo), predadores de vertebrados florestais (Pr/Fl), necrófagos em bordas de florestas e/ou áreas abertas (Nc/Bo);

Carnívoros de pequeno e médio porte - insetívoros aquáticos e/ou palustres (In/Aq), insetívoros em bordas de florestas e/ou áreas abertas (In/Bo), insetívoros florestais (In/Fl), insetívoros escaladores de troncos em bordas de florestas e/ou áreas abertas (In-Es/Bo), insetívoros florestais escaladores de troncos (In-Es/Fl);

Herbívoros - granívoros em bordas de florestas e/ou áreas abertas (Gr/Bo), granívoros/frugívoros em bordas de florestas e/ou áreas abertas (Gr-Fr/Bo), frugívoros florestais (Fr/Fl);

Onívoros - folívoros/insetívoros aquáticos e/ou palustres (Fo-In/Aq), frugívoros/insetívoros em bordas de florestas e/ou áreas abertas (Fr-In/Bo), granívoros/insetívoros em bordas de florestas e/ou áreas abertas (Gr-In/Bo), nectarívoros/insetívoros em bordas de florestas e/ou áreas abertas (Ne-In/Bo), nectarívoros/insetívoros florestais (Ne-In/Fl), insetívoros/frugívoros em bordas de florestas e/ou áreas abertas (In-Fr/Bo).

As espécies também foram classificadas quanto ao tipo de deslocamento que realizam em maior ou menor escala pelo continente Sul-Americano com base na listagem de aves migratórias ocorrentes no Pantanal (Nunes & Tomas 2008). Foram consideradas como migrante intercontinental (boreais ou setentrionais) as espécies que realizam grandes deslocamentos, fugindo do inverno rigoroso no Hemisfério Norte (Canadá e norte dos Estados Unidos) em direção à Patagônia.

Na categoria de migrantes intracontinentais (austrais ou meridionais) foi incluída as espécies que se deslocam das porções mais ao sul do continente sul americano em direção às regiões mais setentrionais (Amazônia principalmente) e vice-versa.

O status de conservação das espécies foi obtido através de consulta às listas de espécies ameaçadas de extinção em âmbito global (IUCN 2015) e nacional (ICMBio 2014).

Entretanto, as espécies incluídas na categoria de pouco ameaçadas (LC) não foram consideradas neste estudo.

Os dados das espécies registradas ao longo dos transectos e nos pontos de escuta foram utilizados para calcular a média da taxa de encontro por quilômetro percorrido para cada espécie nas áreas de estudo. Estas médias foram utilizadas nas análises multivariadas realizadas através do Programa R[®] (R Development Core Team 2005).

Foram feitas Análises de Coordenada Principais (PCOA) para extrair eixos ortogonais da disposição original das taxas de encontro (Gauch 1982), que representam o gradiente de variação linear encontrado na comunidade de aves, considerando as estações chuvosa e seca. Também foram feitas análises de coordenadas principais (PCOA) para extrair eixos da disposição original das unidades de paisagem nas estações.

Os valores resultantes da ordenação da comunidade de aves foram usados como variáveis dependentes na análise inferencial, para testar o efeito da estrutura da paisagem descrito pelo eixo de maior explicação da PCOA, as categoria de unidades de paisagem nas estações chuvosa e seca, bem como a interação destes fatores.

Testes inferenciais foram feitos por Análise Multivariada de Covariância (MANCOVA), considerando-se a estatística Pillai Trace. Foi feita uma ordenação direta das espécies de aves (apenas aquelas acima de |0,5| de correlação), utilizando a média ponderada das taxas de encontro das espécie nos transectos, pela unidade de paisagem mais correlacionada com o gradiente de complexidade da paisagem.

Adicionalmente, os valores resultantes da ordenação da comunidade de aves foram usados como variáveis dependentes na análise inferencial, para testar o efeito da estrutura da paisagem, descrito pelo eixo de maior explicação da PCOA sobre os grupos funcionais de aves na comunidade nas as estações chuvosa e seca e a interação destes fatores.

Nas análises foram consideradas as guildas com seus respectivos grupos funcionais correspondentes: carnívoros de grande porte, carnívoros de médio e pequeno porte (Não-Passeriformes e Passeriformes), herbívoros (dispersores e predadores de sementes) e onívoros. As análises foram feitas em ambiente R[®] (R Development Core Team 2005).

Resultados e Discussão

Composição geral da avifauna

Foram detectadas 214 espécies de aves, pertencentes a 25 ordens e 51 famílias (Tabela 1, Apêndice I), as quais correspondem a mais de 70% do total de espécies ocorrentes na região (Nunes *et al.* 2009).

A amostragem por transectos e pontos de escuta detectou 150 espécies na Fazenda Nhumirim (NH), 145 na área com pastagens nativas (PN) e 147 na área com pastagens cultivadas (PC) durante a estação chuvosa. No entanto, durante a estação seca foram detectadas 159 espécies em NH, 115 em PN e 124 em PC. Muitas das espécies ocorrentes na região não detectadas nesse estudo são migrantes ou crípticas, o que explica em parte, os resultados obtidos.

Nunes *et al.* (2009) registraram 303 espécies de aves para a Fazenda Nhumirim e arredores, as quais correspondem a mais da metade da avifauna já registrada no Pantanal e Estado de Mato Grosso do Sul (Tubelis & Tomas 2003, Nunes 2011, Nunes *et al.* no prelo).

Comparada à de outras áreas na porção sul do Pantanal, a avifauna Nhumirim e arredores pode ser considerada bastante diversificada. Nas fazendas Rio Negro e Caiman foram relacionadas 379 e 359 espécies, respectivamente (Donatelli 2005, Melo 2006). Pivatto *et al.* (2008) relacionaram a ocorrência de 273 espécies de aves para a Fazenda Santa Emília, em Aquidauana.

No decorrer desse estudo foram obtidos quatro registros inéditos para a região, o gavião-bombachinha-grande (*Accipiter bicolor*), o batuiçu (*Pluvialis dominica*), o maçarico-de-colete (*Calidris melanotos*) e a rolinha-de-asa-canela (*Columbina minuta*). Alguns táxons destacam-se por se tratar de registros significativos e raros na região. Nesse contexto enquadram-se a marreca-de-coleira (*Callonetta leucophrys*), a águia-cinzenta (*Urubitinga coronata*) e o urubu-rei (*Sarcoramphus papa*).

O urubu-rei é mais comum nas bordas do Pantanal (Tubelis & Tomas 2003), sendo sua ocorrência em NH, considerada accidental. Com relação ao batuiçu (*P. dominica*) o registro em PN é o mais recente na região desde 1996 (Nunes *et al.* 2013).

Determinadas espécies destacam-se pela especificidade de habitat que exploram, sendo exclusivas a algumas áreas amostradas, tais como a marreca-de-coleira (*C. leucophrys*) e o pisa-n'água (*Phalaropus tricolor*), ambas detectadas apenas nas salinas da NH. O batuiçu (*P. dominica*), no entanto, foi detectado exclusivamente nos campos inundáveis da

PN durante a estação seca. Por outro lado, a calhandra-de-três-rabos (*Mimus triurus*), espécie típica de habitats abertos e/ou alterados só foi detectada em PC.

Na estação chuvosa os maiores índices de diversidade (Margalef) foram encontrados em PN (17,11) e NH (17,01), como pode ser visto na Tabela. Os valores da riqueza estimada (Chao-1) estão muito próximos do número de táxons detectados, indicando que a amostragem por ponto de escuta e transectos não amostra alguns grupos, notadamente espécies migratórias e críticas.

Tabela 1. Índices de diversidade, equabilidade e dominância de espécies na comunidade de aves em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. **Áreas:** Fazenda Nhumirim (NH), área com pastagens nativas (PN), área com pastagens cultivadas (PC).

Índices	Localidades/Estações					
	NH		PN		PC	
	Chuvosa	Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa	Seca
Táxons	150	159	145	115	147	124
Indivíduos	6357	5946	4519	2873	6504	5394
Equabilidade_J	0,8345	0,7844	0,8073	0,811	0,7624	0,7858
Dominância-D	0,02458	0,0375	0,03724	0,05009	0,04196	0,04313
Margalef	17,01	18,18	17,11	14,32	16,63	14,31
Chao-1	156	168	146	120	149	127
Simpson_1-D	0,9754	0,9625	0,9628	0,9499	0,958	0,9569
Shannon_H	4,181	3,976	4,018	3,848	3,805	3,788
Brillouin	4,128	3,92	3,95	3,766	3,756	3,736

Em PC e PN foram encontradas os maiores valores de Dominância (D), bem como os menores valores de Equabilidade (J). As espécies mais dominantes em PC foram a jacanã (*Jacana jacana* 12,0%), a garça-vaqueira (*Bubulcus ibis* 8,5%), a asa-branca (*Patagioenas picazuro* 6,7%) e a iratã-grande (*Molothrus oryzivorus* 2,3% do total de indivíduos detectados na comunidade).

O mesmo padrão foi verificado em PN, onde os indivíduos de *B. ibis* avistados corresponderam a 13,1% do total de indivíduos na comunidade, enquanto o anu-branco (*Guirara guirara*), 7,5%. Estas espécies são típicas de habitats abertos e/ou alterados (Sick 1997), sendo beneficiadas em paisagem estruturalmente mais simples devido à configuração natural (e.g. PN) ou à intervenções humanas como ocorrido em PC. Fenômeno similar foi verificado por Tizianel (2008) em paisagens simplificadas no Pantanal da Nhecolândia.

A baixa diversidade de espécies em paisagens alteradas pode “afrouxar” a competição interespecífica, permitindo assim, que algumas espécies explorem mais eficientemente os recursos e, conseqüentemente, aumentar sua abundância (Aleixo & Vielliard 1995, Anjos & Boçon 1999). MacArthur *et al.* (1972) relacionam a ausência de competidores como o fator mais importante influenciando a densidade compensatória, pois muitos nichos podem tornar-se vagos devido à inadaptabilidade de algumas espécies permanecerem em paisagens alteradas.

Nas áreas amostradas houve variação na riqueza e no número de indivíduos totais da comunidade entre as estações chuvosa e seca. Durante a estação seca em PN verificou-se significativa queda na diversidade de aves e no número de indivíduos avistados, principalmente os aquáticos. Por outro lado, durante a estação seca houve incremento de espécies em NH devido à chegada de espécies migrantes austrais à região. Os resultados refletem bem a sazonalidade marcante na paisagem, uma vez que durante a seca os ambientes aquáticos em PN são drasticamente reduzidos, forçando muitas espécies, principalmente as aquáticas, a deixar região em busca de recursos em outras regiões.

Dentre as migrantes neárticas (migrantes intercontinentais oriundas do Canadá e norte dos EUA) detectadas nesse estudo destacam-se o sovi-do-norte (*Ictinia mississippiensis*), o batuiçu (*Pluvialis dominica*), o maçarico-do-campo (*Bartramia longicauda*), o maçarico-solitário (*Tringa solitaria*), o maçarico-grande-de-perna-amarela (*Tringa melanoleuca*), o maçarico-de-perna-amarela (*Tringa flavipes*), o maçarico-de-sobre-branco (*Calidris fuscicollis*), o maçarico-de-colete (*Calidris melanotos*), o pisa-n’água (*P. tricolor*) e o papa-lagarta-de-asa-vermelha (*Coccyzus americanus*).

Nunes & Tomas (2008) e Nunes *et al.* (2013) relatam que anualmente milhares de aves de diversas espécies deslocam-se do Hemisfério Norte em direção à Argentina e uma considerável parcela destas utiliza a Rota Amazônia Central/Pantanal, utilizando a planície pantaneira como área de parada para descanso e alimentação durante suas migrações. Nunes *et al.* (2011) destaca ainda, que a maioria dos migrantes neárticos aquáticos passa pelo Pantanal entre novembro e abril, porém, os indivíduos sexualmente imaturos permanecem na planície até o próximo ano.

Nunes & Tomas (2008) relatam que o Pantanal também recebe populações de várias espécies de aves fugindo do frio nas regiões austrais da América do Sul (Patagônia e sul do Brasil) em direção às porções mais ao norte do continente Sul-Americano. Nesse contexto enquadram-se algumas espécies detectadas principalmente durante a estação seca (inverno),

tais como o bem-te-vi-pirata (*Legatus leucophaeus*), o príncipe (*Pyrocephalus rubinus*), o suiriri (*Tyrannus melancholicus*), a tesourinha (*Tyrannus savana*), o sabiá-poca (*Turdus amaurochalinus*), a calhandra-de-três-rabos (*Mimus triurus*), a polícia-inglesa-do-sul (*Sturnella superciliaris*) e o caboclinho-de-barriga-vermelha (*Sporophila hypoxantha*).

Entretanto, alguns migrantes austrais ligados a ambientes aquáticos são mais frequentes e abundantes durante a estação chuvosa na planície pantaneira (Nunes & Tomas 2008). Dentre eles, a marreca-de-coleira (*Callonetta leucophrys*), a caraúna (*Plegadis chihi*), o tapicuru (*Phimosus infuscatus*) e o colhereiro (*Platalea ajaja*).

Outros como a garça-branca (*Ardea alba*), o tuiuiú (*Jabiru mycteria*) e o cabeça-seca (*Mycteria americana*) concentram-se em bandos mistos durante o final da estação seca, quando a baixa das águas aprisiona em lagoas e corixos, enormes quantidades de peixes e outros animais aquáticos (Oliveira 2006).

No período de seca, a escassez de alimento desencadeia movimentos em direção às regiões mais alagadas no norte do país. Para a Amazônia, migram grandes bandos de biguá (*Nannopterum brasiliense*), gavião-caramujeiro (*Rostrhamus sociabilis*) e carão (*Aramus guarauna*) durante o inverno e seca no Pantanal (Nunes & Tomas 2008). Ainda segundo Nunes & Tomas (2008), várias outras espécies ocorrentes no Pantanal realizam deslocamentos em maior ou menor escala pelo continente Sul-Americano, porém, ainda pouco conhecidos.

Neste grupo destacam-se as marrecas e os patos (*Dendrocygna viduata*, *D. autumnalis* e *Cairina moschata*); a mexeriqueira (*Vanellus cayanus*); a narceja (*Gallinago paraguayae*); o trinta-réis-grande (*Phaetusa simplex*); a asa-branca (*Patagioenas picazuro*); o papa-lagarta (*Coccyzus melacoryphus*); a guaracava-de-crista-alaranjada (*Myiopagis viridicata*) e o tiziu (*Volatinia jacarina*).

Pelo menos quatro espécies detectadas nesse estudo encontram-se presentes em alguma categoria de ameaça de extinção em âmbito global (IUCN 2015) e/ou nacional (ICMBio 2014). De acordo com a avaliação da IUCN (2015), espécies como o mutum-de-penacho (*Crax fasciolata*) e a arara-azul (*Anodorhynchus hyacinthinus*) foram incluídas na categoria Vulnerável (VU), enquanto a águia-cinzenta (*Urubitinga coronata*) foi categorizada como Ameaçada (EN). No entanto, em âmbito nacional (ICMBio 2014), as espécies *U. coronata* e o caboclinho-de-barriga-vermelha (*Sporophila hypoxantha*) encontram-se nas categorias EN e VU, respectivamente.

Ainda em âmbito global, espécies como a ema (*Rhea americana*), a jacutinga-de-garganta-azul (*Aburria grayi*) e o papagaio-galego (*Alipiopsitta xanthops*) encontram-se na categoria de Quase Ameaçada (NT). Por outro lado, na avaliação do ICMBio (2014), espécies como *A. hyacinthius*, *A. xanthops*, a arara-vermelha (*Ara chloropterus*) e o urubu-rei (*Sarcoramphus papa*) foram incluídas na categoria de NT.

O batuíruçu (*Pluvialis dominica*), assim como o pisa-n'água (*Phalaropus tricolor*) e o anambé-branco-de-bochecha-parda (*Tityra inquisitor*) estão incluídas na categoria de Dados Deficientes (ICMBio 2014). Ressalta-se que nesta categoria estão relacionadas as espécies cuja preocupação em termos de conservação é mais crítica, uma vez que pouco se conhece sobre sua biologia, distribuição e status de conservação.

Nunes (2010) e Desbiez *et al.* (2011) ressaltam que a atividade de caça no Pantanal é voltada principalmente ao porco-monteiro (*Sus scroffa*), espécie introduzida e asselvajada, e que a principal ameaça à conservação das espécies nativas na planície é a perda de habitat, devido ao desmatamento e a substituição e subsequente simplificação de paisagens naturais por pastagens cultivadas.

Ao contrário do que ocorre em várias outras regiões do Brasil, as populações de *R. americana* ainda são expressivas e viáveis no Pantanal como um todo, bem como nos planaltos do entorno (Nunes 2010). Regionalmente, sua densidade populacional foi estimada em 0,05 indivíduos por km², ou seja, aproximadamente 6.500 indivíduos em toda a planície pantaneira (Hasenclaver *et al.* 2004). Gräbin *et al.* (2012) verificaram que as estimativas de densidade de ema foram maiores em áreas de pastagens cultivadas, 2,030±0,411 indivíduos/km², sendo uma das espécies beneficiadas pelas intervenções humanas na paisagem.

Por outro lado, *S. hypoxantha* depende de campos nativos no Pantanal, onde passa o inverno austral alimentando-se das sementes de gramíneas nativas, tais como o rabo-de-burro (*Andropogon bicornis*) (Cestari 2006, Franz 2012, Dornas *et al.* 2013). Apesar de *U. coronata* também ocorrer em campos de pastagens cultivadas (Godoi *et al.* 2012), as paisagens naturais do Pantanal, composta por mosaicos de diversas unidades fitofisionômicas com predomínio de campos nativos, são essenciais à sua conservação (Chiaravalloti *et al.* 2009).

Embora ausente da lista nacional de espécies ameaçadas de extinção, as populações de arara-azul (*A. hyacinhtinus*) no Pantanal enfrentam sérios problemas de conservação devido a perda de sítios reprodutivos em como consequência do aumento na taxa de

desmatamento, fogo e ação do gado no interior da floresta (Nunes 2010, Santos Júnior *et al.* 2007).

Para Santos Júnior *et al.* (2006) este fenômeno pode ter como sério efeito secundário, a depressão populacional de araras-azuis no Pantanal, devido a menor oferta de sítios reprodutivos, comprometendo o recrutamento da população.

Efeito da heterogeneidade da paisagem na comunidade de aves

Verifica-se na Figura 1 que a maior parte das espécies que teve correlação maior que $|0,5|$ com o eixo PCOA1 está mais correlacionada com a porção negativa do eixo, o qual representa os pontos com maior heterogeneidade da paisagem. Tais espécies são principalmente insetívoras de sub-bosque, insetívoras escaladoras de troncos e frugívoras florestais de grande porte.

Resultados similares foram obtidos por Tizianel (2008), que verificou maior frequência de ocorrência das espécies representantes destes grupos em paisagens naturais e estruturalmente mais complexas. Na Floresta Nacional do Tapajós-PA, Henriques *et al.* (2008) relataram que dentre as espécies de sub-bosque, as insetívoras estão entre as mais suscetíveis e afetadas pelas alterações na estrutura do habitat devido o corte seletivo de árvores. Cintra & Cancelli (2008) verificaram que a heterogeneidade da paisagem produzida pela variação nos componentes de estrutura da floresta afeta o uso por *Hylophylax poecilinotus*, um insetívoro típico do sub-bosque de florestas intactas na Amazônia. Hansbauer *et al.* (2010) avaliaram como três espécies de sub-bosque respondem à estrutura da paisagem em uma área de Mata Atlântica fragmentada no sudeste do Brasil e verificaram que essas aves mostraram preferência por habitats estruturalmente mais complexos.

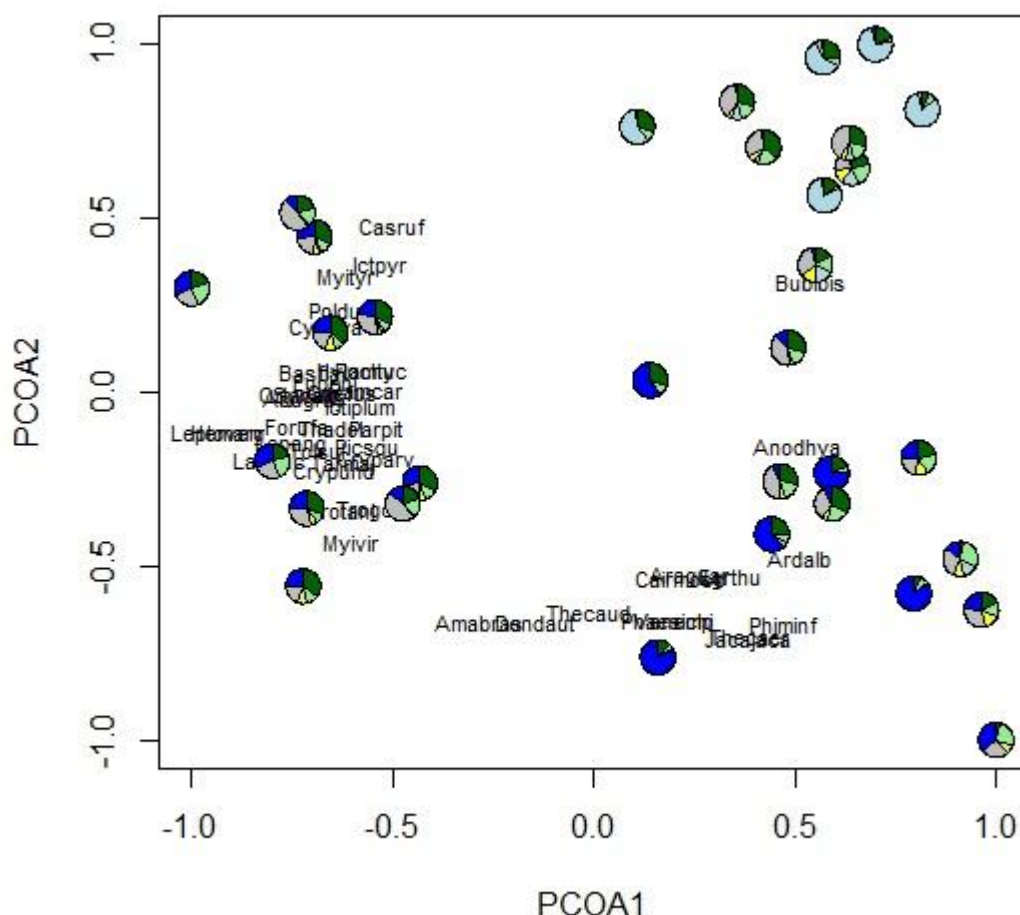


Figura 1. Análise de Coordenadas Principais (PCOA) da comunidade de aves mostrando os transectos amostrados (círculos e suas respectivas proporções de unidades de paisagem em ambas as estações chuvosa e seca) em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Unidades de paisagem: floresta (verde escuro), cerrado (verde claro), campo inundável (azul claro), campo limpo (amarelo), campo sujo (cinza), aquático (azul escuro).

Espécies típicas de ambientes aquáticos (e.g. *Ardea alba*, *Phimosus infuscatus* e *Jacana jacana*) tiveram maior correlação com a porção positiva do eixo. Tais resultados podem estar relacionados à menor heterogeneidade dos ambientes aquáticos, campos inundáveis e campos limpos, ou a medida de heterogeneidade usada nas análises não foi suficiente para captar a correlação. Estas aves tiveram maiores taxas de encontro em paisagens predominantemente alagadas durante a estação chuvosa, como a PN. Tais resultados são esperados, uma vez que estas espécies são ligadas a ambientes aquáticos (Sick 1997).

Na Figura 2A, verifica-se que a ordenação direta das espécies de aves no gradiente de estrutura da paisagem mostra correlação com a quantidade de habitats, notadamente as de

ambientes aquáticos. O gradiente de heterogeneidade das unidades de paisagem obtidos pela PCOA1 (Pillai Trace = 0,773; $F = 20,4034$; $Gl = 2$; $P = 0,0001$), explicou a composição da comunidade de aves nas três áreas amostradas, notadamente as espécies de áreas abertas, como os campos inundáveis (Figura 2B).

O segundo eixo do componente de coordenada principal explicou melhor a relação da estrutura da comunidade de aves com a heterogeneidade da paisagem nas áreas amostradas (Figura 3A). Os resultados da PCOA2 (Pillai Trace = 0,383; $F = 3,7165$; $Gl = 2$; $P = 0,05$), demonstram que o gradiente de heterogeneidade das unidades de paisagem explica melhor a composição da comunidade de aves, notadamente as aquáticas e de habitats florestados (Figura 3B).

Os resultados obtidos indicam que a comunidades de aves no oeste do Pantanal da Nhecolândia varia em função da heterogeneidade da paisagem, bem como em relação ao tamanho das unidades de paisagem e a sazonalidade da mesma.

Addicott *et al.* (1987) ressaltam que a quantidade de habitat na paisagem é uma variável relevante, afetando a biodiversidade através de vários processos ecológicos e biológicos (e.g. reprodução, mortalidade, dispersão, extinção local e interações entre espécies). O tamanho do habitat é o componente da paisagem mais importante e influencia a ocorrência, riqueza, composição e o “turnover” de espécies (Connor & McCoy 1979, Blake & Karr 1987, Laurance *et al.* 2002, Doman *et al.* 2007, Katayama *et al.* 2014).

Estudos realizados por Figueira *et al.* (2006, 2011), Signor & Pinho (2011) e Pinho & Marini (2012) no Pantanal de Poconé, MT, revelaram que a estrutura e dinâmica da comunidade de aves na planície estão fortemente ligados à heterogeneidade e sazonalidade da paisagem. Paisagens estruturalmente mais complexas influenciam a qualidade de habitat e, por conseguinte, a composição das comunidades de animais (MacArthur & Wilson 1967, Roth 1976).

Habitats mais heterogêneos permitem a coexistência de várias espécies uma vez que eles oferecem os requisitos ecológicos específicos de cada espécie e permitem a segregação espacial das espécies, reduzindo o potencial de competição (May 1986, Blake & Karr 1987, Báldi 2007).

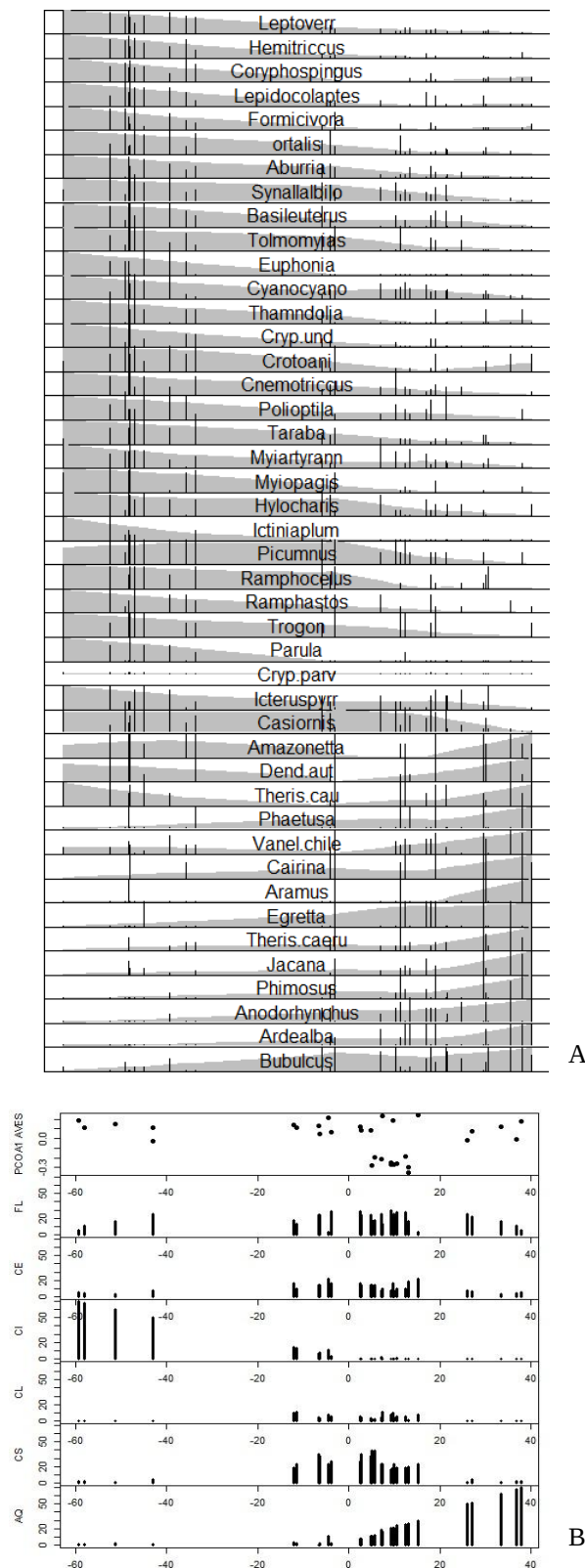


Figura 2. Comunidade de aves em função das unidades de paisagem (ha) em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. A - Ordenação direta das espécies de aves no gradiente das unidades de paisagem. Barras representam a taxa de encontro das espécies. B - Complexidade da paisagem em função do primeiro eixo do componente de coordenada principal (PCOA1) da estrutura da paisagem.

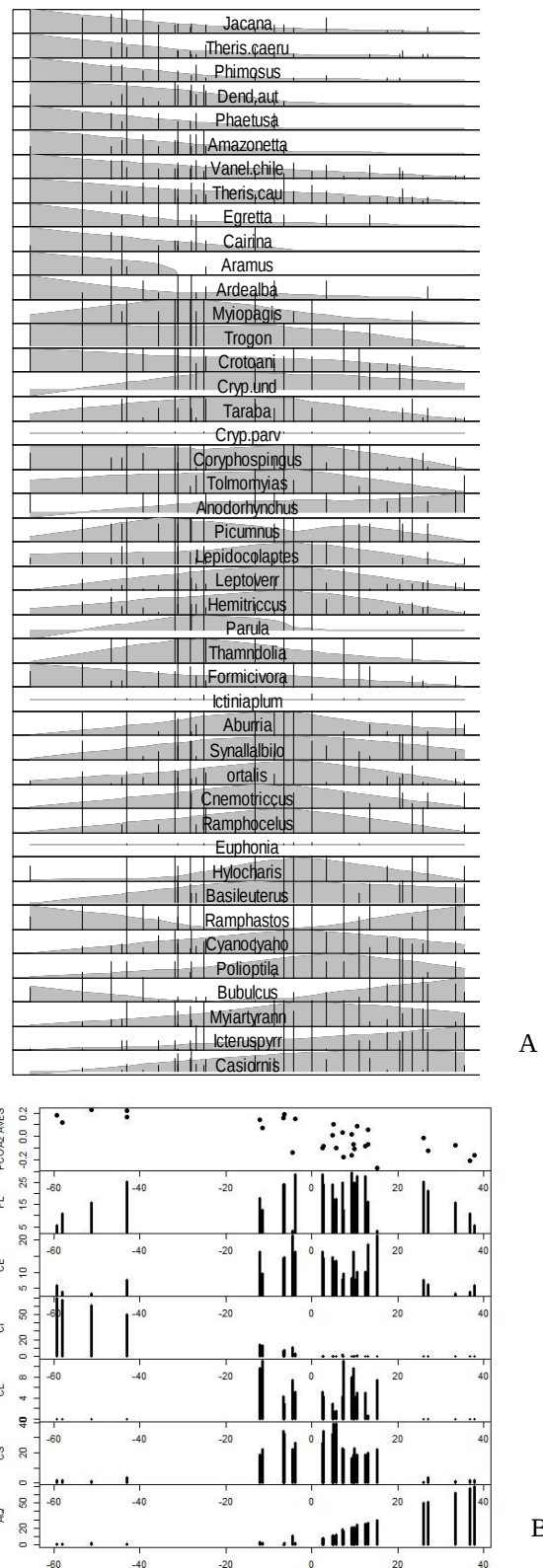


Figura 3. Comunidade de aves em função das unidades de paisagem (ha) em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. A - Ordenação direta das espécies de aves no gradiente das unidades de paisagem. Barras representam a taxa de encontro das espécies. B - Complexidade da paisagem em função do segundo eixo do componente de coordenada principal (PCOA2) da estrutura da paisagem.

Campos sazonalmente inundáveis, situados em porções mais baixas do relevo, corresponderam a ambientes menos complexos no Pantanal. Tizianel (2008) verificou que no outro extremo de complexidades, estão as fitofisionomias arbustivas e arbóreas, como o cerrado stricto sensu e formação florestais, em porções mais elevadas do relevo. Ainda de acordo com Tizianel (2008), as pastagens cultivadas, assim como os campos sazonalmente inundáveis, corresponderam aos ambientes de menor complexidade.

Para Tizianel (2008) e Tomas *et al.* (2009), a implantação de pastagens cultivadas no Pantanal afeta o ecossistema de duas maneiras distintas, através da simplificação de uma paisagem originalmente heterogênea e complexa, pela eliminação das unidades de paisagem como cordilheira (mata semidecídua e cerradão) e cerrado e, pela simplificação da composição e a eliminação da estrutura de habitats campestres.

Bao *et al.* (2015) verificaram significativas diferenças na diversidade e estrutura florística entre pastagens nativas e cultivadas no Pantanal, notadamente na estação seca. Ainda de acordo com Bao *et al.* (2015), tal fato se deve à alta competitividade e elevado sucesso de colonização da gramínea exótica *Urochloa humidicola* sobre as espécies nativas. Almeida *et al.* (2011) estudaram as comunidades de besouros em dois sistemas de manejo no cerrado de Minas Gerais e verificaram que a conversão de campos nativos em pastagens exóticas leva a uma perda na riqueza local de espécies, aumentando o domínio e as mudanças na composição de espécies.

Na área com pastagens cultivadas (PC) ocorreu baixa taxa de encontro de várias espécies, notadamente as florestais (e.g. insetívoras de sub-bosque, insetívoras escaladoras de troncos e frugívoras florestais de grande porte). Por outro lado, espécies comuns na região (Nunes *et al.* 2009), não foram detectadas em PC. Neste contexto enquadram-se tanto espécies de áreas abertas (e.g. *Rhynchotus rufescens*, *Crypturellus parvirostris*, *Synallaxis albens*, *Saltator coerulescens* e *Sicalis flaveola*) como aquelas dependentes de habitats florestados (e.g. *Crypturellus tataupa*, *Patagioenas cayennensis*, *Pteroglossus castanotis*, *Thamnophilus sticturus*, *Tolmomyas sulphureus* e *Euphonia chlorotica*).

Mulwa *et al.* (2012) verificaram que em Kakamega, no Quênia, a diversidade e abundância de aves aumenta significativamente conforme aumenta a heterogeneidade estrutural da paisagem. Os mesmos autores ressaltam ainda, que paisagens florestais fragmentadas e entremeadas por campos agrícolas tendem a ter reduzida diversidade e abundância de espécies.

Estudos realizados por Martensen *et al.* (2008) em paisagens de Mata Atlântica fragmentadas revelaram a existência de um limiar para a perda de habitats onde drásticas mudanças na riqueza e abundância de espécies ocorrem, uma vez que paisagens com maior proporção de habitat são significativamente mais ricas em número de espécies que outras.

Os modelos de colonização-extinção propostos por Fahrig (2002) prevêm que a fragmentação pode aumentar o limite de extinção em até 80% das espécies em habitats florestais e a quantidade de habitat necessário para persistência das mesmas pode variar de 5 a 80% da paisagem dependendo da sua integridade. No entanto, Fahrig (2003) e Jackson & Fahrig (2012) destacam que comparado ao processo de fragmentação, a perda de habitat tende a ter um efeito muito maior sobre a biodiversidade.

Pardini *et al.* (2010) desenvolveram modelos conceituais para avaliar os mecanismos e as consequências das alterações antrópicas na biodiversidade de mamíferos em paisagens de Mata Atlântica fragmentadas no sudeste do Brasil. Os resultados obtidos por Pardini *et al.* (2010) indicam que o risco de extinção local é definido pelo tamanho da mancha florestal e as taxas de imigração na paisagem, que atenuam as perdas locais de espécies. No entanto, dependendo do grupo taxonômico e da escala espacial, a riqueza pode ter relação negativa com o aumento da heterogeneidade de habitat (Tews *et al.* 2004, Báldi 2007, González-Megias *et al.* 2007, Silva *et al.* 2010).

Paisagens com habitats florestais altamente fragmentados, o tamanho das remanescentes e o isolamento podem complementar o efeito da perda de habitat. Desta forma, perda de espécies ou diminuição no tamanho das populações será maior do que o efeito da área (Andrén 1994). Smith *et al.* (2011), alertam que os efeitos das alterações da paisagem sobre a diversidade de aves dependem da escala considerada, pois para algumas espécies os efeitos da fragmentação e perda de qualidade de habitat podem ser positivos em determinada escala e negativo em outra. Kolasa *et al.* (2012)

Efeito da heterogeneidade da paisagem nos grupos funcionais de aves

O tamanho e a heterogeneidade das unidades de paisagem influenciaram as taxas de encontro dos grupos funcionais no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. A seguir são apresentados os resultados das Análises de Coordenadas Principais (PCOA) para os principais grupos de guildas tróficas na comunidade de aves.

Verifica-se que dentre as aves carnívoras de grande porte, notadamente o gavião-caboclo (*Heterospizias meridionalis*), o gavião-preto (*Urubitinga urubitinga*), o gavião-pernilongo (*Geranospiza caerulescens*), a coruja-buraqueira (*Athene cunicularia*), o falcão-de-coleira (*Falco femoralis*) e o cauré (*Falco rufigularis*), estão mais relacionadas a transectos com maior proporção de campo sujo.

Aves de rapina tendem a ocupar habitats mais abertos (Sick 1997, Petersen *et al.* 2011). Por outro lado, o falcão-relógio (*Micrastur semitorquatus*) está mais associado aos habitats com maior proporção de floresta e cerrado, sendo obtidas as maiores taxas de encontro ($10,0 \pm 3,5$ contatos a cada 100 km percorridos) em NH.

O gênero *Micrastur* substitui as espécies de *Falco* em habitats densamente florestados (Eduardo *et al.* 2007, Sigrist 2009). As espécies do gênero *Micrastur* são essencialmente florestais e estabelecem um ou dois territórios a cada 100 ha, com alta fidelidade ao território (Thorstrom 2007, Thorstrom *et al.* 2001).

Entretanto, para o gavião-carijó (*Rupornis magnirostris*) foram obtidas maiores taxas de encontro na NH, com $35,0 \pm 9,7$ encontros a cada 100 km percorridos. Tais resultados podem estar associados à maior complexidade e heterogeneidade da paisagem. Anderson (2001) verificou significativa relação entre a diversidade, densidade e riqueza de aves de rapina, incluindo *R. magnirostris*, com o aumento da heterogeneidade da paisagem em Honduras.

Para espécies piscívoras como o tuiuiú (*Jabiru mycteria*), o trinta-réis-grande (*Phaetusa simplex*) e as garças (*Ardea cocoi* e *A. alba*), bem como o malacófago *Rostrhamus sociabilis*, verifica-se que elas estão mais relacionadas com o eixo positivo, onde estão os transectos com menor heterogeneidade, ou seja, ambientes aquáticos.

Espécies como *J. mycteria*, *A. alba* e *A. cocoi* foram mais abundantes em corpos-d'água maiores e mais profundos, como as baías da PC. Tais resultados estão relacionados às táticas de forrageio destes piscívoros que possuem pernas esguias, as quais lhes permitem aventurar longe das margens para capturar suas presas evitando assim, competição com as espécies piscívoras menores (Oliveira 2006, Alves *et al.* 2012).

Carnívoros de médio e pequeno porte

Para os carnívoros Não-Passeriformes (Figura 5), verifica-se que o gradiente de heterogeneidade das unidades de paisagem obtidos pela PCOA1 (Pillai Trace = 0,759; F =

18,9547; $Gl = 2$; $P = 0,0001$) explicou a composição da comunidade de aves nas três áreas amostradas. No entanto, o gradiente de heterogeneidade das unidades de paisagem obtidos pela PCOA2 (Pillai Trace = 0,201; $F = 1,5087$; $Gl = 2$; $P = 0,260$) não explicaram a composição da comunidade de aves. A maior parte das espécies que teve correlação maior que $|0,5|$ como eixo PCOA1 está mais correlacionada com a porção positiva do eixo, o qual representa os transectos com menor heterogeneidade da paisagem (e.g. ambientes aquáticos e campos sujos).

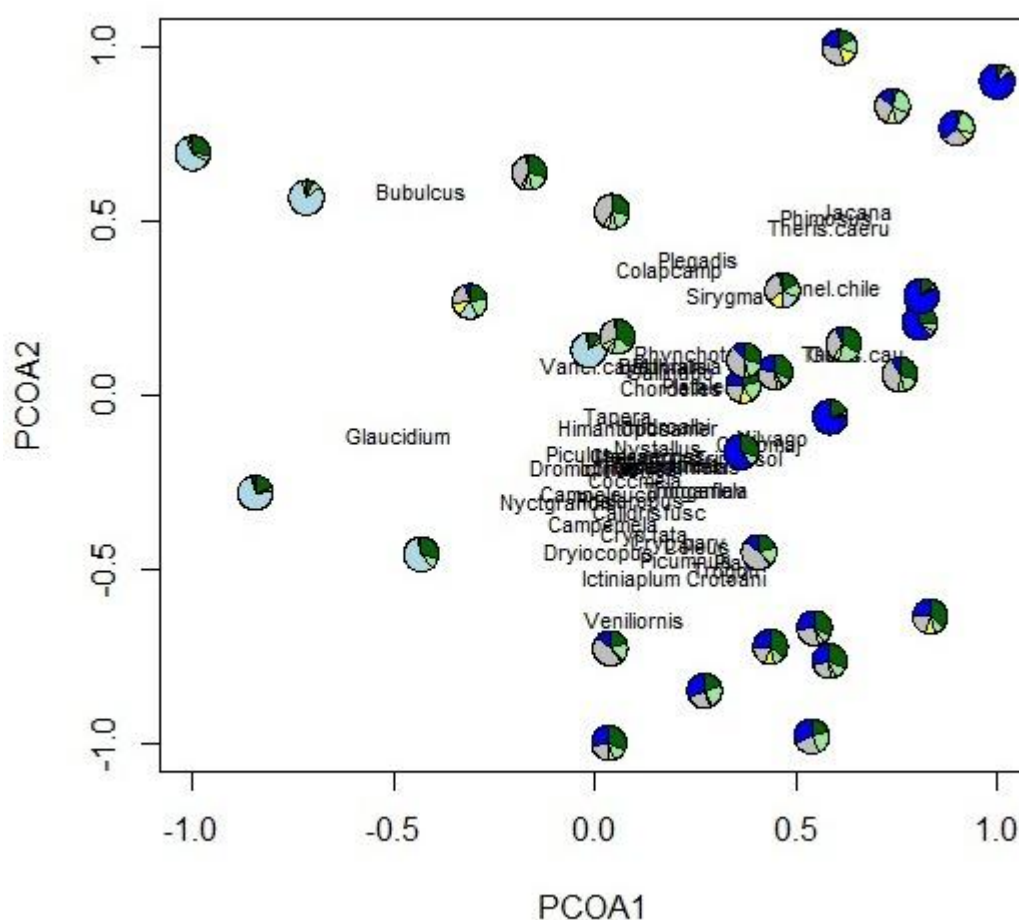


Figura 5. Análise de Coordenadas Principais (PCOA) da comunidade de aves carnívoras de médio e pequeno porte Não-Passeriformes mostrando os transectos amostrados (círculos e suas respectivas proporções de unidades de paisagem em ambas as estações chuvosa e seca) em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Unidades de paisagem: floresta (verde escuro), cerrado (verde claro), campo inundável (azul claro), campo limpo (amarelo), campo sujo (cinza), aquático (azul escuro).

Espécies aquáticas estão mais relacionadas aos transectos com maiores áreas de ambientes aquáticos. As maiores taxas de encontro destas espécies foram obtidas durante a

estação chuvosa. Resultados similares foram obtidos por Figueira *et al.* (2011) no Pantanal de Poconé, Mato Grosso.

Neste contexto enquadram-se os insetívoros em ambientes aquáticos e/ou palustres como a curicaca-real (*Theristicus caerulescens*), o tapicuru-de-cara-pelada (*Phimosus infuscatus*), o pernilongo-de-costas-brancas (*Himantopus melanurus*), os maçaricos (*Tringa flavipes*, *T. solitaria*, *Calidris fuscicollis* e *C. melanotos*) e a jaçanã (*Jacana jacana*). Espécies limícolas boreais (e.g. *Phalaropus tricolor*, *T. flavipes*, *T. melanoleuca*, *T. solitaria*, *C. fuscicollis* e *C. melanotos*) foram mais abundantes em Nhumirim, notadamente em salinas.

Nunes *et al.* (2011, 2013) ponderam que salinas são habitats extremamente importantes para aves migratórias boreais no Pantanal. Por outro lado, áreas de campos nativos (campos inundáveis) são tidas como importantes sítios de internada para espécies como o batuiçu (*Pluvialis dominica*) e o maçarico-do-campo (*Bartramia longicauda*) (Nunes *et al.* 2013).

As maiores taxas de encontro para as espécies insetívoras escaladoras de troncos como os pica-paus *Picumnus albosquamatus*, *Veniliornis passerinus* e *Celeus lugubris* estão associadas aos transectos com maior proporção de floresta e cerrado. Entretanto, o pica-pau-do-campo (*Colaptes campestris*) está mais relacionado a habitats com predomínio de campos (campo inundável, campo limpo e campo sujo).

Estudos realizados por Nunes *et al.* (2010) em manchas florestais no oeste da Nhecolândia, MS, sugerem que *C. lugubris* responde negativamente à fragmentação e isolamento de manchas florestais, bem como a alterações na estrutura do sub-bosque. Yabe *et al.* (2010) relataram que *C. lugubris* se desloca no máximo a 262 m entre as manchas florestais no Pantanal do Abobral, sendo uma das espécie insetívoras escaladoras de troncos mais afetada pelo desmatamento e fragmentação de habitats florestados.

Espécies de aves insetívoras de áreas abertas e/ou antropizadas em sua maioria tiveram maiores taxas de encontro em transectos com maior proporção de campo sujo (e.g. *Rynchotus rufescens*, *Syrigma sibilatrix*, *Crotophaga ani*, *Dromococcyx phasianellus*, *Tapera naevia* e *Podager nacunda*). Tal fato pode estar relacionado à maior estratificação da paisagem em campos sujos. MacArthur & MacArthur (1961), Karr & Roth (1971) e Tizianel (2008) ponderam que paisagens com maior estratificação e heterogeneidade oferecem mais nichos tróficos a serem explorados pela avifauna local.

A garça-vaqueira (*Bubulcus ibis*), no entanto, teve maiores taxas de encontro durante a estação seca e em habitats com predomínio de campos inundáveis, locais estes, onde se

concentra as melhores pastagens e, por conseguinte os rebanhos de bovinos que essas aves costumam seguir para forragear os insetos afugentados (Sick 1997, Bella & Azevedo- Júnior 2007).

Com relação aos carnívoros Passeriformes de médio e pequeno porte (Figura 6) verifica-se que os gradientes de heterogeneidade das unidades de paisagem obtidos pela PCOA1 (Pillai Trace = 0,648; F = 11,0517; Gl = 2; P = 0,002) e PCOA2 (Pillai Trace = 0,595; F = 8,8097; Gl = 2; P = 0,004), explicaram a composição da comunidade de aves nas três áreas amostradas.

A maior parte das espécies que teve correlação maior que $|0,5|$ como eixo PCOA1 está mais correlacionada à porção negativa do eixo, o qual representa os transectos com maior heterogeneidade da paisagem (e.g. floresta e cerrado). Dentre elas destacam-se os insetívoros de sub-bosque (*Tolmomyias sulphurescens*, *Hemitriccus margaritaceiventer*, *Poecilatriccus latirostris*, *Myiopagis viridicata*, *Cnemotriccus fuscatus*, *Myiothlypis flaveola*, *Taraba major*, *Synallaxis albilora* e *Thamnophilus sticturus*), insetívoros escaladores de tronco (*Lepidocolaptes angustirostris* e *Campylorhamphus trochilirostris*) e alguns insetívoros de borda e /ou áreas antropizadas (*Formicivora rufa* e *Thamnophilus doliatus*).

Espécies insetívoras de sub-bosque, bem como as escaladoras de tronco estão entre os grupos mais sensíveis às alterações na paisagem e habitat florestados (Anjos & Soares 1999, Sekercioğlu *et al.* 2002). Aves insetívoras de sub-bosque como *P. latirostris*, *M. flaveola*, *S. albilora* e *C. trochilirostris* são negativamente afetadas pela redução e fragmentação de florestas, como verificado por estudos realizados por Nunes (2009) e Nunes *et al.* (2010). Os mesmos autores relatam ainda, que alterações na estrutura do habitat florestal devido ao pastejo e pisoteio do gado bovino podem afetar drasticamente as probabilidades de essas espécies ocuparem manchas florestais no Pantanal.

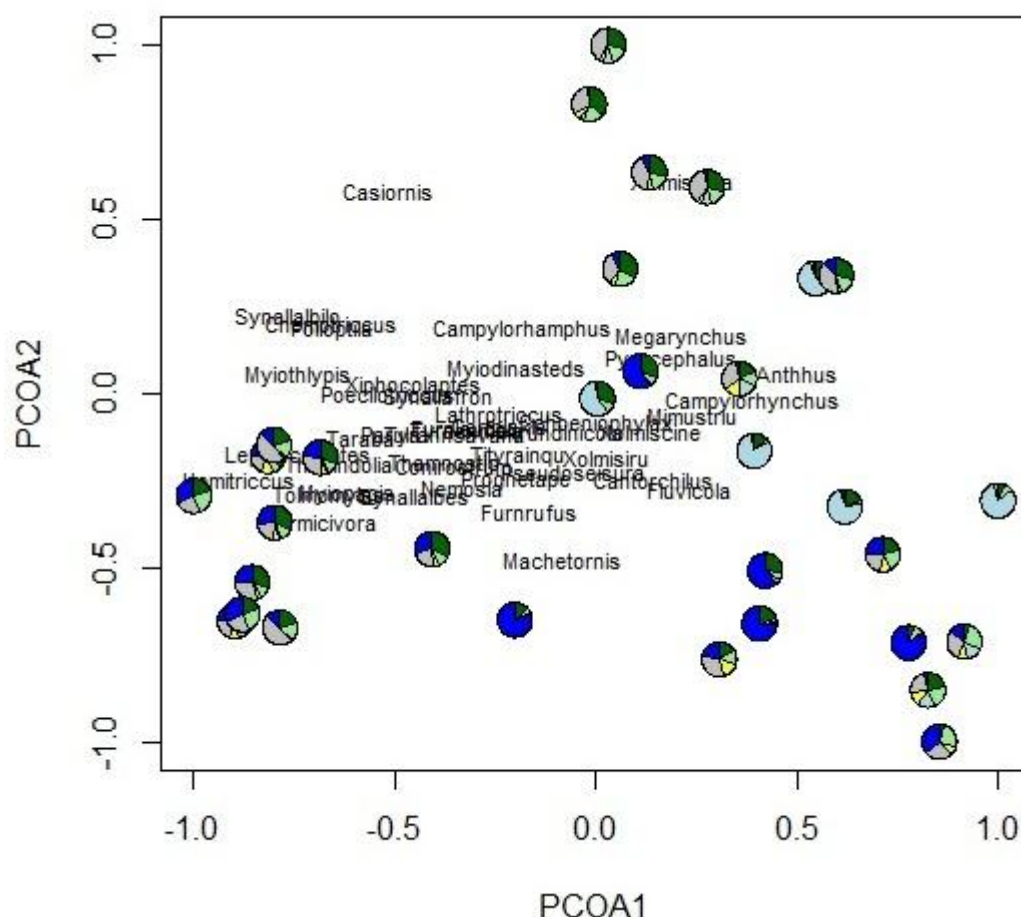


Figura 6. Análise de Coordenadas Principais (PCOA) da comunidade de aves carnívoras de médio e pequeno porte Passeriformes mostrando os transectos amostrados (círculos e suas respectivas proporções de unidades de paisagem em ambas as estações chuvosa e seca) em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Unidades de paisagem: floresta (verde escuro), cerrado (verde claro), campo inundável (azul claro), campo limpo (amarelo), campo sujo (cinza), aquático (azul escuro).

Entretanto, para espécies insetívoras de áreas abertas como a lavadeira-de-cara-branca (*Fluvicola albiventer*), as noivinhas (*Xolmis irupero*, *X. cinereus* e *X. velatus*), o caminheiro-zumbidor (*Anthus lutescens*) e a andorinha-do-campo (*Progne tapera*) foram obtidas elevadas taxas de encontro em habitats com maior proporção de campos inundáveis. *Progne tapera* é uma espécie insetívora aérea comum em áreas abertas onde captura suas presas em pleno voo, enquanto as espécies do gênero *Xolmis* efetuam a tática de forrageio “aerial hawk”, na qual realizam perseguição aérea atrás da presa a partir de um poleiro (Sick 1997).

Migrantes austrais como a calhandra-de-três-rabos (*Mimus triurus*) e o príncipe (*Pyrocephalus rubinus*) estão mais relacionados aos habitats com maiores áreas de campo sujo. Willis & Vielliard (1989) relatam que *M. triurus* prefere os arbustos em zonas abertas, gramados ou árvores pequenas, voando até o chão para apanhar insetos.

Herbívoros

Para as aves frugívoras (Figura 7) verifica-se que os gradientes de heterogeneidade das unidades de paisagem obtidos pela PCOA1 (Pillai Trace = 0,364; $F = 3,4410$; $G1 = 2$; $P = 0,06$) e PCOA2 (Pillai Trace = 0,226; $F = 1,7514$; $G1 = 2$; $P = 0,21$) não explicaram a composição da comunidade de aves nas três áreas amostradas. Entretanto, a maior parte das espécies que teve correlação maior que $|0,5|$ como eixo PCOA1 está mais correlacionada com a porção negativa do eixo, o qual representa os transectos com maior heterogeneidade da paisagem, notadamente floresta e cerrado.

Espécies frugívoras como o jaó (*Crypturellus undulatus*), a jacutinga-de-garganta-azul (*Aburria grayi*) e a aracuã (*Ortalis canicollis*) tiveram maiores taxas de encontro em transectos com maior proporção habitats florestados (floresta e cerrado). As maiores taxas de encontro dessas espécies foram obtidas em NH cujas áreas de florestas são comparativamente maiores em relação às demais áreas amostradas.

Aves frugívoras de grande porte ocorrem preferencialmente em florestas primárias, embora *O. canicollis* possa ocorrer também em áreas secundárias e capoeiras (Wallace *et al.* 2001, Brooks & Fuller 2006, Desbiez & Bernardo 2011).

Frequentemente estas espécies dependem de grandes áreas para estabelecer territórios e reproduzir-se (Wallace *et al.* 2001, Brooks & Fuller 2006). Devido sua grande mobilidade na paisagem, os frugívoros de grande porte exercem importante papel no processo de dispersão de sementes e regeneração de ecossistemas florestais (Strahl & Grajal 1991, Brooks & Fuller 2006, Muñoz & Kattan 2007, Ragusa-Netto 2014).

Os columbídeos *Patagioenas cayennensis* e *Leptotila rufaxilla* só foram detectados em habitats florestados na Fazenda Nhumirim, muito embora possam atuar como predadores de sementes de determinadas espécies de plantas (Sick 1997).

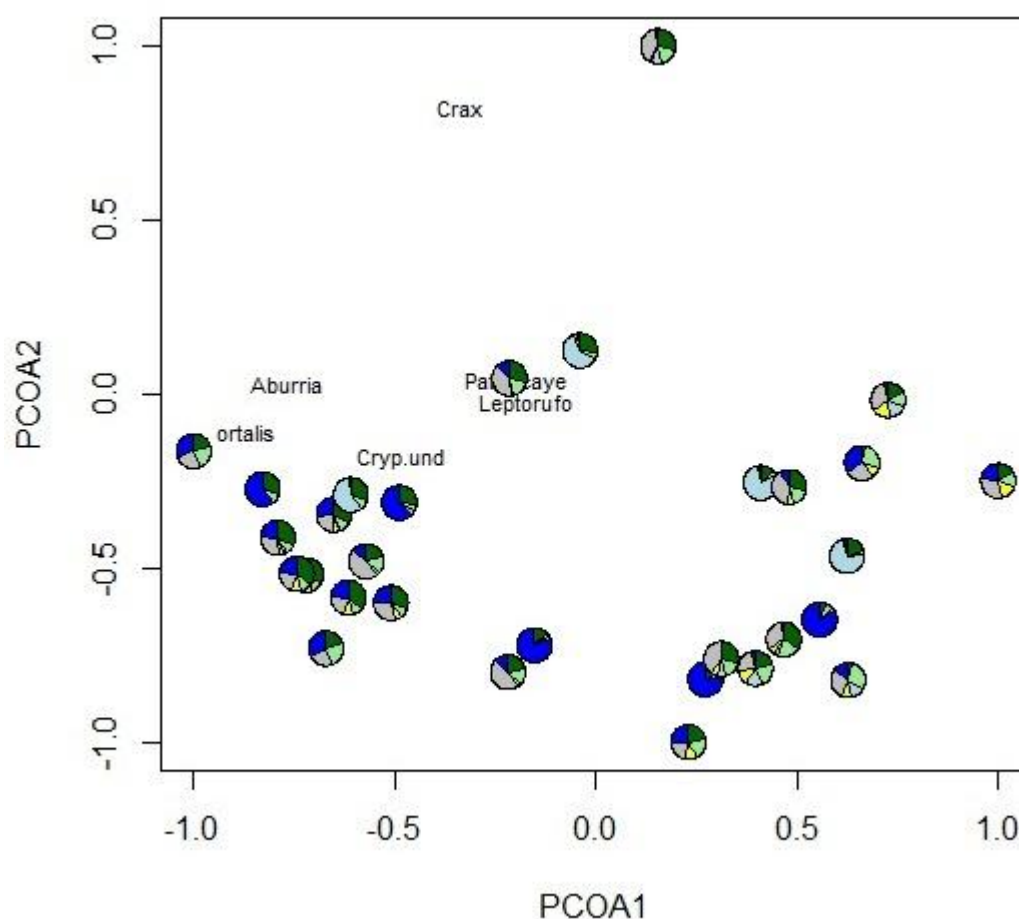


Figura 7. Análise de Coordenadas Principais (PCOA) da comunidade de aves frugívoras mostrando os pontos amostrais (círculos e suas respectivas proporções de unidades de paisagem em ambas as estações chuvosa e seca) em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Unidades de paisagem: floresta (verde escuro), cerrado (verde claro), campo inundável (azul claro), campo limpo (amarelo), campo sujo (cinza), aquático (azul escuro).

Considerando as espécies predadoras de sementes (granívoras e/ou frugívoras, Figura 8) verifica-se que o gradiente de heterogeneidade das unidades de paisagem obtidos pela PCOA1 (Pillai Trace = 0,811; $F = 25,7255$; $Gl = 2$; $P = < 0,05$) explicou a composição da comunidade de aves nas três áreas amostradas. No entanto, o mesmo não ocorreu com o gradiente de heterogeneidade da paisagem obtido pela PCOA2 (Pillai Trace = 0,205; $F = 1,5519$; $Gl = 2$; $P = 0,25$).

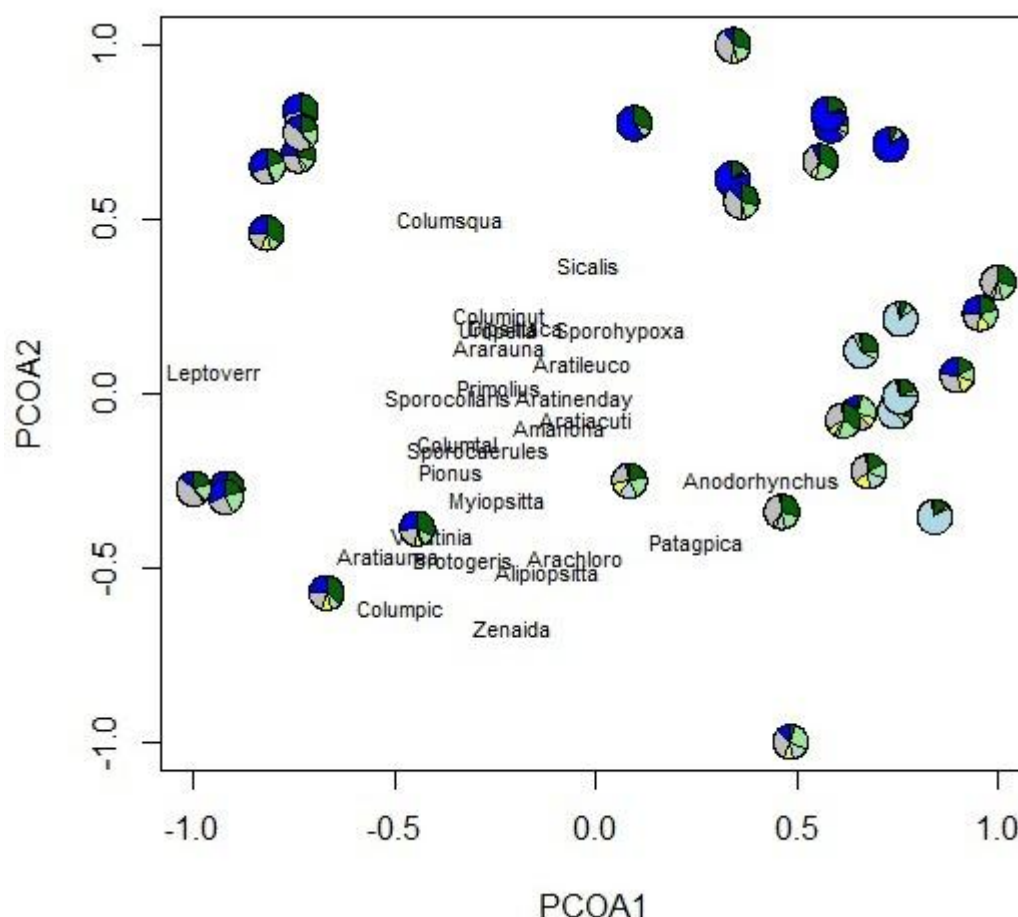


Figura 8. Análise de Coordenadas Principais (PCOA) da comunidade de aves predadoras de sementes (granívoras e/ou frugívoras) mostrando os transectos amostrados (círculos e suas respectivas proporções de unidades de paisagem em ambas as estações chuvosa e seca) em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Unidades de paisagem: floresta (verde escuro), cerrado (verde claro), campo inundável (azul claro), campo limpo (amarelo), campo sujo (cinza), aquático (azul escuro).

As maiores taxas de encontro de juriti-pupu (*Leptotila verreauxi*) e dos psitacídeos (*Aratinga aurea*, *Brotogeris chiriri*, *Alipiopsitta xanthops*, *Ara chloropterus* e *Pionus maximiliani*) foram obtidas em transectos com maior proporção de habitats florestados. A arara-azul (*Anodorhynchus hyacinthinus*) e o caboclinho-de-barriga-vermelha (*Sporophila hypoxantha*) tiveram maiores taxas de encontro em transectos com maior proporção de campo inundável.

Araras-azuis (*A. hyacinthinus*) alimentam-se em grande parte, do endosperma dos cocos de acuri (*Attalea phalerata*), os quais frequentemente são coletados e consumidos no

solo em áreas de ruminação do gado bovino, tais como o campos inundáveis (Schneider *et al.* 2006).

O comportamento de descer ao solo para alimentar-se em áreas de ruminação noturna do gado pode sugerir que essas aves foram comensais, seguidoras da extinta megafauna neotropical, reproduzindo o mesmo comportamento depois da introdução do gado bovino nas áreas autóctones (Yamashita 1997).

No entanto, ressalta-se que a maioria dos grandes psitacídeos (e.g. *A. hyacinthinus*, *A. chloropterus* e *P. maximiliani*) depende de habitats florestados para se reproduzir, uma vez que nidificam em cavidades escavadas em troncos de grandes árvores que crescem no interior da floresta (Sick 1997). No Pantanal, mais de 80% das cavidades utilizadas como ninhos pelas araras-azuis (*A. hyacinthinus*) são escavadas em troncos de manduvi (*Sterculia apetala*), os quais crescem exclusivamente em habitats florestais como cordilheiras e capões (Santos Júnior *et al.* 2007).

Várias espécies de caboclinhos, incluindo *S. hypoxantha*, formam bandos mistos acompanhando a maturação das sementes de rabo-de-burro (*Andropogon bicornis*), gramínea nativa e abundante em campos inundáveis na planície pantaneira, notadamente em áreas de vazantes (Cestari 2006).

No entanto, espécies como a asa-branca (*Patagioenas picazuro*) e o canário-da-terra (*Sicalis flaveola*) estão mais associados a campos sujos. As maiores taxas de encontro de *P. picazuro* foram registradas na estação seca, notadamente em NH e PC.

Tais resultados podem estar associados ao período de frutificação da canela-de-seriema (*Croton glandulosus*), erva anual e abundante em campos sujos nas duas áreas citadas. A espécie *P. picazuro* é migratória e estende seus domínios acompanhando os desmatamentos, aparecendo em grandes quantidades em habitats abertos e alterados (Willis & Oniki 1987).

Onívoros

Para as aves onívoras (Figura 9) os gradientes de heterogeneidade das unidades de paisagem obtidos pela PCOA1 (Pillai Trace = 0,509; F = 6,2178; Gl = 2; P = 0,01) e PCOA2 (Pillai Trace = 0,470; F = 5,3261; Gl = 2; P = 0,02) explicaram a composição da comunidade de aves nas três áreas amostradas.

A maior parte das espécies que teve correlação maior que $|0,5|$ com o eixo PCOA1 está mais correlacionada com a porção negativa do eixo, o qual representa os transectos com maior heterogeneidade da paisagem (e.g. floresta e cerrado).

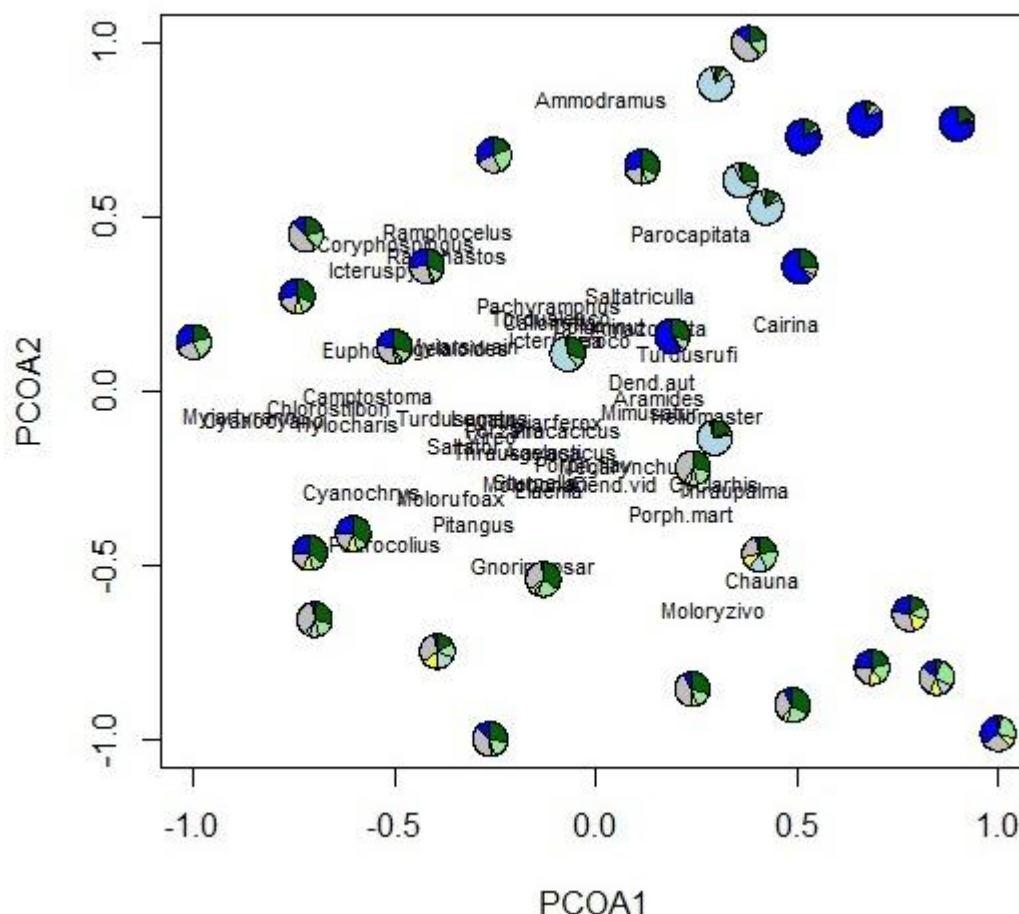


Figura 9. Análise de Coordenadas Principais (PCOA) da comunidade de aves onívoras mostrando os pontos amostrais (círculos e suas respectivas proporções de unidades de paisagem em ambas as estações chuvosa e seca) em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Unidades de paisagem: floresta (verde escuro), cerrado (verde claro), campo inundável (azul claro), campo limpo (amarelo), campo sujo (cinza), aquático (azul escuro).

Espécies folívoras/insetívoras tais como os anatídeos (*Dendrocygna autumnalis* e *Cairina moschata*) e os ralídeos (e.g. *Aramides cajanea*) estão mais associadas a habitats com maior proporção de ambientes aquáticos. O pato-do-mato (*C. moschata*) foi avistado apenas na estação chuvosa e as maiores taxas de encontro para o mesmo foram obtidas na PN, com $22,0 \pm 5,4$ encontros em 100 km de transectos percorridos.

Estes resultados refletem bem as exigências ecológicas da espécie que no Pantanal, demonstra preferência por áreas alagadas rasas com capim baixo, tal como as vazantes e campos inundados durante a estação chuvosa (Gwynne *et al.* 2010).

Em habitats com maior proporção de campos inundáveis na paisagem foram obtidas maiores taxas de encontro para espécies como o bico-reto-azul (*Heliomaster furcifer*), o sabiá-do-campo (*Mimus saturninus*), o tico-tico-do-campo (*Ammodramus humeralis*), a cavalaria (*Paroaria capitata*).

Tais resultados são esperados uma vez que estas aves são comuns e abundantes neste tipo de habitat (Sick 1997). No entanto, as maiores taxas de encontro de *A. humeralis* na NH e PN chamam atenção, uma vez que tais áreas não sofreram intervenções humanas. Estes resultados, no entanto, contrapõem aqueles obtidos por Tizianel (2008) que obteve maior frequência de ocorrência dessas aves em áreas de pastagens cultivadas.

A maioria dos onívoros está associada aos transectos com maiores áreas de habitats florestados e campos sujos. Neste contexto enquadram-se alguns icterídeos (*Icterus pyrropterus*, *Psarocolius decumanus* e *Procacicus solitarius*), as gralhas (*Cyanocorax cyanomelas* e *C. chrysops*), os beija-flores (*Chlorostilbon lucidus* e *Hylocharis chrysura*), a pipira-vermelha (*Ramphocelus carbo*), o fim-fim (*Euphonia chlorotica*) e os tiranídeos (e.g. *Camptostoma obsoletum* e *Myiarchus tyrannulus*).

Ressalta-se que tais resultados possivelmente estejam associados à maior complexidade do habitat nestas unidades de paisagem, que por sua vez pode oferecer maiores oportunidades e nichos ecológicos a serem explorados por uma gama de espécies.

De modo geral, a maioria das espécies no Pantanal depende de múltiplos habitats para sobreviver ao longo do ano, em função da sazonalidade de habitats e recursos trazidos pelas inundações sazonais (Figueira *et al.* 2006, 2011; Signor & Pinho 2011).

Conclusões

Para alguns grupos de aves, notadamente as aquáticas, verificou-se grande variação nas taxas de encontro entre as estações chuvosa e seca, indicando que a sazonalidade da paisagem afeta drasticamente a dinâmica das comunidades de aves no oeste do Pantanal da Nhecolândia.

O oeste do Pantanal da Nhecolândia é uma importante rota migratória e sítio de parada e/ou invernada para várias espécies migratórias de longa distância (boreais), bem como para aves que fogem do inverno nas porções mais austrais da América do Sul em direção ao Centro-Oeste e Norte do Brasil.

No oeste do Pantanal da Nhecolândia podem ser encontradas várias espécies ameaçadas (e.g. *Anodorhynchus hyacinthius*, *Crax fasciolata*, *Urubitinga coronata* e *Sporophila hypoxantha*) e quase ameaçadas de extinção em âmbito global e nacional (e.g. *Rhea americana*, *Aburria grayi*, *Ara chloropterus*, *Alipiopsitta xanthops* e *Sarcoramphus papa*). Muitas dessas espécies ainda mantêm populações vigorosas na planície do Pantanal, fato que o torna um importante refúgio biológico para aves ameaçadas de extinção na América do Sul.

A comunidade de aves no oeste do Pantanal da Nhecolândia é fortemente correlacionada e estruturada em função da heterogeneidade da paisagem e extremamente dependente do mosaico composto pelas unidades de paisagem. No entanto, a quantidade de habitat também é um fator importante influenciando a comunidade de aves.

Grupos funcionais como as aves insetívoras de sub-bosque (*Synallaxis albilora*, *Tolmomyias sulphurescens*, *Poecilatriccus latirostris*, *Cnemotriccus fuscatus* e *Myiothlypis flaveola*), as escaladoras de troncos (*Celeus lugubris* e *Campylorhamphus trochilrostris*) e as frugívoras de grande porte (*Crypturellus undulatus* e *Aburria grayi*) estão entre os mais sensíveis aos efeitos das intervenções humanas na paisagem. Desta forma esses grupos podem ser utilizados como bons indicadores em estudos de monitoramento de impactos de origem antrópica nas paisagens do Pantanal.

Intervenções humanas na paisagem reduzem drasticamente a heterogeneidade da paisagem no Pantanal, reduzindo a diversidade de aves e levando à extinção local grupos funcionais mais sensíveis às alterações no habitat. Tais ações podem comprometer seriamente os processos ecológicos no ecossistema (e.g polinização, recrutamento e manutenção de florestas e disponibilidade de cavidades ninho).

O manejo e o uso adequado das paisagens naturais, mantendo intactos os padrões ecológicos, bem como a estrutura e a complexidade dos habitats são fundamentais para garantir a conservação de espécies com diferentes requerimentos e, por conseguinte, a biodiversidade no Pantanal.

Referências Bibliográficas

- Adamoli, J. 1982. O Pantanal e suas relações fitogeográficas com os cerrados. Discussão sobre o conceito de "Complexo do Pantanal". p. 109-119. In: *Anais XXII Congresso Nacional de Botânica*. Teresina, Universidade Federal do Piauí.
- Addicott, J. F.; Aho, J. M.; Antolin, M. F.; Padilha, D. K.; Richardson, J. S. & Soluk, D. A. 1987. Ecological neighbourhoods: scaling environmental patterns. *Oikos*, 49: 340-346.
- Aleixo, A. & Vielliard, J. M. E. 1995. Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 12(3): 493-511.
- Allouche, O.; Kalyuzhnya, M.; Moreno-Rueda, G.; Pizarro, M. & Kadmon, R. 2012. Area-heterogeneity tradeoff and the diversity of ecological communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(43): 17495-17500.
- Almeida, A.; Couto, H. T. Z. & Almeida, A. F. 2003. Diversidade beta de aves em habitats secundários da Pré-Amazônia maranhense e interação com modelos nulos. *Ararajuba*, 11(2): 157-171.
- Almeida, S.; Louzada, J.; Sperber, C. & Barlow, J. 2011. Subtle land-use change and tropical biodiversity: dung beetle communities in cerrado grasslands and exotic pastures. *Biotropica*, 43(6): 704-710.
- Alves, M. A.; Lagos, A. R. & Vecchi, M. B. 2012. Uso do habitat e táticas de forrageamento de aves aquáticas na Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro, Brasil. *Oecologia Australis*, 16(3): 525-539.
- Anderson, D. L. 2001. Landscape heterogeneity and diurnal raptor diversity in Honduras: the role of indigenous shifting cultivation. *Biotropica*, 33(3): 511-519.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71: 355-366.
- Anjos, L. 2007. A eficiência do método de amostragem por pontos de escuta na avaliação da riqueza de aves. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 15(2): 239-243.
- Anjos, L. & Boçon, R. 1999. Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. *Wilson Bulletin*, 111(3): 397-414.
- Anjos, L. & Soares, E. S. 1999. Efeito da fragmentação florestal sobre as aves escaladoras de tronco e galho na região de Londrina, norte do Estado do Paraná, Brasil. *Ornitologia Neotropical*, 10: 61-68.

- Anjos, L.; Collins, C. D.; Holt, R. D.; Volpato, G. H.; Mendonça, L. B.; Lopes, E. V.; Boçon, R.; Bisheimer, M. V.; Serafini, P. P. & Carvalho, J. C. 2011. Bird species abundance-occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: implications for conservation in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation*, 144: 2213-2222.
- Báldi, A. 2007. Habitat heterogeneity overrides the species-area relationship. *Journal of Biogeography*, 35(4): 675-681.
- Bao, F.; Assis, M. A.; Arruda, R. & Pott, A. 2015. Effects of *Urochloa humidicola* on plant diversity in native grasslands in a neotropical wetland. *Wetlands*, 35: 841-850.
- Batalha, M. A.; Cianciaruso, M. V. & Motta-Júnior, J. C. 2010. Consequences of simulated loss of open cerrado areas to birds functional diversity. *Natureza & Conservação*, 8(1): 34-40.
- Bella, S. D. & Azevedo-Júnior, S. M. 2007. Composição da dieta da Garça-vaqueira, *Bubulcus ibis* (Linnaeus, 1758) (Ciconiiformes; Ardeidae) no agreste pernambucano, nordeste do Brasil. *Ornithologia*, 2(2): 65-71.
- Bennett, A. F. & Saunders, D. A. 2010. Habitat fragmentation and landscape change. p. 88-106. In: Sodhiand, N. S. & Ehrlich, P. R. (Eds.). *Conservation Biology for All*. Oxford, UK, Oxford University Prex.
- Bibby, C. J.; Burgess, N. D. & Hill, D. A. 1992. *Bird census techniques*. London, Academic Press.
- Blake, J. G. & Karr, J. R. 1987. Breeding birds of isolated woodlots: area and habitat relationship. *Ecology*, 68: 1724-1734.
- Blake, J. G. & Loiselle, B. A. 2008. Species composition of neotropical understory bird communities: local versus regional perspectives based on capture data. *Biotropica*, 41: 85-94.
- Block, W. M. & Brennan, L. A. 1993. The habitat concept in ornithology: Theory and applications. *Current Ornithology*, 11: 35-91.
- Brooks, D. M. & Fuller, R. A. 2006. Biologia e conservação de cracídeos. p. 9-21. In: Brooks, D. M. (Ed.). *Conservando os cracídeos: a família de aves mais ameaçadas das Américas*. Houston, TX, Misc. Publ. Houston Mus. Nat. Sci., No. 6.
- Carnicer, J.; Brotons, L.; Herrando, S. & Sol, D. 2015. Improved empirical tests of área-heterogeneity tradeoffs. *Proceedings of the Natianal Academy of Sciences*, 110(31): 2858-2860.
- Casas, G. 2011. *A influência da heterogeneidade de habitats em assembleias de aves de*

remanescentes da Mata Atlântica: parâmetros estruturais, atributos funcionais e padrões de organização. Dissertação de Mestrado. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Casemiro, F. A. S. & Padial, A. A. 2008. Teoria neutra da biodiversidade e biogeografia: aspectos teóricos, impactos na literatura e perspectivas. *Oecologia Brasiliensis*, 12(4): 706-719.

Cestari, C. 2006. Novos registros de aves do gênero *Sporophila* para o Pantanal. *Atualidades Ornitológicas*, 129: 7.

Chapin III, F. S.; Zavaleta, E. S.; Eviner, V. T.; Naylor, R. L.; Vitousek, P. M.; Reynolds, H. L.; Hooper, D. U.; Lavorel, S.; Sala, O. E.; Hobbie, S. E.; Mack, M. C. & Díaz, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405: 234-242.

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.

Cintra, R. & Cancelli, J. 2008. Effects of forest heterogeneity on occurrence and abundance of the scaled-backed antbird, *Hylophylax poecilinotus* (Aves: Thamnophilidae), in the Amazon forest. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25(4): 630-639.

Cody, M. L. 1993. Bird diversity components within and between habitats in Australia. p. 147-158. In: Ricklefs, R. E. & Schluter, D. (Eds.). *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives*. Chicago, University of Chicago Press.

Connor, E. F. & McCoy, E. D. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. *American Naturalist*, 113: 791-833.

Cramer, M. J. & Willig, M. R. 2005. Habitat heterogeneity, species diversity and null models. *Oikos*, 108: 209-218.

Cueto, V. R. & Casenave, J. L. 1999. Determinants of birds species richness: role of climate and vegetation structure at a regional scale. *Journal of Biogeography*, 26: 487-492.

Desbiez, A. L. J. & Bernardo, C. S. S. 2011. Density estimates of the Bare-faced Curassow (*Crax fasciolata*) in the Brazilian Pantanal. *Revista Brasileira de Ornitologia* 19(3): 385-390.

Desbiez, A.; Piovezan, A. K. U. & Bodmer, R. E. 2011. Invasive species and bushmeat hunting contributing to wildlife conservation: the case of feral pigs in a Neotropical wetland. *Oryx*, 45(1): 78-83

- Ding, Z.; Feeley, K. J.; Wang, Y.; Pakeman, R. J. & Ding, P. 2013. Patterns of birds functional diversity on land-bridge island fragments. *Journal of Animal Ecology*, 82(4): 781-790.
- 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.
- Donatelli, R. 2005. Birds and dynamics habitat mosaics in the Pantanal. p. 50-69. In: Chandler, M.; Wang, E. & Johansson, E. P. (Eds.). *The Pantanal Conservation Research Initiative, Annual Report*. Earthwatch Institute.
- Dornas, T.; Pacheco, J. F. & Olmos, F. 2013. Ocorrência de caboclinhos austrais (Emberizidae, *Sporophila* sp.) no Cerrado Norte, Brasil: extensão da distribuição geográfica e implicações para conservação. *Atualidades Ornitológicas*, 176: 58-63.
- Eduardo, C.; Carvalho, A. & Marini, M. Â. 2007. Distribution patterns of diurnal raptors in open and forested habitats in south-eastern Brazil and the effects of urbanization. *Bird Conservation International*, 17: 367-380.
- Fahrig, L. 2002. Effects of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications*, 12(2): 346-353.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 12(2): 346-353.
- 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 amazona 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.
- Figueira, J. E. C.; Mourão, F. A. & Coelho, A. S. 2011. Habitat heterogeneity and climatic seasonality structure the avifauna trophic guilds in the Brazilian Pantanal wetland. *Canadian Journal of Zoology*, 89(12): 1206-1213.
- Forman R. T. T. & Godron, M. 1986. *Landscape Ecology*. New York, Wiley & Sons Ed.
- Gauch, H. G. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. London, Cambridge University Press.

- Franz, I. 2012. *História natural de Sporophila hypoxanta Cabanis, 1851 (Aves: Emberizidae) em campos de altitude no sul do Brasil*. Dissertação de Mestrado. Porto Alegre, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul.
- Gauch, H. G. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. London, Cambridge University Press.
- Godoi, M. N.; Morante Filho, J. C.; Faxina, C.; Modena, E. S.; Pivatto, M. A. C.; Manço, D. D. G.; Bocchese, R.; Teribele, R.; Rosa, A. L. M. & Stavis, V. K. 2012. Aves de rapina raras no estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Atualidades Ornitológicas*, 170: 41-47.
- González-Megias A.; Gómez, J. G. & Sánchez-Piñero, F. 2007. Diversity-habitat heterogeneity relationship at different spatial and temporal scales. *Ecography*, 30: 31-41.
- Gräbin, D. M.; Tomas, M. A. & Tomas, W. M. 2012. Densidade de *Rhea americana* em três paisagens diferentes do Pantanal da Nhecolândia, MS. *Oecologia Australis*, 16(4): 905-913.
- Grau, E. T.; Pereira, S. L.; Silveira, L. F.; Höfling, E. & Wajntal, A. 2004. Molecular phylogenetics and biogeography of Neotropical piping guans (Aves: Galliformes): *Pipile Bonaparte, 1856* is synonym of *Aburria Reichenbach, 1853*. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 35: 637-645.
- Gwynne, J. A.; Ridgely, R. S.; Tudor, G. & Argel, M. 2010. *Aves do Brasil: Pantanal & Cerrado*. São Paulo, Editora Horizonte.
- Hammer, O.; Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 1-9.
- Hansbauer, M. M.; Storch, I.; Knauer, F.; Pilz, S.; Küchenhoff, H.; Végvári, Z.; Pimentel, R. G. & Metzger, J. P. 2010. Landscape perception by forest understory birds in the Atlantic Rainforest: black-and-white versus shades of grey. *Landscape Ecology*, 25: 407-417.
- 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.
- Hasencaver, L.; Reiman, C.; Mourão, G. M. & Campo, Z. M. S. 2004. Densidades, tamanho de grupo e reprodução de emas no Pantanal sul. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, EMBRAPA-CPAP*, 55: 1-19.
- Henriques, L. M. P.; Wunderle Jr., J. M.; Oren, D. C. & Willig, M. R. 2008. Efeitos da exploração madeireira de baixo impacto sobre uma comunidade de aves de sub-bosque na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil. *Acta Amazonica*, 38(2): 267-290.

- Hidasi-Neto, J.; Barlow, J. & Cianciaruso, M. V. 2012. Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: the role of forest structure. *Animal Conservation*, 15(4): 407-415.
- Hobbs, R. J. 1994. Landscape ecology and conservation: moving from description to application. *Pacific Conservation Biology*, 1: 170-176.
- Hobbs, R. 1997. Future landscape and the future of landscape ecology. *Landscape and Urban Planning*, 37: 1-9.
- Hooper, D. U.; Solan, M.; Symstad, A.; Díaz, S.; Gerssner, M. O.; Buchmann, N.; Degrande, V.; Grime, P.; Hulot, F.; Mermillod-Blondin, F.; Roy, J.; Spehn, E. & van Peer, L. Species diversity, functional diversity, and ecosystem functioning. p. 195-281. *In*: Loreau, M.; Naeen, S. & Inchausti, P. (Eds.). *Biodiversity and Ecosystem Fuctioning: synthesis and perspectives*. Oxford-UK, Oxford University Press.
- Hubbell, S. P. 2006. Neutral theory and the evolution of ecological equivalence. *Ecology*, 87: 1397-1398.
- ICMBio – Instituto Chico Mendes de Biodiversidade. 2014. Espécies Ameaçadas – Lista 2014. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies.html>. Acesso em: 28 de janeiro de 2015.
- IUCN – International Union for Conservation of Nature. 2014. The IUCN Red List of Threatened Species 2014.2. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 11 de junho de 2015.
- Jackson, H. B. & Fahrig, L. 2012. What size is a biologically relevant landscape? *Landscape Ecology*, 27: 929-941.
- Jankowski, J. E.; Ciecka, A. L.; Meyer, N. Y. & Rabenold, K. N. 2008. Beta diversity along environmental gradients: implications of habitat specialization in tropical montane landscapes. *Journal of Animal Ecology*, 78: 315-327.
- Karr, J. R. & Roth, R. R. 1971. Vegetation structure and avian diversity in several new world area. *American Naturalist*, 105: 423-435.
- Katayama, N.; Amano, T.; Naoe, S.; Yamakita, T.; Komatsu, I.; Takagawa, S.; Sato, N.; Ueta, M. & Miyashita, T. 2014. Landscape heterogeneity-biodiversity relationship: effect of range size. *PLoS ONE* 9(3): e93359. doi:10.1371/journal.pone.0093359.
- Kolasa, J.; Manne, L. L. & Pandit, S. N. 2012. Species–area relationships arise from interaction of habitat heterogeneity and species pool. *Hydrobiologia*, 685: 135-144.
- Laliberté, E.; Paquette, A. & Legendre, P. 2009. Assessing the scale-specific importance of niches and other spatial processes on beta diversity: a case study from a temperate forest.

Oecologia, 159: 377-388.

Laurance, W. F.; Lovejoy, T. E.; Vasconcelos, H. L.; Bruna, E. M.; Didham, R. K.; Srouffer, P. C.; Gascon, C.; Bierregaard, R. O.; Laurance, S. G. & Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*, 16: 605-618.

Laurance, W. F. & Vasconcelos, H. L. 2009. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia Brasiliensis*, 13(3): 434-451.

Levin, S. A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73: 1943-1967.

Li, H. & Reynolds, J. F. 1995. On definition and quantification of heterogeneity. *Oikos*, 73: 280-284.

Lopes, P. 2009. *Taxonomia alfa e distribuição dos representantes do gênero Aburria Reichenbach, 1853 (Aves: Cracidae)*. (Dissertação de Mestrado). São Paulo, Universidade de São Paulo.

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*. New Jersey, Princeton University Press.

MacArthur, R. H.; Kaar, J. R. & Diamond, J. M. 1972. Density compensation in island faunas. *Ecology*, 53: 330-342.

Magnago, L. F. S.; Edwards, D. P.; Edwards, F. A.; Magrach, A.; Martins, S. V. & Laurance, W. F. 2014. Functional attributes changes but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. *Journal of Ecology*, 102(2): 475-485.

Martensen, A. C.; Pimentel, R. G. & Metzger, J. P. 2008. Relative effects of fragmented size and connectivity on birds community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. *Biological Conservation*, 141(9): 2184-2192.

May, R. M. 1986. The search for patterns in the balance of nature: advances and retreats. *Ecology*, 67: 1115-1126.

- Melo, F. 2006. *Refúgio Ecológico Caiman (Pantanal, Brasil): listas de fauna e flora. Miranda, Pousada Caiman*. Disponível em <http://www.caiman.com.br/caiman/new-portugues/pantanal/fauna.asp>. Acesso em 28/01/2015.
- Menger, J. S. 2011. *Fatores determinantes da distribuição de aves no interflúvio Purus-Madeira*. Dissertação de Mestrado. Manaus, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.
- Metzger, J. O. 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: uma análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 71(3-1): 445-462.
- Metzger, J. P. 2001. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica*, 1(1): 1-9.
- Morris, D. W. 2003. Toward an ecological synthesis: a case for habitat selection. *Oecologia*, 136(1): 1-13.
- Mulwa, R. K.; Böhning-Gaese, K. & Schleuning, M. 2012. High bird species diversity in structurally heterogeneous farmland in Western Kenya. *Biotropica*, 44(6): 801-809.
- Muñoz, M. C. & Kattan, G. H. 2007. Diets of Cracids: how much do we know? *Ornitologia Neotropical*, 18: 21-36.
- Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A. B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- Nunes, A. P. 2009. *Ocupação de manchas florestais por três espécies de aves insetívoras do sub-bosque no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul*. Dissertação de Mestrado. Campo Grande, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- Nunes, A. P. 2011. Quantas espécies de aves ocorrem no Pantanal brasileiro? *Atualidades Ornitológicas*, 160: 45-54.
- Nunes, A. P. 2010. Estado de conservação das avifauna ameaçada de extinção ocorrente no Pantanal, Brasil. *Atualidades Ornitológicas*, 175: 85-98.
- Nunes, A. P. & Tomas, W. M. 2008. *Aves migratórias e nômades ocorrentes no Pantanal*. Corumbá, EMBRAPA-CPAP.
- Nunes, A. P.; Tizianeli, F. A. T.; Tomas, W. M. & Lupinetti, C. 2009. Aves da fazenda Nhumirim e seus arredores: Lista 2008. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, EMBRAPA-CPAP*, 89: 1-44.
- Nunes, A. P.; Tomas, W. M. & Ragusa Netto, J. 2010. Ocupação de manchas florestais por espécies de pica-paus e arapaçus no Pantanal. p. 1-5. In: V Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal. Crispim, S. M. A.; Coppola, T. N. C.; Velasqueza, O. S. C.;

- Ferreira, R. A. A. M. & Peres, F. (Orgs.). Corumbá, Embrapa Pantanal/Instituto de Comunicação Social do Brasil/Universidade Federal de Mato Grosso do Sul/Embrapa Agrobiologia/Embrapa Gado de Corte. CD-ROM.
- Nunes, A. P.; Tizianel, F. A. T. & Tomas, W.M. 2011. Pantanal sul: sub-regiões Nhecolândia e Paiaguás. p. 199-204. *In*: Valente, R. M.; Silva, J. M. C.; Straube, F. C. & Nascimento, J. L. X. (Eds.). *Conservação de aves migratórias neárticas no Brasil*. Belém, Conservação Internacional.
- Nunes, A. P.; Disconzi, G.; Laps, R. R. & Tomas, W. M. 2013. Distribuição e conservação de aves limícolas migratórias no Pantanal. p. 1-5. *In*: Anais 6º. Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócioeconômicos do Pantanal: desafios e soluções para o Pantanal. Corumbá, Embrapa Pantanal/UFMS.
- Nunes, A. P.; Straube, F. C.; Laps, R. R. & Posso, S. R. Checklist das aves do Estado do Mato Grosso do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Zoológica*, no prelo.
- Oliveira, D. M. M. 2006. *Efeitos bióticos e abióticos de ambientes alagáveis nas assembléias de aves aquáticas e piscívoras no Pantanal, Brasil*. Tese de Doutorado. Manaus, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.
- O'Neill, R. V.; Krummel, J. R.; Gardner, R. H.; Sugihara, G.; Jackson, B.; DeAngelis, D. L.; Milne, B. T. Turner, M. G.; Zygmunt, B.; Christensen, S. W.; Dale, V. H. & Graham, R. L. 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1(3): 153-162.
- Ouborg, N. J. 1993. Isolation, population size and extinction: the classical and metapopulation approaches applied to vascular plants along the Dutch Rhine-system. *Oikos*, 66: 298-308.
- Pacini, A.; Mazzoleni, S.; Battisti, C. & Ricotta, C. 2009. More rich means more diverse: extending the 'environmental heterogeneity hypothesis' to taxonomic diversity. *Ecological Indicators*, 9(6): 1271-1274.
- Pardini, R.; Bueno, A. A.; Gardner, T. A.; Prado, P. I. & Metzger, J. P. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLOS ONE*, 5(10): 1-10.
- Petersen, E. S.; Petry, M. V. & Krüger-Garcia, L. 2011. Utilização de diferentes habitats por aves de rapina no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 19(3): 376-384.
- Piacentini, V. Q.; Aleixo, A.; Agne, C. E.; Maurício, G. N.; Pacheco, J. F.; Bravo, G. A.; Brito, G. R. R.; Naka, L. N.; Olmos, F.; Posso, S.; Silveira, L. F.; Bertini, S. G.; Carrano, E.; Franz, I.; Lees, A. C.; Lima, L. M.; Pioli, D.; Schunck, F.; Amaral, F. R.; Bencke, G. A.;

- Cohn-Haft, M.; Figueiredo, L. F. A.; Straube, F. C. & Cesari, E. 2015. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee / Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 23(2): 91-298.
- Pinho, J. B. & Marini, M. Â. 2012. Using bird to set conservation priorities for Pantanal wetland forest, Brazil. *Bird Conservation International*, 22: 155-169.
- Pivatto, M. A. C.; Donatelli, R. J.; Manço, D. D. M. 2008. Aves da fazenda Santa Emília, Aquidauana, Mato Grosso do Sul. *Atualidades Ornitológicas*, 143: 33-37.
- 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.
- Ragusa-Netto, J. 2014. Feeding ecology in the Chaco Chachalaca (*Ortalis canicollis*) at a gallery forest in the South Pantanal (Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, in press.
- R Development Core Team. 2005. *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em <http://www.R-project.org>. Acesso em 15/04/2014.
- Ricklefs, R. E. 2006. Evolutionary diversification and the origin of the diversity-environment relationship. *Ecology*, 87(7): 3-13.
- Ridgely, R. S. & Tudor, G. 1989. *The birds of South America: The Oscines Passerines*. Austin, University of Texa Press.
- Ridgely, R. S. & Tudor, G. 1994. *The birds of South America: The Suboscines Passerines*. Austin, University of Texas Press.
- Roth, R. R. 1976. Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology*, 57: 773-782.
- Santos Júnior, A.; Ishii, H. I.; Guedes, N. M. R. & Almeida, F. L. 2006. Avaliação da idade das árvores utilizadas como ninhos da arara-azul no Pantanal-matogrossense. *Natureza e Conservação*, 4: 16-28.
- Santos Júnior, 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*, 1(2): 127-130.
- Saunders, D. A.; Hobbs, R. J. & Margules, C. R. 1991. Biological consequences of ecossistema fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 5(1): 18-32.

- Schneider, L.; Serbena, A. L. & Guedes, N. M. R. 2006. Behavioral categories of Hyacinth Macaws (*Anodorhynchus hyacinthinus*) during the reproductive period, at South Pantanal, Brazil. *Revista de Etologia*, 8(2): 71-80.
- 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.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro, Nova Fronteira.
- Signor, C. A. & Pinho, J. B. 2011. Spatial diversity patterns of birds in a vegetation mosaico f the Pantanal, Mato Grosso, Brazil. *Zoologia*, 28(6): 725-738.
- Sigrist, T. 2009. *Guia de Campo Avifauna Brasileira [Field Guide to the Birds of Brazil, edição bilíngue]*. Vinhedo, SP, Avis Brasilis.
- Silva, M. P.; Mauro, R.; Mourão, G. & Coutinho, M. 2000. Distribuição e quantificação de classes de vegetação do Pantanal através de levantamento aéreo. *Revista Brasileira de Botânica*, 23: 143-152.
- Silva, R. J.; Diniz, S. & Vaz-de-Mello, F. Z. 2010. Heterogeneidade do habitat, riqueza e estrutura da assembléia de besouros rola-bostas (Scarabaeidae: Scarabaeinae) em áreas de cerrado na Chapada dos Parecis, MT. *Neotropical Entomology*, 39(6): 934-940.
- Silveira, L. F.; Soares, E. S. & Bianchi, C. A. 2008. *Plano de Ação Nacional para a Conservação de Galliformes Ameaçados de Extinção (aracuãs, jacus, jacutingas, mutuns e urus)*. Série Espécies Ameaçadas – n.6. Brasília, DF, Instituto Chico Mendes de Biodiversidade - ICMBio, Ministério do Meio Ambiente - MMA.
- Simberloff, D. & Dayan, T. 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 22: 115-143.
- Smith, A. C.; Fahrig, L. & Francis, C. M. 2011. Landscape size affects the relative importance of habitat amount, habitat fragmentation, and matrix quality on forest birds. *Ecography*, 34: 103-113.
- Simpson, E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688.
- Strahl, S. D. & Grajal, A. 1991. Conservation of large avian frugivores and the management of Neotropical protected areas. *Oryx*, 25:50-55.
- Subasinghe, K. & Sumanapala, A. P. 2014. Biological and functional diversity of bird communities in natural and human modified habitats in Northern Flank of Hnuckles Mountain Forest Range, Sri Lanka. *Biodiversitas*, 15(2): 200-205.

- Tews, J.; Brose, U.; Grimm, V.; Tielborger, 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: 79-92.
- Thorstrom, R. 2007. Home ranges of barred (*Micrastur ruficollis*) and collared (*M. semitorquatus*) forest-falcons during the breeding season in Tikal National Park, Guatemala. *Ornitologia Neotropical*, 18: 395-405.
- Thorstrom, R.; Morales, C. M. & Ramo, D. 2001. Fidelity to territory, nest site and mate, survivorship, and reproduction of two sympatric forest-falcons. *Journal of Raptor Research*, 35(2): 98-106.
- Tilman, D. 2001. Functional diversity. p. 109-120: In: Levin, S. A. (Ed.). *Encyclopedia of Biodiversity*. San Diego, California, Academic Press.
- Tilman D.; Knops, J.; Wedin, D.; Reich, P.; Ritchie, M. & Siemann, E. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, 277: 1300-1302.
- 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. Campo Grande, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- Tomas, W. M.; Mourão, G. M.; Campos, Z. M. S.; Salis, S. M. & Santos, S. A. 2009. *Intervenções humanas na paisagem e nos habitats do Pantanal*. Corumbá, EMBRAPA-CPAP.
- Tscharntke, T.; Sekercioglu, C. H.; Dietsch, T. V.; Sodhi, N. S.; Hoehn, P. & Tylianakis, J. M. 2008. Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical agrosystems. *Ecology*, 89(4): 944-951.
- 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.
- Uezu, A. 2007. *Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pantanal do Paranapanema*. Tese de Doutorado. São Paulo, Universidade de São Paulo.
- Vandewalle, M.; Bello, F.; Berg, M. P.; Bolger, T. B.; Dolédec, S.; Dubs, F.; Feld, C. K.; Harrington, R.; Harrison, P. A.; Lavorel, S.; Silva, P. M.; Moretti, M.; Niemela, J.; Santos, P.;

- Sattler, T.; Sousa, J. P.; Sykes, M. T.; Vanbergen, A. J. & Woodcock, B. A. 2010. Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation*, 19(10): 2921-2947.
- Vepsäläinen, V. 2007. *Farmland birds and habitat heterogeneity in intensively cultivated boreal agricultural landscapes*. Master's Thesis. Finland, Faculty of Biosciences, University of Helsinki.
- Wallace R. B.; Painter, R. L. E.; Rumiz, D. I.; Sainz, L. & Taber, A. B. 2001. Comparative ecology of cracids in northern Dpto. Santa Cruz, Bolivia. p. 68-86. In: Brooks, D. M. & González-García, F. (Eds.). *Cracid ecology and conservation in the new millenium*. Houston, TX, Misc Publ 2, Houston Museum of Natural Science.
- Wiens, J. A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, 3: 385-397.
- Willis, E. O. & Oniki, Y. 1987. Invasion of deforested regions of São Paulo state by the Picazuro Pigeon, *Columba picazuro* Temminck, 1813. *Ciência e Cultura*, 39(11): 1064-1065.
- Willis, E. O. & Vielliard, J. M. E. 1989. Sobre *Mimus triurus* no Estado de São Paulo. *Boletim do Centro de Estudos Ornitológicos*, 6: 19-20.
- Wilson, J. B. 1999. Guilds, functional types and ecological groups. *Oikos*, 86: 507-522.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21: 213-251.
- Yabe, R. S. 2009. Birds of Pantanal forest patches and their movements among adjacent habitats. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 17(3-4): 163-172.
- Yabe, R. S. & Marques, E. J. 2001. Deslocamento de aves entre capões no Pantanal Mato-grossense e sua relação com a dieta. p. 103-124. In: Albuquerque, J. L. B.; Cândido Jr., J. F.; Straube, F. C. & Ross, A. (Eds). *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias*. Tubarão, Brasil: Editora Unisul.
- Yabe, R. S. Marquez, E. J. & Marini, M. A. 2010. Movements of birds among natural vegetation patches in the Pantanal, Brazil. *Bird Conservation International*, 20: 400-409.
- Yamashita, C. 1997. Anodorhynchus macaws as followers of extinct megafauna: an hypothesis. *Ararajuba*, 5(2): 176-182.

APÊNDICE II.

Tabela 2. Lista das espécies de aves registradas em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul e suas guildas tróficas e taxas de encontro. **Guildas (D/H) - dieta/habitat:** Gr (granívoro), In (insetívoro), Fo (folívoro), Pi (piscívoro), Nc (necrófago), Pr (predador de vertebrados), Ma (malacófago), Ne (nectarívoros), InEs (insetívoro escalador de troncos), Bo (bordas de florestas e /ou áreas abertas), Fl (florestal), Aq (aquático e/ou palustre). **Status:** INTRA (migrante intracontinental), INTER (migrante intercontinental), NO (nômade). **Localidades:** Fazenda Nhumirim (NH), área com pastagens nativas (PN), área com pastagens cultivadas (PC).

Táxons	Guildas (D/H)	Taxa de encontro/100 km percorrido (Media e SE)/Localidades/Estações					
		NH		PN		PC	
		Chuvosa	Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa	Seca
Rheiformes							
Rheidae							
<i>Rhea americana</i>	Gr-In/Bo	2,0±1,2	6,0±1,9	14,0±2,9	3,0±2,0	1,0±1,0	7,5±3,3
Tinamiformes							
Tinamidae							
<i>Crypturellus undulatus</i>	Fr/Fl	37,0±10,3	9,0±5,6	3,0±2,0	4,0±2,4	-	1,0±1,0
<i>Crypturellus parvirostris</i>	In/Bo	4,0±1,9	4,0±2,4	2,0±2,0	1,0±1,0	-	-
<i>Crypturellus tataupa</i>	In/Bo	6,0±2,4	1,0±1,0	-	-	-	-
<i>Rhynchotus rufescens</i>	In/Bo	1,0±1,0	2,0±1,2	14,0±5,8	2,0±2,0	-	-
Anseriformes							
Anhimidae							
<i>Chauna torquata</i>	Fo-In/Aq	8,0±3,4	6,0±4,0	8,0±2,5	-	22,5±6,2	18,3±6,3
Anatidae							
<i>Dendrocygna viduata</i> ^{INTRA}	Fo-In/Aq	8,0±5,1	2,0±2,0	7,0±4,6	-	6,7±2,5	4,2±3,3
<i>Dendrocygna autumnalis</i> ^{INTRA}	Fo-In/Aq	26,0±7,6	1,0±1,0	22,0±11,2	-	17,5±4,6	1,7±1,7
<i>Cairina moschata</i> ^{INTRA}	Fo-In/Aq	3,0±2,0	-	22,0±5,4	-	9,2±2,7	-
<i>Callonetta leucophrys</i> ^{INTRA}	Fo-In/Aq	3,0±3,0	-	-	-	-	-
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	Fo-In/Aq	20,0±4,2	1,0±1,0	9,0±2,9	-	5,0±1,3	2,5±2,5
Galliformes							
Cracidae							
<i>Aburria grayi</i>	Fr/Fl	32,0±6,6	28,0±12,0	13,0±5,4	15,0±5,5	4,2±2,3	1,7±1,0
<i>Ortalis canicollis</i>	Fr/Fl	68,0±9,4	121,0±7,6	70,0±18,6	106,0±39,3	33,3±5,3	31,7±4,8

Accipitridae

<i>Accipiter bicolor</i>	Pr/Bo	-	2,0±1,2	-	-	-	-
<i>Ictinia mississippiensis</i> ^{INTER}	In/Bo	2,0±2,0	-	-	-	-	-
<i>Ictinia plumbea</i> ^{INTRA}	In/Bo	13,0±7,0	12,0±9,5	-	-	-	-
<i>Busarellus nigricollis</i>	Pi/Aq	1,0±1,0	2,0±2,0	-	1,0±1,0	5,0±1,8	4,2±2,4
<i>Rostrhamus sociabilis</i> ^{INTRA}	Ma/Aq	1,0±1,0	-	-	-	-	-
<i>Geranospiza caerulescens</i>	Pr/Bo	-	3,0±2,0	2,0±1,2	1,0±1,0	1,0±1,0	-
<i>Heterospizias meridionalis</i>	Pr/Bo	12,0±3,7	18,2±5,0	24,0±7,6	14,0±1,0	16,7±2,5	10,0±4,6
<i>Urubitinga urubitinga</i>	Pr/Bo	-	1,0±1,0	3,0±1,2	-	1,0±1,0	1,6±1,0
<i>Urubitinga coronata</i>	Pr/Bo	-	-	-	-	1,0±1,0	-
<i>Rupornis magnirostris</i>	Pr/Bo	35,0±9,7	21,0±6,0	19,0±4,3	6,0±4,8	22,5±4,0	15,8±3,9

Gruiformes**Aramidae**

<i>Aramus guarauna</i>	Ma/Aq	1,0±1,0	-	12,0±5,6	-	4,2±2,4	-
------------------------	-------	---------	---	----------	---	---------	---

Rallidae

<i>Aramides cajaneus</i>	Fo-In/Aq	-	1,0±1,0	2,0±1,2	-	-	1,7±1,0
<i>Mustelirallus albicollis</i>	Fo-In/Aq	1,0±1,0	-	-	-	-	-
<i>Porphyrio martinica</i>	Fo-In/Aq	3,0±2,0	2,0±2,0	-	-	12,5±7,2	-
<i>Porphyrio flavirostris</i>	Fo-In/Aq	-	1,0±1,0	-	-	1,0±1,0	-

Charadriiformes**Charadriidae**

<i>Vanellus cayanus</i> ^{INTRA}	In/Aq	-	-	3,0±3,0	5,0±5,0	-	-
<i>Vanellus chilensis</i>	In/Aq	40,0±1,6	33,0±6,0	71,0±22,8	27,0±6,4	55,0±4,8	38,3±8,7
<i>Pluvialis dominica</i> ^{INTER}	In/Aq	-	-	1,0±1,0	-	-	-
<i>Charadrius collaris</i> ^{INTRA}	In/Aq	2,0±2,0	-	-	-	-	1,0±1,0

Recurvirostridae

<i>Himantopus melanurus</i>	In/Aq	5,0±3,9	-	4,0±4,0	6,0±6,0	1,0±1,0	-
-----------------------------	-------	---------	---	---------	---------	---------	---

Scolopacidae

<i>Gallinago paraguaiae</i> ^{INTRA}	In/Aq	-	-	4,0±4,0	-	-	-
<i>Bartramia longicauda</i> ^{INTER}	In/Aq	-	-	1,0±1,0	-	-	-
<i>Tringa solitaria</i> ^{INTER}	In/Aq	6,0±2,9	1,0±1,0	11,0±3,7	-	1,0±1,0	-
<i>Tringa melanoleuca</i> ^{INTER}	In/Aq	3,0±2,0	-	1,0±1,0	-	-	-

<i>Bubo virginianus</i>	Pr/Bo	-	1,0±1,0	-	-	-	-
<i>Glaucidium brasilianum</i>	In/Fl	-	1,0±1,0	1,0±1,0	3,0±1,2	1,0±1,0	-
<i>Athene cunicularia</i>	Pr/Bo	1,0±1,0	1,0±1,0	12,0±6,0	6,0±4,8	16,7±5,0	10,8±4,4
Nyctibiiformes							
Nyctibiidae							
<i>Nyctibius grandis</i>	In/Bo	-	1,0±1,0	-	-	-	-
Caprimulgiformes							
Caprimulgidae							
<i>Nyctidromus albigollis</i>	In/Bo	1,0±1,0	1,0±1,0	1,0±1,0	-	1,6±1,0	-
<i>Podager nacunda</i> ^{INTRA}	In/Bo	3,0±3,0	3,0±3,0	1,0±1,0	1,0±1,0	1,6±1,0	4,2±4,2
Apodiformes							
Trochilidae							
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	Ne-In/Fl	5,0±3,1	24,0±4,6	3,0±1,2	7,0±3,7	-	17,5±10,2
<i>Hylocharis chrysura</i>	Ne-In/Bo	23,0±5,6	34,0±13,3	11,0±4,0	12,0±5,1	7,5±2,5	12,5±3,8
<i>Helimaster furcifer</i>	Ne-In/Bo	-	-	-	1,0±1,0	1,0±1,0	-
Trogoniformes							
Trogonidae							
<i>Trogon curucui</i>	In/Fl	17,0±7,5	8,0±3,4	6,0±2,4	2,0±1,2	2,5±1,7	-
Coraciiformes							
Alcedinidae							
<i>Megaceryle torquata</i>	Pi/Aq	-	-	-	-	1,6±1,0	-
Galbuliformes							
Bucconidae							
<i>Nystalus striatipectus</i>	In/Fl	3,0±1,2	7,0±2,0	-	-	7,5±4,0	5,0±2,6
Piciformes							
Ramphastidae							
<i>Ramphastos toco</i>	Fr-In/Bo	22,0±5,6	26,0±7,0	13,0±3,4	17,0±2,5	6,7±2,8	12,5±3,3
<i>Pteroglossus castanotis</i>	Fr/Fl	1,0±1,0	-	1,0±1,0	1,0±1,0	-	-
Picidae							
<i>Picumnus albosquamatus</i>	In-Es/Bo	20,0±6,3	11,0±5,1	4,0±1,9	4,0±2,9	5,8±2,4	5,0±3,2
<i>Melanerpes candidus</i>	In-Es/Bo	3,0±2,0	2,0±2,0	1,0±1,0	1,0±1,0	1,0±1,0	1,7±1,0
<i>Veniliornis passerinus</i>	In-Es/Fl	23,0±6,4	16,0±5,1	16,0±5,8	12,0±3,7	7,5±3,3	39,2±32,2

<i>Piculus chrysochloros</i>	In-Es/Fl	-	3,0±2,0	-	-	1,0±1,0	-
<i>Colaptes melanochloros</i>	In-Es/Bo	1,0±1,0	-	-	-	-	-
<i>Colaptes campestris</i>	In-Es/Bo	1,0±1,0	4,0±1,9	2,0±2,0	1,0±1,0	3,3±1,7	12,5±4,6
<i>Celeus lugubris</i>	In-Es/Fl	12,0±4,6	7,0±1,2	11,0±4,6	4,0±1,9	5,0±2,6	3,3±1,7
<i>Dryocopus lineatus</i>	In-Es/Bo	2,0±1,2	8,0±3,4	1,0±1,0	1,0±1,0	1,6±1,0	2,5±1,1
<i>Campephilus melanoleucos</i>	In-Es/Fl	3,0±1,2	4,0±2,9	3,0±2,0	4,0±2,9	-	1,0±1,0
<i>Campephilus leucopogon</i>	In-Es/Fl	4,0±1,9	2,0±1,2	1,0±1,0	4,0±2,0	2,5±1,7	2,5±1,1
Cariamiformes							
Cariamidae							
<i>Cariama cristata</i>	Pr/Bo	7,0±2,5	13,0±1,2	6,0±1,0	6,0±1,9	6,6±2,5	11,7±3,8
Falconiformes							
Falconidae							
<i>Caracara plancus</i>	Pr/Bo	10,0±3,2	14,0±4,6	17,0±5,6	19,0±5,3	13,3±4,9	7,5±2,5
<i>Milvago chimachima</i>	In/Bo	9,0±2,9	9,0±4,3	10,0±4,2	3,0±2,0	6,7±2,5	3,3±1,7
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	Pr/Bo	2,0±2,0	3,0±2,0	1,0±1,0	-	1,0±1,0	1,0±1,0
<i>Micrastur semitorquatus</i>	Pr/Fl	10,0±3,5	1,0±1,0	3,0±1,0	1,0±1,0	1,7±1,7	1,0±1,0
<i>Falco sparverius</i>	Pr/Bo	4,0±2,9	5,0±5,0	1,0±1,0	2,0±2,0	3,3±1,6	4,2±2,0
<i>Falco ruficularis</i>	Pr/Bo	-	-	2,0±2,0	-	1,6±1,0	1,0±1,0
<i>Falco femoralis</i>	Pr/Bo	-	-	1,0±1,0	1,0±1,0	1,0±1,0	-
Psittaciformes							
Psittacidae							
<i>Anodorhynchus hyacinthinus</i>	Gr/Bo	-	1,0±1,0	5,0±3,2	9,0±2,4	15,0±6,8	9,2±3,5
<i>Ara ararauna</i>	Gr/Bo	2,0±1,2	4,0±1,8	1,0±1,0	1,0±1,0	1,6±1,0	8,3±2,1
<i>Ara chloropterus</i>	Gr/Bo	6,0±1,9	2,0±2,0	1,0±1,0	1,0±1,0	-	3,3±2,1
<i>Primolius auricollis</i>	Gr-Fr/Bo	16,0±5,1	8,0±2,0	11,0±1,9	10,0±3,1	2,5±1,1	10,8±1,5
<i>Diopsittaca nobilis</i>	Gr-Fr/Bo	2,0±2,0	1,0±1,0	1,0±1,0	-	1,0±1,0	1,0±1,0
<i>Thectocercus acuticaudatus</i>	Gr-Fr/Bo	8,0±3,0	8,0±4,6	5,0±2,7	7,0±3,0	15,8±7,2	4,2±2,0
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	Gr-Fr/Bo	-	2,0±2,0	4,0±1,9	-	1,0±1,0	-
<i>Aratinga nenday</i>	Gr-Fr/Bo	9,0±7,8	4,0±1,8	10,0±4,7	8,0±4,6	7,5±3,1	3,3±1,7
<i>Eupsittula aurea</i>	Gr-Fr/Bo	11,0±2,9	22,0±6,0	1,0±1,0	5,0±1,6	7,5±2,5	8,3±2,5
<i>Myiopsitta monachus</i>	Gr-Fr/Bo	11,0±9,8	10,0±6,3	-	1,0±1,0	6,7±3,8	6,7±3,1
<i>Brotogeris chiriri</i>	Gr-Fr/Bo	3,0±1,2	18,0±3,7	4,0±1,9	7,0±3,4	1,6±1,0	5,0±2,2

<i>Alipiopsitta xanthops</i>	Gr-Fr/Bo	-	3,0±2,0	-	-	-	2,5±1,7
<i>Pionus maximiliani</i>	Gr-Fr/Bo	7,0±2,5	17,0±3,7	6,0±3,7	7,0±3,7	1,0±1,0	4,2±1,5
<i>Amazona aestiva</i>	Gr-Fr/Bo	17,0±2,0	20,0±4,7	17,0±4,6	27,0±2,4	7,5±3,3	15,8±4,5
Passeriformes							
Thamnophilidae							
<i>Formicivora rufa</i>	In/Bo	46,0±7,9	71,0±13,5	31,0±8,9	23,0±4,1	15,0±4,1	10,8±2,0
<i>Thamnophilus doliatus</i>	In/Bo	7,0±1,2	8,0±4,0	1,0±1,0	1,0±1,0	2,5±1,1	-
<i>Thamnophilus sticturus</i>	In/Fl	4,0±2,5	-	-	-	-	-
<i>Taraba major</i>	In/Fl	24,0±6,4	21,0±6,9	14,0±3,3	7,0±2,0	7,5±2,5	4,2±2,0
Dendrocolaptidae							
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	In-Es/Fl	6,0±3,7	9,0±4,0	4,0±1,0	7,0±2,0	1,0±1,0	10,0±1,3
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	In-Es/Bo	24,0±7,9	21,0±2,4	8,0±2,5	1,0±1,0	5,8±2,0	6,7±3,1
<i>Xiphocolaptes major</i>	In-Es/Bo	8,0±2,5	9,0±4,6	4,0±1,9	2,0±1,2	2,5±1,1	5,8±3,0
Furnariidae							
<i>Furnarius leucopus</i>	In/Bo	2,0±2,0	1,0±1,0	-	-	-	-
<i>Furnarius rufus</i>	In/Bo	13,0±5,4	16,0±7,4	8,0±4,9	14,0±4,3	3,3±2,5	8,3±4,9
<i>Pseudoseisura unirufa</i>	In/Bo	2,0±2,0	2,0±1,2	1,0±1,0	-	1,0±1,0	1,0±1,0
<i>Schoeniophylax phryganophilus</i>	In/Bo	-	1,0±1,0	2,0±2,0	-	-	1,0±1,0
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	In/Bo	11,0±7,5	5,0±2,7	4,0±2,9	1,0±1,0	6,7±2,1	9,1±3,3
<i>Synallaxis albecens</i>	In/Bo	15,0±5,5	18,0±7,8	11,0±5,1	2,0±1,2	-	-
<i>Synallaxis frontalis</i>	In/Bo	-	2,0±1,2	-	-	-	-
<i>Synallaxis albilora</i>	In/Fl	40,0±9,3	29,0±6,0	13,0±5,4	10,0±6,5	9,2±4,5	18,3±5,7
Tityridae							
<i>Tityra inquisitor</i>	In/Fl	-	4,0±2,9	-	-	1,0±1,0	1,0±1,0
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	In-Fr/Bo	13,0±5,8	-	4,0±2,9	-	1,7±1,7	-
Rhynchocyclidae							
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	In/Fl	43,0±12,2	41,0±13,0	30,0±9,6	18,0±7,2	-	-
<i>Poecilatriccus latirostris</i>	In/Fl	26,0±9,9	7,0±4,3	3,0±2,0	6,0±2,9	3,3±2,5	5,0±2,6
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	In/Fl	135,0±19,4	152,0±18,5	26,0±5,8	14,0±6,2	25,8±7,3	22,5±5,3
Tyrannidae Vigors, 1825							
<i>Camptostoma obsoletum</i>	In-Fr/Bo	4,0±1,9	24,0±2,9	6,0±3,7	3,0±2,0	5,8±2,4	7,5±2,8
<i>Elaenia flavogaster</i>	In-Fr/Bo	-	3,0±2,0	-	-	1,7±1,0	4,2±2,7

<i>Myiopagis viridicata</i> ^{INTRA}	In/Fl	67,0±8,4	2,0±1,2	19,0±9,1	1,0±1,0	10,8±4,7	-
<i>Legatus leucophaeus</i> ^{INTRA}	In-Fr/Bo	5,0±3,8	-	-	-	-	-
<i>Myiarchus swainsoni</i> ^{INTRA}	In-Fr/Bo	-	2,0±1,2	-	-	-	-
<i>Myiarchus ferox</i>	In-Fr/Bo	-	3,0±2,0	1,0±1,0	-	-	2,5±1,7
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	In-Fr/Bo	74,0±13,8	93,0±14,5	30,0±5,7	48,0±5,6	44,2±11,8	65,8±15,2
<i>Casiornis rufus</i>	In/Bo	25,0±4,2	75,0±13,0	18,0±6,0	36,0±12,5	27,5±9,4	38,3±11,9
<i>Pitangus sulphuratus</i>	In-Fr/Bo	15,0±5,2	27,0±9,0	12,0±4,3	14,0±4,8	19,2±4,3	17,5±2,5
<i>Machetornis rixosa</i>	In/Bo	12,0±3,7	6,0±3,7	9,0±2,9	7,0±3,4	5,0±3,2	4,2±2,0
<i>Myiodynastes maculatus</i>	In/Bo	-	5,0±5,0	-	-	3,3±1,7	-
<i>Megarynychus pitangua</i>	In-Fr/Bo	-	3,0±3,0	4,0±2,9	5,0±2,2	6,7±1,7	1,7±1,0
<i>Tyrannus melancholicus</i>	In/Bo	-	3,0±1,2	-	-	1,0±1,0	-
<i>Tyrannus savana</i> ^{INTRA}	In/Bo	-	3,0±1,2	2,0±2,0	-	-	-
<i>Pyrocephalus rubinus</i> ^{INTRA}	In/Bo	-	6,0±3,7	-	4,0±2,9	-	10,0±2,6
<i>Fluvicola albiventer</i>	In/Aq	-	-	-	-	1,0±1,0	-
<i>Arundinicola leucocephala</i>	In/Aq	-	3,0±3,0	-	-	-	1,7±1,0
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	In/Fl	32,0±8,3	25,0±8,9	9,0±5,5	8,0±2,5	8,3±3,3	15,0±8,5
<i>Lathrotriccus euleri</i>	In/Fl	-	1,0±1,0	-	-	-	-
<i>Xolmis cinereus</i> ^{INTRA}	In/Bo	-	-	3,0±1,2	1,0±1,0	-	-
<i>Xolmis velatus</i>	In/Bo	1,0±1,0	-	5,0±2,7	8,0±2,5	5,8±4,0	10,0±4,5
<i>Xolmis irupero</i>	In/Bo	-	-	2,0±1,2	-	-	-
Vireonidae							
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	In-Fr/Bo	-	-	-	-	1,7±1,7	-
Corvidae							
<i>Cyanocorax cyanomelas</i>	In-Fr/Bo	65,0±17,9	119,0±5,8	48,0±7,2	36,0±5,1	50,0±12,4	61,7±8,0
<i>Cyanocorax chrysops</i>	In-Fr/Bo	28,0±8,1	33,0±5,40	14,0±3,3	15,0±7,1	24,0±8,6	28,3±6,5
Hirundinidae							
<i>Progne tapera</i> ^{INTRA}	In/Bo	4,0±4,0	1,0±1,0	2,0±2,0	-	1,7±1,7	-
Troglodytidae							
<i>Campylorhynchus turdinus</i>	In/Bo	8,0±2,5	5,0±2,2	20,0±4,5	19,0±4,0	11,7±3,3	8,3±4,6
<i>Cantorchilus guarayanus</i>	In/Fl	3,0±3,0	-	16,0±2,4	10,0±4,2	-	1,7±1,7
Poliophtilidae							
<i>Poliophtila dumicola</i>	In/Bo	13,0±3,4	37,0±9,5	1,0±1,0	9,0±4,0	4,2±2,0	10,0±4,6

Turdidae

<i>Turdus leucomelas</i>	Fr-In/Bo	-	1,0±1,0	-	1,0±1,0	-	-
<i>Turdus rufiventris</i>	Fr-In/Bo	-	1,0±1,0	4,0±2,9	3,0±1,2	-	2,5±1,7
<i>Turdus amaurochalinus</i> ^{INTRA}	Fr-In/Bo	-	3,0±1,2	-	4,0±1,9	-	1,7±1,7

Mimidae

<i>Mimus saturninus</i>	In-Fr/Bo	1,0±1,0	-	1,0±1,0	-	1,0±1,0	-
<i>Mimus triurus</i> ^{INTRA}	In/Bo	-	-	-	-	-	1,7±1,0

Motacilidae

<i>Anthus lutescens</i>	In/Bo	1,0±1,0	-	21,0±2,4	31,0±10,3	7,5±2,1	7,5±2,5
-------------------------	-------	---------	---	----------	-----------	---------	---------

Passerellidae

<i>Ammodramus humeralis</i>	Gr-In/Bo	53,0±14,7	32,0±8,0	43,0±11,0	28,0±9,0	1,0±1,0	5,0±2,6
-----------------------------	----------	-----------	----------	-----------	----------	---------	---------

Parulidae

<i>Setophaga pitiayumi</i>	In/Fl	12,0±8,4	9,0±4,6	-	-	1,0±1,0	-
<i>Myiothlypis flaveola</i>	In/Fl	22,0±5,1	19,0±5,3	2,0±1,2	10,0±3,2	3,3±2,5	4,2±2,7

Icteridae

<i>Psarocolius decumanus</i>	Fr-In/Bo	29,0±5,1	39,0±9,0	18,0±6,0	21,0±2,4	35,8±4,0	35,0±10,9
<i>Procacicus solitarius</i>	Fr-In/Bo	2,0±1,2	8,0±4,6	7,0±3,7	-	5,0±1,3	3,3±1,7
<i>Icterus pyrrhopterus</i>	Fr-In/Bo	15,0±6,3	27,0±7,0	1,0±1,0	17,0±2,5	2,5±1,1	10,0±2,6
<i>Icterus croconotus</i>	Fr-In/Bo	4,0±2,9	5,0±2,2	-	4,0±4,0	2,5±1,7	-
<i>Gnorimopsar chopi</i>	Gr-In/Bo	5,0±2,7	2,0±1,2	1,0±1,0	3,0±2,0	4,2±1,5	12,5±3,1
<i>Agelasticus cyanopus</i>	Gr-In/Bo	1,0±1,0	5,0±5,0	4,0±1,9	-	2,5±1,1	-
<i>Agelaioides badius</i>	Gr-In/Bo	5,0±3,8	5,0±5,0	-	-	-	-
<i>Molothrus rufoaxillaris</i>	Gr-In/Bo	1,0±1,0	1,0±1,0	-	-	1,0±1,0	-
<i>Molothrus oryzivorus</i>	Gr-In/Bo	1,0±1,0	4,0±1,9	3,0±2,0	3,0±2,0	16,7±4,4	10,0±5,2
<i>Molothrus bonariensis</i>	Gr-In/Bo	-	1,4±0,9	-	-	-	2,5±1,7
<i>Sturnella supercilialis</i> ^{INTRA}	Gr-In/Bo	-	1,0±1,0	-	-	1,0±1,0	1,0±1,0

Thraupidae

<i>Paroaria capitata</i>	Gr-In/Bo	4,0±4,0	1,0±1,0	10,0±3,5	7,0±2,5	1,0±1,0	1,0±1,0
<i>Tangara sayaca</i>	Fr-In/Bo	3,0±2,0	5,0±3,1	-	5,0±3,9	2,5±2,5	2,5±1,1
<i>Tangara palmarum</i>	Fr-In/Bo	-	-	-	-	1,0±1,0	1,0±1,0
<i>Nemosia pileata</i>	In/Fl	24,0±9,4	3,0±3,0	1,0±1,0	2,0±1,2	9,2±1,5	3,3±1,7
<i>Conirostrum speciosum</i>	In/Fl	21,0±11,9	7,0±5,8	1,0±1,0	6,0±2,4	8,2±2,1	1,7±1,0

<i>Sicalis flaveola</i>	Gr/Bo	1,0±1,0	1,0±1,0	3,0±2,0	-	-	-
<i>Volatinia jacarina</i> ^{INTRA}	Gr/Bo	-	9,2±2,8	-	1,0±1,0	-	-
<i>Coryphospingus cucullatus</i>	Gr-In/Bo	63,0±5,4	61,0±10,9	18,0±8,4	20,0±5,7	15,8±3,5	12,5±3,8
<i>Ramphocelus carbo</i>	Fr-In/Bo	11,0±2,9	12,0±3,4	8,0±2,0	10,0±3,5	1,7±1,7	-
<i>Sporophila collaris</i>	Gr/Bo	4,0±2,9	9,0±5,5	6,0±4,0	-	1,0±1,0	1,0±1,0
<i>Sporophila caerulescens</i> ^{INTRA}	Gr/Bo	-	1,0±1,0	-	-	1,7±1,0	-
<i>Sporophila hypoxantha</i> ^{INTRA}	Gr/Bo	-	1,0±1,0	6,0±6,0	-	-	-
<i>Saltatricula atricollis</i>	Gr-In/Bo	8,0±5,1	3,0±3,0	10,0±3,5	4,0±2,9	5,8±3,0	4,2±2,0
<i>Saltator coerulescens</i>	Fr-In/Bo	2,0±2,0	1,0±1,0	-	-	-	-
Fringillidae							
<i>Euphonia chlorotica</i>	Fr-In/Bo	3,0±1,21	9,0±2,9	-	-	-	-

Capítulo III

Ocupação de manchas florestais por aves no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul

RESUMO

A fragmentação e as alterações na estrutura dos habitats florestais no Pantanal têm promovido significativas mudanças nos processos ecológicos e diversidade biológica regional. Este estudo objetivou avaliar a influência da estrutura de manchas florestais nas probabilidades de ocupação das mesmas por grupos funcionais de aves (insetívoras de sub-bosque, insetívoras escaladoras de troncos, frugívoras de grande porte, nectarívoras e onívoras) no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. De setembro de 2012 a agosto de 2013 foram amostrados 41 pontos distribuídos em manchas florestais em três áreas com diferentes condições ecológicas e de manejo. Nestes pontos foram obtidas variáveis da paisagem (área e isolamento) e do habitat (cobertura de sub-bosque, biomassa de serapilheira, cobertura de dossel, CAP e densidade de árvores), bem como dados de presença/ausência das espécies de aves detectadas. Estas variáveis foram utilizadas como co-variáveis para modelar as probabilidades de ocupação/detecção por grupos funcionais nas manchas florestais, através do Programa Presence versão 2.2. Espécies de aves insetívoras sub-bosque foram afetadas negativamente pelo isolamento (e.g. *Myiothlypis flaveola* e *Cantorchilus guarayanus*), bem como a redução na cobertura de sub-bosque (*Poecilatriccus latirostris*) e biomassa de serapilheira (*Synallaxis albilora* e *Cnemotriccus fuscatus*). As espécies de insetívoros escaladores de troncos (*Celeus lugubris* e *Campylorhamphus trochilirostris*) foram afetadas negativamente pelo isolamento e tendem a ocupar manchas florestais mais conectadas. Frugívoros como *Aburria grayi* tendem a ocupar manchas florestais mais conectadas (< 200 m de isolamento) e mais densas (> 1000 árvores/ha). Aves nectarívoras (*Chlorostilbon lucidus* e *Hylocharis chrysura*) e onívoras (*Cyanocorax chrysops*) também foram afetadas negativamente pelo isolamento. As probabilidades de essas espécies ocuparem manchas florestais tendem a reduzir conforme aumenta a distância entre as manchas. Os resultados deste estudo sugerem que as intervenções humanas na paisagem (fragmentação e alteração na estrutura do habitat florestal) no Pantanal podem influenciar negativamente as probabilidades de ocupação por grupos funcionais e alterar os processos ecológicos (e.g. polinização e dispersão de sementes) no ecossistema. 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: grupos funcionais, estrutura do habitat, ocupação, conservação de florestas, Pantanal.

ABSTRACT

The fragmentation and changes in the structure of forest habitats in the Pantanal have caused significant shifts in ecological processes and regional biological diversity. The goal of this study was to evaluate the influence of the forest patches structure on the occupancy probabilities of functional groups of birds (understory insectivorous, bark insectivorous, large frugivorous, nectarivorous and omnivorous) in the western Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, Brazil. From September 2012 to August 2013 we sampled 41 sites in forest patches in three areas with different ecological and management conditions. In each point we obtained landscape (area and isolation) and habitat variables (understory cover, litter biomass, canopy cover, PBH and tree density), as well presence/absence data of the bird species. These variables were used as covariates to model the probability of occupation/detection by the functional groups through the Presence version 2.2 software. Understory insectivorous birds were negatively affected by isolation (*Myiothlypis flaveola* and *Cantorchilus guarayanus*) as well as by the reduction of the understory cover (*Poecilotriccus latirostris*) and litter biomass (*Synallaxis albilora* and *Cnemotriccus fuscatus*). The bark insectivorous (*Celeus lugubris* and *Campylorhamphus trochilirostris*) were negatively affected by isolation and tend to occupy more connected forest patches. Large frugivorous (as *Aburria grayi*) tend to occupy more connected forest patches (< 200 m isolation) and more dense understory (> 1000 trees/ha). Nectarivorous (*Chlorostilbon lucidus* and *Hylocharis chrysura*) and omnivorous (*Cyanocorax chrysops*) were also negatively affected by isolation. The results suggest that human impacts (fragmentation and changes of the forest structure) in the Pantanal negatively influencing the probabilities of occupancy by functional groups and alter ecological processes (pollination and dispersal seeds) in the ecosystem. Management practices that help the conservation of suitable habitats for wildlife are fundamental to achieve and maintain the ecological sustainability of cattle ranches in the Pantanal wetland.

KEY-WORDS: functional groups, habitat structure, occupancy, conservation florests, Pantanal.

Introdução

A modificação de paisagens naturais e a fragmentação florestal devido à expansão da atividade agropecuária têm sido apontadas como as principais causas da perda de biodiversidade mundial e, a mitigação dessas intervenções na paisagem tornou-se um grande desafio aos ecólogos e conservacionistas (Myers *et al.* 2000, Fischer & Lindenmayer 2007, Bennett & Saunders 2010).

Fahrig (2002, 2003) e Jackson & Fahrig (2012) avaliaram como processo de fragmentação e perda de habitat afetam biodiversidade e os modelos de colonização-extinção obtidos prevêm que a fragmentação pode aumentar o limite de extinção em até 80% das espécies em habitats florestais. Além disso, a quantidade de habitat necessário para persistência das espécies pode variar de 5 a 80% da paisagem dependendo da sua integridade (Fahrig 2002, 2003).

O processo de fragmentação reduz drasticamente o tamanho dos habitats naturais e isola os remanescentes criando verdadeiras “ilhas” de habitats imersos numa matriz artificial e hostil para a maioria das espécies sensíveis e vulneráveis às alterações na estrutura de seu habitat (Fahrig 2003, Prugh *et al.* 2008). Addicott *et al.* (1987) ressaltam que a quantidade de habitat na paisagem é uma variável relevante, afetando a biodiversidade através de vários processos ecológicos e biológicos (e.g. reprodução, mortalidade, dispersão, extinção local e interações entre espécies). O tamanho do habitat é o componente da paisagem mais importante e influencia a ocorrência, riqueza, composição e o “turnover” de espécies (Connor & McCoy 1979, Blake & Karr 1987, Laurance *et al.* 2002a, Doman *et al.* 2007, Katayama *et al.* 2014).

A área e a heterogeneidade são fatores fundamentais e determinantes da diversidade de espécies na paisagem. Áreas maiores suportam maiores populações em relação às áreas menores, devido em parte, à redução das extinções estocásticas (Allouche *et al.* 2012, Kolasa *et al.* 2012, Carnicer *et al.* 2013). MacArthur & Wilson (1963) postularam a Teoria de Biogeografia de Ilhas para explicar a relação espécie-área a partir de estudos sobre a riqueza de espécies em ilhas oceânicas. Desta forma, áreas ou ilhas maiores abrigariam mais espécies em relação às menores devido à maior oferta de recursos tróficos e sítios reprodutivos. Por outro lado, o isolamento pode ser um fator importante uma vez que afeta drasticamente as taxas de imigração e extinção (MacArthur 1964; MacArthur & Wilson 1963, 1967).

Estudos realizados por Munguía-Rosas & Montiel (2014) revelaram que o tamanho e o isolamento de manchas de habitat explicam mais de 40% da variação na diversidade e

densidade de plantas em ecossistemas fragmentados naturalmente ou por intervenção humana. Para Ferraz *et al.* (2007) e Prugh *et al.* (2008), além da área da mancha florestal o grau de isolamento também é um fator importante que afeta a ocupação e a persistência de muitas espécies de animais em paisagens fragmentadas. Entretanto, as propriedades da matriz do entorno não devem ser ignoradas (Tubelis *et al.* 2004, Antogiovanni & Metzger 2005).

Na Amazônia Central, estudos sobre a capacidade de dispersão de aves do sub-bosque em remanescentes florestais com clareiras criadas por desmatamento verificaram que a maioria das espécies é incapaz de cruzar áreas abertas com mais de 200 m, as quais representam uma barreira significativa aos movimentos de dispersão (Stouffer & Bierregaard Jr. 1995a, Laurance *et al.* 2002a, Laurance & Gomez 2005, Ferraz *et al.* 2007). A conectividade entre os remanescentes pode ser a variável mais importante que o tamanho na predição da riqueza de espécies na comunidade de aves. Tal fato foi verificado por Boscolo *et al.* (2008), Boscolo & Metzger (2011) e Martensen *et al.* (2012) para aves insetívoras de sub-bosque em paisagens fragmentadas na Mata Atlântica.

Marini (2010) capturou e marcou indivíduos de várias espécies de aves em remanescentes de cerrado em Minas Gerais e após recapturá-los constatou que a maioria das espécies, notadamente as insetívoras de sub-bosque, não se desloca a distâncias superiores a 150 m em matriz de áreas abertas. Padrão similar foi verificado para várias espécies de aves em paisagens naturalmente fragmentadas no Pantanal (Yabe 2009, Yabe *et al.* 2010) e Campos Gerais do sudeste brasileiro (Anjos & Boçon 1999).

O isolamento de populações em detrimento do processo de fragmentação de habitats aumenta a competição, interrompe o fluxo gênico entre as populações remanescentes, promovendo endogamia, reduzindo assim a diversidade genética e promovendo a extinção de espécies mais sedentárias e incapazes de utilizar a matriz do entorno (Van Dorp & Opdam 1987, Laurance *et al.* 2002a, Lindsay *et al.* 2008, Dixo *et al.* 2009).

Estudos realizados por Méndez *et al.* (2014) com populações da cotovia *Chersophilus duponti* revelaram que variáveis do habitat são fatores importantes que explicam 65% da variância nos parâmetros genéticos das populações. No entanto, a estrutura do habitat e microhabitat não podem ser negligenciadas nos estudos de relação espécie-habitat uma vez que também são fatores importantes influenciando a ocorrência e a abundância de aves do sub-bosque em florestas tropicais (Stratford & Stouffer 1999, Lopes *et al.* 2006, Hansbauer *et al.* 2010, Mestre *et al.* 2010).

A relação entre a complexidade estrutural da vegetação e a diversidade de aves foi tema de vários estudos clássicos, dentre os quais se destacam MacArthur *et al.* (1962), Karr &

Roth (1971), Pearson (1975, 1977) e Robinson & Holmes (1984). Os autores verificaram que a complexidade estrutural da vegetação tem um papel importante na diversidade e abundância de aves, bem como na distribuição, massa corporal e técnicas de forrageio.

Características do microhabitat tais como a densidade do sub-bosque (e.g. arbustos, árvores, bambus), presença de emaranhados de cipós e densidade de serapilheira são fatores importantes influenciando a ocorrência e a abundância de espécies, notadamente aves insetívoras que forageiam no sub-bosque (Stratford & Stouffer 1999, Lopes *et al.* 2006, Nunes 2009, Mestre *et al.* 2010).

A baixa densidade do sub-bosque pode afetar o microclima do habitat florestal (e.g. umidade, intensidade de luz e temperatura), reduzindo a disponibilidade de alimento, locais para forrageio e abrigo contra predadores (Stratford & Stouffer 1999, Whelan & Maina 2005, Pollock *et al.* 2015). Gascon *et al.* (1999), Tischendorf (2001) e Antogiovanni & Metzger (2005) verificaram que a matriz é um importante fator agindo na dinâmica de fragmentos e no deslocamento das espécies pela paisagem, uma vez que ela atua como um filtro ao movimento das espécies em paisagens fragmentadas.

A composição da matriz do entorno dos habitats afeta drasticamente a capacidade de determinadas espécies se dispersarem pela paisagem fragmentada, reduzindo as chances de colonização de outros fragmentos e aumentando a extinção local de diversas populações (Wiens 1994, Ribon *et al.* 2003, Tubelis *et al.* 2004, Boscolo *et al.* 2008, Castellón & Sieving 2010).

Tubelis *et al.* (2004) verificaram que a matriz circundante, composta por cerrado, desempenha um papel importante no fornecimento de sítios de forrageio adicionais para espécies de aves florestais e ressaltam a importância da manutenção da paisagem do entorno na conservação de espécies ameaçadas de extinção em remanescentes florestais no Brasil Central.

O habitat afeta a aptidão (*fitness*) dos animais por meio da variação dos recursos e condições ambientais. As variações espaciais e temporais nas condições do habitat podem gerar forte pressão seletiva para a escolha do habitat, que por sua vez influencia o sucesso reprodutivo e a sobrevivência dos indivíduos, contribuindo para a regulação das populações (Cody 1985, Block e Brennan 1993).

Estudos sobre a seleção de habitat têm verificado que muitos fatores, dentre eles a estrutura da paisagem podem influenciar a ocupação de determinado habitat pelas espécies (Cody 1985). No entanto, Jones (2001) enfatiza que a seleção de habitat refere-se a um

processo e não um padrão e, que há muitos fatores extrínsecos, além da estrutura da paisagem, que influenciam esse processo.

Ao estudarem o pequeno pássaro migratório *Spizella breweri* na América do Norte, Chalfoun & Martin (2007) verificaram que as preferências de habitat refletem a integração de múltiplos fatores ambientais em várias escalas espaciais e que os indivíduos podem ter mais de uma opção para otimizar sua aptidão através de estratégias de seleção do habitat.

Alguns grupos funcionais, notadamente os insetívoros de sub-bosque e insetívoros escaladores de troncos, se mostram mais sensíveis às alterações na estrutura dos habitats florestais (Sekercioglu *et al.* 2002, Gimenes & Anjos 2003, Boscolo *et al.* 2008, Manhães & Dias 2011). Os grupos funcionais exercem importante papel no funcionamento de diversos processos ecológicos nos ecossistemas (Tilman 2001, Hooper *et al.* 2002). Ao se alimentarem dos insetos em vários estratos da floresta (e.g. folhagem do sub-bosque, dossel, cascas de árvores e epífitas), muitas espécies de aves desempenham importante papel no controle biológico de pragas em ecossistemas florestais (Parrini & Pacheco 2007, 2010; Flower *et al.* 2014).

Espécies de pica-paus, notadamente as de grande porte, são extremamente importantes no processo de formação de cavidades em florestas (Bonar 2000, Siegel *et al.* 2014). A disponibilidade de cavidades em ecossistemas florestais pode ser um fator limitante para o sucesso reprodutivo e o recrutamento na população de várias espécies de aves florestais ou de área abertas (Martin 1993, Santos Júnior *et al.* 2007, Sánchez *et al.* 2007). Frugívoros de grande porte, em especial os membros da família Cracidae, compõe uma parcela significativa da biomassa dos dispersores de sementes em florestas neotropicais, atuando como importantes protagonistas na manutenção dos ecossistemas florestais (Galetti *et al.* 1997, Brooks & Fuller 2006, Muñoz & Kattan 2007, Ragusa-Netto 2014).

Nos trópicos, várias espécies de plantas mantêm estreita relação com seus polinizadores, notadamente beija-flores, com os quais muitas espécies co-evoluíram (Sick 1997, Cotton 2008). De acordo com Feinsinger & Cowell (1978), os beija-flores podem ser responsáveis pela polinização de até 15% das espécies de plantas das comunidades na região neotropical.

Grupos funcionais, notadamente aqueles mais suscetíveis às intervenções humanas em seus habitats têm sido utilizados como indicadores da qualidade dos ecossistemas (Piratelli *et al.* 2008). Rushton *et al.* (2004) enfatizam que estudos sobre a relação espécie-habitat, principalmente os que produzem modelos de distribuição e abundância são

fundamentais para a identificação de áreas chave para conservação e detecção de alterações nos processos ecológicos da paisagem decorrentes das intervenções humanas.

Intervenções humanas na paisagem reduzem a diversidade biológica e podem levar importantes grupos funcionais à extinção local (e.g. dispersores de sementes e polinizadores), afetando a dinâmica dos processos ecológicos e a capacidade de resiliência dos ecossistemas (Tilman 2001, Hooper *et al.* 2002, Sundstrom *et al.* 2012).

Tizianel (2008) relata que grupos funcionais como frugívoros e onívoros florestais, bem como espécies de sub-bosque e parte dos insetívoros escaladores de troncos, mostraram-se bons indicadores de fitofisionomias com maior complexidade estrutural no oeste do Pantanal da Nhecolândia. Ainda de acordo com Tizianel (2008), a maioria desses grupos não ocorre em ambientes simplificados como pastagens cultivadas.

A modelagem de ocupação poder ser uma interessante metodologia substituta à estimativa de abundância em estudos que avaliam os efeitos das intervenções humanas na paisagem e no habitat, uma vez que esta é difícil de ser estimada com precisão. Modelagem de ocupação tem sido uma vantajosa substituta em estudos de relação espécie-habitat que levam em consideração dados de presença-ausência (MacKenzie & Nichols 2004, Mackenzie & Royle 2005).

Estimativas de ocupação são ferramentas importantes para estudar mudanças no uso de habitat, extinção e colonização em fragmentos florestais, bem como coexistência entre espécies (MacKenzie 2006, MacKenzie *et al.* 2006, Tripton *et al.* 2008). Vários estudos envolvendo ecologia de aves têm utilizado a modelagem de ocupação como ferramenta para avaliar os efeitos das alterações na paisagem sobre a relação espécie-habitat (Lawes *et al.* 2005, Tripton *et al.* 2008, De Wan *et al.* 2009, Ruiz-Gutiérrez *et al.* 2010, McClure *et al.* 2012, Brown *et al.* 2014, Carrillo-Rubio *et al.* 2014).

Entretanto, no Brasil os estudos dessa natureza têm sido realizados principalmente na Amazônia (Ferraz *et al.* 2007, Stouffer *et al.* 2011, Powell *et al.* 2015). Considerando a planície do Pantanal, os estudos com aves envolvendo modelagem de ocupação são escassos e pontuais (Nunes 2009, Nunes *et al.* 2010, Tomas *et al.* 2013).

Nunes (2009) e Nunes *et al.* (2010) avaliaram os efeitos das características da paisagem (área e isolamento) e do habitat (biomassa de sub-bosque e serapilheira) nas probabilidades de ocupação de manchas florestais no Pantanal da Nhecolândia por aves insetívoras de sub-bosque e insetívoras escaladoras de troncos. Os resultados obtidos por Nunes (2009) e Nunes *et al.* (2010) sugerem que a fragmentação e o isolamento de manchas florestais, bem como as alterações na estrutura do habitat devido à ação do pastejo e pisoteio

de gado bovino no sub-bosque podem comprometer seriamente as populações e dessas espécies no Pantanal.

Johnson *et al.* (1997) e Nunes *et al.* (2008) verificaram que a composição e o tipo de manejo da matriz no entorno das manchas florestais afetam drasticamente a estrutura dos habitats florestais no Pantanal, uma vez que pastagens com predomínio de pastagens nativas em relação à florestas tendem a suportar maior quantidade de bovinos. Em muitas manchas florestais, principalmente os capões, onde o acesso do gado é intenso, o estrato de copas emergentes está sofrendo um lento processo de desagregação e, em alguns casos, desaparece completamente (Tomas *et al.* 2009).

Tomas *et al.* (2009) relatam ainda, que a estruturação vertical da vegetação pode ser explicada como um efeito de distúrbios crônicos de longo prazo promovidos pelo fogo e pisoteio/forrageamento do gado dentro dos habitats florestais, impedindo ou diminuindo o recrutamento de espécies arbóreas. Tais distúrbios são apontados por Tomas *et al.* (2013) como os responsáveis pela baixa probabilidade de ocupação dos capões pela coruja-preta (*Strix huhula*) no Pantanal da Nhecolândia.

Apesar dessas importantes contribuições, o modo como as espécies de aves respondem às intervenções humanas na estrutura da paisagem florestal ainda são pouco compreendidas no Pantanal. Estudos que avaliem as influências destas alterações nas probabilidades de ocupação das manchas florestais nativas por grupos funcionais podem gerar subsídios importantes para nortear políticas públicas e técnicas de manejo adequadas para a conservação da avifauna no Pantanal.

Objetivos

Objetivo geral

O estudo objetivou avaliar a relação espécie-habitat através de modelos da probabilidade de ocupação de manchas florestais por aves no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Objetivos específicos

- modelar as probabilidades de ocupação de manchas florestais por aves insetívoras de sub-bosque no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul;
- modelar as probabilidades de ocupação de manchas florestais por aves insetívoras escaladoras de tronco no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul;
- modelar as probabilidades de ocupação de manchas florestais por aves frugívoras florestais de grande porte no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul;
- modelar as probabilidades de ocupação de manchas florestais por aves nectarívoras no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul;
- modelar as probabilidades de ocupação de manchas florestais por aves onívoras no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Material e Métodos

Neste estudo foram amostrados 41 pontos em manchas florestais, distribuídas em três áreas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. Os pontos amostrados estavam dispostos ao longo dos transectos com pelo menos 1 km de distância entre si.

Foram amostrados 12 pontos em manchas florestais na Fazenda Nhumirim - NH (setembro-outubro de 2012 e janeiro de 2013); 13 na área com pastagens nativas - PN (fevereiro e agosto-setembro de 2013) e 16 na área de pastagens cultivadas - PC (março e julho-agosto de 2013). Cada ponto foi amostrado quatro vezes em cada estação, com visitas em dias e horários diferentes. Cada visita correspondeu a uma ocasião de amostragem, com duração de 20 minutos, sendo anotadas as espécies vistas e/ou ouvidas num raio de 15 m. As observações iniciaram às 06:00 h e encerraram às 10:30 h, sendo então retomadas às 15:30 h e encerradas às 17:30 h.

Variáveis da paisagem (área e isolamento entre as manchas florestais) e do habitat (cobertura de dossel, cobertura de sub-bosque, biomassa de serapilheira, circunferência das espécies vegetais arbóreas à altura do peito e densidade de árvores). Para as coletas dos dados de habitat nos pontos foram traçadas quatro linhas imaginárias (8 m cada), no sentido Norte-Sul e Leste-Oeste, tal como no ponto quadrante (Bonham 1988). Em ambas as estações (chuvosa e seca), nas extremidades dessas linhas foram coletadas amostras de variáveis do habitat ($n = 4$), tais como biomassa de serapilheira (peso fresco), cobertura de dossel, cobertura de sub-bosque, circunferência à altura do peito (CAP) e densidade das espécies vegetais arbóreas com CAP acima de 15 cm.

Na modelagem de ocupação foram utilizadas variáveis da paisagem e do habitat tais como área (ha), isolamento entre as manchas florestais (m), cobertura de dossel (%), cobertura de sub-bosque (%), biomassa de serapilheira (kg/m^2), CAP das espécies vegetais arbóreas (cm) e densidade de árvores (indivíduos/ha).

Para este estudo foram avaliadas 23 espécies de aves reunidas em grupos funcionais que respondem negativamente à fragmentação florestal e alterações no habitat florestal com base na literatura disponível (Gimenes & Anjos 2003, Nunes 2009, Nunes *et al.* 2010, Thornton *et al.* 2012). Neste contexto foram considerados os insetívoros de sub-bosque, os insetívoros escaladores de tronco, as frugívoras florestais de grande porte e as nectarívoras. Adicionalmente também foram inclusas espécies onívoras generalistas quanto à dieta e uso do habitat (Sick 1997).

Com relação às insetívoras de sub-bosque considerou-se o surucuá-de-barriga-vermelha (*Trogon curucui*), o choró-boi (*Taraba major*), o joão-do-pantanal (*Synallaxis albilora*), a guaracava-de-crista-alaranjada (*Myiopagis viridicata*), o bico-chato-de-orelha-preta (*Tolmomyias sulphurens*), o ferreirinho-de-cara-parda (*Poecilatriccus latirostris*), o sebinho-de-olho-de-ouro (*Hemitriccus margaritaceiventer*), o guaracavuçu (*Cnemotriccus fuscatus*), a garrincha-do-oeste (*Cantorchilus guarayanus*) e o canário-do-mato (*Myiothlypis flaveola*).

Foram considerados os seguintes insetívoros escaladores de tronco: o pica-pau-pequeno (*Veniliornis passerinus*), o pica-pau-louro (*Celeus lugubris*), o pica-pau-de-topete-vermelho (*Campephilus melanoleucos*), o arapaçu-beija-flor (*Campylorhamphus trochilrostris*) e o arapaçu-do-campo (*Xiphocolaptes major*).

As frugívoras florestais de grande porte estão representadas pelo jaó (*Crypturellus undulatus*), a aracuã-do-pantanal (*Ortalis canicollis*), a jacutinga-de-garganta-azul (*Aburria grayi*) e o mutum-de-penacho (*Crax fasciolata*).

Dentre as nectarívoras considerou-se o besourinho-de-bico-vermelho (*Chlorostilbon lucidus*) e o beija-flor-dourado (*Hylocharis chrysura*). Na categoria de onívoras foram consideradas a gralha-do-pantanal (*Cyanocorax cyanomelas*) e a gralha-picaça (*Cyanocorax chrysops*).

O histórico de detecção de cada espécie em cada unidade amostral foi usado em modelagem de ocupação (Mackenzie *et al.* 2002, 2006), utilizando-se como co-variáveis área (ha), isolamento (m), além de biomassa de serapilheira (kg/m^2), cobertura de sub-bosque (%), cobertura de dossel (%), circunferência a altura do peito – CAP (cm) das espécies vegetais arbóreas e densidade de árvores (indivíduos/ha).

Os modelos foram gerados através do programa Presence versão 2.2. (Hines 2008). A priori, foram gerados modelos nulos (com parâmetros de probabilidade de ocupação/detecção constantes). Posteriormente, foram produzidos modelos alternativos com todas as combinações possíveis de co-variáveis influenciando a probabilidade de ocupação. Optou-se por assumir a detectabilidade como constante, uma vez que quando inserida nas análises, a mesma não permitiu gerar modelos.

As análises de ocupação/detecção foram feitas separadamente para cada estação. Na escolha do “melhor modelo” de probabilidade de ocupação foram levados em conta o Critério de Informação de Akaike (AIC) e o ΔAIC , além do exame do ajuste do modelo e da medida de dispersão dos dados.

O ajuste dos modelos foi avaliado através de um teste de significância baseado em 1000 bootstraps, bem como a dispersão ($\hat{c}$) dos dados em função do que seria esperado pelos modelos (Mackenzie *et al.* 2006).

As tabelas 1, 2, 3 e 4 apresentam o “melhor modelo” (destacado em negrito), o segundo melhor modelo (com base no *AIC*) e o modelo nulo para as espécies avaliadas.

Resultados e discussão

Co-variáveis da paisagem (tais como área e isolamento entre as manchas florestais) assim como co-variáveis do habitat (cobertura de sub-bosque, cobertura de dossel, biomassa de serapilheira, densidade e circunferência das espécies vegetais arbóreas) influenciaram as probabilidades de ocupação de manchas florestais naturais por aves no Pantanal (Tabelas 1, 2, 3, 4 e 5; Apêndice III).

Insetívoras de sub-bosque

Para as aves insetívoras de sub-bosque, área, isolamento entre as manchas florestais, cobertura de sub-bosque e biomassa de serapilheira influenciaram as probabilidades de ocupação das manchas de floresta no oeste do Pantanal da Nhecolândia (Tabela 1, Apêndice III).

Na estação seca nenhuma das co-variáveis influenciou as probabilidades de ocupação das manchas por *Synallaxis albilora*, *Tolmomyias sulphurens*, *Poecilatriccus latirostris* e *Myiothlypis flaveola*. Outras co-variáveis da paisagem e do habitat não consideradas neste estudo podem estar influenciando as probabilidades de ocupação dessas espécies. Na estação seca, *Myiopagis viridicata* teve baixa detectabilidade nas manchas florestais amostradas e não foi possível realizar nenhuma análise.

As probabilidades de ocupação de manchas florestais por *Cantorchilus guarayanus* e *M. flaveola* foram influenciadas pela área e isolamento entre as manchas durante a estação seca (Figura 1). Ambas as espécies foram afetadas negativamente pelo isolamento e tendem a ter maiores probabilidades de ocupação em manchas florestais grandes (área superior a 1700 ha) e conectadas, com menos de 200 m de distância de outras manchas.

O isolamento também influenciou de modo negativo as probabilidades de ocupação das manchas florestais por *Trogon curucui*. Verifica-se que há uma tendência na diminuição das probabilidades de ocupação em manchas com mais de 100 m de isolamento, como pode ser visto na Figura 2.

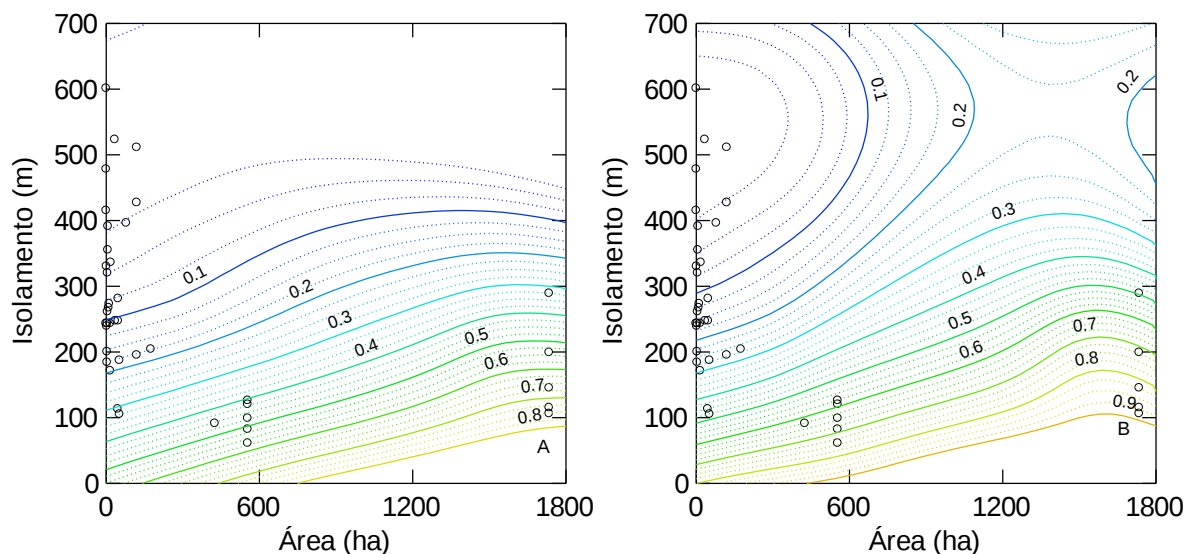


Figura 1. Modelos de probabilidade de ocupação de manchas florestais por *Cantorchilus guarayanus* (A) e *Myiothlypis flaveola* (B) na estação seca em função da área e do isolamento entre as manchas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

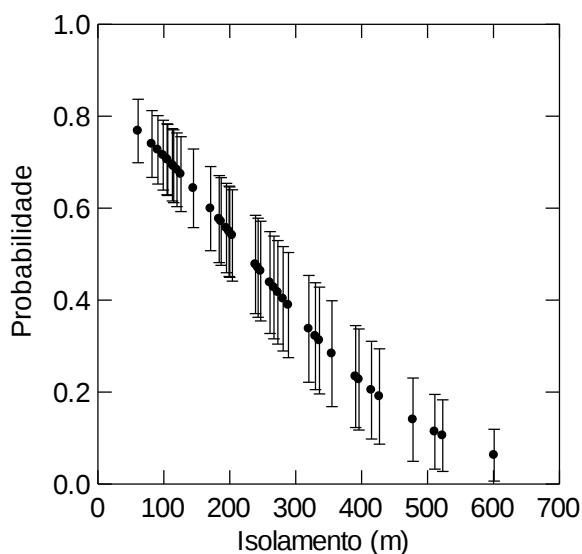


Figura 2. Modelo de probabilidade de ocupação de manchas florestais por *Trogon curucui* na estação chuvosa em função do isolamento entre as manchas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Tais resultados podem estar refletindo a inabilidade dessas espécies em utilizar a matriz no entorno das manchas florestais que é composta por campo de gramíneas nativas e

em grande parte, arbustos e árvores esparsas (que poderiam atuar como “*stepping stones*”) estão ausentes.

Estudos anteriores realizados por Nunes (2009) na mesma região obtiveram resultados similares, tendo sido observado que o isolamento influenciou de modo negativo as probabilidades de ocupação de manchas florestais naturais por *M. flaveola*. Apesar das florestas no Pantanal serem naturalmente fragmentadas, alguns grupos de aves são mais suscetíveis ao isolamento entre as manchas florestais, notadamente as espécies sedentárias e de pequeno porte, como maioria dos insetívoros de sub-bosque (Yabe 2009). O tamanho das manchas florestais e as distâncias entre elas afetam o uso do habitat pelas aves no Pantanal, principalmente as dependentes de florestas (Yabe *et al.* 2010).

Martensen *et al.* (2012) verificaram que a conectividade dos remanescentes se mostrou a variável mais importante que a área para a predição da riqueza da comunidade de aves insetívoras de sub-bosque em paisagens fragmentadas na Mata Atlântica. Em fragmentos de Cerrado em Minas Gerais, Marini (2010) constatou que a maioria das espécies anilhadas não se desloca a distâncias superiores a 150 m em áreas abertas, dentre elas *M. flaveola*. Anjos & Boçon (1999) realizaram estudos em paisagens naturalmente fragmentadas nos “Campos Gerais” no sudeste do Brasil e verificaram que em manchas florestais menores e isoladas, a diversidade de aves insetívoras de sub-bosque diminui significativamente.

Estes resultados vão de encontro com aqueles obtidos por Yabe *et al.* (2010) para o Pantanal do Abobral, onde os autores verificaram que a distância máxima do deslocamento de *T. curucui* entre as manchas florestais foi 119 m. Resultados similares foram observados para aves insetívoras de sub-bosque em fragmentos florestais na Amazônia (Stouffer & Bierregaard Jr. 1995a, Laurance *et al.* 2002b, Sekercioğlu *et al.* 2002, Ferraz *et al.* 2007). Tal fato pode estar relacionado ao tipo de matriz do entorno das manchas de habitat, bem como à alta demanda energética, custo metabólico e risco de predação (Grubb Jr. & Doherty Jr. 1999, Laurance *et al.* 2002b, Antongiovanni & Metzger 2005, Castellón & Sieving 2006).

MacArthur & Wilson (1963) propõe que o aumento da área do habitat promove o aumento no número de espécies vegetais e animais de forma logarítmica. Estudos realizados por Tubelis & Tomas (1999) em manchas florestais no Pantanal da Nhacolândia revelaram que a frequência relativa da maioria das espécies de aves diminui com a redução da área dos habitats, notadamente as insetívoras de sub-bosque.

As taxas de extinção de aves insetívoras de sub-bosque são extremamente altas em remanescentes com menos de 10 hectares como mostram os estudos realizados por Stouffer *et*

al. (2011) em fragmentos de floresta com mais de 25 anos de isolamento na Amazônia. Ribon *et al.* (2003) obtiveram resultados similares em fragmentos de Mata Atlântica de Viçosa, MG.

Espécies como *T. sulphurescens* e *C. gurarayanus* tiveram as probabilidades de ocupação influenciadas pela cobertura de sub-bosque e isolamento entre as manchas florestais durante a estação chuvosa (Figura 3).

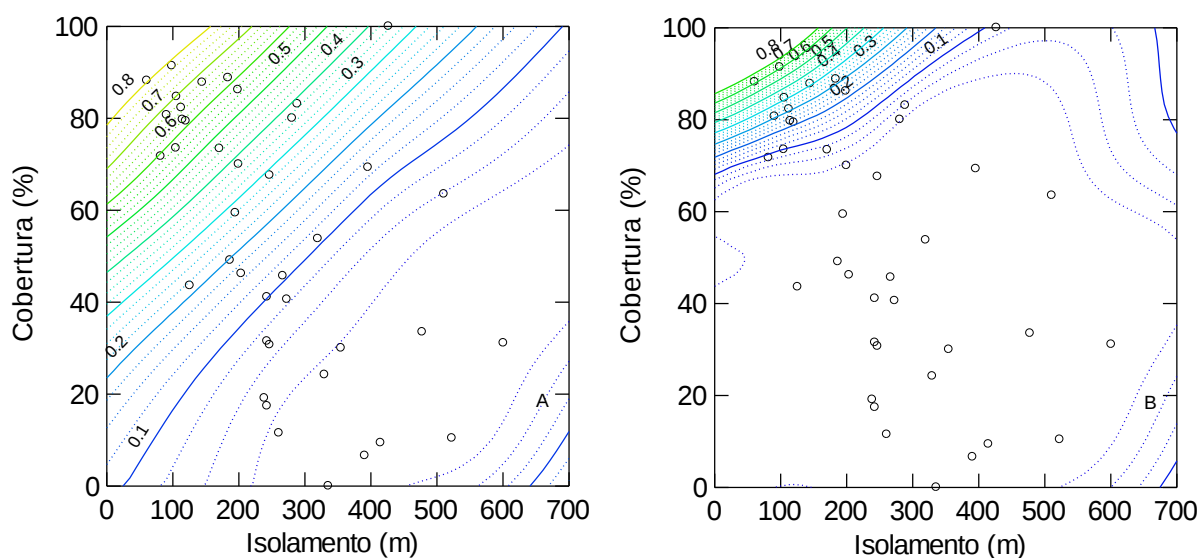


Figura 3. Modelos de probabilidade de ocupação de manchas florestais por *Tolmomyias sulphurescens* (A) e *Cantorchilus gurarayanus* (B) na estação chuvosa em função da cobertura de sub-bosque e do isolamento entre as manchas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Marques & Anjos (2014) avaliaram a sensibilidade de várias espécies de aves às intervenções humanas na paisagem da região nordeste do Paraná e verificaram que muitas espécies insetívoras (e.g. *Thamnophilus caerulescens*, *Myiopagis caniceps*, *Lathrotriccus euleri* e *T. sulphurescens*) são pouco sensíveis às alterações no microhabitat. No entanto, o isolamento teve peso maior no modelo de probabilidade de ocupação de manchas florestais por *T. sulphurescens*. Para ambas a espécies verificou-se que o isolamento afetou negativamente as probabilidades de ocupação, que tendem a aumentar em manchas florestais com mais de 70% de cobertura de sub-bosque e menos de 200 m de isolamento de outras manchas.

Marini (2010) relata que a distância máxima percorrida por *T. sulphurescens* entre fragmentos de cerrado foi 100 m. O grau de isolamento afeta a riqueza de espécies não apenas em ilhas oceânicas, como verificado por MacArthur & Wilson (1967), pois fragmentos

florestais isolados de outros remanescentes e, circundados por uma matriz alterada exercem efeitos similares aos verificados na teoria de ilhas (Diamond *et al.* 1976; Willis 1979, Bierregaard Jr & Lovejoy 1989, Gimenes & Anjos 2003; Brown & Sullivan 2005, Ferraz *et al.* 2007, Boscolo & Metzger 2011).

A dinâmica da comunidade de aves em fragmentos florestais está relacionada ao mosaico da paisagem na qual ele está inserido (Wiens 1994). A matriz do entorno é um fator importante no processo de dispersão das espécies na paisagem e sua alteração implica em isolamento de populações em remanescentes florestais devido à inabilidade de determinadas espécies, notadamente as insetívoras de sub-bosque, em utilizar a matriz impactada (Gascon *et al.* 1999, Tubelis *et al.* 2004, Antongiovanni & Metzger 2005, Pardini *et al.* 2009).

Para as espécies *Taraba major* e *Cnemotriccus fuscatus* a cobertura de sub-bosque influenciou de modo positivo as probabilidades de ocupação das manchas florestais (Figura 4).

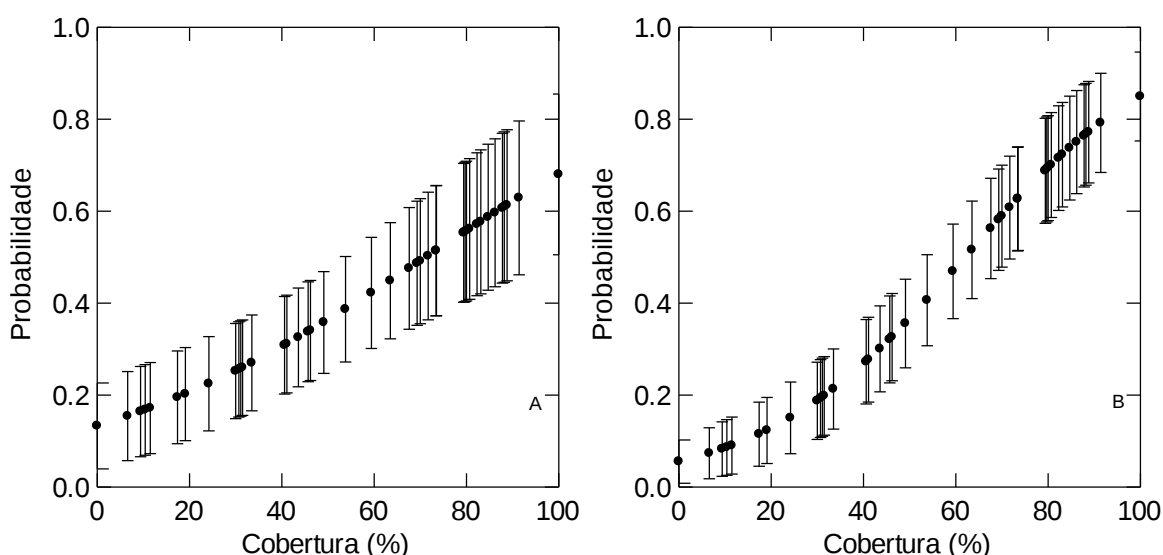


Figura 4. Modelos de probabilidade de ocupação de manchas florestais por *Taraba major* (A) e *Cnemotriccus fuscatus* (B) na estação chuvosa em função da cobertura de sub-bosque no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

O mesmo foi verificado para *Poecilatriccus latirostris* em ambas as estações (Figura 5). No caso de *T. major* e *C. fuscatus* verifica-se que há uma tendência no aumento da probabilidade de ocupação conforme aumenta a percentagem de cobertura do sub-bosque.

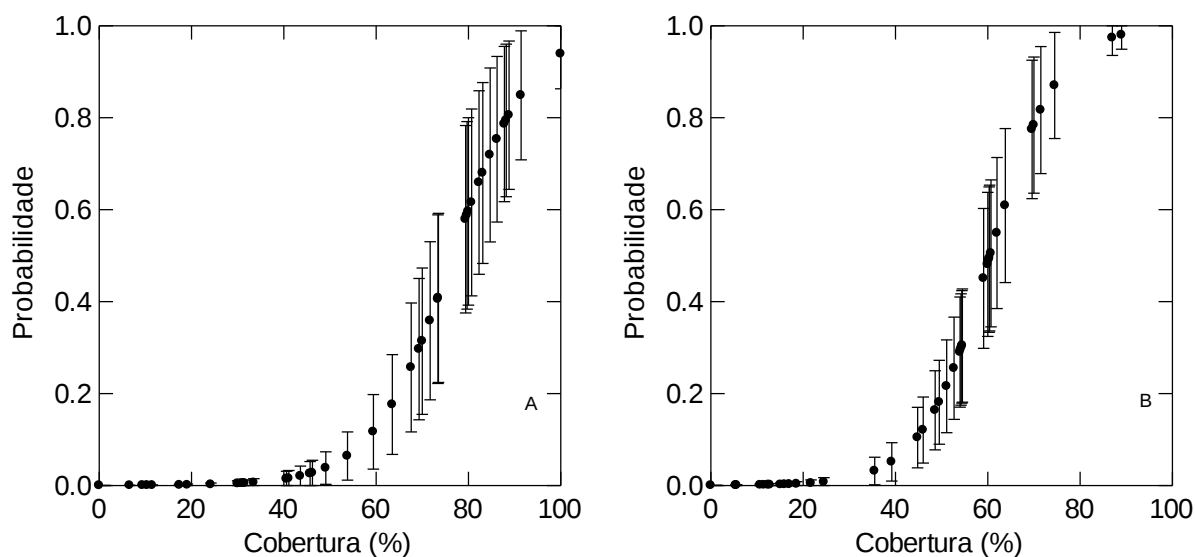


Figura 5. Modelos de probabilidade de ocupação de manchas florestais por *Poecilotriccus latirostris* na estação chuvosa (A) e seca (B) em função da cobertura de sub-bosque no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Verifica-se que até mesmo *T. major*, espécie relacionada como tendo grande plasticidade ecológica quanto ao uso de habitats florestados (Ridgely & Tudor 1994, Antas & Palo Jr. 2009), pode ser afetada por mudanças na estrutura do habitat devido à ação do gado bovino no interior das manchas florestais. No entanto, *P. latirostris* parece ser mais exigente quanto à estrutura do habitat, ocorrendo apenas em manchas florestais cuja percentagem de cobertura do sub-bosque é superior a 60%.

Para *M. viridicata* a área e a cobertura de sub-bosque influenciaram positivamente as probabilidades de ocupação em manchas florestais (Figura 6). As maiores probabilidades de essa espécie ocupar florestas foram encontradas em manchas cuja área é superior a 1700 ha e a cobertura de sub-bosque ultrapassa 70%.

A estrutura da vegetação é um componente importante do habitat influenciando a riqueza de aves em habitats florestais, principalmente as insetívoras de sub-bosque (Pearson 1975, 1977; Lopes *et al.* 2006; Manhães & Dias 2011).

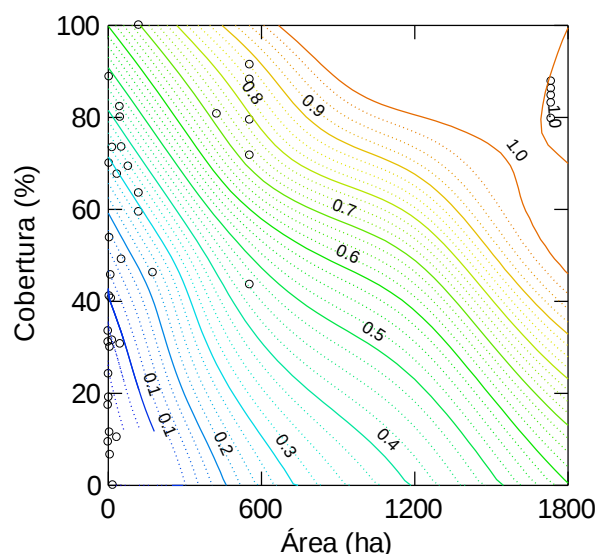


Figura 6. Modelo de probabilidade de ocupação de manchas florestais por *Myiopagis viridicata* na estação chuvosa em função da área e da cobertura de sub-bosque no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Espécies de aves dependentes da vegetação do sub-bosque para forragear e nidificar, principalmente as insetívoras são negativamente afetadas pelas alterações na estrutura do habitat em vários ecossistemas florestais do globo terrestre (Sekercioğlu *et al.* 2002, Henrique *et al.* 2008, Stouffer *et al.* 2011, Banks-Leite *et al.* 2013, Arcilla *et al.* 2015, Hamer *et al.* 2015).

A ação do pastejo e pisoteio do gado no interior da floresta também pode afetar as comunidades de aves de sub-bosque devido à redução da vegetação e a simplificação do habitat (Krueper *et al.* 2003, Martin & McIntyre 2007, Nunes 2009). Estudos realizados por Lopes *et al.* (2006) em florestas estacionais semidecíduais ao longo do Rio Tibagi (PR) revelaram que características do microhabitat como estrato médio denso e emaranhados de cipós, bem como a densidade de arbustos, bambus e árvores foram fatores importantes influenciando a ocorrência e a abundância de aves insetívoras de sub-bosque.

Segundo Whelan & Maina (2005), a baixa densidade do sub-bosque pode aumentar a taxa de predação de aves insetívoras nesse estrato, devido às alterações na estrutura do interior da floresta, aumentando assim, a exposição dessas aves ao ataque de predadores.

Shake *et al.* (2012) avaliaram o efeito do tamanho dos fragmentos florestais sobre três espécies de aves (*Icteria virens*, *Setophaga discolor* e *Passerina caerulea*) na Carolina do

Norte e verificaram que as probabilidades de ocupação dos remanescentes por *S. discolor*, espécie ecologicamente similar à *M. viridicata*, tendem a aumentar conforme aumenta a área dos fragmentos. Estudos realizados por De Wan *et al.* (2009) demonstraram que as probabilidades de ocupação de remanescentes por espécies de aves que se reproduzem em florestas, principalmente insetívoras, são negativamente afetadas com o aumento da relação perímetro-área.

Durante a estação chuvosa as probabilidades de ocupação de manchas florestais por *S. albilora* foram positivamente influenciadas pela área e biomassa de serapilheira. As maiores probabilidades de ocupação foram verificadas em manchas florestais com mais de 1500 ha e com biomassa de serapilheira superior a 0,4 kg/m² (Figura 7).

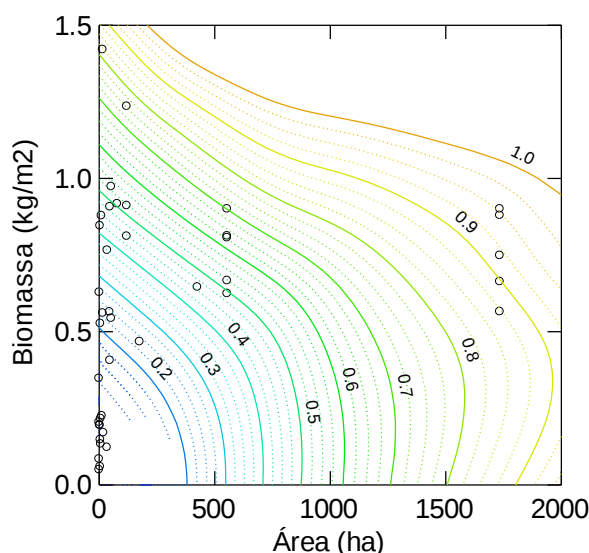


Figura 7. Modelo de probabilidade de ocupação de manchas florestais por *Synallaxis albilora* na estação chuvosa em função da área e biomassa de serapilheira no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

A biomassa de serapilheira também influenciou as probabilidades de ocupação de manchas florestais por *C. fuscatus*. O modelo mostra um aumento nas probabilidades de ocupação em manchas florestais com biomassa de serapilheira acima 0,3 kg/m² (Figura 8). Os resultados refletem bem a biologia destas espécies, sendo *C. fuscatus* bastante ativo no sub-bosque onde caça insetos e outros artrópodes na ramagem da vegetação. No entanto, durante a estação seca (quando parte da vegetação do sub-bosque perde a folhagem e os recursos tróficos tornam-se escassos), possivelmente essa ave encontra alimento revirando o folhiço no chão da floresta.

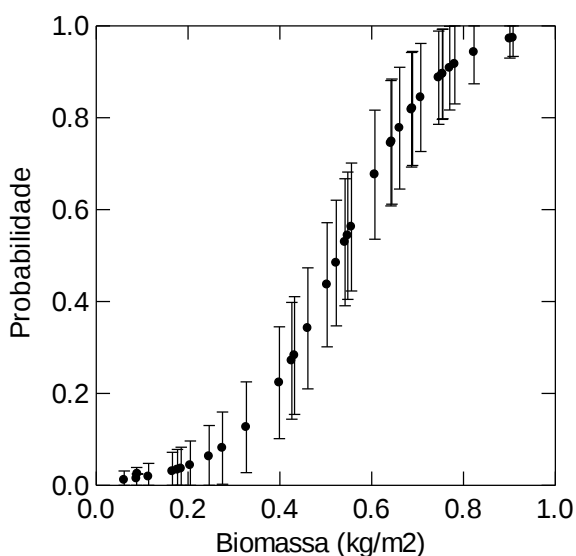


Figura 8. Modelo de probabilidade de ocupação de manchas florestais por *Cnemotriccus fuscatus* na estação seca em função da biomassa de serapilheira no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Antas & Palo Jr. (2009) relatam que *S. albilora* pode ser avistada com frequência forrageando nos estratos mais baixos do sub-bosque e até mesmo no folhiço da floresta. Estudos realizados por Cintra & Cancelli (2008) na Reserva Ducke, Manaus, mostram que as probabilidades de ocupação de florestas pelo rendadinho (*Hylophylax poecilinotus*) são influenciadas pela biomassa de serapilheira presente no sub-boque.

Marques *et al.* (2006) realizaram estudos com artrópodes terrestres em florestas alagáveis no Pantanal da região de Pirizal (MT) e verificaram que há forte sazonalidade na composição e estrutura das comunidades de serapilheira, as quais migram para as copas das árvores durante os períodos de inundação. No caso de *S. albilora* é provável que seja atraído para a serapilheira durante a migração dos artrópodes na estação chuvosa.

Alterações na estrutura do habitat florestal devido à fragmentação levam ao um aumento o efeito de borda e perda da cobertura da vegetação do sub-bosque e, por conseguinte à alteração no microclima com consequentes declínios na biomassa dos artrópodes de sub-bosque e alguns grupos de invertebrados de serapilheira (Didham 1998, Didham & Lawton 1999). Tais alterações têm sido apontadas como as principais causas da

extinção local de espécies insetívoras terrestres em fragmentos florestais na Amazônia (Stratford & Stouffer 1999, Mestre *et al.* 2010).

Nunes *et al.* (2008) alertam que além da ação do gado no interior das manchas florestais, o fogo descontrolado pode ser um agente importante no processo de alteração do habitat florestal no Pantanal. No Pantanal a queimada é empregada anualmente, entretanto, ao contrário da maioria das áreas de savanas, sua utilização se faz de forma controlada (Rodrigues *et al.* 2002).

Rodrigues *et al.* (2002) destacam ainda, que devido às características peculiares da região, que apresenta alternadamente extensas áreas de campos sujeitos a inundações periódicas, cerrados, cerradões e matas, muitos proprietários rurais têm feito uso desta prática de forma parcimoniosa, seletiva e localizada, procurando eliminar ou conter a expansão de espécies indesejáveis e promover o rebrote das forrageiras. No entanto, o fogo descontrolado em algumas regiões do Pantanal promove drástica redução da biomassa do sub-bosque e alterações na estrutura de manchas florestais, comprometendo o processo de recrutamento de plântulas (Crispim & Soriano 2003, Santos Júnior 2010).

A matriz do entorno pode afetar drasticamente a estrutura do habitat florestal. Em manchas florestais pequenas e isoladas a biomassa de serapilheira é drasticamente reduzida devido ao pisoteio do gado. A supressão da vegetação nativa e a fragmentação de cordilheiras no Pantanal, bem como a implantação de pastagens cultivadas podem representar sérias ameaças à conservação de aves dependentes de habitats florestais intactos (Nunes 2009, Nunes *et al.* 2008).

Insetívoras escaladoras de tronco

As co-variáveis cobertura de sub-bosque, densidade de árvores e isolamento influenciaram os modelos de ocupação de manchas florestais pelas aves insetívoras escaladoras de troncos no oeste do Pantanal da Nhecolândia (Tabela 2, Apêndice III).

Entretanto, nenhuma das variáveis da paisagem e do habitat influenciou as probabilidades de ocupação de manchas florestais naturais por *Veniliornis passerinus*. Tais resultados refletem bem as características ecológicas da espécie, que parece apresentar maior plasticidade ecológica em relação aos demais pica-paus, como verificado por Nunes *et al.* (2010).

Na estação chuvosa nenhuma das variáveis da paisagem e do habitat influenciaram as probabilidades de ocupação das manchas florestais por *Campephilus melanoleucos* e *Campylorhamphus trochilirostris*. O mesmo ocorreu com *Xiphocolaptes major* durante a estação seca. Possivelmente outras co-variáveis da paisagem e do habitat não consideradas neste estudo estão influenciando as probabilidades de ocupação das florestas por essas aves.

Para *Celeus lugubris* a densidade de árvores e o isolamento entre as manchas florestais influenciaram as probabilidades de ocupação durante estação chuvosa (Figura 9A). O isolamento afetou negativamente essa espécie, cujas maiores probabilidades de ocupação foram observadas em manchas florestais com menos de 200 m de isolamento e sub-boque mais denso (> 1500 árvores/ha).

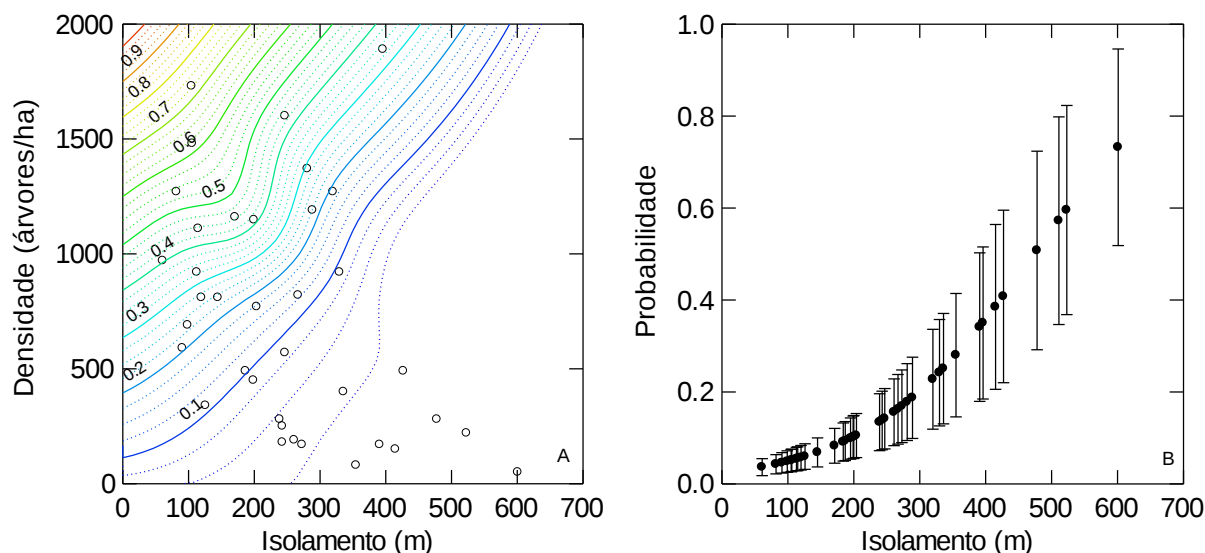


Figura 9. Modelos de probabilidade de ocupação de manchas florestais por *Celeus lugubris* na estação chuvosa (A) em função da densidade de árvores e do isolamento entre as manchas e na estação seca (B) em função do isolamento entre as manchas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Porém, na estação seca verificou-se o contrário (Figura 9B). Yabe *et al.* (2010) relataram que *C. lugubris* se desloca no máximo a 262 m entre as manchas florestais no Pantanal do Abobral, o que corrobora com os resultados obtidos durante a estação chuvosa. Possivelmente os resultados obtidos na seca estão relacionados às táticas de forrageio neste período, quando os recursos tróficos tornam-se escassos. Manchas florestais menores e

isoladas na paisagem apresentam baixa densidade de árvores e sub-bosque dominado por acuri (*Scheelea phalerata*) (Tomas *et al.* 2013).

Estas palmeiras acumulam grande quantidade de matéria vegetal morta entre as bainhas foliares (Santos *et al.* 2003) e, por conseguinte, grande quantidade de invertebrados que possivelmente servem de alimento a algumas espécies de pica-paus (Nunes *et al.* 2010).

Na Reserva Biológica de Una (BA), Laps (2006) e Pardini *et al.* (2009) verificaram que os insetívoros escaladores de troncos, notadamente os pica-paus foram mais abundantes nas bordas dos fragmentos e sugere que a presença de árvores mortas neste tipo de ambiente aumenta a disponibilidade de recursos para estas aves. O mesmo pode estar ocorrendo na planície do Pantanal onde as árvores mortas em pé abundam em capões como resultado de distúrbios crônicos de fogo.

Estudos realizados em remanescentes de Floresta Atlântica do sudeste do Brasil revelaram comportamento similar exibido por outras espécies de insetívoras escaladoras de troncos tais como os arapaçus *Xiphocolaptes albicollis*, *Lepidocolaptes squamatus* e *Xiporhynchus fuscus* (Parini & Pacheco 2007, 2010; Parini & Raposo 2012).

O arapaçu-beija-flor (*C. trochilirostris*) também foi afetado negativamente pelo isolamento (Figura 10) e suas probabilidades de ocupação tendem a diminuir conforme aumenta a distância entre as manchas florestais.

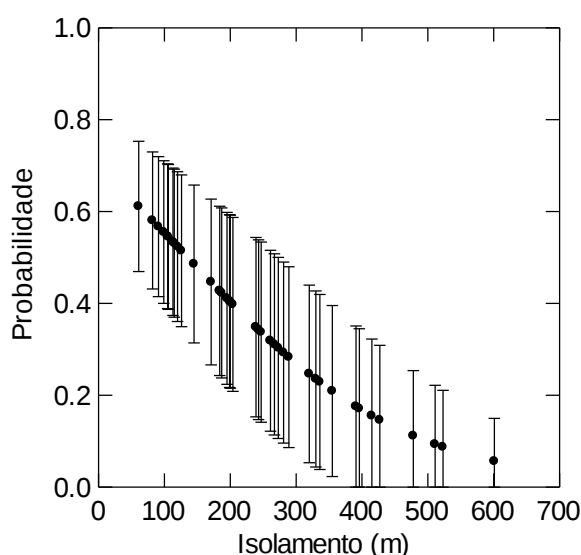


Figura 10. Modelo de probabilidade de ocupação de manchas florestais por *Campylorhamphus trochilirostris* na estação seca em função do isolamento entre as manchas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Entretanto, estudos realizados por Nunes *et al.* (2010) na mesma região revelaram que *C. trochilirostris* também é afetado pela alteração na estrutura do habitat, sendo que as probabilidades de ocupação de manchas florestais por essa espécie tendem a aumentar conforme aumenta a biomassa do sub-bosque. Powell *et al.* (2015) modelaram as probabilidades de ocupação de duas espécies de arapaçus (*Glyphorhynchus spirurus* e *Xiphorhynchus pardalotus*) na Amazônia e verificaram que ambas as espécies mostraram fidelidade a florestas primárias.

Durante a estação chuvosa as probabilidades de ocupação de manchas florestais por *X. major* foram influenciadas negativamente pelo isolamento. Este arapaçu apresenta maior plasticidade ecológica em relação às demais, ocorrendo até campos com árvores esparsas no Pantanal (Sick 1997, Tizianel 2008). Entretanto, a maioria das manchas florestais isoladas está imersa numa matriz de campos nativos com poucos ou nenhuma árvores ou arbustos que poderiam servir de “stepping stones” para essa espécie se deslocar pela paisagem, aumentando assim o risco de predação. No Pantanal do Abobral Yabe *et al.* (2010) verificaram que as maiores distâncias entre as manchas florestais percorridas por *C. trochilirostris* e *X. major* foram 148 e 135 m, respectivamente.

Na Mata Atlântica do sudeste brasileiro, Boscolo *et al.* (2008) verificaram que as probabilidades de ocupação de fragmentos florestais pelo arapaçu-rajado (*Xiphorhynchus fuscus*) decrescem drasticamente em remanescentes com mais de 100 m de isolamento. Ainda segundo os mesmos autores, a presença de árvores esparsas entre os fragmentos atuam como “stepping stones” e facilitam o deslocamento dessa espécie pela paisagem fragmentada. Resultados similares foram obtidos por Saura *et al.* (2014) para *Dryopcus martius* em florestas do nordeste da Espanha.

Em fragmentos de cerrado e matas semidecíduas de Minas Gerais, o arapaçu-verde (*Sittasomus griseicapillus*) se desloca no máximo até 150 m por áreas abertas durante deslocamentos entre as manchas (Marini 2010).

A circunferência a altura do peito (CAP) e a densidade de árvores influenciaram as probabilidades de ocupação de manchas florestais por *C. melanoleucos* na estação seca, que demonstrou preferência por habitats florestais menos densos e que apresentam árvores com maiores valores de CAP. Os resultados vão de encontro com as exigências ecológicas da espécie, que parece ocupar habitats florestais maduros, os quais apresentam maior número de

árvores mortas e, por conseguinte, maior oferta de sítios para forrageio e reprodução (Winkler *et al.* 1995, Bütler *et al.* 2004, Mitchell *et al.* 2009).

Pica-paus constituem um grupo singular de aves cuja maioria possuem vários requerimentos do habitat os quais são encontrados apenas em florestas naturais, tais como presença de árvores madura e/ou mortas e de grande porte (Angelstam & Mikusiński 1994). Muitas espécies de pica-paus, notadamente as de grande porte atuam como importantes protagonistas no processo de formação de cavidades ninho em ecossistemas florestais (Bonar 2000, Siegel *et al.* 2014).

No entanto, estudos têm demonstrado que a fragmentação florestal com consequente isolamento e alteração na estrutura dos remanescentes promovem declínio na riqueza de espécies e densidade populacional de várias espécies de aves insetívoras escaladoras de troncos (Soares & Anjos 1999, Poletto *et al.* 2004).

Frugívoras florestais de grande porte

Co-variáveis como área, isolamento, cobertura de sub-bosque e densidade de árvores influenciaram parcialmente as probabilidades de ocupação de manchas florestais pelas espécies frugívoras florestais de grande porte no oeste de Pantanal da Nhecolândia (Tabela 3, Apêndice III).

Porém, nenhuma das co-variáveis da paisagem e do habitat influenciaram as probabilidades de ocupação das manchas de floresta por *Crypturelus unudulatus* na estação seca e *Crax fasciolata* na estação chuvosa. Co-variáveis da paisagem e do habitat não consideradas neste estudo podem estar influenciando as probabilidades de ocupação dessas espécies. Nenhuma das variáveis da paisagem e do habitat consideradas neste estudo influenciou as probabilidades de ocupação das manchas por *O. canicollis*. Resultados similares foram obtidos para a aracuã (*O. vetula*) em florestas no norte da Guatemala (Thornton *et al.* 2012), onde as probabilidades de ocupação de manchas florestais em quase todas as espécies de Galliformes avaliadas foram fortemente influenciadas pela estrutura da paisagem.

Ortalis canicollis é abundante e generalista quanto ao uso de habitat no Pantanal (Christianini *et al.* 2003). Tais hábitos, pelo menos em parte, explicam os resultados obtidos. Entretanto, tal como os outros cracídeos na região, *O. canicollis* é um potencial e importante dispersor de sementes (Caziani & Protomastro 1994, Paiva *et al.* 2013, Ragusa-Netto 2014).

Na estação chuvosa a área e cobertura de sub-bosque influenciaram positivamente as probabilidades de ocupação de manchas florestais por *C. undulatus*. As probabilidades de ocupação tendem a aumentar em manchas florestais com área superior a 1200 ha e cobertura de sub-bosque acima de 80% (Figura 11).

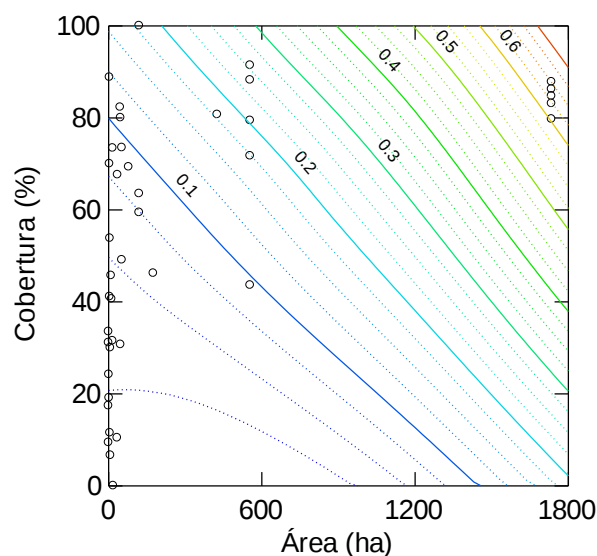


Figura 11. Modelo de probabilidade de ocupação de manchas florestais por *Crypturellus undulatus* na estação chuvosa em função da cobertura de sub-bosque e da área das manchas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Embora possa perambular por entre áreas abertas no Pantanal, o jaó forrageia preferencialmente no estrato mais baixo do sub-bosque em florestas onde se alimenta de pequenos frutos caídos e eventualmente pequenos moluscos e artrópodos encontrados sob a serapilheira (Antas & Palo Jr. 2009).

As probabilidades de ocupação de manchas florestais por *Aburria grayi* na estação chuvosa foram influenciadas pela densidade de árvores e isolamento entre as manchas (Figura 12A). Durante a estação seca o isolamento também influenciou negativamente as probabilidades de ocupação das manchas por *A. grayi* (Figura 12B). Verifica-se que as maiores probabilidades de ocupação foram em manchas florestais com menos de 200 m de isolamento e densidade superior a 1000 árvores/ha. Há uma tendência de baixas probabilidades de ocupação em manchas florestais isoladas, como os capões. Tais resultados podem estar refletindo as exigências ecológicas da espécie, que prefere áreas maiores e contíguas, as quais apresentam maior densidade de árvores e, por conseguinte, maior oferta de

alimento e sítios reprodutivos. Thornton *et al.* (2012) obtiveram resultados com o jacu (*Penelope purpurascens*) em habitats florestais fragmentados no norte da Guatemala.

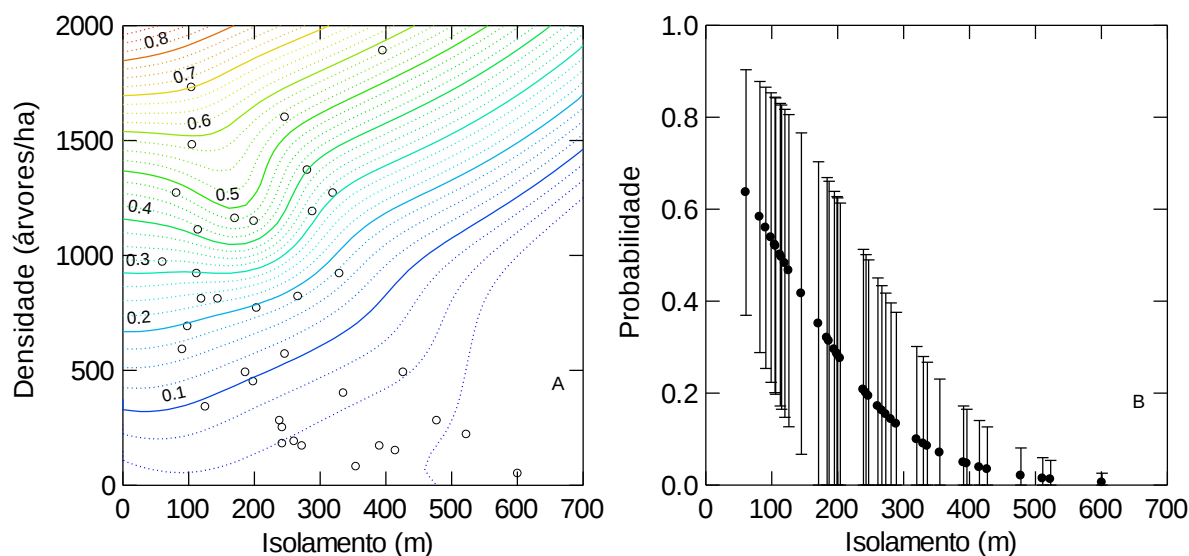


Figura 12. Modelos de probabilidade de ocupação de manchas florestais por *Aburria grayi* na estação chuvosa (A) em função da densidade de árvores e do isolamento entre as manchas e na estação seca (B) em função do isolamento entre as manchas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Durante a estação seca a co-variável área influenciou de modo positivo as probabilidades de ocupação de manchas florestais por *C. fasciolata*. Tais resultados podem estar relacionados a requerimentos de habitat uma vez que algumas espécies de mutuns (e.g. *C. blumenbachii* e *C. daubentoni*) necessitam de grandes áreas de vida, acima de 2,500 ha (Bertsch & Barreto 2008, Bernardo *et al.* 2011).

O mutum-de-penacho é encontrado mais frequentemente no solo e apresenta grande capacidade de dispersão na paisagem (Antas & Palo Jr. 2009, Yabe *et al.* 2010). Lees & Peres (2008) relataram que *C. fasciolata* teve baixa frequência de ocorrência em fragmentos de Floresta Amazônica na região de Alta Floresta, Mato Grosso. Desbiez & Bernardo (2011) encontraram maior densidade de *C. fasciolata* em áreas de floresta (4,66 indivíduos/km²), enquanto que o cerrado e os ambientes alagados apresentaram as menores densidades, com 2,90 e 0,43 indivíduos/km², respectivamente. Na Guatemala Thornton *et al.* (2012) verificaram que o mutum (*C. rubra*) apresenta baixas probabilidades de ocupação em remanescentes florestais pequenos e isolados.

Estudos realizados por Lawes *et al.* (2005) na África verificaram que as probabilidades de ocupação dos fragmentos florestais por *Guttera edouardi*, uma espécie de Galliforme de hábito terrestre, tendem a aumentar conforme aumenta o tamanho dos fragmentos e diminui o isolamento entre os mesmos.

Brook & Fuller (2006) relatam que como espécies típicas e dependentes de florestas primárias, os cracídeos são particularmente suscetíveis à destruição de habitats florestais. A fragmentação e as alterações na estrutura de habitats florestais contribuíram significativamente para o declínio de cracídeos nas últimas décadas (Galetti *et al.* 1997, Begazo & Bodmer 1998, Brook & Fuller 2006, Silveira *et al.* 2008).

Os Cracidae são importantes dispersores de sementes e aparentemente têm papel fundamental na manutenção de florestas tropicais através da dispersão de suas plantas preferidas (Brooks & Fuller 2006, Muñoz & Kattan 2007, Galetti *et al.* 1997). Aracuãs e jacus tendem a regenerar a floresta tropical através da dispersão de sementes (Ragusa-Netto 2014, Galetti *et al.* 1997), enquanto os mutuns parecem ser principalmente predadores de sementes (Brooks & Fuller 2006). No entanto, Santamaria & Franco (2002) relatam que mutuns podem dispersar sementes, notadamente aquelas com tegumento mais duro.

Como espécies de florestas primárias, os cracídeos, especialmente jacus e mutuns são particularmente suscetíveis à perda e alterações no habitat. Em conjunto com a caça, a destruição de habitat contribuiu significativamente para o declínio das populações de cracídeos nas últimas décadas (Brooks & Fuller 2006, Silveira *et al.* 2008).

A pressão de caça sobre espécies de aves cinegéticas é praticamente inexistente no Pantanal, uma vez que tal atividade está voltada para o porco-monteiro (*Sus scroffa*), espécie exótica asselvajada e abundante na planície (Nunes 2010, Desbiez *et al.* 2011). No entanto, a expansão da pecuária intensiva no Pantanal e a consequente fragmentação e alteração da estrutura de habitats florestados pode comprometer seriamente as populações de aves frugívoras de grande porte e por conseqüente, os processos de dispersão de sementes e restauração florestal.

Nectarívoras

Com relação às aves nectarívoras, verifica-se que a área e o isolamento influenciaram os modelos de ocupação de manchas florestais no oeste do Pantanal da Nhecolândia, como pode ser visto na Tabela 4 (Apêndice III).

Os poucos registros de *Chlorostilbon lucidus* durante a estação chuvosa não permitiram gerar modelos de ocupação. A cobertura de sub-bosque e o isolamento entre as manchas florestais influenciaram as probabilidades de ocupação por *H. chrysura* durante a estação chuvosa.

As probabilidades de ocupação por *H. chrysura* aumentaram em manchas florestais com menos de 300 m de isolamento e com cobertura de sub-bosque superior a 40% (Figura 13).

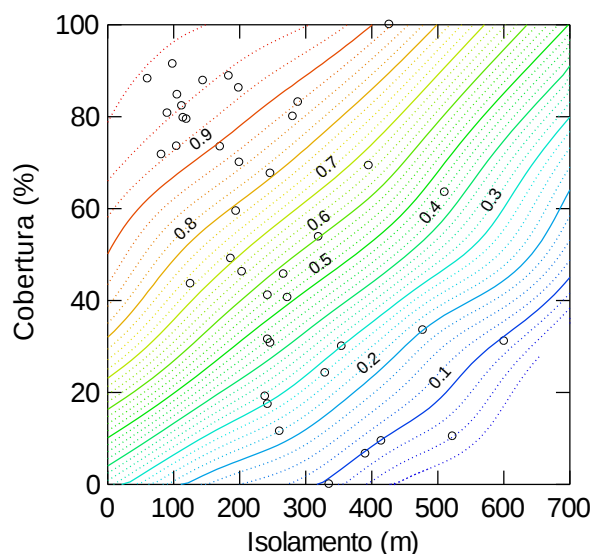


Figura 13. Modelo de probabilidade de ocupação de manchas florestais por *Hylochris chrysura* na estação chuvosa em função da cobertura de sub-bosque e do isolamento entre as manchas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Na estação seca o isolamento influenciou de modo negativo as probabilidades de ocupação das manchas florestais por *H. chrysura* e *C. lucidus* (Figura 14). Há uma tendência na diminuição das probabilidades de ocupação em manchas florestais muito isoladas na paisagem, tais como os capões. Os resultados desse estudo indicam que aves nectarívoras podem ser afetadas pela redução e fragmentação de manchas florestais no Pantanal.

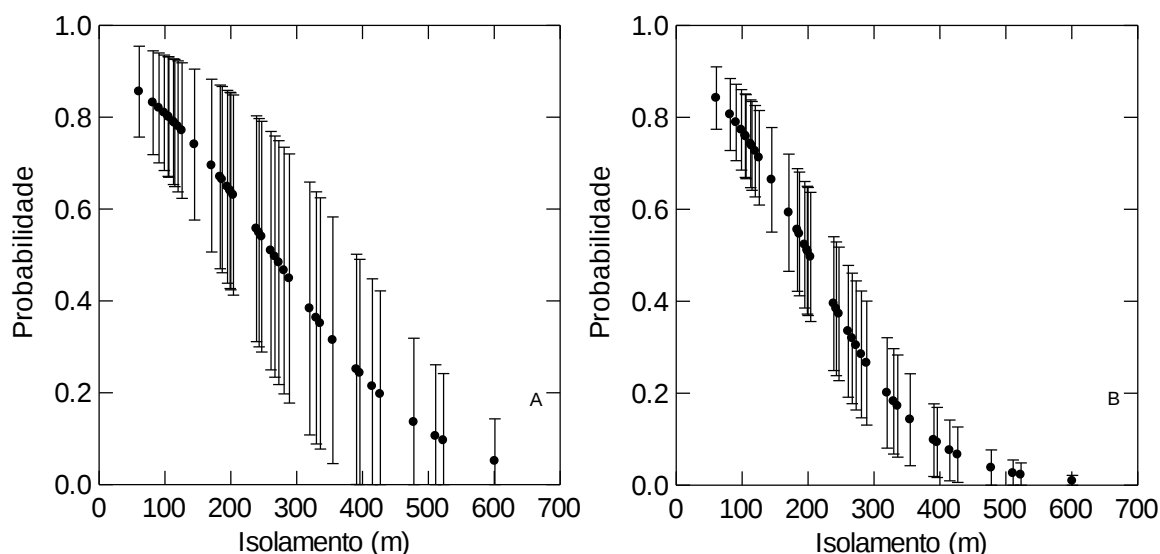


Figura 14. Modelos de probabilidade de ocupação de manchas florestais por *Chlorostilbon lucidus* na estação chuvosa (A) e *Hylochris chrysura* na estação seca (B), em função do isolamento entre as manchas no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Tais resultados vão contra os observados por Araújo & Sazima (2003) no Pantanal do Abobral, onde *H. chrysura* foi a espécie mais frequente em capões. Araújo & Sazima (2003) descrevem a presença de várias espécies de ervas, arbustos e árvores ornitófilas nos capões do Abobral, as quais foram intensamente visitadas pelos beija-flores. No entanto, a região do Abobral está sob influência do rio Miranda e os capões possuem espécies típicas de mata de galeria (Damasceno Júnior *et al.* 1996, Araújo 2001), composição florística bastante distinta daquela que compõe os capões estudados no oeste da Nhecolândia.

Beija-flores são generalistas quanto ao uso do habitat, ocorrendo em bordas de florestas e áreas abertas com abundância de flores (Feinsinger *et al.* 1988, Vasconcelos & Lombardi 2001). Em habitats fragmentados os beija-flores respondem à heterogeneidade dos fragmentos se deslocando por áreas abertas em busca de recursos nos fragmentos vizinhos (Stouffer & Bierregaard Jr. 1995b, Araújo & Sazima 2003). Estudos realizados por Abrahamczyk & Kessler (2010) sugerem que a diversidade de beija-flores é determinada principalmente pela abundância de flores disponíveis na paisagem.

Entretanto, Volpe *et al.* (2014) avaliaram os efeitos da conectividade funcional de paisagens fragmentadas na Costa Rica sobre o beija-flor (*Phaethornis guy*) e verificaram que os indivíduos monitorados preferem se deslocar por entre florestas maduras e evitado a matriz não florestal.

As baixas probabilidades de ocupação em capões podem estar relacionadas à questão custo-benefício, uma vez que estas manchas florestais além de apresentarem pouca diversidade e densidade de recursos florais, estão muito isoladas numa matriz campestre, em média a 320 m de outras manchas.

No Pantanal do Abobral Yabe *et al.* (2010) verificaram drástica queda nas taxas no deslocamento das aves entre manchas florestais com mais de 200 m de isolamento. Desta forma, as espécies de beija-flores possivelmente tendem a ocupar manchas florestais com maior conectividade, tais como as cordilheiras, onde a oferta de recursos é maior.

Os beija-flores de bico curto, notadamente da sub-família Trochilinae (e.g. *H. chrysura* e *C. lucidus*) são visitantes frequentes de flores não ornitófilas e buscam néctar em uma variedade de flores entomófilas, bem como flores ornitófilas, atuando como importantes polinizadores de uma parcela significativa de espécies em comunidades vegetais nos trópicos (Feinsinger & Cowell 1978, Araújo & Sazima 2003, Machado 2009).

Onívoras

Área, isolamento e cobertura de dossel influenciaram as probabilidades de ocupação de manchas florestais por *Cyanocorax cyanomelas* e *Cyanocorax chrysops* na estação chuvosa (Tabela 5, Apêndice III).

Entretanto, na estação seca nenhuma das co-variáveis da paisagem e do habitat influenciaram as probabilidades de ocupação das manchas de florestas por essa espécie. Co-variáveis da paisagem e do habitat não consideradas neste estudo podem estar influenciando as probabilidades de ocupação dessas espécies.

Na estação chuvosa a cobertura de dossel influenciou de modo negativo as probabilidades de ocupação de manchas florestais por *C. cyanomelas* (Figura 15). Verifica-se que conforme aumenta a percentagem de cobertura do dossel, as probabilidades de ocupação diminuem drasticamente. Os resultados refletem bem a ecologia da espécie, que além de ocorrer em habitats florestados como mata semidecídua, mata de galeria e cerradão, também se aventura pelo cerrado, campo cerrado e áreas abertas com arbustos (Ridgely & Tudor 1989, Gwynne *et al.* 2010). Tizianel (2008) relacionou várias espécies com maior flexibilidade de ocorrência no gradiente de complexidade da vegetação, dentre elas *C. cyanomelas*.

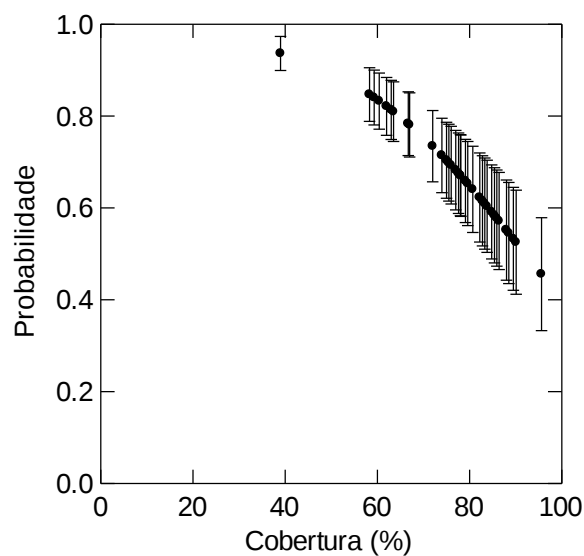


Figura 15. Modelo de probabilidade de ocupação de manchas florestais por *Cyanocorax cyanomelas* na estação chuvosa, em função da cobertura de dossel no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Na estação chuvosa as probabilidades de ocupação de manchas florestais por *C. chrysops* foram influenciadas pelo isolamento (Figura 16).

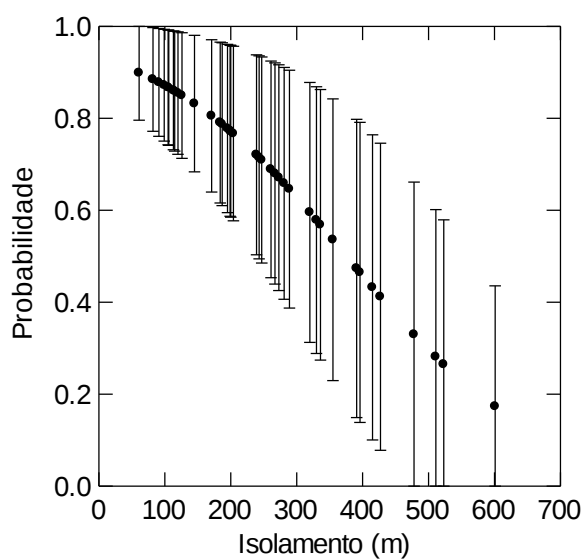


Figura 16. Modelo de probabilidade de ocupação de manchas florestais por *Cyanocorax chrysops* na estação chuvosa em função do isolamento entre as manchas florestais no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Verifica-se que na estação chuvosa há uma tendência na diminuição das probabilidades de ocupação conforme aumenta as distâncias entre as manchas florestais. Embora *C. chrysops* seja tida como silvícola (Ridgely & Tudor 1989, Sick 1997, Gwynne *et al.* 2010), tais resultados são surpreendentes, uma vez que essa espécie também perambula com facilidade em áreas abertas com árvores e arbustos esparsos.

Anjos & Shibatta (2010) verificaram que espécies de gralhas com asa proporcionalmente longa tais como *C. cyanomelas*, tendem a ocupar habitats mais abertos, como campo, campo sujo e cerrado. Por outro lado, espécies de cauda proporcionalmente longa, como *C. chrysops*, habitam especialmente habitats florestais ou arbustivos. Ainda de acordo com os autores, os dados literários sugerem que as espécies seguem estas tendências de ocupação mesmo quando elas são simpátricas em uma localidade.

Itens de origem animal compõem grande parte da dieta das gralhas, no entanto, frutos de diversas espécies vegetais também são avidamente procurados por estas aves (Loayza & Knight 2010, Donatti *et al.* 2011). De acordo com Sick (1997), as sementes pequenas e duras passam ilesas pelo tubo digestivo das gralhas, não perdendo seu poder germinativo. Desta forma, também atuam como dispersoras, contribuindo para a regeneração de ecossistemas florestais (Uejima *et al.* 2012).

Conclusões

Co-variáveis da paisagem (área e isolamento) e do habitat (cobertura de sub-bosque, biomassa de serapilheira e densidade de árvores) foram importantes fatores influenciando as probabilidades de ocupação de manchas florestais no oeste do Pantanal da Nhecolândia pelos grupos funcionais.

Espécies de aves insetívoras sub-bosque (e.g. *Myiothlypis flaveola* e *Cantorchilus guarayanus*) são afetadas negativamente pelo isolamento, tendo maiores probabilidades de ocupação em manchas florestais com mais de 1500 ha e menos de 150 de isolamento de outras manchas. Para a espécie *Poecilatriccus latirostris* verificou-se que as probabilidades de ocupação de manchas florestais tendem a aumentar conforme aumenta a percentagem de cobertura do sub-bosque. Padrão similar foi constatado para *Synallaxis albilora* e *Cnemotriccus fuscatus* com relação à biomassa de serapilheira.

A maioria dos insetívoros escaladores de troncos foi afetada negativamente pelo isolamento entre as manchas florestais e espécies como *Celeus lugubris* e *Campylorhamphus trochilirostris*, tendem a ocupar manchas florestais mais conectadas, com menos de 100 m de isolamento de outras manchas.

Com relação aos frugívoros, as maiores probabilidades de ocupação de manchas florestais por *Crypturellus undulatus* foram encontradas em florestas com área superior a 1200 ha e cobertura de sub-bosque acima de 80%. Verifica-se que *Aburria grayi* tende a ocupar manchas florestais mais conectadas, com menos de 200 m de isolamento e mais densas, acima de 1000 árvores/ha.

Espécies de aves nectarívoras como *Chlorostilbon lucidus* e *Hylocharis chrysura* também foram afetadas negativamente pelo isolamento. As probabilidades de estes beija-flores ocuparem manchas florestais tendem a reduzir conforme aumenta a distância entre as manchas florestais. Até mesmo espécies onívoras podem ser afetadas pelo isolamento, como verificado para *Cyanocorax chrysops*, cujas probabilidades de ocupação tendem a cair em manchas muito isoladas na paisagem.

O Pantanal é um ecossistema frágil e o desmatamento, bem como a consequente fragmentação de cordilheiras e a substituição da vegetação nativa por pastagens cultivadas podem ocasionar distúrbios crônicos na estrutura da paisagem e do habitat e, por conseguinte reduzir as probabilidades de ocupação das manchas florestais por importantes grupos funcionais no ecossistema.

Referências Bibliográficas

- Abrahamczyk, S. & Kessler, M. 2010. Hummingbird diversity, food niche characters, and assemblage composition along a latitudinal precipitation gradient in the Bolivian lowlands. *Journal of Ornithology*, 151: 615-625.
- Addicott, J. F.; Aho, J. M.; Antolin, M. F.; Padilha, D. K.; Richardson, J. S. & Soluk, D. A. 1987. Ecological neighbourhoods: scaling environmental patterns. *Oikos*, 49: 340-346.
- Allouche, O.; Kalyuzhny, M.; Moreno-Rueda, G.; Pizarro, M. & Kadmon, R. 2012. Area-heterogeneity tradeoff and the diversity of ecological communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(43): 17495-17500.
- Angelstam, P. & Mikusiński, G. 1994. Woodpeckers assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest – a review. *Annales Zoologici Fennici*, 31: 157-172.
- Anjos, L. & Shanitta, O. A. 2010. On the habitat occupancy of some neotropical jays in South America, genus *Cyanocorax*. *Semina: Ciências Biológicas e da Saúde, Londrina*, 31(2): 153-158.
- 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. 2009. *Guia de aves: espécies da reserva particular do patrimônio natural do SESC Pantanal*. 2ª. Ed. Rio de Janeiro, SESC Nacional.
- 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.
- Araújo, A. C. 2001. *Flora, fenologia de floração e síndromes de polinização em capões do Pantanal sul mato grossense*. Tese de Doutorado. Campinas, Universidade Estadual de Campinas.
- Araújo, A. C. & Sazima, M. 2003. The assemblage of flowers visited by hummingbirds in the “capões” of Southern Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Flora*, 198: 427-435.
- Arcilla, N.; Holbech, L. H. & O'Donnell, S. 2015. Severe declines of understory birds follow illegal logging in Upper Guinea forests of Ghana, West Africa. *Biological Conservation*, 188: 41-49.

- Banks-Leite, C.; Ewers, R. M. & Metzger, J. P. 2013. The confounded effects of habitat disturbance at the local, patch and landscape scale on understory birds of the Atlantic Forest: implications for the development of landscape-based indicators. *Ecological Indicators*, 31: 82-88.
- Begazo, A. J. & Bodmer, R. E. 1998. Use and conservation of Cracidae (Aves: Galliformes) in the Peruvian Amazon. *Oryx*, 32: 301-309.
- Bennett, A. F. & Saunders, D. A. 2010. Habitat fragmentation and landscape change. p. 88-106. In: Sodhi, N. & Ehrlich, P. (Eds.). *Conservation Biology for All*. New York, Oxford University Press.
- Bernardo, C. S.; Lloyd, H.; Olmos, F.; Cancian, L. F. & Galetti, M. 2011. Using post-release monitoring data to optimize avian reintroduction programs: a 2-year case study from the Brazilian Atlantic Rainforest. *Animal Conservation*, 14: 676-686.
- Bertch, C. & Barreto, G. R. 2008. Abundancia y area de accion del Pauji de Copete (*Crax daubentoni*) en los llanos centrales de Venezuela. *Ornitologia Neotropical*, 19: 287-293.
- Bierregaard Jr., R. O. & Lovejoy, T. E. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amazonica*, 19: 215-241.
- Blake, J. G. & Karr, J. R. 1987. Breeding birds of isolated woodlots: area and habitat relationship. *Ecology*, 68: 1724-1734.
- Block, W. M. & Brennan, L. A. 1993. The habitat concept in ornithology: Theory and applications. *Current Ornithology* 11: 35-91.
- Bonar, R. L. 2000. Availability of Pileated Woodpecker cavities and use by other species. *Journal of Wildlife Management*, 64(1): 52-59.
- Bonham, C. D. 1989. *Measurements for terrestrial vegetation*. New York, John Wiley & Sons.
- Boscolo, D.; Candia-Gallardo, C.; Awade, M. & Metzger, J. P. 2008. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica*, 40(3): 273-276.
- Boscolo, D. & Metzger, J. P. 2011. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. *Ecography*, 34: 1-12.
- Brooks, D. M. & Fuller, R. A. 2006. Biología e conservação de cracídeos. p. 9-21. In: Brooks, D. M. (Ed.). *Conservando os cracídeos: a família de aves mais ameaçadas das Américas*. Misc. Publ. Houston Mus. Nat. Sci., No. 6, Houston, TX.

- Brown, M. L.; Donovan, T. M.; Schwenk, W. S. & Theobald, D. M. 2014. Predicting impacts of future human population growth and development on occupancy rates of forest-dependent birds. *Biological Conservation*, 170: 311-320.
- Brown, W. P. & Sullivan P. J. 2005. Avian community composition in isolated forest fragments: a conceptual revision. *Oikos*, 111: 1-8.
- Bütler, R.; Angelstam, P.; Ekelund, P. & Schlaepfer, R. 2004. Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest. *Biological Conservation*, 119: 305-318.
- Carnicer, J.; Brotons, L.; Herrando, S. & Sol, D. 2015. Improved empirical tests of area-heterogeneity tradeoffs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(31): 2858-2860.
- Carrillo-Rubio, E.; Kéry, M.; Morreale, S. J.; Sullivan, P. J.; Gardner, B.; Cooch, E. G. & Lassoie, J. P. 2014. Use of multispecies occupancy models to evaluate the response of bird communities to forest degradation associated with logging. *Conservation Biology*, 28(4): 1034-1044.
- Castellón, T. D. & Sieving, K. E. 2010. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation Biology*, 20(1): 135-145.
- Caziani, S. M. & Protomastro, J. J. 1994. Diet of the Chaco Chachalaca. *Wilson Bulletin*, 106: 640-648.
- Chalfoun, A. D. & Martin, T. E. 2007. Assessments of habitat preferences and quality depend on spatial scale and metrics of fitness. *Journal of Applied Ecology*, 44: 983-992.
- Christianini, A. V.; Galetti, M.; Pizo, M. A. 2003. Uso de hábitat por cracídeos no Pantanal da Nhecolândia, MS. p. 20. In: *Anais XI Congresso Brasileiro de Ornitologia*. Feira de Santana, Bahia, Universidade Estadual de Feira de Santana.
- Cintra, R. & Cancelli, J. 2008. Effects of forest heterogeneity on occurrence and abundance of the scaled-backed antbird, *Hylophylax poecilinotus* (Aves: Thamnophilidae), in the Amazon forest. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25(4): 630-639.
- Crispim, S. M. A. & Soriano, B. M. A. 2003. Regeneração de espécies herbáceas nativas pós-queima em área de reserva, sub-região da Nhecolândia, Pantanal, MS. *Circular Técnica, EMBRAPA-CPAP*, 42: 1-4.

- Cody, M. 1985. An introduction to habitat selection in birds. p. 3-56. *In*: Cody, M. (Ed.). *Habitat selection in birds*. San Diego, Academic Press.
- Connor, E. F. & McCoy, E. D. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. *American Naturalist*, 113: 791-833.
- Cotton, P. A. 2008. Coevolution in an Amazonian hummingbird-plant community. *Ibis*, 140(4): 639-646.
- Damasceno Júnior, G.A., Bezerra, M.A.O., Bortolotto, I.M. & Pott, A. 1996. Aspectos florísticos e fitofisionômicos dos capões do Pantanal do Abobral. p. 203-214. *In*: *Anais do II Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal – Manejo e Conservação*. Corumbá, EMBRAPA Pantanal/Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- De Wan, A. A.; Sullivan, P. J.; Lembo, J. A.; Smith, C. R.; Maerz, J. C.; Lassoie, J. P. & Richmond, M. E. 2009. Using occupancy models of forest breeding birds to prioritize conservation planning. *Biological Conservation*, 142: 982-991.
- Desbiez, A.; Piovezan, A. K. U. & Bodmer, R. E. 2011. Invasive species and bushmeat hunting contributing to wildlife conservation: the case of feral pigs in a Neotropical wetland. *Oryx*, 45(1): 78-83.
- Desbiez, A. L. J. & Bernardo, C. S. S. 2011. Density estimates of the Bare-faced Curassow (*Crax fasciolata*) in the Brazilian Pantanal. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 19(3): 385-390.
- Diamond, J. M.; Terborgh, J.; Whitcomb, R. F.; Lynch, J. F.; Opler, P. A.; Robbins, C. S.; Simberloff, D. S. & Abele, L. G. 1976. Island biogeography and conservation: strategy and limitations. *Science*, 193(4257): 1927-1032.
- Didham, R. K. 1998. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. *Oecologia*, 116: 397-406.
- Didham, R. K. & Lawton, J. H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica*, 31: 17-30.
- Dixo, M.; Metzger, J. P.; Morgante, J. S. & Zamudio, K. R. 2009. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. *Conservation Biology*, 142: 1560-1569.
- 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.

- Donatti, C. I.; Guimarães, P. R.; Galetti, M.; Pizo, M. A.; Marquitti, F. M. D. & Dirzo, R. 2011. Analysis of a hyper-deverse seeds dispersal network: modularity and underlying mechanisms. *Ecology Letters*, 14: 773-781.
- Fahrig, L. 2002. Effects of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications*, 12(2): 346-353.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 12(2): 346-353.
- Feinsinger, P. & Cowell, R. K. 1978. Community organization among neotropical nectar feeding birds. *American Zoologist*, 18(4): 779-795.
- Feinsinger, P.; Busby, W. H.; Murray, K. G.; Beach, J. H.; Pounds, W. Z. & Linhart, Y. B. 1988. Mixed support for spatial heterogeneity in species interactions: hummingbirds in a tropical disturbance mosaic. *American Naturalist*, 131: 33-57.
- 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 amazona birds. *Science*, 315: 238-241.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16: 265-280.
- Flower, C. E.; Lawrence, C. L.; Knight, K. S.; Rebbbeck, J.; Brown, J. S.; Gonzalez-Meler, M. A. & Whelan, C. J. 2014. Native bark-foraging birds preferentially forage in infected ash (*Fraxinus* spp.) and prove effective predators of the invasive emerald ash borer (*Agrilus planipennis* Fairmaire). *Forest Ecology and Management*, 313: 300-306.
- Galetti, M.; Martuscelli, P.; Olmos, F. & Aleixo, A. 1997. Ecology and conservation of the Jacutinga *Pipile jacutinga* in the Atlantic Forest of Brazil. *Biological Conservation*, 56: 435-439.
- 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.
- Grubb Jr., T. C. & Doherty Jr., P. F. 1999. On home-range gap-crossing. *Auk*, 116: 618-628.

- Gwynne, J. A.; Ridgely, R. S.; Tudor, G. & Argel, M. 2010. *Aves do Brasil: Pantanal & Cerrado*. São Paulo, Editora Horizonte.
- Hamer, K. C.; Newton, R. J.; Edwards, F. A.; Benedick, S.; Bottrell, S. H. & Edwards, D. P. 2015. Impacts of selective logging on insectivorous birds in Borneo: the importance of trophic position, body size and foraging height. *Biological Conservation*, 188: 82-88.
- Hansbauer, M. M.; Végvári, Z.; Storch, I.; Borntraeger, R.; Hettich, U.; Pimentel, R. G. & Metzger, J. P. 2010. Microhabitat selection of three forest understory birds in the Brazilian Atlantic Rainforest. *Biotropica*, 42: 355-362.
- Henrique, L. M. P.; Wunderle Jr., J. M.; Oren, D. C. & Willig, M. R. 2008. Efeitos da exploração madeireira de baixo impacto sobre uma comunidade de aves de sub-bosque na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil. *Acta Amazônica*, 38(2): 267-290.
- Hines, J. E. 2008. Program PRESENCE versão 2.2. Software to estimate patch occupancy and related parameters. USGS-PWRC. Disponível em <http://www.mbrpwrc.usgs.gov/software/presence.html>. Acesso em 10/01/2014.
- Hooper, D. U.; Solan, M.; Symstad, A.; Díaz, S.; Gerssner, M. O.; Buchmann, N.; Degrande, V.; Grime, P.; Hulot, F.; Mermillod-Blondin, F.; Roy, J.; Spehn, E. & van Peer, L. Species diversity, functional diversity, and ecosystem functioning. p. 195-281. In: Loreau, M.; Naeen, S. & Inchausti, P. (Eds.). *Biodiversity and Ecosystem Fuctioning: synthesis and perspectives*. Oxford-UK, Oxford University Press.
- Jackson, H. B. & Fahrig, L. 2012. What size is a biologically relevant landscape? *Landscape Ecology*, 27: 929-941.
- 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.
- Jones, J. Habitat selection studies in avian ecology: a critical review. *Auk*, 118(2): 557-562.
- Karr, J. R. & Roth, R. R. 1971. Vegetation structure and avian diversity in several new world area. *American Naturalist*, 105: 423-435.
- Katayama, N.; Amano, T.; Naoe, S.; Yamakita, T.; Komatsu, I.; Takagawa, S.; Sato, N.; Ueta, M. & Miyashita, T. 2014. Landscape heterogeneity-biodiversity relationship: effect of range size. *PLoS ONE* 9(3): e93359. doi:10.1371/journal.pone.0093359.
- Kolasa, J.; Manne, L. L. & Pandit, S. N. 2012. Species–area relationships arise from

interaction of habitat heterogeneity and species pool. *Hydrobiologia*, 685: 135-144.

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.

Laps, R. R. 2006. *Efeito da fragmentação e alteração do habitat na avifauna da região da Reserva Biológica de Una, Bahia*. Tese de Doutorado. Campinas, Universidade Estadual de Campinas.

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. 2002a. Ecosystem decay of amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*, 16(3): 605-618.

Laurance, W. F.; Albernaz, A. K. M.; Gö, S.; Fearnside, P. M.; Bergen, S.; Venticinque, E. M. & Costa, C. 2002b. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography*, 29: 737-748.

Laurance, S. G.W & Gomez, M. S. 2005. Clearing width and movements of rainforest birds. *Biotropica*, 37(1):149-152.

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.

Lees, A. C. & Peres, C. A. 2008. Gap-crossing movements predict species occupancy in Amazonian forest fragments. *Oikos*, 118(2): 280-290.

Lindsay, D. L.; Barr, K. P.; Lance, R. F.; Tweddale, S. A.; Hayden, T. J. & Leberg, P. L. 2008. Habitat fragmentation and genetic diversity of na endangered, migratory songbird, the golden-cheeked warbler (*Dendroica chrysoparia*). *Molecular Ecology*, 17: 2122-2133.

Loayza, A. P. & Knight, T. 2010. Seed dispersal by pulp consumers, not "legitimate" seed dispersers, increases *Guettarda viburnoides* population growth. *Ecology*, 91(9): 2684-2695.

Lopes, E. V.; Volpato, G. H.; Mendonça, L. B.; Favaro, F. L. e Anjos, L. 2006. Abundância, microhabitat e repartição ecológica de papa-formigas (Passeriformes, Thamnophilidae) na bacia hidrográfica do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(2): 395-403.

- MacArthur, R. H. 1964. Environmental factors affecting birds species diversity. *American Naturalist*, 98: 387-397.
- MacArthur, R. H.; MacArthur, J. W. & Preer, J. 1962. On bird species diversity. II. Prediction of bird censuses from habitat measurements. *American Naturalist*, 96: 167-174.
- 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*. New Jersey, Princeton University Press.
- Machado, C. G. 2009. Beija-flores (Aves: Trochilidae) e seus recursos florais em uma área de caatinga da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. *Bioscience Journal*, 30(5): 1578-1587.
- 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, J. A. & Langtimm, C. A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83: 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*. San Diego, Academic Press.
- Manhães, M. A. & Dias, M. M. 2011. Spatial dynamics of understorey insectivorous birds and arthropods in a southeastern Brazilian Atlantic woodlot. *Brazilian Journal of Biology*, 71(1): 1-7.
- Marini, M. A. 2010. Bird movement in a fragmented Atlantic Forest landscape. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 45(1): 1-10.
- Marques, F. C. & Anjos, L. 2014. Sensitivity to fragmentation and spatial distribution of birds forest fragments of northern Paraná. *Biota Neotropica*, 13(3): 1-8.

- Marques, M. I.; Adis, J.; Santos, G. B. & Battirola, L. D. 2012. Terrestrial arthropods from trees canopies in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 50(2): 257-267.
- Martensen, A. C.; Ribeiro, M. C.; Banks-Leite, C.; Prado, P. I. & Metzger, J. P. 2012. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. *Conservation Biology*, 26: 1100-1111.
- Martin, T. E. 1993. Evolutionary determinants of clutch size in cavity-nesting birds: nest predation or limited breeding opportunities? *American Naturalist*, 142(6): 937-946.
- Martin, T. G. e McIntyre, S. 2007. Impacts of livestock grazing and tree clearing on birds of woodland and riparian habitats. *Conservation Biology*, 21(2): 504-514.
- McClure, C. J. W.; Rolek, B. W. & Hill, G. E. 2012. Predicting occupancy of wintering migratory birds: is microhabitat information necessary? *Condor*, 114(3): 482-490.
- Méndez, M.; Vögeli, M.; Tella, J. L. & Godoy, J. A. 2014. Joint effects of population size and isolation on genetic erosion in fragmented populations: finding fragmentation thresholds for management. *Evolutionary Applications*, 7(4): 506-518.
- Mestre, L. A. M.; Cohn-Haft, M. & Dias, M. M. 2010. Diet and prey availability of terrestrial insectivorous birds prone to extinction in Amazonian Forest Fragments. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 53(6): 1371-1381.
- Mitchell, R.; Engstrom, T.; Sharitz, R. R.; Steven, D. D.; Hiers, K.; Robert, C. & Kirkman, L. 2004. Old forest and endangered woodpeckers: old-growth in the Southern Coastal Plain. *Natural Areas Journal*, 29(3): 301-310.
- Munguía-Rosas, M. A. & Montiel, S. 2014. Patch size and isolation predict plant species density in a naturally fragmented forest. *Plos One*, 9(10): 1-7.
- Muñoz M. C. & Kattan, G. H. 2007. Diets of Cracids: how much do we know? *Ornitologia Neotropical*, 18: 21-36.
- Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A. B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- Nunes, A. P. 2009. *Ocupação de manchas florestais por três espécies de aves insetívoras do sub-bosque no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul*. Dissertação de Mestrado. Campo Grande, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

- Nunes, A. P.; Tomas, W. M. & Ragusa-Netto, J. 2008. Estrutura do sub-bosque em manchas florestais no Pantanal da Nhecolândia: efeitos da presença de gado. *Comunicado Técnico, EMBRAPA-CPAP*, 74: 1-4.
- Nunes, A. P.; Tomas, W. M. & Ragusa Netto, J. 2010. Ocupação de manchas florestais por espécies de pica-paus e arapaçus no Pantanal. p. 1-5. In: V Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal. Crispim, S. M. A.; Coppola, T. N. C.; Velasqueza, O. S. C.; Ferreira, R. A. A. M. & Peres, F. (Orgs.). Corumbá, Embrapa Pantanal/Instituto de Comunicação Social do Brasil/Universidade Federal de Mato Grosso do Sul/Embrapa Agrobiologia/Embrapa Gado de Corte. CD-ROM.
- Paiva, L.; Ragusa-Netto, J. & França, L. 2013. Disponibilidade de recurso alimentar e abundância de aracuã (*Ortalis canicollis*) durante a estação seca em matas no Pantanal Sul. *Neotropical Biology and Conservation*, 8: 31-40.
- Pardini, R.; Faria, D.; Accacio, G. M.; Laps, R. L.; Marianno-Neto E.; Paciencia, M. L. B.; Dixo, M. & Baumgarten, J. 2009. The challenge of maintaining biodiversity in the Atlantic forest: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation*, 142: 1178-1190.
- Parrini, R. & Pacheco, J. F. 2007. Aspectos do comportamento alimentar de *Lepidocolaptes squamatus* (Passeriformes: Dendrocolaptidae) na Floresta Atlântica Montana do sudeste do Brasil. *Atualidades Ornitológicas*, 139: 18-21.
- Parrini, R. & Pacheco, J. F. 2010. Comportamento de forrageamento de *Xiphorhynchus fuscus* (Passeriformes: Dendrocolaptidae) na Floresta Atlântica do Estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. *Atualidades Ornitológicas*, 155: 62-69.
- Parrini, R. & Raposo, M. A. 2012. Comportamento de forrageamento de *Xiphocolaptes albicollis* (Passeriformes: Dendrocolaptidae) na Floresta Atlântica Montana do sudeste do Brasil. *Boletim do Museu de Biologia Melo Leitão (N. Sér.)*, 29: 65-70.
- Pearson, D. L. 1975. The relation of foliage complexity to ecological diversity of three Amazonian bird communities. *Condor*, 77: 453-466.
- Pearson, D. L. 1977. Ecological relationships of small antbirds in amazonian bird communities. *Auk*, 94: 283-292.
- 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.

- Poletto, F.; Anjos, L.; Lopes, E. V.; Volpato, G. H.; Serafini, P. P. & Favaro, F. L. 2004. Caracterização do microhabitat e vulnerabilidade de cinco espécies de arapaçus (Aves: Dendrocolaptidae) em um fragmento florestal do norte do estado do Paraná, sul do Brasil. *Ararajuba*, 12(2): 89-96.
- Pollock, H. S.; Cheviron, Z. A.; Agin, T. J. & Brawn, J. D. 2015. Absence of microclimate selectivity in insectivorous birds of the Neotropical forest understory. *Biological Conservation*, 188: 116-125.
- Powell, L. L.; Wolfe, J. D.; Johnson, E. I.; Hines, J. E.; Nichols, J. D. & Stouffer, P. C. 2015. Heterogeneous movement of insectivorous Amazonian birds through primary and secondary forest: a case study using multistate models with radiotelemetry data. *Biological Conservation*, 188: 100-108.
- Prugh L. R.; Hodges, K. E.; Sinclair, A. R. E. & Brashares, J. S. 2008. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105: 20770-20775.
- Ragusa-Netto, J. 2014. Feeding ecology in the Chaco Chachalaca (*Ortalis canicollis*) at a gallery forest in the South Pantanal (Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, in press.
- Ribon, R.; Simon, J. E. & Mattos, G. T. 2003. Birds extinctions in atlantic forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conservation Biology*, 17(6): 1827-1839.
- Ridgely, R. S. & Tudor, G. 1989. *The birds of South America: The Oscines Passerines*. Vol. I. Austin, University of Texa Press.
- Ridgely, R. S. & Tudor, G. 1994. *The birds of South America: The Suboscines Passerines*. Vol. II. Austin, University of Texa Press.
- Robinson, S. K. & Holmes, R. T. 1984. Effects of plants and foliage structure on the foraging behaviour of forest birds. *Auk*, 101: 672-684.
- Rodrigues, C. A. G.; Crispim, S. M. A. & Comastri Filho, J. A. 2002. Queima controlada no Pantanal. *Série Documento, EMBRAPA-CPAP*, 35: 1-24.
- Ruiz-Gutiérrez, V.; Zipkin, E. F. & Dhondt, A. A. 2010. Occupancy dynamics in a tropical Bird community: unexpectedly high forest use by birds classified as non-forest species. *Journal of Applied Ecology*, 47: 621-630.
- Rushton, S. P.; Ormerod, S. J. & Kerbyn, G. 2004. New paradigms for modelling species distributions? *Journal of Applied Ecology*, 41: 193-200.

- Sánchez, S.; Cuervo, J. J. & Moreno, E. 2007. Suitable cavities as a scarce resource for both cavity and non-cavity nesting birds in managed temperate forests. A case study in the Iberian Peninsula. *Ardeola*, 54(2): 261-274.
- Santamaria, M. & Franco, A. M. 2002. Frugivory of Salvin's Curassow in a rainforest of the Colombian Amazon. *Wilson Bulletin*, 112: 473-481.
- Santos, G. B.; Marques, M. I.; Adis, J. & De Musis, C. R. 2003. Artrópodos associados à copa de *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae), na região do Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 47(2): 211-224.
- Santos Júnior, A. 2010. *Análise de populações de Sterculia apetala em diferentes cenários de manejo da paisagem e sua influência no oferecimento futuro de habitat reprodutivo para Anodorhynchus hyacinthinus no Pantanal*. Tese de Doutorado. Brasília-DF, Universidade de Brasília.
- Santos Júnior, 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*, 1(2): 127-130.
- Saura, S.; Bodin, O. & Fortin, M. J. 2014. Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology*, 51: 171-182.
- 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.
- Shake, C. S.; Moorman, C. E.; Riddle, J. D. & Burchell, M. R. 2012. Influence of patch size and shape on occupancy by shrubland birds. *Condor*, 114(2): 268-278.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro, Nova Fronteira.
- Siegel, R. B.; Wilkerson, R. L.; Tingley, M. W. & Howel, C. A. 2014. Roost sites of the Black-backed Woodpecker in burned forest. *Western Birds*, 45: 296-303.
- Silveira, L. F.; Soares, E. S. & Bianchi, C. A. 2008. *Plano de Ação Nacional para a Conservação de Galliformes Ameaçados de Extinção (aracuãs, jacus, jacutingas, mutuns e urus)*. Série Espécies Ameaçadas – n.6. Brasília, DF, Instituto Chico Mendes de Biodiversidade - ICMBio, Ministério do Meio Ambiente - MMA.

- Soares, E. S & Anjos, L. 1999. Efeito da fragmentação florestal sobre as aves escaladoras de tronco e galho na região de Londrina, norte do Estado do Paraná, Brasil. *Ornitologia Neotropical*, 10: 61-68.
- Stouffer, P. C. & Bierregaard Jr., R. O. 1995a. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology*, 76(8): 2426-2445.
- Stouffer, P. C. & Bierregaard Jr., R. O. 1995b. Effects of forest fragmentation on understory hummingbirds in Amazonian Brazil. *Conservation Biology*, 9: 1085-1094.
- Stouffer, P. C.; Johnson, E. I.; Bierregaard Jr., R. O. & Lovejoy, T. 2011. Understory bird communities in amazonian rainforest fragments: species turnover through 25 years post-isolation in recovering landscapes. *PLoS One*, 6(6): 1-11.
- Stratford, J. A. & Stouffer, P. C. 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conservation Biology*, 13(6): 1416-1423.
- Sundstrom, S. M.; Allen, C. R. & Barichievy, C. 2012. Species, functional groups, and thresholds in ecological resilience. *Conservation Biology*, 26(2): 305-314.
- Tilman, D. 2001. Functional diversity. p. 109-120. In: Levin, S. A. (Ed.). *Encyclopedia of Biodiversity*. San Diego, California, Academic Press.
- Tischendorf, L. 2001. Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology*, 16: 235-254.
- Tizianel, F. A. T. *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. Campo Grande, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- Tomas, W. M.; Mourão, G. M.; Campos, Z. M. S.; Salis, S. M. & Santos, S. A. 2009. *Intervenções humanas na paisagem e nos habitats do Pantanal*. Corumbá, EMBRAPA-CPAP.
- Tomas, W. M.; Freitas, G. O. & Pereira, G. M. F. 2013. Efeito de área e densidade de árvores sobre a probabilidade de ocupação de manchas florestais no Pantanal por corujas pretas (*Strix huhula*). p. 1-5. In: Anais 6º. Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócioeconômicos do Pantanal: desafios e soluções para o Pantanal. Corumbá, Embrapa Pantanal/UFMS.

- Thornton, D. H.; Branch, L. C. & Sunkist, M. E. 2012. Response of large galliforms and tinamous (Cracidae, Phasianidae, Tinamidae) to habitat loss and fragmentation in northern Guatemala. *Oryx*, 46(4): 567-576.
- Tripton, H. C.; Dreitz, V. & Doherty Jr., P. F. 2008. Occupancy of Mountain Plover and Burrowing Owl in Colorado. *Journal of Wildlife Management*, 72(4): 1001-1006.
- 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.; Lindenmayer, D. B. & Cowling, A. 2004. Novel patch-matrix interactions: patch width influences matrix use by birds. *Oikos*, 107(3): 634-644.
- Uejima, A. M. K.; Boesing, A. L. & Anjos, L. 2012. Breeding and foraging variation of the Plush-Crested Jay (*Cyanocorax chrysops*) in the Brazilian Atlantic Forest. *Wilson Journal of Ornithology*, 124(1): 87-95.
- Van Dorp, D. & Opdam, F. P. M. 1987. Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecology*, 1(1): 59-73.
- Vasconcelos, M. F. & Lombardi, J. A. 2001. Hummingbirds and their flowers in the *campos rupestres* of Southern Espinhaço Range, Brazil. *Melospittacus*, 4(1): 3-30.
- Volpe, N. L.; Hadley, A. S.; Robinson, W. D. & Betts, M. G. 2014. Functional connectivity experiments reflect routine movement behavior of a tropical hummingbird species. *Ecological Applications*, 24: 2122-2131.
- Yabe, R. S. 2009. Birds of Pantanal forest patches and their movements among adjacent habitats. *Revista Brasileira de Ornithologia*, 17(3-4): 163-172.
- Yabe, R. S.; Marquez, E. J. & Marini, M. A. 2010. Movements of birds among natural vegetation patches in the Pantanal, Brazil. *Bird Conservation International*, 20: 400-409.
- 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.
- Willis, E. O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia, São Paulo*, 33(1): 1-15.

Winkler, H.; Christie, D. A. & Nurney, D. 1995. *Woodpeckers: a guide to the woodpeckers, piculets and wrynecks of the world*. Robertsbridge, U.K, Pica Press.

APÊNDICE III.

Tabela 1. Modelos de probabilidade de ocupação de manchas florestais por espécies de aves insetívoras de sub-bosque no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Táxon	Estação	Modelo de ocupação/deteccção e valores de β	AIC	ΔAIC	w	Npar	-2L	P	$\hat{c}$
<i>Trogon curucui</i>	Chuvosa	$\psi(\text{isolamento}), p(\text{constante})$	153,33	11,13	0,004	3	147,33	0,577	0,909
		β_0 (constante) 1,64±0,43							
		β_1 (isolamento) -0,01±0,0							
		α (constante) -0,01±0,28							
	Seca	$\psi(\text{densidade}), p(\text{constante})$	156,22	2,89	0,171	3	150,22	0,613	0,875
		β_0 (constante) -0,98±0,60							
		β_1 (densidade) 9,53±5,85							
		α (constante) -0,04±0,27							
		$\psi(\text{constante}), p(\text{constante})$	159,71	17,51	0,001	2	153,71	0,580	0,897
		β_0 (constante) -0,59±47,66							
		α (constante) -0,03±0,27							
		$\psi(\text{constante}), p(\text{constante})$	57,44	0,00	0,168	2	54,44	0,932	0,443
		β_0 (constante) -1,43±0,70							
		α (constante) -1,26±0,73							
<i>Taraba major</i>	Chuvosa	$\psi(\text{área+sub-bosque}), p(\text{constante})$	115,78	0,00	0,619	4	107,78	0,482	1,025
		β_0 (constante) -1,33±0,89							
		β_1 (área) 0,01±0,00							
		β_2 (sub-bosque) 0,01±0,0							
		α (constante) -0,76±0,33							
		$\psi(\text{sub-bosque}), p(\text{constante})$	119,48	3,70	0,097	3	113,48	0,472	0,921
		β_0 (constante) -1,87±0,81							
		β_1 (sub-bosque) 0,02±0,01							
		α (constante) -0,77±0,38							
		$\psi(\text{constante}), p(\text{constante})$	120,73	4,25	0,052	2	116,73	0,462	0,937

<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	Chuvosa	$\psi(\text{isolamento}+\text{sub-bosque}),p(\text{constante})$	101,09	1,87	0,209	4	93,09	0,617	0,870
		β_0 (constante)	-2,55±1,91						
		β_1 (isolamento)	-0,01±0,0						
		β_2 (sub-bosque)	0,05±0,02						
		α (constante)	-0,06±0,37						
		$\psi(\text{área}),p(\text{constante})$	99,22	0,00	0,395	3	93,22	0,533	0,955
		β_0 (constante)	-2,48±0,75						
		β_1 (área)	0,01±0,0						
		α (constante)	-0,32±0,30						
		$\psi(\text{constante}),p(\text{constante})$	111,24	12,02	0,001	2	107,24	0,660	0,837
		β_0 (constante)	-0,90±0,37						
		α (constante)	-0,05±0,34						
	Seca	$\psi(\text{constante}),p(\text{constante})$	118,36	8,71	0,011	2	114,36	0,843	0,646
		β_0 (constante)	-0,81±0,35						
		α (constante)	0,15±0,32						
<i>Poecilotriccus latirostris</i>	Chuvosa	$\psi(\text{sub-bosque}),p(\text{constante})$	81,96	0,00	0,883	3	75,96	0,273	1,126
		β_0 (constante)	-8,98±2,41						
		β_1 (sub-bosque)	0,12±0,03						
		α (constante)	-0,68±0,44						
		$\psi(\text{isolamento}),p(\text{constante})$	91,19	9,23	0,010	3	85,19	0,400	1,011
		β_0 (constante)	0,92±0,60						
		β_1 (isolamento)	-0,01±0,0						
		α (constante)	-0,51±0,47						
		$\psi(\text{constante}),p(\text{constante})$	94,36	12,40	0,001	2	90,36	0,371	1,161
		β_0 (constante)	-1,05±0,42						
		α (constante)	-0,50±0,42						
	Seca	$\psi(\text{sub-bosque}),p(\text{constante})$	86,82	0,00	0,307	3	80,82	0,715	0,781
		β_0 (constante)	-8,26±2,33						
		β_1 (sub-bosque)	0,14±0,04						

		α (constante)	-0,33±0,38						
		ψ (isolamento), p (constante)		99,79	12,97	0,002	3	93,79	0,752 0,749
		β_0 (constante)	0,82±0,55						
		β_1 (isolamento)	-0,01±0,0						
		α (constante)	-0,29±0,40						
		ψ (constante), p (constante)		103,00	16,65	0,001	2	99,00	0,766 0,767
		β_0 (constante)	-0,97±0,39						
		α (constante)	-0,31±0,38						
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	Chuvosa	ψ (constante), p (constante)		157,24	7,60	0,009	2	153,24	0,152 1,655
		β_0 (constante)	-0,16±0,33						
		α (constante)	0,18±0,26						
	Seca	ψ (constante), p (constante)		149,31	5,04	0,049	2	145,31	0,226 1,382
		β_0 (constante)	-0,30±0,32						
		α (constante)	0,41±0,27						
<i>Myiopagis viridicata</i>	Chuvosa	ψ (área+sub-bosque), p (constante)		118,03	0,00	0,544	4	110,03	0,457 0,972
		β_0 (constante)	-3,94±1,19						
		β_1 (área)	0,07±0,01						
		β_2 (sub-bosque)	0,04±0,02						
		α (constante)	0,43±0,28						
		ψ (área+densidade), p (constante)		119,70	1,63	0,236	4	111,70	0,465 0,958
		β_0 (constante)	-2,82±0,83						
		β_1 (área)	0,01±0,0						
		β_2 (densidade)	10,12±5,70						
		α (constante)	0,42±0,28						
		ψ (constante), p (constante)		137,02	15,15	0,001	2	133,02	0,474 1,031
		β_0 (constante)	-0,51±0,33						
		α (constante)	0,41±0,28						
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	Chuvosa	ψ (sub-bosque), p (constante)		143,10	0,00	0,460	3	137,10	0,614 0,879

Myiothlypis flaveola	Seca	$\psi(\text{sub-bosque}), p(\text{constante})$	41,52	2,05	0,230	3	35,52	0,353	0,967
		$\beta_0(\text{constante})$	-11,27±2,78						
		$\beta_1(\text{sub-bosque})$	0,12±0,03						
		$\alpha(\text{constante})$	1,08±0,59						
		$\psi(\text{constante}), p(\text{constante})$	50,18	8,66	0,007	2	44,18	0,403	1,173
		$\beta_0(\text{constante})$	-1,11±1,90						
		$\alpha(\text{constante})$	1,08±1,70						
		$\psi(\text{área+isolamento}), p(\text{constante})$	81,97	0,01	0,323	4	73,18	0,481	1,023
		$\beta_0(\text{constante})$	0,27±1,32						
		$\beta_1(\text{área})$	0,01±0,0						
		$\beta_2(\text{isolamento})$	-0,01±0,0						
		$\alpha(\text{constante})$	-0,18±0,43						
		$\psi(\text{isolamento}), p(\text{constante})$	81,96	0,00	0,324	3	75,96	0,477	1,035
		$\beta_0(\text{constante})$	1,20±1,02						
		$\beta_1(\text{isolamento})$	-0,01±0,0						
		$\alpha(\text{constante})$	-0,15±0,42						
		$\psi(\text{constante}), p(\text{constante})$	87,62	5,66	0,019	2	83,62	0,481	1,018
		$\beta_0(\text{constante})$	-1,30±0,41						
		$\alpha(\text{constante})$	-0,17±0,41						
Myiothlypis flaveola	Chuvosa	$\psi(\text{constante}), p(\text{constante})$	86,20	4,77	0,027	2	82,20	0,874	0,601
	Seca	$\beta_0(\text{constante})$	-1,19±0,44						
		$\alpha(\text{constante})$	-0,54±0,45						
		$\psi(\text{área+isolamento}), p(\text{constante})$	95,76	0,00	0,265	4	87,76	0,559	0,937
		$\beta_0(\text{constante})$	1,01±0,91						
		$\beta_1(\text{área})$	0,01±0,0						
		$\beta_2(\text{isolamento})$	-0,01±0,0						
		$\alpha(\text{constante})$	-0,52±0,40						
		$\psi(\text{isolamento}), p(\text{constante})$	94,94	0,10	0,193	3	88,94	0,562	0,933
		$\beta_0(\text{constante})$	1,81±0,72						
		$\beta_1(\text{isolamento})$	-0,01±0,0						
		$\alpha(\text{constante})$	-0,45±0,41						

$\psi(\text{constante}), p(\text{constante})$	102,22	7,28	0,008	2	98,22	0,538	0,965
$\beta_0(\text{constante})$	-0,92±0,41						
$\alpha(\text{constante})$	-0,46±0,39						

AIC = critério de informação de Akaike; ΔAIC = diferença do AIC entre o melhor modelo e os demais modelos ranqueados; w = peso do modelo no conjunto de modelos alternativos, baseado no AIC; N_{par} = número de parâmetros no modelo; $-2L$ = valor negativo do logaritmo da probabilidade; P = medida de significância do ajuste do modelo; c = medida de dispersão dos dados observados em relação o previsto pelo modelo.

Tabela 2. Modelos de probabilidade de ocupação de manchas florestais por espécies de aves insetívoras escaladoras de troncos no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Táxon	Estação	Modelo de ocupação/detecção e valores de β	AIC	ΔAIC	w	Npar	-2L	P	$\hat{c}$
<i>Veniliornis passerinus</i>	Chuvosa	$\psi(\text{constante}), p(\text{constante})$	132,86	0,00	0,428	2	128,86	0,222	1,436
		β_0 (constante)							
		α (constante)							
	Seca	$\psi(\text{constante}), p(\text{constante})$	134,01	6,25	0,018	2	130,01	0,144	1,647
		β_0 (constante)							
		α (constante)							
<i>Celeus lugubris</i>	Chuvosa	$\psi(\text{isolamento}+\text{densidade}), p(\text{constante})$	91,11	0,00	0,597	4	83,11	0,534	0,969
		β_0 (constante)							
		β_1 (isolamento)							
		β_2 (densidade)							
		α (constante)							
		$\psi(\text{densidade}), p(\text{constante})$	92,08	1,02	0,365	3	86,08	0,506	0,991
		β_0 (constante)							
		β_1 (densidade)							
		α (constante)							
		$\psi(\text{constante}), p(\text{constante})$	101,03	9,97	0,004	2	97,03	0,512	0,986
		β_0 (constante)							
		α (constante)							
	Seca	$\psi(\text{isolamento}), p(\text{constante})$	74,77	0,00	0,730	3	68,77	0,366	1,039
		β_0 (constante)							
		β_1 (isolamento)							
		α (constante)							
		$\psi(\text{subosque}), p(\text{constante})$	79,29	4,52	0,076	4	73,29	0,336	1,045
		β_0 (constante)							

		β_1 (sub-bosque)	-0,02±0,01						
		α (constante)	-0,37±0,46						
		ψ (constante), p (constante)		78,68	3,91	0,015	2	74,68	0,332 1,061
		β_0 (constante)	-1,42±0,45						
		α (constante)	-0,38±0,46						
<i>Campephilus melanoleucos</i>	Seca	ψ(CAP+sub-bosque),p(constante)		40,84	0,00	0,243	4	32,84	0,624 0,973
		β_0 (constante)	-4,56±1,70						
		β_1 (CAP)	0,02±0,01						
		β_2 (sub-bosque)	0,01±0,0						
		α (constante)	-0,62±0,74						
		ψ (sub-bosque), p (constante)		42,79	1,95	0,177	3	36,79	0,495 1,004
		β_0 (constante)	-2,46±1,37						
		β_1 (sub-bosque)	0,02±0,03						
		α (constante)	-0,68±0,77						
		ψ (constante), p (constante)		40,81	2,69	0,181	2	36,81	0,507 0,998
		β_0 (constante)	-1,15±1,63						
		α (constante)	-0,68±1,42						
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	Chuvosa	ψ(constante),p(constante)		46,86	4,90	0,064	2	42,85	0,805 0,592
		β_0 (constante)	-1,34±1,04						
		α (constante)	-1,75±1,02						
	Seca	ψ(isolamento),p(constante)		97,27	0,00	0,271	3	91,27	0,400 0,980
		β_0 (constante)	0,82±0,58						
		β_1 (isolamento)	-0,01±0,0						
		α (constante)	-1,04±0,60						
		ψ (isolamento+densidade), p (constante)		98,82	1,55	0,135	4	90,82	0,396 0,983
		β_0 (constante)	1,32±0,82						
		β_1 (isolamento)	-4,53±6,81						
		β_2 (densidade)	-0,01±0,0						

		α (constante)	-1,02±0,58						
		ψ (constante), p (constante)		97,89	0,62	0,092	2	93,89	0,403 0,981
		β_0 (constante)	-0,65±0,52						
		α (constante)	-1,01±0,47						
<i>Xiphocolaptes major</i>	Chuvosa	ψ(isolamento),p(constante)		33,88	0,00	0,388	3	27,88	0,559 1,000
		β_0 (constante)	1,46±0,68						
		β_1 (isolamento)	-0,01±0,0						
		α (constante)	-2,58±1,69						
		ψ (CAP), p (constante)		34,86	0,98	0,237	3	28,86	0,512 1,000
		β_0 (constante)	-3,35±2,64						
		β_1 (CAP)	0,03±0,02						
		α (constante)	-2,92±1,02						
		ψ (constante), p (constante)		33,95	0,07	0,374	2	29,95	0,499 1,090
		β_0 (constante)	20,56±16,22						
		α (constante)	-3,98±0,58						
	Seca	ψ(constante),p(constante)		54,27	0,95	0,296	2	50,27	0,824 0,459
		β_0 (constante)	-0,83±1,21						
		α (constante)	-1,98±1,01						

AIC = critério de informação de Akaike; ΔAIC = diferença do AIC entre o melhor modelo e os demais modelos ranqueados; *w* = peso do modelo no conjunto de modelos alternativos, baseado no AIC; *Npar* = número de parâmetros no modelo; $-2L$ = valor negativo do logaritmo da probabilidade; *P* = medida de significância do ajuste do modelo; *c* = medida de dispersão dos dados observados em relação o previsto pelo modelo.

Tabela 3. Modelos de probabilidade de ocupação de manchas florestais por espécies de aves frugívoras florestais de grande porte no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Táxon	Estação	Modelo de ocupação/detecção e valores de β	AIC	ΔAIC	w	Npar	-2L	P	$\hat{c}$
<i>Crypturellus undulatus</i>	Chuvosa	$\psi(\text{área}+\text{sub-bosque}),p(\text{constante})$	57,51	1,27	0,194	4	49,51	0,344	1,054
		β_0 (constante)							
		β_1 (área)							
		β_2 (sub-bosque)							
		α (constante)							
		$\psi(\text{área}),p(\text{constante})$	56,24	0,00	0,366	3	50,24	0,346	1,055
		β_0 (constante)							
		β_1 (área)							
		α (constante)							
		$\psi(\text{constante}),p(\text{constante})$	60,74	2,33	0,070	2	56,74	0,341	1,046
		β_0 (constante)							
		α (constante)							
<i>Ortalis canicollis</i>	Chuvosa	$\psi(\text{constante}),p(\text{constante})$	144,09	0,00	0,282	2	140,09	0,941	0,436
		β_0 (constante)							
		α (constante)							
	Seca	$\psi(\text{constante}),p(\text{constante})$	177,64	0,00	0,387	2	173,64	0,275	1,183
		β_0 (constante)							
<i>Aburria grayi</i>	Chuvosa	α (constante)							
		$\psi(\text{isolamento}+\text{densidade}),p(\text{constante})$	47,97	1,11	0,104	4	39,97	0,361	1,183
		β_0 (constante)							
		β_1 (isolamento)							
		β_2 (densidade)							

	Seca	α (constante)	-2,09±0,85							
		ψ (densidade), p (constante)		47,09	0,23	0,161	3	41,09	0,377	1,182
		β_0 (constante)	-2,71±1,21							
		β_1 (densidade)	0,01±0,01							
		α (constante)	-2,08±0,91							
		ψ (constante), p (constante)		46,86	0,00	0,140	2	42,86	0,519	1,000
		β_0 (constante)	-1,34±1,04							
		α (constante)	-1,76±1,02							
		ψ(isolamento),p(constante)		52,79	0,00	0,492	3	46,79	0,451	1,108
		β_0 (constante)	1,21±1,04							
		β_1 (isolamento)	-0,01±0,0							
		α (constante)	-1,78±1,27							
		ψ (densidade), p (constante)		56,04	3,25	0,067	3	50,04	0,389	1,144
		β_0 (constante)	-0,39±1,74							
		β_1 (densidade)	-4,52±9,99							
		α (constante)	-2,01±1,07							
		ψ (constante), p (constante)		54,27	1,48	0,218	2	50,27	0,357	1,139
		β_0 (constante)	-0,83±1,21							
		α (constante)	-1,99±1,01							
<i>Crax fasciolata</i>	Chuvosa	ψ(constante),p(constante)		97,89	0,00	0,355	2	93,89	0,218	1,4652
	Seca	β_0 (constante)	-0,65±0,52							
		α (constante)	-1,01±0,47							
		ψ(área),p(constante)		99,79	0,00	0,117	3	93,79	0,637	0,733
		β_0 (constante)	-0,72±0,53							
		β_1 (área)	0,01±0,0							
		α (constante)	-1,01±0,48							
		ψ (isolamento), p (constante)		99,89	1,90	0,111	3	93,89	0,615	0,760
		β_0 (constante)	-0,63±0,52							
		β_1 (isolamento)	0,01±0,0							
		α (constante)	-1,01±0,57							
		ψ (constante), p (constante)		101,69	3,80	0,045	2	93,69	0,619	0,748

β_0 (constante)	-0,65±0,52
α (constante)	-1,01±0,471

AIC = critério de informação de Akaike; ΔAIC = diferença do AIC entre o melhor modelo e os demais modelos ranqueados; w = peso do modelo no conjunto de modelos alternativos, baseado no AIC; $Npar$ = número de parâmetros no modelo; $-2L$ = valor negativo do logaritmo da probabilidade; P = medida de significância do ajuste do modelo; c = medida de dispersão dos dados observados em relação o previsto pelo modelo.

Tabela 4. Modelos de probabilidade de ocupação de manchas florestais por espécies de aves nectarívoras no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Táxon	Estação	Modelo de ocupação/detecção e valores de β	AIC	ΔAIC	w	Npar	-2L	P	$\hat{c}$
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	Seca	$\psi(\text{isolamento}), p(\text{constante})$	106,03	0,00	0,569	3	100,03	0,621	0,860
		β_0 (constante)							
		β_1 (isolamento)							
		α (constante)							
		$\psi(\text{dossel}), p(\text{constante})$	107,61	1,58	0,258	3	101,61	0,611	0,842
		β_0 (constante)							
		β_1 (dossel)							
		α (constante)							
		$\psi(\text{constante}), p(\text{constante})$	108,41	8,43	0,137	2	104,41	0,543	0,946
		β_0 (constante)							
		α (constante)							
<i>Hylocharis chrysura</i>	Chuvosa	$\psi(\text{isolamento}+\text{sub-bosque}), p(\text{constante})$	106,87	0,06	0,301	4	98,87	0,382	0,979
		β_0 (constante)							
		β_1 (isolamento)							
		β_2 (sub-bosque)							
		α (constante)							
		$\psi(\text{isolamento}), p(\text{constante})$	106,81	0,00	0,311	3	100,81	0,381	1,022
		β_0 (constante)							
		β_1 (isolamento)							
		α (constante)							
		$\psi(\text{constante}), p(\text{constante})$	108,86	4,20	0,185	2	104,86	0,400	1,201
		β_0 (constante)							
		α (constante)							
	Seca	$\psi(\text{isolamento}), p(\text{constante})$	118,43	0,00	0,370	3	112,43	0,346	1,074
		β_0 (constante)							

β_1 (isolamento)	-0,01±0,0								
α (constante)	-0,73±0,36								
$\psi(\text{área}+\text{CAP}), p(\text{constante})$		118,50	0,07	0,358	3	112,50	0,295	1,155	
β_0 (constante)	-1,22±0,55								
β_1 (área)	0,01±0,0								
β_2 (CAP)	0,01±0,0								
α (constante)	-0,83±0,31								
$\psi(\text{constante}), p(\text{constante})$		126,18	7,75	0,021	2	122,18	0,307	1,108	
β_0 (constante)	-0,19±0,47								
α (constante)	-0,86±0,38								

AIC = critério de informação de Akaike; ΔAIC = diferença do AIC entre o melhor modelo e os demais modelos ranqueados; w = peso do modelo no conjunto de modelos alternativos, baseado no AIC; $Npar$ = número de parâmetros no modelo; $-2L$ = valor negativo do logaritmo da probabilidade; P = medida de significância do ajuste do modelo; c = medida de dispersão dos dados observados em relação o previsto pelo modelo.

Tabela 5. Modelos de probabilidade de ocupação de manchas florestais por espécies de aves onívoras no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Táxon	Estação	Modelo de ocupação/detecção e valores de β	AIC	ΔAIC	w	Npar	-2L	P	$\hat{c}$
<i>Cyanocorax cyanomelas</i>	Chuvosa	$\psi(\text{dossel}), p(\text{constante})$	198,35	0,00	0,283	3	192,35	0,182	1,338
		β_0 (constante)							
		β_1 (dossel)							
		α (constante)							
		$\psi(\text{isolamento}), p(\text{constante})$	200,19	1,84	0,132	3	194,19	0,219	1,317
		β_0 (constante)							
		β_1 (isolamento)							
		α (constante)							
		$\psi(\text{constante}), p(\text{constante})$	198,56	0,21	0,297	2	194,56	0,178	1,365
		β_0 (constante)							
		α (constante)							
		$\psi(\text{constante}), p(\text{constante})$	222,06	0,00	0,373	2	218,06	0,636	0,829
<i>Cyanocorax chrysops</i>	Chuvosa	$\psi(\text{isolamento}), p(\text{constante})$	117,22	0,00	0,180	3	111,22	0,316	1,105
		β_0 (constante)							
		β_1 (isolamento)							
		α (constante)							
		$\psi(\text{isolamento}+\text{densidade}), p(\text{constante})$	118,11	0,89	0,137	4	110,11	0,381	1,022
		β_0 (constante)							
		β_1 (isolamento)							
		β_2 (densidade)							
		α (constante)							
		$\psi(\text{constante}), p(\text{constante})$	117,45	0,23	0,190	2	113,45	0,188	1,434
		β_0 (constante)							

Seca	α (constante)	-1,99±0,59							
	$\psi(\text{constante}), p(\text{constante})$		119,56	0,00	0,224	2	115,56	0,236	1,189
	β_0 (constante)	0,31±0,79							
	α (constante)	-1,38±0,46							

AIC = critério de informação de Akaike; ΔAIC = diferença do AIC entre o melhor modelo e os demais modelos ranqueados; w = peso do modelo no conjunto de modelos alternativos, baseado no AIC; $Npar$ = número de parâmetros no modelo; $-2L$ = valor negativo do logaritmo da probabilidade; P = medida de significância do ajuste do modelo; c = medida de dispersão dos dados observados em relação o previsto pelo modelo.

Capítulo IV

Densidade de Cracidae no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul

RESUMO

Estimativas de densidade populacional são importantes ferramentas para elaborar estratégias de conservação de espécies ameaçadas e definir áreas prioritárias para conservação. Este estudo objetivou estimar a densidade de espécies de Cracidae (*Aburria grayi*, *Ortalis canicollis* e *Crax fasciolata*) em três áreas com diferentes situações ecológicas e manejo no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. De setembro de 2012 a agosto de 2013 foram percorridos transectos estabelecidos ao longo das grades amostrais na Fazenda Nhumirim (NH), área com pastagens nativas (PN) e área com pastagens cultivadas (PC) nas estações chuvosa e seca. No decorrer dos transectos foram tomadas informações como o número de detecções de indivíduos ou grupos de espécies, número de indivíduos em cada grupo e a distância perpendicular estimada de cada indivíduo ou grupo em relação ao observador. A análise dos dados foi feita através do programa Distance 6.0. Utilizou-se Teste Kruskal-Wallis para avaliar possíveis diferenças nas taxas de encontro entre as áreas amostradas. Para ambas as espécies houve diferenças significativas nas taxas de encontro entre as áreas amostradas, indicando que a estrutura da paisagem afeta as densidades de cracídeos no Pantanal. A maior densidade de *A. grayi* foi obtida em NH, com $429 \pm 92,5$ indivíduos, comparada à PN (259 ± 76) e PC ($18 \pm 8,1$). Para *O. canicollis* na estação chuvosa foram estimadas densidades de $1368 \pm 325,6$ indivíduos em NH; $720 \pm 167,8$ em PN e $333 \pm 71,3$ em PC. Entretanto, excetuando a PN ($414 \pm 108,6$ indivíduos), na estação seca houve aumento na densidade de *O. canicollis* em NH ($1739 \pm 246,6$) e PC ($558 \pm 48,9$). As maiores estimativas de densidade de *C. fasciolata* foram obtidas em NH ($150 \pm 41,9$ indivíduos) e PC ($149 \pm 46,6$ indivíduos), enquanto na PN foram estimados $91 \pm 22,6$. Os resultados deste estudo indicam que intervenções humanas na paisagem tais como desmatamento e rarefação do estrato arbóreo de florestas, bem como a substituição da vegetação natural por pastagens cultivadas podem reduzir e até mesmo extinguir localmente populações de cracídeos.

PALAVRAS-CHAVE: Cracidae, densidade populacional, intervenções humanas, conservação, Pantanal.

ABSTRACT

Population density estimates are important tools to design conservation strategies for endangered species and identifying priority areas for conservation. The objective of this study were estimate the density of Cracidae species (*Aburria grayi*, *Ortalis canicollis* and *Crax fasciolata*) in three areas with different ecological and management conditions in western Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, Brazil. From September 2012 to August 2013 we sampled transects established along sampling grids in three sites: Fazenda Nhumirim (NH), site native pastures (PN) and site cultivated pastures (PC), both in wet and dry season. In these transects we collected data of the number of individuals or groups of each species, size of groups and the estimated perpendicular relative distance between observer and the individuals or group. Data analysis was performed using of the Distance 6.0 software. Kruskal-Wallis test was used to evaluate the differences in the encounter rates among the sampled areas. For all species were significant differences in the encounter rates among areas, indicating that the landscape structure affects cracid densities in the Pantanal. The highest density of the *A. grayi* was obtained in NH (429 ± 92.5 individuals), compared to PN (259 ± 76) and PC (18 ± 8.1) farms. In the wet season *O. canicollis* densities were estimated in 1368 ± 325.6 individuals in NH; 720 ± 167.8 in PN and 333 ± 71.3 in PC. However, excluding PN (414 ± 108.6 individuals), in the dry season there was an increased density in *O. canicollis* population at NH (1739 ± 246.6 individuals) and PC (558 ± 48.9 individuals) farms. The highest *C. fasciolata* estimated density were obtained in NH (150 ± 41.9 individuals) and PC (149 ± 46.6 individuals), while at the PN were estimated 91 ± 22.6 individuals. The results indicate that human interventions in the landscape such as deforestation and thinning of forest patches, as well as the replacement of native vegetation by cultivated pastures can reduce and even extinct locally cracid populations.

KEY-WORDS: Cracidae, population density, human interventions, conservation, Pantanal.

Introdução

A família Cracidae é endêmica dos Neotrópicos e abarca os mais importantes galináceos da América do Sul. Consiste de um grupo grande de aves florestais primariamente frugívoras comumente conhecidos como mutuns, jacus, jacutingas e aracuãs (Sick 1997).

Brooks & Fuller (2006) relatam que a grande diversidade de cracídeos está centrada no noroeste da América do Sul, no entanto, os membros desta família distribuem por toda a América tropical, do sul do Texas, EUA ao delta do Paraná na região central da Argentina e Uruguai.

O porte é muito variável e as espécies brasileiras podem ser agrupadas em quatro biotipos bem distintos (aracuãs, jacus, jacutingas e mutuns). A morfologia é bastante homogênea; frequentemente apresentam um penacho ou crista (mais destacado nas jacutingas e mutuns) e garganta nua, nos jacus e jacutingas, com barbela vivamente colorida. Mutuns apresentam a base do bico e cera vermelha ou amarela, frequentemente expandida, o que amplia ainda mais a área brilhantemente colorida (Sick 1997).

No Brasil são reconhecidas 24 espécies (Piacentini *et al.* 2015), das quais seis delas ocorrem no Pantanal. Para a planície pantaneira é creditada a ocorrência da aracuã-do-pantanal (*Ortalis canicollis*) e o mutum-de-penacho (*Crax fasciolata*), ambos com ampla distribuição na Bacia do Alto rio Paraguai; bem como os jacus (*Penelope superciliaris* e *P. ochrogaster*, sendo esta última mais abundante na porção norte, notadamente em Cáceres e Poconé). As jacutingas *Aburria grayi*, com distribuição mais restrita ao território sul-matogrossense e *A. nattereri*, amplamente distribuída na porção norte (Tubelis & Tomas 2003, Nunes 2011).

Aracuãs vivem em uma grande variedade de altitudes e habitats, mas parecem prosperar em vegetação arbustiva e floresta secundária. O coro de alvorada dos aracuãs ressoa em áreas onde estas aves ocorrem. Não obstante, as jacutingas (*Aburria* spp.) são espécies que ocorrem primariamente em florestas de planícies. Jacus e jacutingas têm um chamado incomum de bater de asas que são parte de sua corte e podem ser ouvidos de uma grande distância ao amanhecer (Sick 1997, Wallace *et al.* 2001, Brooks & Fuller 2006).

Mutuns ocorrem preferencialmente em habitats florestados, notadamente matas de galeria, entretanto, também podem ser vistos em cerrado e habitats florestais secundários (Borges 1999, Wallace *et al.* 2001, Desbiez & Bernardo 2011).

As espécies dos gêneros *Penelope* e *Aburria* são mais arborícolas e alimentam-se de folhas, flores e frutos na copa das árvores, enquanto as representantes do gênero *Crax* e *Pauxi*

são terrícolas e frequentemente vasculham o chão da floresta atrás de frutos caídos. Aracuas (*Ortalis* spp.), no entanto, perambulam por todos os estratos dos habitats florestados e também se aventuram por áreas abertas (Brooks & Fuller 2006).

De modo geral, as espécies menores (e.g. aracuas) tendem a comer mais folhas e pequenos frutos, enquanto as espécies maiores como mutuns (e.g. *Aburria* e *Crax*) consomem mais frutos e menos folhas. Similarmente, matéria animal parece ser mais prevalente na dieta de espécies pequenas (e.g. insetos na dieta de *Ortalis*) quando comparadas às espécies de maior porte como os mutuns (Caziani & Protomastro 1994, Galetti *et al.* 1997, Brooks & Fuller 2006, Muñoz & Kattan 2007, Muñoz *et al.* 2007, Hayes *et al.* 2009, Paiva *et al.* 2013).

Na Mata Atlântica espécies como a jacutinga (*Aburria jacutinga*) e a jacupemba (*Penelope superciliaris*) são as principais dispersoras de sementes do palmito (*Euterpe edulis*), contribuindo consideravelmente para a manutenção dessa palmeira no bioma (Galetti *et al.* 1997, Mikich 2002).

A dieta geral dos mutuns inclui frutos caídos no solo e invertebrados (e.g. insetos e moluscos) capturados em meio à serapilheira (Bertsch & Barreto 2008a, Desbiez & Bernardo 2011, Luna-Maira *et al.* 2013). Brooks & Fuller (2006) relatam que mutuns são tidos como predadores de sementes, entretanto, estudos têm comprovado sua atuação como dispersores de sementes, notadamente aquelas com tegumento mais duro (Santamaria & Franco 1994, Yomoto 1999, Muñoz & Kattan 2007).

Os cracídeos são importantes dispersores de sementes e desempenham um papel fundamental na manutenção das florestas tropicais. Aracuas, jacus, jacutingas e mutuns tendem a regenerar a floresta tropical através da dispersão de sementes de suas espécies frutíferas preferidas (Strahl & Grajal 1991, Galetti *et al.* 1997, Yomoto 1999, Brooks & Fuller 2006).

No entanto, alguns grupos (e.g. *Penelope* e *Ortalis*) podem causar significativo impacto em determinadas espécies arbóreas ao se alimentar de suas flores (e.g. *Tabebuia* spp.), como verificado por Olmos (1998) e Paiva *et al.* (2013) no Pantanal.

Em ecossistemas florestais tropicais entre 50 a 90% de todas as espécies vegetais arbóreas são dispersas por animais (dispersão zoocórica) e cerca de 20 a 50% das espécies de aves e mamíferos consomem frutos ao menos durante parte do ano (Fleming 1987). Para Jordano *et al.* (2006), um dos aspectos ainda pouco conhecidos relacionados às alterações nas interações planta-animal é o efeito da defaunação na dispersão de sementes.

A extinção local das aves frugívoras de grande porte é de relevante interesse em estudos e programas de conservação de florestas tropicais, uma vez que este grupo de vertebrados exerce papel fundamental na dispersão de sementes de muitas plantas endêmicas a longas distâncias da planta mãe (Galetti *et al.* 1997).

Estudos comprovam que os cracídeos têm um impacto substancial na economia (especialmente economia de subsistência) de países latino-americanos (Brooks 1999, Peres & Nascimento 2006, Barrio 2011). A caça de subsistência promove impactos negativos na diversidade de espécies, bem como na biomassa e estrutura das comunidades de vertebrados nas regiões tropicais (Brooks 1999, Peres 2001, Keane *et al.* 2005, Barrio 2011).

A família Cracide é considerada uma das mais ameaçadas da região Neotropical, com aproximadamente metade de seus representantes listados como ameaçados de extinção (Brooks & Fuller 2006, Silveira *et al.* 2008, Martínez-Morales *et al.* 2009). Keane *et al.* (2005) e Silveira *et al.* (2008) relacionam os impactos da atividade de caça como sendo os responsáveis pela alta percentagem de cracídeo inclusos em listas de espécies globalmente e regionalmente ameaçadas de extinção.

Mourão (1999) relata que antes da Lei 5.197/67, que trata da proibição e criminalização da caça e comercialização de animais silvestre, o Brasil utilizava e comercializava muito sua fauna silvestre. Ainda de acordo com Mourão (1999), entre os anos de 1956 e 1969 saíam milhares de toneladas de peles de animais silvestres do Pantanal, maioria delas, jacarés, pecarídeos, veados, capivara, cobras e felinos. No entanto, atualmente a atividade de caça na planície do Pantanal é voltada quase que exclusivamente para o porco monteiro (*Sus scrofa*), espécie exótica introduzida na região há mais de dois séculos. O abate e consumo do porco monteiro de certa forma aliviou a pressão de caça sobre as populações das demais espécies de vertebrados ocorrentes no Pantanal (Desbiez *et al.* 2011).

Apesar de alguns membros da família da Cracidae ocorrerem nas mais diversas formações florestais, incluindo formações secundárias e capoeiras, a maioria é essencialmente florestal e ocorre preferencialmente em habitats primários. Determinadas espécies, notadamente as do gênero *Ortalis* e *Crax*, frequentemente ocorrem em bordas de matas, capoeiras e matas de galerias em todos os biomas brasileiros (Borges 1999, Silveira *et al.* 2008).

Determinadas espécies são mais tolerantes a habitats alterados, especialmente aquelas do gênero *Ortalis* e algumas espécies de *Penelope*. No entanto, essa flexibilidade tem um limite que pode ser alcançado com a continuidade da pressão das atividades humanas. Os

representantes dos gêneros *Aburria*, *Crax* e *Pauxi* parecem tolerar menos a alteração do habitat florestal, podendo até desaparecer de regiões altamente fragmentadas (Silveira *et al.* 2008).

Intervenções humanas na paisagem tais como modificação ou supressão de habitat florestal original pode ser altamente sentida pelos Galliformes, sendo os cracídeos as primeiras aves a desaparecer quando se abrem frentes de colonização. A perda de habitats torna os cracídeos altamente susceptíveis às extinções locais (Galetti *et al.* 2007, Bertsch & Barreto 2008b, Silveira *et al.* 2008, Bernardo *et al.* 2011). O isolamento das populações de cracídeos em razão da fragmentação florestal tem promovido drásticas alterações na estrutura genética das populações (Pereira & Wajntal 2001).

A maior ameaça à biodiversidade no Pantanal é a perda de habitat devido à expansão da pecuária intensiva acompanhada de desmatamento e substituição de paisagens nativas por pastagens cultivadas (Harris *et al.* 2005). Tais intervenções na paisagem levam a uma maior fragmentação de habitats, notadamente florestas contíguas, que em longo prazo, reduz a frequência de ocorrência, densidade e até mesmo a extinção local de vários grupos funcionais ecologicamente mais exigentes, dentre eles os cracídeos *Crax fasciolata* e *Aburria grayi* (Tizianel 2008, Tomas *et al.* 2009).

Estimativas de densidade populacional podem ser importantes ferramentas no processo de estabelecer áreas prioritárias para conservação, bem como programas de controle de espécies pragas e/ou invasoras e na elaboração de lista de espécies ameaçadas de extinção (Broekema & Overdyck 2012).

O conhecimento a cerca do tamanho ou densidade da população de uma determinada espécie é muitas vezes, um importante requerimento para seu manejo efetivo. Esta metodologia também permite medir por meios mais diretos, o sucesso de planos de manejo ou conservação, bem como fazer inferências sobre as tendências da população estudada (Tomas *et al.* 2004).

Tomas *et al.* (2004) ressaltam ainda, que a efetividade de áreas protegidas em manter populações viáveis de uma dada espécie pode também ser medida, numa primeira abordagem, se boas estimativas do tamanho e/ou densidade das populações de interesse forem obtidas.

Estudos com levantamentos de populações de animais de médio e grande porte na maioria das vezes pecam por utilizar métodos pouco confiáveis. A maior dificuldade talvez seja a escolha de uma técnica de amostragem que se aplique a várias espécies, mas que

também seja viável em relação aos diferentes habitats, área de vida e densidade de cada uma delas (Desbiez & Tomas 2003).

Os primeiros estudos com estimativa de abundância de vertebrados no Pantanal foram realizados por George Schaller na década de 80 (Schaller & Vasconcelos 1978, Schaller 1983). A partir da década de 90, a maioria dos levantamentos de populações de vertebrados na planície do Pantanal foi realizada através de levantamentos aéreos de espécies de grande porte em habitats abertos (Mourão 1997, Tomas *et al.* 2001a, Mourão *et al.* 2002, Campos & Coutinho 2004).

Vários estudos e levantamentos populacionais de vertebrados no Pantanal têm utilizado o método de amostragem de distâncias (Hasenclever *et al.* 2004, Tomas & Desbiez 2004, Desbiez *et al.* 2010, Tomas *et al.* 2001b, Desbiez & Bernardo 2011).

O método de distâncias é um dos mais consistentes para estimar tamanhos populacionais. Entretanto, três premissas são extremamente importantes nesta metodologia: 1) todos os animais sobre a linha do transecto são detectados sem erro; 2) os indivíduos detectados são registrados em sua posição original; 3) as distâncias são registradas sem erro (Buckland *et al.* 1993, 2008).

Duckworth (1998) e Tomas *et al.* (2004) alertam que em algumas situações é extremamente difícil obedecer a estas premissas. A metodologia de transectos ou contagens por pontos em amostragem de distâncias é útil para espécies que podem gerar uma taxa de encontro que resultam em um custo benefício aceitável. Isto significa que ela não é baixa ao ponto de requerer um esforço amostral impraticável para que se obtenha um número mínimo de registros, permitindo estimativas acuradas e precisas (cerca de 80 registros, dependendo da variância nas amostras) (Tomas *et al.* 2004).

No Pantanal, estudos envolvendo levantamentos e estimativas populacionais de aves foram conduzidos com sucesso por Hasenclever *et al.* (2004) e Gräbin *et al.* (2012) com emas (*Rhea americana*) e Desbiez & Bernardo (2011) com mutuns-de-penacho (*Crax fasciolata*).

Apesar destas importantes contribuições, pouco se conhece a respeito das populações de cracídeos no Pantanal. Estimativas de tamanho populacional de aves frugívoras de grande porte e ameaçadas de extinção podem se tornar importantes ferramentas para avaliar os impactos das intervenções humanas na paisagem e nortear políticas públicas para a conservação da biodiversidade no Pantanal.

Objetivos

Objetivo geral

Este estudo objetivou estimar as densidades de três espécies de Cracidae no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Objetivos específicos

- avaliar as taxas de encontro das espécies de Cracidae entre três áreas com diferentes situações ecológicas e manejo no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul;
- estimar a densidade da jacutinga-de-garganta-azul (*Aburria grayi*) em três áreas com diferentes situações ecológicas e manejo no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul;
- estimar a densidade da aracuã-do-pantanal (*Ortalis canicollis*) em três áreas com diferentes situações ecológicas e manejo no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul;
- estimar a densidade do mutum-de-penacho (*Crax fasciolata*) em três áreas com diferentes situações ecológicas e manejo no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Material e Métodos

Cracidae

Neste estudo foram consideradas três espécies de aves da família Cracidae comuns no oeste do Pantanal da Nhecolândia (Nunes *et al.* 2009): jacutinga-de-garganta-azul (*Aburria grayi*), aracuã-do-pantanal (*Ortalis canicollis*) e mutum-de-penacho (*Crax fasciolata*).

Jacutinga-de-garganta-azul: *Aburria gray* (Pelzeln, 1870)

No Brasil sua área de ocorrência está centrada na Bacia do Alto rio Paraguai, notadamente no Mato Grosso do Sul, parte do Paraguai e Bolívia (Lopes 2009). Possui porte grande (66-71 cm; 1,1-1,3 kg) e ambos os sexos apresentam plumagem negra que contrasta com o branco predominante na cabeça e asa; o bico e face são parcialmente azulados e as pernas são vermelhas. Apresenta barbela longa, filiforme e de coloração azul clara, com uma estreita pele pendendo no centro (Sick 1997).

Essa espécie é razoavelmente comum em matas e cerrado (Gwynne *et al.* 2010). Vive em casais ou pequenos grupos familiares, alimentando-se de frutos, brotos e flores no meio das copas das árvores (Antas & Palo Jr. 2009).

Consta na categoria de “Quase Ameaçada” (NT) na lista de espécies globalmente ameaçadas de extinção (IUCN 2015). No entanto, em âmbito nacional está incluída na categoria “Pouco Preocupante” (LC) (ICMBio 2014).

Aracuã-do-pantanal: *Ortalis canicollis* (Wagler, 1830)

Distribui-se em parte da Bolívia, Brasil (apenas no sudoeste do Mato Grosso e oeste de Mato Grosso do Sul) e em parte da Argentina (Sick 1997). Localmente comum, em cerrado, mata de galeria e áreas abertas vizinhas (Antas & Palo Jr. 2009, Gwynne *et al.* 2010).

Espécie de médio porte, 53-58 cm de comprimento e 600 g. Ambos os sexos apresentam plumagem cinza escura na cabeça e pescoço, dorso amarronzado, cauda longa e escura, peito acastanhado e barriga mais clara (Sick 1997, Gwynne *et al.* 2010).

O aracuã vive tanto no solo, quanto nas copas das árvores, alimentando-se de folhas, frutos, sementes e flores, além de lagartas (Gwynne *et al.* 2010). Durante o período de baixa

de águas no Pantanal, quando várias árvores ficam sem folhas e florescem, como as piúvas (*Tabebuia* spp.) e os tarumã (*Vitex cymosa*), pode-se observar os aracuãs comendo suas flores nas pontas dos galhos (Antas & Palo Jr. 2009, Gwynne *et al.* 2010).

Apesar de viverem em grupos, são territoriais e atacam outros aracuãs de fora do bando (Antas & Palo Jr. 2009). Em âmbito global (IUCN 2015) e nacional (ICMBio 2014) consta na categoria LC.

Mutum-de-penacho: *Crax fasciolata* Spix, 1825

Ocorre do sul do Amazonas, do Tapajós ao Maranhão e, através do Brasil central, até o oeste de São Paulo, Paraná e Minas Gerais, Paraguai, Argentina e Bolívia (Sick 1997).

O maior cracídeo no Pantanal (86-94 cm; fêmea com 2,7 kg e macho com 2,8 kg); ambos os sexos se destacam pela crista com penas enroladas. Porém o macho é todo negro com barriga branca, penas externas da cauda com pontas brancas, base do bico e cera amarelos. A fêmea é mais colorida e embora a cor negra domine no dorso, possui uma série de finas listras brancas nas costas e parte do peito, com a barriga e ventre acanelados. Na fêmea a crista é formada por penas sempre eriçadas, branca, com pontas negras. Comum em matas de galeria, cerradões e capoeiras (Gwynne *et al.* 2010).

Passa a grande parte do dia no solo da mata ou nas proximidades dos capões. Alimenta-se de flores caídas das piúvas (*Tabebuia* spp.), frutos e pequenos invertebrados no solo. Muito territoriais, somente aceitam os filhotes juntos por algum tempo, sendo logo expulsos da área ao atingirem o tamanho dos pais (Antas & Palo Jr. 2009).

Em âmbito global (IUCN 2015) conta como Vulnerável à extinção (VU) e em âmbito nacional está incluída na categoria LC (ICMBio 2014).

Estimativa de densidade

O estudo foi realizado durante as estações chuvosa e seca em três áreas na região oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul: Fazenda Nhumirim - NH (setembro-outubro de 2012 e janeiro de 2013), área com pastagens nativas – PN (fevereiro e agosto-setembro de 2013) e área com pastagens cultivadas – PC (março e julho-agosto de 2013).

A amostragem foi feita ao longo de transectos (linhas das grades), sendo consideradas cinco transecções em NH, seis transecções em PC e cinco em PN. As transecções passaram por várias unidades de paisagem, tais como floresta (mata semidecidual e cerrado), cerrado, campo limpo, campo inundável, campo sujo e copos-d'água (campos inundados durante a estação chuvosa, baía e salina).

Estas transecções foram percorridas no período da manhã (06:00h e 10:30h) e tarde (15:00h e 17:00h), por um único observador, sendo amostrada pelo menos quatro vezes em dias e horários diferentes.

Os transectos foram percorridos a pé e no decorrer do trajeto foi registrado o número de detecções de indivíduos ou grupos das espécies de cracídeos, bem como o número de indivíduos em cada grupo e a distância perpendicular estimada de cada indivíduo ou grupo em relação ao observador. Para evitar a recontagem dos mesmos indivíduos ou bandos optou-se por amostrar apenas um lado do transecto, sendo considerados apenas os indivíduos e/ou bandos detectados por contato visual num raio de até 150 m.

Para obter a medida real da distância das aves detectadas foi utilizado um fator de correção das distâncias estimadas. Para tanto foram tomadas medidas de distâncias estimadas de vários pontos ($n = 47$) em relação ao transecto e medidas reais dos mesmos. Os valores obtidos foram utilizados para gerar um modelo de correção através de uma regressão linear, $y = \beta_0 + \beta_1 * x$. Onde y é a distância real, β_0 e β_1 são constantes obtidas na regressão linear e x corresponde à distância estimada.

A amostragem de distâncias é vantajosa uma vez que apresenta baixo custo e a possibilidade de correção dos erros e diferenças na detectabilidade das espécies nas diferentes fisionomias e áreas de estudo (Cassey 1999; Buckland *et al.* 2001, 2008; Conroy & Carroll 2009).

O método da amostragem de distâncias é utilizado para encontrar a função que melhor descreve como a detectabilidade de uma espécie em um dado ambiente decai à medida que aumenta a distância perpendicular entre a linha da transeção e o indivíduo ou grupo de animais (Buckland *et al.* 2001, 2008).

No caso deste estudo, considerando-se as premissas de que a densidade da espécie seja homogênea ao longo da área amostrada, que os animais sobre a linha da transeção ou próximos a ela são certamente percebidos pelo observador e baseando-se no comportamento dos dados observados e na função que a eles melhor se ajusta é possível então estimar quantos indivíduos passaram despercebidos durante os levantamentos em campo. Assim, torna-se

possível estimar a densidade de grupos, quantos indivíduos são esperados por grupo e qual a densidade corrigida de indivíduos em uma dada área.

A análise dos dados foi feita através do programa Distance 6.0 (Buckland *et al.* 1993, Thomas *et al.* 2009, Thomas *et al.* 2010). Na seleção do modelo que melhor se ajusta aos dados observados considerou-se a minimização do Critério de Informação Akaike (AIC) conforme Johnson & Omland (2004).

Para avaliar possíveis diferenças na taxa de encontro por quilômetro percorrido nas áreas amostradas foram feitas análises comparativas entre elas através de um teste estatístico não paramétrico Teste Kruskal-Wallis. A escolha deste teste levou em conta o fato da distribuição dos dados não ser normal e as variâncias e o tamanho das amostras também não serem iguais.

Resultados e discussão

Com relação à regressão linear, obteve-se o seguinte modelo: Distância = $7,080 + (0,844 * \text{distância estimada})$; $n=47$; $R^2 = 0,917$; $p = < 0,001$ e $gl=1$.

O fator de correção através do modelo gerado a partir da regressão linear mostrou-se eficiente para corrigir os erros na distância estimada para as aves detectadas ao longo dos transectos, corroborando com Caughley & Grice (1982).

A seguir são apresentados os modelos e gráficos com as curvas de detectabilidade, bem como os resultados do Teste de Kruskal-Wallis para as três espécies de Cracidae.

Jacutinga-de-garganta-azul (*Aburria grayi*)

Considerando os 582 km percorridos nos transectos em ambas as áreas de estudo nas estações chuvosa e seca, foram obtidas 91 detecções de indivíduos e/ou grupos de *A. grayi*.

Em NH o modelo que melhor se ajustou aos dados coletados foi *uniform/corsine*. Em PN o melhor modelo foi *half-normal/polynomial* e PC, *uniform/hermit* (Figura 1). Em PC o modelo apresentou elevado coeficiente de variação (40,97%), possivelmente devido aos poucos registros obtidos ($n = 7$).

Houve diferenças significativas nas taxas de encontro entre as áreas amostradas. Em NH as taxas de encontro foram significativamente diferentes quando comparadas às obtidas na PN (Teste de Mann-Whitney = 938,0; $p = 0,006$; $X^2 = 7,57$; GL = 1). O mesmo foi verificado quando comparadas as taxas de encontro entre NH e PC (Teste de Mann-Whitney = 2215,5; $p = 0,000$; $X^2 = 33,35$; GL = 1), assim como PN e PC (Teste de Mann-Whitney = 2080,5; $p = 0,001$; $X^2 = 11,18$; GL = 1).

A média da taxa de encontro por quilômetro percorrido em NH foi $0,334 \pm 0,056$; enquanto em PN e PC, $0,147 \pm 0,030$ e $0,030 \pm 0,012$; respectivamente.

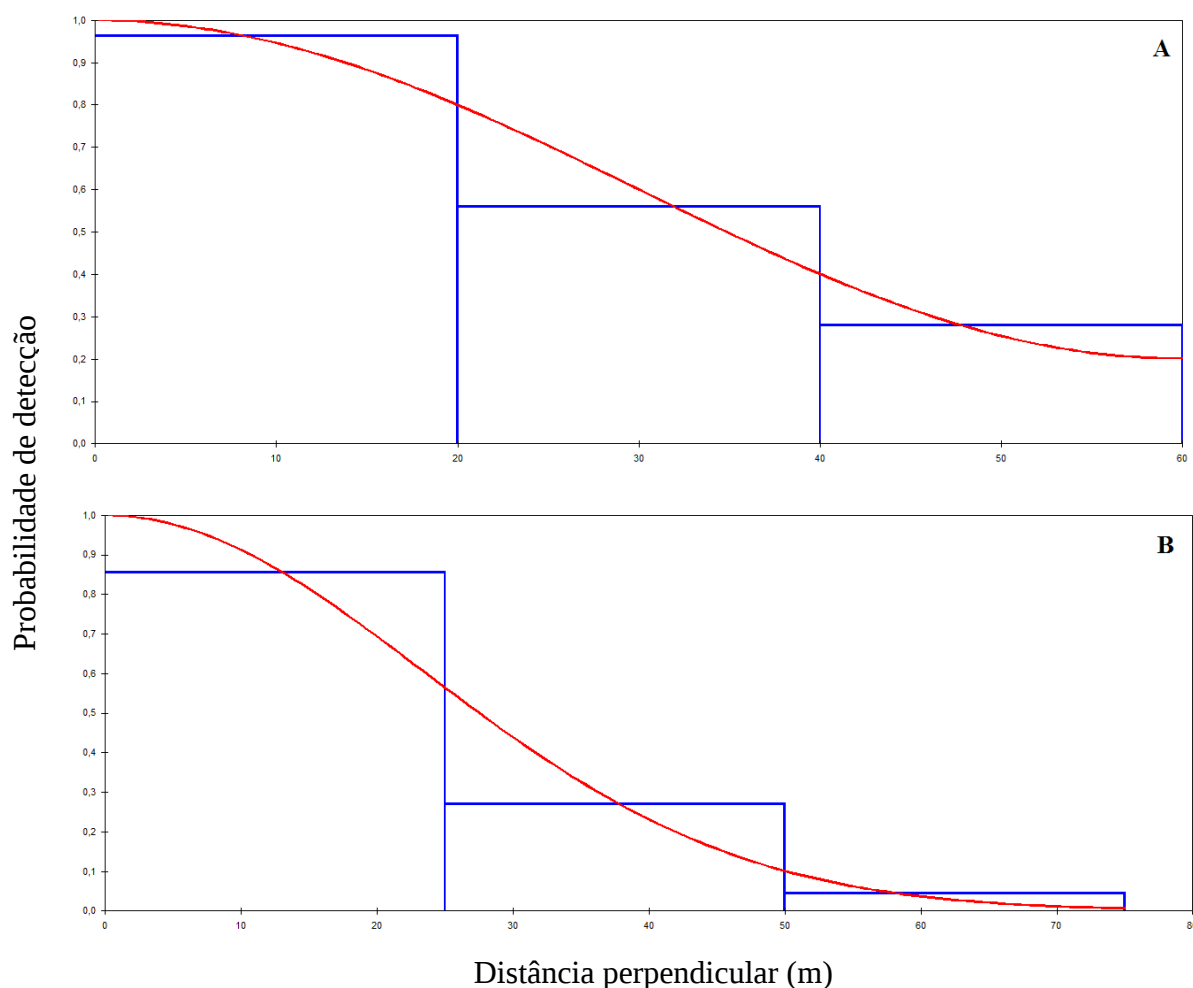


Figura 1. Curva de detectabilidade (linha) que melhor se ajustou aos grupos de *Aburria grayi* observados (barras) a partir de transecções lineares conduzidas na Fazenda Nhumirim (A) e na área com pastagens nativas (B), em ambas as estações chuvosa e seca no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Estudos com estimativas de densidade de *A. jacutinga* realizados por Bernardo *et al.* (2011) verificaram que as aves foram registrados perto de cada transecto (95% do intervalo de confiança de 7,9 a 11,7 m), conforme demonstrada pelo valor largura da faixa efetiva (média 9,6 m, CV = 10%).

As estimativas de densidade de grupos e número de indivíduos esperados por grupo, densidade de indivíduos e coeficiente de variação (CV) são apresentados na Tabela 1 (Apêndice IV). Os coeficientes de variações, excetuando aqueles obtidos na PC, estão de acordo com os cerca de 20%, valor que segundo Buckland *et al.* (1993) é o aceitável para estimativas confiáveis de abundância. Os resultados confirmam a possibilidade do uso do

método de amostragem de distâncias para estimar populações de espécies de Cracidae, notadamente as do gênero *Aburria* (Wallace *et al.* 2001, Bernardo & Clay 2006, Bernardo *et al.* 2011).

Em NH e PN, as probabilidades da detecção de *A. grayi* diminuíram com o aumento da distância em ambas as áreas amostradas, a partir de 30 m. Resultados similares foram obtidos por Bernardo *et al.* (2011) para *A. jacutinga* e os autores atribuem ao fato ao sub-bosque denso e a abundância de vegetação (lianas e epífitas) na Floresta Atlântica, que torna difícil a detecção da espécie a longas distâncias.

Os resultados obtidos para *A. grayi* no Pantanal refletem as características do predomínio de paisagens abertas na planície em relação à Mata Atlântica, permitindo detectar a espécie a maiores distâncias.

As maiores densidades de *A. grayi* foram obtidas na NH, com uma população de $429 \pm 92,5$ indivíduos. Em NH também foi obtido o maior tamanho de grupos, $4,762 \pm 0,965/\text{ha}$ e número de indivíduos/ha ($7,143 \pm 1,541$).

Para a PN foi estimada uma população com 259 ± 76 indivíduos. Também nesta localidade foram obtidos $2,277 \pm 0,601$ grupos/ha e $4,320 \pm 1,268$ indivíduos/ha.

Os menores valores de estimativa de densidade foram obtidos em PC, onde *A. grayi* teve uma população estimada em apenas $18 \pm 8,1$ indivíduos. Em PC foram estimados $0,384 \pm 0,157$ grupos/ha e $0,603 \pm 0,272$ indivíduos/ha.

Tais resultados refletem bem as exigências ecológicas da espécie, que assim como as demais espécies do gênero, prefere matas maduras, primárias, contínuas e conectadas (Galetti *et al.* 1997, Begazo & Bodmer 1998, Brooks & Fuller 2006, Bernardo *et al.* 2011).

Estudos realizados por Tizianel (2008) no oeste do Pantanal da Nhecolândia revelaram que *A. grayi* não ocorre em áreas alteradas, onde a vegetação nativa foi substituída por pastagens cultivadas.

A NH está inserida numa região com prevalência de grandes blocos de florestas conectadas em relação aos campos. Na PC a paisagem é dominada pelos campos nativos e as áreas florestadas (cordilheiras, capões e cerrados) são naturalmente fragmentadas.

Entretanto, em PC houve significativa perda de florestas originais durante o processo de desmatamento e rarefação do estrato arbóreo de cordilheiras para a implantação de pastagens cultivadas. A NH apresenta as maiores áreas de floresta com 1097,24 ha,

comparada à PN (993,62 ha) e PC (665,32 ha). Em NH também foram encontradas as maiores manchas florestais (1735 ha), quando comparadas aquelas em PN (555 ha) e PC (176,2 ha).

Áreas com maior prevalência de florestas em relação a campos nativos ou cultivados tais como em NH, tendem a abrigar maior população *A. grayi*, uma vez que esta espécie mostra preferência em ocupar manchas florestais maiores, conectadas e mais densas.

Intervenções humanas na paisagem em PC reduziram consideravelmente as áreas de mata semidecíduais e as isolou na paisagem, o que explica em parte, a baixa taxa de encontro e o reduzido tamanho populacional de jacutingas.

Em reservas com manejo florestal e caça no Departamento Santa Cruz, Bolívia, foram estimadas altas densidades de *A. grayi*, cujo tamanho de grupos variou de 0,15 a 1,29 e número de indivíduos, de 0,18 a 2,5 a cada 10 km percorridos. A presença de árvores frutíferas na região, como as figueiras *Ficus* spp. que são avidamente procuradas pelas aves em períodos de escassez de recursos pode ser um fator importante influenciando tais resultados (Wallace *et al.* 2001).

Padrão similar foi observado por Galetti *et al.* (1997) e Bernardo *et al.* (2011) para *A. jacutinga* na Mata Atlântica do Estado de São Paulo. Bernardo *et al.* (2011) relatam que as maiores densidades e tamanho de grupos de *A. jacutinga* foram observadas em áreas contínuas e protegidas, tais como Parque Estadual de Ilha Bela (0,013 indivíduos/ha e 0,08 grupos/ha) e Parque Estadual Carlos Botelho (0,04 indivíduos/ha e 0,04 grupos/ha).

Estudos realizados por Begazo & Bodmer (1998) com *A. cumanensis* na Floresta Amazônia do Peru estimaram densidades que variaram entre 0,07 e 0,10 indivíduos/ha. Rios *et al.* (2005) estudaram *A. aburri* nas florestas andinas da Colômbia e encontraram densidades que variaram de 0,09 a 0,03 indivíduos/ha.

Londoño *et al.* (2007) estimaram a densidade do jacu *Chamaepetes goudotii* nas florestas da região central dos Andes, Colômbia e verificaram 0,014 indivíduos/ha e grupos com $1,5 \pm 0,76$ indivíduos. Para o jacu *Penelope perspicax* Kattan *et al.* (2014) relatam que as densidades em florestas na Colômbia variam de 0,10 a 0,40 indivíduos/ha.

Assim como os demais grandes frugívoros, as jacutingas circulam por amplas áreas de floresta em busca de frutos e podem até serem registradas em vegetação secundária, notadamente quando árvores frutíferas como as embaúbas *Cecropia* spp. apresentam frutos maduros (Galetti *et al.* 1997, Guix 1997, Borges 1999).

Os frutos compõem grande parte da dieta de jacutingas, assim como flores, brotos e até pequenos invertebrados (Galetti *et al.* 1997, Brooks & Fuller 2006, Hayes *et al.* 2009). Entretanto, alguns cracídeos podem preda pesadamente as flores de determinadas espécies de plantas, impedindo a formação de frutos. Olmos (1998) relata que durante a estação seca no Pantanal de Poconé, Mato Grosso, as flores das piúvas (*Tabebuia* spp.) são alimentos preferidos jacutingas e outros cracídeos ocorrentes na região.

Comportamento similar foi verificado no decorrer deste estudo no oeste do Pantanal da Nhecolândia, onde *A. grayi* foi avistada forrageando as flores do tarumã (*Vitex cymosa*), piúvas e ipês (*Tabebuia heptaphylla* e *T. aurea*), louro-preto (*Cordia glabrata*); bem como os frutos da embaúba (*Cecropia* sp.), maria-pobre (*Dilodendrum bipinnatum*), cachuá (*Trichilia elegans*), jenipapo (*Genipa americana*), figueira (*Ficus* sp.) e sementes de gonçalo (*Astronium fraxinifolium*).

Dentre as espécies de Cracidae os jacus e jacutingas estão entre as mais frugívoras e importantes dispersoras de sementes, contribuindo para a regeneração e manutenção das florestas neotropicais. Jacutingas comem frutos com diâmetros que variam desde pequenas drupas (0,4 mm) a grandes sementes ariladas (25 mm). A ausência dessas espécies nos ecossistemas florestais pode ter sérias consequências em longo prazo nos processos de regeneração florestal (Galetti *et al.* 1997, Sedaghatkshi *et al.* 1999, Brooks & Fuller 2006, Hayes *et al.* 2009).

Aracua-do-pantanal (*Ortalis canicollis*)

Na estação chuvosa foram percorridos 290 km de transectos nas áreas de estudo com 169 detecções de indivíduos ou grupos de *O. canicollis*. Na PN o modelo que melhor se ajustou aos dados coletados foi *uniform/corsine*, enquanto em NH e PC, *half-normal/cosine* (Figura 2).

Durante a estação chuvosa as taxas de encontro em NH diferiram significativamente em relação às obtidas nas PN (Teste de Mann-Whitney = 600,5; $p = 0,000$; $X^2 = 22,82$; GL = 1) e PC (Teste de Mann-Whitney = 2467,0; $p = 0,000$; $X^2 = 36,16$; GL = 1).

No entanto, não houve diferenças significativas nas taxas de encontro quando se compara as obtidas em PN e PC (Teste de Mann-Whitney = 1829,0; $p = 0,723$; $X^2 = 0,125$; GL = 1). As médias das taxas de encontro durante a estação chuvosa em NH foi 0,90 contatos/km percorrido, enquanto em PN 0,65 e em PC 0,32.

A tabela 2 (Apêndice IV) traz as estimativas de densidade de grupos e número de indivíduos esperados por grupo, densidade de indivíduos de *O. canicollis* e coeficiente de variação (CV) para ambas as áreas de estudo durante as estações chuvosa e seca.

Os coeficientes de variação em ambas as áreas estudadas estão de acordo com os cerca de 20% (Buckland *et al.* 1993). Os valores estão de acordo com o aceitável para estimativas confiáveis de abundância.

Durante a estação seca foram percorridos 292 km de transectos e obtidas 213 detecções de indivíduos ou grupos de *O. canicollis*. Em NH e PN, os modelos que melhor se ajustaram aos dados coletados foi *half-normal/cosine* e em PC, *negative exponential/cosine* (Figura 3).

Verifica-se que durante a estação seca também houve significativa diferença na taxa de encontro quando comparada NH com PN (Teste de Mann-Whitney = 600,5; $p = 0,000$; $X^2 = 22,82$; GL = 1) e NH com PC (Teste de Mann-Whitney = 2467,0; $p = 0,000$; $X^2 = 36,16$; GL = 1). Entretanto, não houve diferenças significativas nas taxas de encontro quando se compara PN e PC (Teste de Mann-Whitney = 1829,0; $p = 0,723$; $X^2 = 0,125$; GL = 1).

As maiores médias nas taxas de encontro durante a estação seca foram encontradas em NH, com 1,14 contatos por quilômetro percorrido. Para PN e PC, as médias foram de 0,33 e 0,31 contatos/km, respectivamente.

Os dados obtidos neste estudo corroboram com as propostas do uso do método de amostragem de distâncias para estimar populações de Cracidae, notadamente as espécies do gênero *Ortalis* (Begazo & Bodmer 1998, Schmitz-Ornés 1999, Wallace *et al.* 2001, Haugaasen & Peres 2008).

Considerando as estações chuvosa e seca, nas áreas as probabilidades da detecção de *O. canicollis* diminuíram com o aumento da distância, em média a partir de 20 m. Na Mata Atlântica, Bernardo *et al.* (2011) verificaram que as probabilidades de detecção da jacutinga (*A. jacutinga*) caem significativamente a partir de 10 m. Os autores atribuem tal fato à vegetação densa no sub-bosque e demais estratos da floresta que torna difícil a detecção dessas aves a longas distâncias.

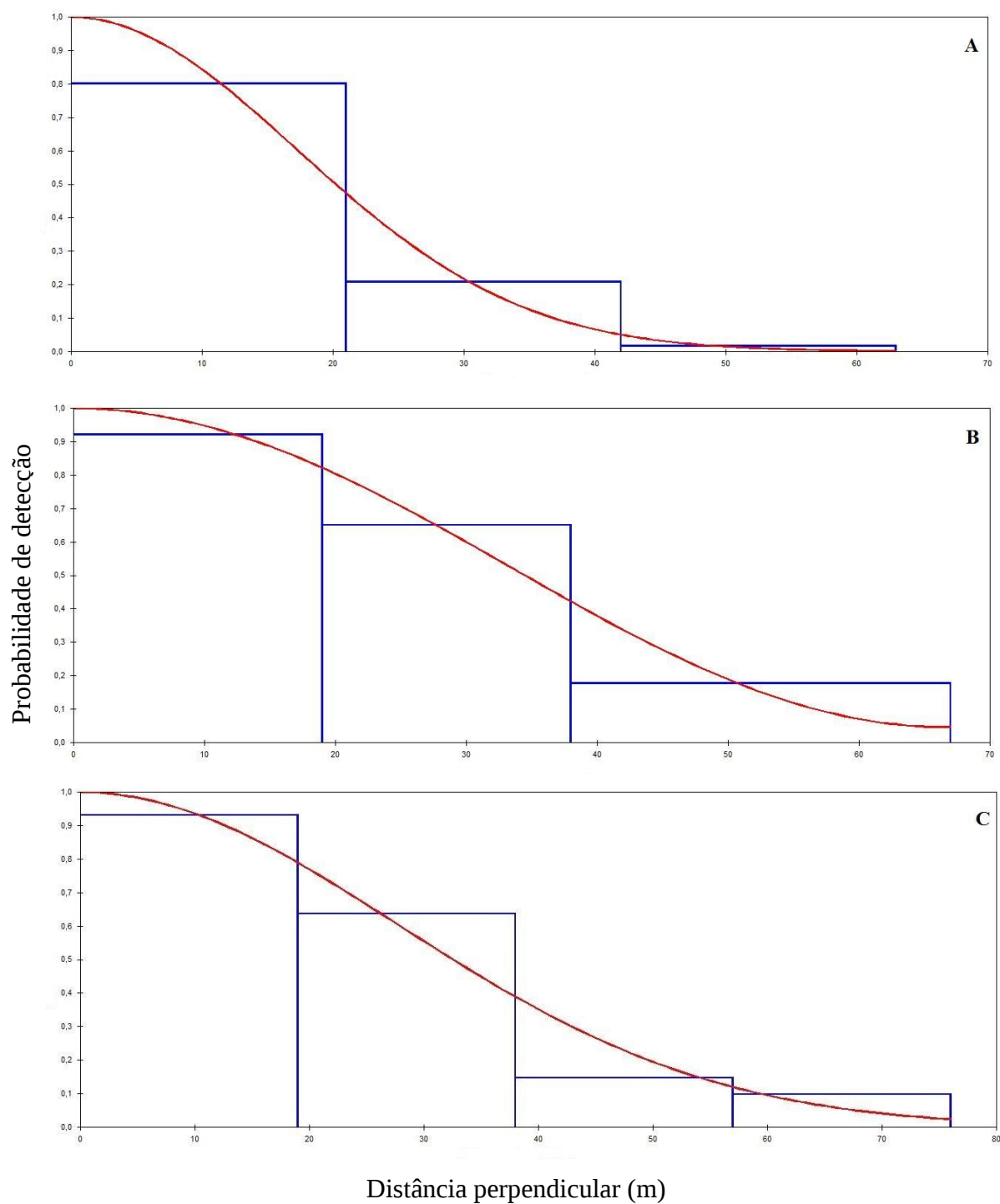


Figura 2. Curva de detectabilidade (linha) que melhor se ajustou aos grupos de *Ortalis canicollis* observados (barras) a partir de transecções lineares conduzidas na Fazenda Nhumirim (A), área com pastagens nativas (B) e área com pastagens cultivadas (C) durante a estação chuvosa no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

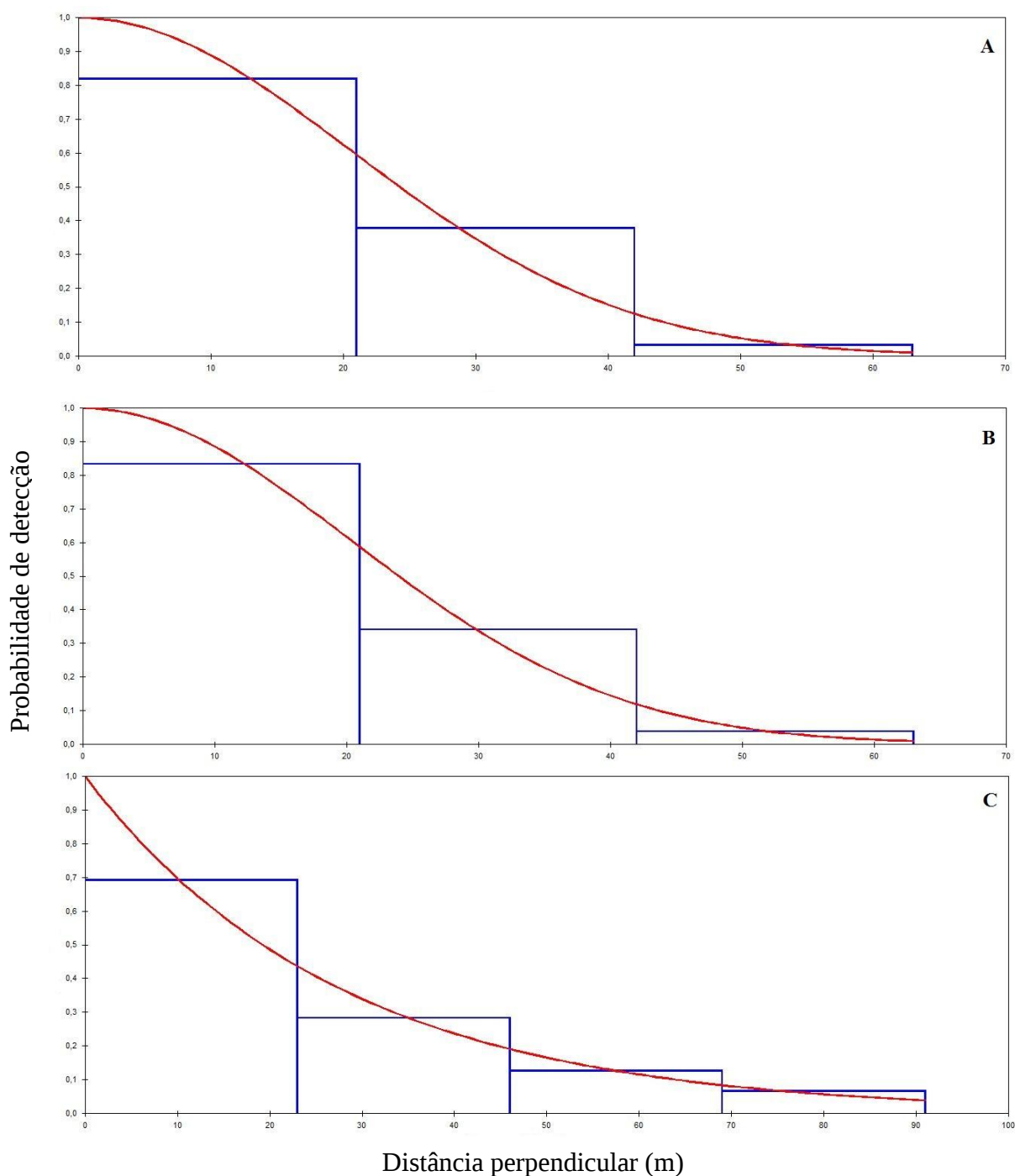


Figura 3. Curva de detectabilidade (linha) que melhor se ajustou aos grupos de *Ortalis canicollis* observados (barras) a partir de transecções lineares conduzidas na Fazenda Nhumirim (A), área com pastagens nativas (B) e área com pastagens cultivadas (C) durante a estação chuvosa no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Tais diferenças são em parte explicadas pela estrutura da paisagem que na planície do Pantanal, destaca-se por ser mais aberta, possibilitando assim, a detecção das aves a maiores distâncias em relação a outros biomas.

Em Nhumirim foram obtidos as maiores estimativas populacionais de *O. canicollis* nas estações chuvosa ($1368 \pm 325,6$ indivíduos) e seca ($1739 \pm 246,6$ indivíduos).

Durante a estação chuvosa na NH foram estimados $20,927 \pm 4,731$ grupos/ha; $2,180 \pm 0,162$ indivíduos/grupo e $45,617 \pm 11,070$ indivíduos/ha enquanto na seca; $21,113 \pm 2,909$ grupos/ha; $2,594 \pm 0,150$ indivíduos/grupo e $57,981 \pm 10,857$ indivíduos/ha.

Na PN as maiores estimativas populacionais de *O. canicollis* foram obtidas na estação chuvosa com uma população de $720 \pm 167,8$ indivíduos; $9,250 \pm 2,089$ grupos/ha; $2,625 \pm 0,154$ indivíduos/grupo e $23,995 \pm 5,594$ indivíduos/ha.

Entretanto, durante a estação seca foi registrada baixa densidade na população de aracuã, que foi estimada em $414 \pm 108,6$ indivíduos. Na estação seca também foram registrados baixos tamanhos de grupos ($6,481 \pm 1421$ por ha), bem como reduzidos indivíduos por grupos ($14 \pm 108,6$) e poucos indivíduos por hectare ($13,809 \pm 3,624$).

As menores estimativas populacionais de aracuã foram obtidas na PC, notadamente durante a estação chuvosa com $338 \pm 71,3$ indivíduos; $4,708 \pm 0,965$ grupos/ha; $2,394 \pm 0,120$ indivíduos/grupo e $11,274 \pm 2,379$ indivíduos/ha. No entanto, durante a estação seca em PC foi estimada uma população de $558 \pm 148,9$ indivíduos, com $5,767 \pm 1,426$ grupos/ha; $3,222 \pm 0,323$ indivíduos/grupo e $18,584 \pm 4,960$ indivíduos/ha.

Os resultados indicam que áreas com maior proporção de florestas (e.g. NH), suportam maior densidade de *O. canicollis* em relação às áreas alteradas pelo desmatamento e rarefação do estrato arbóreo de cordilheiras, como ocorrido na PC.

Tizianel (2008) verificou que em áreas alteradas e substituídas por pastagens cultivadas no oeste do Pantanal da Nhecolândia apresentam baixa frequência de ocorrência de *O. canicollis*, 0,18% quando comparada à áreas naturais, com 75% de ocorrência.

Schmitz-Ornés (1999) estimou as densidades da aracuã *O. ruficauda* em diferentes situações da paisagem nos arredores do Parque Nacional de Henry Pittier, Venezuela e verificou que a espécie é muito afetada pelas intervenções humanas na paisagem. Ainda de acordo com Schmitz-Ornés (1999), as maiores densidades de *O. ruficauda* foram encontradas em áreas de florestas contínuas, entre 0,48 a 0,67 indivíduos/ha.

Estudos com o aracuã-pintado *O. guttata* realizados por Begazo & Bodmer (1998) na Floresta Amazônica do Peru verificaram que as populações dessa espécie variaram de 0,04 a 0,06 indivíduos/ha. No entanto, na porção brasileira da Amazônia (Lago Uauacú), as estimativas feitas por Haugassaen & Peres (2008) variaram entre 0,01 e 0,02 indivíduos/ha.

Verificou-se que em NH e PC as estimativas populacionais foram maiores na estação seca, o que pode ser explicado em parte pela característica decídua das florestas neste período (Ratter *et al.* 1988), possibilitando maior detecção das aves ao longo dos transectos.

A densidade de aves pode variar sazonalmente com a reprodução, mortalidade, imigração e emigração, bem como mudanças sazonais na conspicuidade. A probabilidade de detecção pode variar devido a variações temporais na vegetação, a qual muda dramaticamente com as estações. Na época de seca, quando as folhas já caíram, um observador pode ver a distâncias maiores do que durante a estação das chuvas, quando a vegetação é mais densa (Desbiez & Tomas 2003).

Os resultados de estimativas de densidade também podem ser influenciados por mudanças no comportamento das aves, bem como mudanças no habitat, tais como a altura da vegetação ou a perda de folhagem das árvores decíduas no outono e inverno (Dawson 1981, Oelke 1981, Pacifici *et al.* 2008).

Verifica-se que na PN houve acentuada sazonalidade na densidade estimada de *O. canicollis*, o que pode ser explicado em parte, pelas características da paisagem que durante a estação seca há considerável escassez de recursos obrigando assim, uma parte da população deslocar-se para áreas mais favoráveis e com maior oferta de recursos.

A distribuição de aves frugívoras no ambiente pode estar diretamente relacionada à distribuição espaço-temporal dos recursos alimentares (Yabe & Marques 2001, Lees & Peres 2008).

Estudos realizados por Paiva *et al.* (2013) e Ragusa-Netto (2014) no Pantanal, região de Miranda/Abobral indicam que as variações na abundância local de *O. canicollis*, em princípio, ocorrem em resposta à oferta de flores e/ou frutos, uma vez que, em certa extensão, as flutuações tanto na abundância quanto na intensidade de consumo de recurso alimentar pela ave coincidem com picos de produção de frutos e flores.

Muñoz & Kattan (2007) destacam que muitos estudos sobre cracídeos têm curta duração e desta forma, dispõe de poucas informações sobre variabilidade temporal nas populações. No entanto, sabe-se que as populações de algumas espécies de grandes

frugívoros, dentre os quais os cracídeos, realizam migrações acompanhando a frutificação de determinadas espécies de árvores (Chaves-Campos 2004, Galetti *et al.* 1997).

Kattan *et al.* (2014) também verificaram variações nas densidades do jacu *Penelope perspicax* e as atribuem à movimentos locais em busca de áreas com maior disponibilidade de recursos.

De acordo com Brooks & Fuller (2006) a dieta dos cracídeos de pequeno porte (e.g. *Ortalis*) tende a conter mais folhas, pequenos insetos e pequenos frutos. Caziani & Protomastro (1994) verificaram que a dieta de *O. canicollis* na região do Chaco é composta por itens como frutos carnosos, folhas e ocasionalmente flores.

Estudos realizados por Paiva *et al.* (2013) no Pantanal da região de Miranda/Abobral revelaram que a proporção de flores na dieta foi elevada, sobretudo em períodos de escassez de frutos, quando se tornaram o principal item alimentar. Paiva *et al.* (2013) ressaltam ainda, que as flores foram consumidas nos capões de mata mesmo havendo oferta de frutos, demonstrando sua importância como item complementar na dieta de *O. canicollis*.

No entanto, *O. canicollis* consume frutos de várias espécies de árvores no Pantanal, atuando como potencial e importante dispersor de sementes em ecossistemas florestais (Donatti *et al.* 2011, Ragusa-Netto 2014).

A fragmentação de habitats florestados, bem como a substituição de paisagens naturais por pastagens cultivadas pode afetar drasticamente as densidades de *O. canicollis* e por conseguinte, os processos ecológicos de dispersão de sementes e regeneração de florestais no Pantanal.

Mutum-de-penacho (*Crax fasciolata*)

Na Figura 4 são apresentadas as curvas de detectabilidade que melhor se ajustaram aos grupos de *C. fasciolata* nas áreas estudadas.

Em PN o modelo que melhor se ajustou aos dados coletados foi *uniform/corsine*, enquanto em ambas as áreas NH e PC, *half-normal/cosine*. Durante ambas as estações chuvosa e seca foram percorridas 564 km de transectos em ambas as áreas de estudo com 73 detecções de indivíduos ou grupos de *C. fasciolata*.

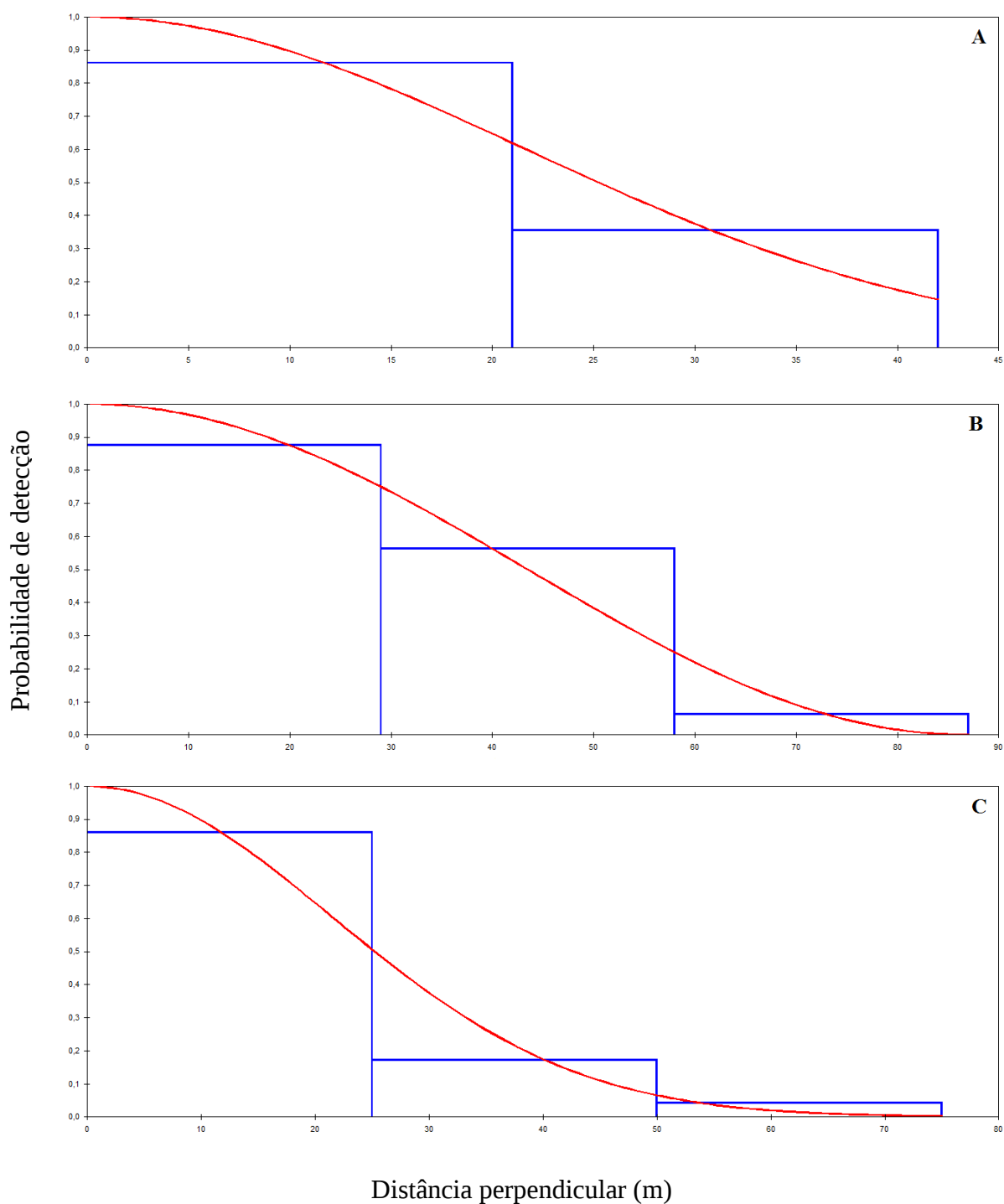


Figura 4. Curva de detectabilidade (linha) que melhor se ajustou aos grupos de *Crax fasciolata* observados (barras) a partir de transecções lineares conduzidos na Fazenda Nhumirim (A), área com pastagens nativas (B) e área com pastagens cultivadas (C) em ambas as estações chuvosa e seca, oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul.

Comparando as taxas de encontro entre as áreas amostras nas estações chuvosa e seca, verifica-se que não houve diferenças significativas entre as áreas NH e PN (Teste de

Mann-Whitney = 1197,5; $p = 0,993$; $X^2 = 0,00$; GL = 1); bem como entre NH e PC (Teste de Mann-Whitney = 1605,0; $p = 0,358$; $X^2 = 0,846$; GL = 1) e PN e PC (Teste de Mann-Whitney = 1461,0; $p = 0,442$; $X^2 = 0,592$; GL = 1).

Na NH e PN a média da taxa de encontro por km percorrido foi 0,13; enquanto em PC a média foi 0,12.

As estimativas de densidade de grupos e número de indivíduos esperados por grupo, densidade de indivíduos e coeficiente de variação (CV) são apresentados na Tabela 3 (Apêndice IV). Os coeficientes de variação em ambas as áreas de estudo estão de acordo com os cerca de 20%, que segundo Buckland *et al.* (1993) é um valor aceitável para estimativas confiáveis de abundância.

Os dados obtidos neste estudo corroboram com as propostas do uso do método de amostragem de distâncias para estimar populações de cracídeos, notadamente a espécie *C. fasciolata* (Wallace *et al.* 2001, Desbiez & Bernardo 2011).

Considerando as estações chuvosa e seca nas áreas estudadas as probabilidades da detecção de *C. fasciolata* diminuíram com o aumento da distância. Tais resultados são esperados uma vez que o mutum-de-penacho é uma espécie terrícola e a vegetação densa do sub-bosque dos habitats florestados pode interferir na sua detectabilidade (Dawson 1981).

Resultados similares foram obtidos para o mutum (*C. rubra*) na Costa Rica, onde Jiménez *et al.* (2003) verificaram que a detectabilidade visual cai drasticamente a partir de 5 m de distância em relação aos transectos no interior de florestas.

As maiores estimativas de densidade de *C. fasciolata* foram obtidas na NH ($150 \pm 41,9$ indivíduos) e PC ($149 \pm 46,6$ indivíduos). Em NH foram estimados $2,613 \pm 0,727$ grupos/ha; $1,917 \pm 0,052$ indivíduos/grupo e $5,001 \pm 1,401$ indivíduos/ha.

Para a PC foram obtidas as seguintes estimativas: $2,238 \pm 0,692$ grupos/ha; $2,226 \pm 0,105$ indivíduos/grupo e $4,983 \pm 1,558$ indivíduos/ha. Na PN foram obtidas as menores densidades *C. fasciolata*, cuja população foi estimada em $91 \pm 22,6$ indivíduos; com $1,567 \pm 0,379$ grupos/ha; $2,946 \pm 0,110$ indivíduos/grupo e $3,045 \pm 0,758$ indivíduos/ha.

Estudos faunísticos comparando a avifauna de áreas naturais e pastagens cultivadas foram realizadas por Tizianel (2008) no oeste da Nhecolândia e revelaram que *C. fasciolata* não ocorre em áreas de pastagens cultivadas. Desbiez & Bernardo (2011) verificaram baixa densidade de *C. fasciolata* em áreas abertas (0,004 indivíduos/ha), entretanto, na floresta e cerrado as estimativas foram maiores, com 0,05 e 0,03 indivíduos/ha, respectivamente.

O mutum-de-penacho (*C. fasciolata*) mostra preferência por áreas florestadas, como mata de galeria, floresta tropical de planície, mata semidecídua e matas secas (Clay & Oren 2006, Wallace *et al.* 2001, Desbiez & Bernardo 2011). Tal característica explica em parte, as baixas densidades da espécie em áreas com predominância de campos como verificado para a PN.

Desbiez & Bernardo (2011) atribuem a baixa densidade de mutuns em áreas abertas a pouca disponibilidade de recursos, principalmente frutos carnosos, os quais são na sua maioria, produzidos nos habitats florestais no Pantanal.

Wallace *et al.* (2001) estimaram as densidades populacionais de cracídeos em florestas na região do Departamento Santa Cruz, Bolívia e para *C. fasciolata* os autores relatam que as taxas de encontro variaram de 0,6 a 0,59, enquanto o número de indivíduos, 0,12 a 1, 12 (média de 1,83 indivíduos), a cada 10 km percorridos

Bertsch & Barreto (2008b) realizaram estudos com o mutum *C. daubentoni* nos Llanos da Venezuela e verificaram que em áreas abertas a densidade de aves foi 0,10 indivíduos/ha, enquanto em mata de galeria, 1 indivíduo/ha. De acordo com Bernardo *et al.* (2011) mutuns, tal como *C. blumenbachii* necessitam de áreas de vida grandes, acima de 2,500 ha.

Begazo & Bodmer (1998) verificaram que na Floresta Amazônica do Peru e do Brasil as populações do mutum-cavalo (*Mitu tuberosa*) variaram de 0,02 a 0,01 indivíduos/ha, respectivamente. Na Colômbia González (2004) registrou 0,02 indivíduos do mutum (*C. aliberti*) por hectare.

Para o mutum-de-fava *C. globulosa* na Amazônia brasileira Haugaasen & Peres (2008) relatam 0,006 indivíduos/ha. Estudos realizados por Alarcon & Palacios (2008) com *C. globulosa* na Colômbia encontraram 0,29 indivíduos/ha, enquanto na Bolívia, 0,03 indivíduos/ha.

A dieta geral dos mutuns tende a ter mais frutos e menos folhas. Mutuns parecem ser principalmente predadores de sementes, ajudando a manter a densidade populacional de plantas e árvores em controle (Brooks & Fuller 2006). Entretanto, também podem atuar como dispersores de sementes, notadamente as mais duras (Santamaria & Franco 1994, Yomoto 1999, Muñoz & Kattan 2007).

Desbiez & Bernardo (2011) relatam que no Pantanal, *Crax fasciolata* foi observada consumindo frutos caídos e invertebrados presentes na serapilheira. Comportamento similar

foi relatado por Luna-Maira *et al.* (2013) para o mutum-de-fava (*C. globulosa*) em florestas ripárias da Colômbia.

Bertsch & Barreto (2008a) analisaram amostras de fezes do mutum *C. daubentoni* em diferentes localidades do Llanos na Venezuela e verificaram que sua dieta é composta de frutos (41 e 49% do peso seco das fezes e conteúdo estomacal, respectivamente), sementes (15 e 48%), folhas (39 e 0,7%), minerais (pedras, terra; 4,3 e 1,1%) e pequenas proporções de flores, raízes, fungos, plantas e invertebrados (Coleoptera).

Ainda de acordo com Bertsch & Barreto (2008a), a maioria das sementes observada nas fezes (93%) estava intacta sugerindo que mutuns podem ter um papel importante como dispersores de sementes em ecossistemas florestais tropicais.

Conclusões

Para todas as espécies avaliadas neste estudo houve diferenças significativas nas taxas de encontro entre as áreas amostradas indicando que a estrutura da paisagem afeta as densidades dos cracídeos no Pantanal.

As maiores taxas de encontro e estimativas de densidade para jacutinga-de-garganta-azul (*Aburria grayi*) e aracuã-do-pantanal (*Ortalis canicollis*) foram obtidas na Fazenda Nhumirim, que se destaca das demais áreas por apresentar maior proporção de florestas em relação a campos.

Os menores valores de estimativa de densidade para *A. grayi* verificadas na área com pastagens cultivadas (apenas 18 indivíduos) demonstra o quão esta espécie é sensível às alterações na estrutura da paisagem, tais como desmatamento, fragmentação e rarefação do estrato arbóreo de cordilheiras.

Verificou-se baixa densidade do mutum-de-penacho (*Crax fasciolata*) na área com pastagens nativas, caracterizada pelo predomínio de campos nativos na paisagem indicando que esta espécie tem preferência por paisagens mais complexas com maior proporção de habitats florestados (mata semidecídua, cerradão e cerrado).

As populações dessas três espécies de cracídeos parecem ser pouco afetadas pela atividade de caça no Pantanal, no entanto, mostram alta sensibilidade às intervenções na paisagem, tais como desmatamento, isolamento e rarefação do estrato arbóreo de florestas (matas semidecíduas e cerradão).

Estes tipos de intervenções na paisagem podem reduzir e até mesmo extinguir localmente populações de cracídeos e comprometer os processos ecológicos de dispersão de sementes e, por conseguinte, a regeneração dos ecossistemas florestais no Pantanal.

Referências Bibliográficas

- Alarcón, G. & Palacios, E. 2008. Estado de la población del Pavón Moquillo (Crax globulosa) en el bajo río Caqueta, Amazonia Colombiana. *Ornitología Neotropical*, 19: 371-376.
- Antas, P. T. Z. & Palo Jr., H. 2009. *Guia de aves: espécies da reserva particular do patrimônio natural do SESC Pantanal*. 2ª. Ed. Rio de Janeiro, SESC Departamento Nacional.
- Barrio, J. 2011. Hunting pressure on cracids (Cracidae: Aves) in forest concessions in Peru. *Revista Peruana de Biología*, 18(2): 225-230.
- Begazo, A. & Bodmer, R. E. 1998. Use and conservation of Cracidae (Aves: Galliformes) in the Peruvian Amazon. *Oryx*, 32: 301-309.
- Bernardo, C. S. S. & Clay, R. P. 2006. Jacutinga (*Aburria jacutinga*). p. 30-33. In: Brooks, D. M. (Ed.). *Conservando os cracídeos: a família de aves mais ameaçadas das Américas*. Misc. Publ. Houston Mus. Nat. Sci., No. 6, Houston, TX.
- Bernardo, C. S.; Lloyd, H.; Olmos, F.; Cancian, L. F. & Galetti, M. 2011. Using post-release monitoring data to optimize avian reintroduction programs: a 2-year case study from the Brazilian Atlantic Rainforest. *Animal Conservation*, 14: 676-686.
- Bertsch C. & Barreto, G. R. 2008a. Diet of the Yellow-knobbed Curassow in the Central Venezuelan Llanos. *Wilson Journal of Ornithology*, 120(4): 767-777.
- Bertsch C. & Barreto, G. R. 2008b. Abundancia y área de acción del Pajú de Copete (*Crax daubentoni*) en los llanos centrales de Venezuela. *Ornitología Neotropical*, 19(Suppl.): 287-293.
- Borges, S. H. 1999. Relative use of secundar forest by cracids in Central Amazonia. *Ornitología Neotropical*, 10: 77-80.
- Brooks, D. M. 1999. *Pipile* as protein source to rural hunters and Amerindians. p. 42-50. In: Brooks, D. M.; Olmos F. & Begazo, A. J. (Eds.). *Biology and conservation of the Piping Guans (Aves: Cracidae)*. Houston, TX, Special Monograph Series.
- Brooks, D. M. & Fuller, R. A. 2006. Biología e conservação de cracídeos. p. 9-21. In: Brooks, D. M. (Ed.). *Conservando os cracídeos: a família de aves mais ameaçadas das Américas*. Misc. Publ. Houston Mus. Nat. Sci., No. 6, Houston, TX.
- Broekema, I. & Overdyck, O. 2012. Distance sampling to estimate densities of four native forest bird species during multispecies surveys. *New Zealand Journal of Ecology*, 36(3): 1-12.

- Buckland, S. T.; Anderson, D. R.; Burnham, K. P. & Laake, J. L. 1993. *Distance sampling: estimating abundance of biological populations*. London, Chapman & Hall.
- Buckland, S. T.; Anderson, D. R.; Burnham, K. P.; Laake, J. L.; Borchers, D. L. & Thomas, L. 2001. *Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Oxford, Oxford University Press.
- Buckland, S. T.; Marsden, S. J. & Green, R. E. 2008. Estimating bird abundance: making methods work. *Bird Conservation International*, 18: 91-108.
- Campos, Z. M. S. & Coutinho, M. E. 2004. Levantamento aéreo de ninhos de tuiuiú, *Jabiru mycteria*, no Pantanal Sul. *Boletim de Pesquisa & Desenvolvimento, EMBRAPA-CPAP*, 56: 1-14.
- Cassey, P. 1999. *Estimating animal abundance by distance sampling techniques*. New Wellington, New Zeland, Conservation Advisory Science Notes 237, Department of Conservation.
- Caughley, G. & Grice, D. 1982. Correction factor for counting emus from the air, and its application to counts in Western Australia. *Australian Wildlife Research*, 9: 253-259.
- Caziani, S. M. & Protomastro, J. J. 1994. Diet of the Chaco Chachalaca. *Wilson Bulletin*, 106(4): 640-648.
- Chaves-Campos, J. 2004. Elevational movements of large frugivorous birds and temporal variation in abundance of fruits along an elevational gradient. *Ornitologia Neotropical*, 15(4): 433-445.
- Clay, R. P. & Oren, D. C. 2006. Near threatened cracids: barefaced curassow *Crax fasciolata*. p. 109-111. In: Brooks, D. M. (Ed.). *Conservando os cracídeos: a família de aves mais ameaçadas das Américas*. Misc. Publ. Houston Mus. Nat. Sci., No. 6, Houston, TX.
- Conroy, M. J. & Carroll, J. P. 2009. Distance sampling for estimating density and abundance. p. 115-134. In: Conroy, M. J. & Carroll, J. P. (Eds.). *Quantitative Conservation of Vertebrates*. Hoboken-NJ, Wiley-Blackwell.
- Dawson, D. G. 1981. Counting birds for a relative measure (index) of density. p. 112-16. In: Ralph, C. J. & Scott, J. M. (Eds.). *Estimating Numbers of Terrestrial Birds*. Studies in Avian Biology, no. 6. Lawrence, Kansas, Allen Press, Inc.
- Desbiez, A. & Tomas, W. M. 2003. Aplicabilidade do método de amostragem de distâncias em levantamentos de médios e grandes vertebrados no Pantanal. *Boletim de Pesquisa e*

Desenvolvimento, EMBRAPA-CPAP, 53:5-16.

Desbiez, A. L. J. & Bernardo, C. S. S. 2011. Density estimates of the Bare-faced Curassow (*Crax fasciolata*) in the Brazilian Pantanal. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 19(3): 385-390.

Desbiez, A.; Bodmer, R. E. & Tomas, W. M. 2010. Mammalian densities in a neotropical wetland subject to extreme climatic events. *Biotropica*, 42(3): 372-378.

Desbiez, A.; Piovezan, A. K. U. & Bodmer, R. E. 2011. Invasive species and bushmeat hunting contributing to wildlife conservation: the case of feral pigs in a Neotropical wetland. *Oryx*, 45(1): 78-83.

Donatti, C. I.; Guimarães, P. R.; Galetti, M.; Pizo, M. A.; Marquitti, F. M. D. & Dirzo, R. 2011. Analysis of a hyper-deverse seeds dispersal network: modularity and underlying mechanisms. *Ecology Letters*, 14: 773-781.

Duckworth, J. W. 1998. The difficulty of estimating population densities of nocturnal forest mammals from transect counts of animals. *Journal of Zoology*, 246: 466-468.

Fleming, T. H. 1987. Patterns of tropical vertebrate frugivore diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18: 91-109.

Galetti, M.; Martuscelli, P.; Olmos, F. & Aleixo, A. 1997. Ecology and conservation of the Jacutinga *Pipile jacutinga* in the Atlantic Forest of Brazil. *Biological Conservation*, 56: 435-439.

González, J. D. 2004. *Estimacion de la densidad poblacional del Paujil de Pico Azul Crax alberti (Aves: Cracidae) en el Nordeste Antioqueno, Colombia*. Bogota, Colômbia, Becas IEA (Iniciativa para las especies amenazadas).

Gräbin, D. M.; Tomas, M. A. & Tomas, W. M. Densidade de *Rhea americana* em três paisagens diferentes no Pantanal da Nhecolândia, MS. *Oecologia Australis*, 16(4): 905-913.

Guix, J. C. 1997. Exclusão geográfica e ecológica de *Penelope obscura*, *Penelope superciliaris* e *Pipile jacutinga* (Galliformes, Cracidae) no estado de São Paulo. *Ararajuba*, 5(2): 195-202.

Gwynne, J. A.; Ridgely, R. S.; Tudor, G. & Argel, M. 2010. *Aves do Brasil: Pantanal & Cerrado*. São Paulo, Editora Horizonte.

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.

- Hasenclever, L.; Reiman, C.: Mourão, G. M. & Campos, Z. M. S. 2004. Densidades, tamanho de grupo e reprodução de emas no Pantanal Sul. *Boletim de Pesquisa & Desenvolvimento, EMBRAPA-CPAP*, 55: 1-17.
- Haugaasen, T. & Peres, C. A. 2008. Population abundance and biomass of large-bodied birds in Amazonian flooded and unflooded forests. *Bird Conservation International*, 18: 87-101.
- Hayes, F. E.; Shameerudeen, C. L.; Sanasie, B.; Hayes, B. D.; Ramjohn, C. L. & Lucas, F. B. 2009. Ecology and behavior of the critically endangered Trinidad Piping-guan *Aburria pipile*. *Endangered Species Research*, 6: 223-229.
- ICMBio – Instituto Chico Mendes de Biodiversidade. 2014. Espécies Ameaçadas – Lista 2014. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies.html>. Acesso em: 28 de janeiro de 2015.
- IUCN – International Union for Conservation of Nature. 2014. The IUCN Red List of Threatened Species 2014.2. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 11 de junho de 2015.
- Jimézes, I.; Londoño, G. A. & Cadena, C. D. 2003. Efficiency, bias, and consistency of visual and aural surveys of curassows (Cracidae) in tropical forests. *Journal of Field Ornithology*, 74(3): 210-216.
- Johnson, J. B. & Omland, K. S. 2004. Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution*, 19:101-108.
- Jordano, P.; Galetti, M.; Pizo, M. A. & Silva, W. R. 2006. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. p. 411-436. In: Duarte, C. F.; Bergallo, H. G.; Dos Santos, M. A. & Va, A. E. (Eds.). *Biologia da conservação: essências*. São Paulo, Editorial Rima.
- Kattan, G. H.; Roncancio, N.; Banguera, Y.; Kessler-Rios, M.; Londoño, G. A.; Marín, O. H. & Muñoz, M. C. 2014. Spatial variation in population density of an endemic and endangered bird, the Cauca Guan (*Penelope perspicax*). *Tropical Conservation Sciences*, 7(1): 161-170.
- Keane, A.; Brooke, M. L. & McGowan, P. J. K. 2005. Correlates of extinction risk and hunting pressure in gamebirds (Galliformes). *Biological Conservation* 126: 216-233.
- Lees, A. C. & Peres, C. A. 2008. Gap-crossing movements predict species occupancy in Amazonian forest fragments. *Oikos*, 118(2): 280-290.
- Londoño, G.; Muñoz, M. C. & Rios, M. M. 2007. Density and natural history of the Sickle-

- winged Guan (*Chamaepetes goudotii*) in the central Andes, Colombia. *Wilson Journal of Ornithology*, 119: 229-239.
- Lopes, P. 2009. *Taxonomia alfa e distribuição dos representantes do gênero Aburria Reichenbach, 1853 (Aves: Cracidae)*. (Dissertação de Mestrado). São Paulo, Universidade de São Paulo.
- Luna-Maira, L.; Alarcón-Nieto, G.; Haugaasen, T. & Brooks, D. M. 2013. Habitat use and ecology of Wattled Curassows on islands in the lower Caquetá River, Colombia. *Journal of Field Ornithology*, 84(1): 23-31.
- Martínez-Morales, M. A.; Cruz, P. C. & Cuarón, A. D. 2009. Predicted populations trends for Cozumel Curassows (*Crax rubra griscomi*): a empirical evidence and predictive models in the face of climate change. *Journal of Field Ornithology*, 80(4): 317-327.
- Mourão, G. M. 1997. *Uso de levantamentos aéreos para estudo de distribuição e abundância de grandes vertebrados no Pantanal Mato-grossense*. Tese de Doutorado. Manaus, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA/UA).
- Mourão, G. M. 1999. Uso comercial da fauna silvestre no Pantanal: lições do passado. p. 39-45. In: *Anais II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal: Manejo e Conservação*. Corumbá, EMBRAPA-CPAP.
- Mourão, G. M.; Coutinho, M. E.; Mauro, R. A. & Tomas, W. M. 2002. Levantamentos aéreos de espécies introduzidas no Pantanal: porcos ferais (porco monteiro), gado bovino e búfalos. *Boletim de Pesquisa & Desenvolvimento, EMBRAPA-CPAP*, 28: 1-22.
- Mikich, S. B. 2002. A dieta frugívora de *Penelope supercilialis* (Cracidae) em remanescentes de floresta estacional semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil e sua relação com *Euterpe edulis* (Arecaceae). *Ararajuba*, 10(2): 207-217.
- Muñoz, M. C. & Kattan, G. H. 2007. Diets of Cracids: how much do we know? *Ornitologia Neotropical*, 18: 21-36.
- Muñoz, M. C.; Londoño, G. A.; Rios, M. M. & Kattan, G. H. 2007. Diets of the Cauca Guan: exploitation of a novel food source in times of scarcity. *Condor*, 109(4): 841-851.
- Nunes, A. P. 2011. Quantas espécies de aves ocorrem no Pantanal brasileiro? *Atualidades Ornitológicas*, 160: 45-54.

- Nunes, A. P.; Tizianeli, F. A. T.; Tomas, W. M. & Lupinetti, C. 2009. Aves da fazenda Nhumirim e seus arredores: Lista 2008. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, EMBRAPA-CPAP*, 89: 1-44.
- Oelke, H. 1981. Limitations of estimating bird populations because of vegetation structure and composition. p. 316-321. *In*: Ralph, C. J. & Scorr, J. M. (Eds.). *Estimating Numbers of Terrestrial Birds*. Studies in Avian Biology, no. 6. Lawrence, Kansas, Allen Press.
- Olmos, F. 1998. O raro jacu-de-barriga-castanha (*Penelope ochrogaster*) no pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. *Bulletin of the Cracids Specialist Group*, 6: 5-7.
- Pacifici, K.; Simons, T. R. & Pollock, K. H. 2008. Effects of vegetation and background noise on the detection process in auditory avian point-count surveys. *Auk*, 125(3): 600-607.
- Paiva, L.; Ragusa-Netto, J. & França, L. 2013. Disponibilidade de recurso alimentar e abundância de aracuã (*Ortalis canicollis*) durante a estação seca em matas no Pantanal Sul. *Neotropical Biology and Conservation*, 8: 31-40.
- Pereira, S. L. & Wajntal, A. 2001. Estimates of the genetic variability in a natural population of Bare-faced Curassow *Crax fasciolata* (Aves, Galliformes, Cracidae). *Bird Conservation International*, 11: 301-308.
- Peres, C. A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology*, 15(6): 1490-1505.
- Peres, C. A. & Nascimento, H. S. 2006. Impact of game hunting by the Kayapó of south-eastern Amazonia: implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. *Biodiversity and Conservation*, 15: 2627-2653.
- Piacentini, V. Q.; Aleixo, A.; Agne, C. E.; Maurício, G. N.; Pacheco, J. F.; Bravo, G. A.; Brito, G. R. R.; Naka, L. N.; Olmos, F.; Posso, S.; Silveira, L. F.; Bertini, S. G.; Carrano, E.; Franz, I.; Lees, A. C.; Lima, L. M.; Pioli, D.; Schunck, F.; Amaral, F. R.; Bencke, G. A.; Cohn-Haft, M.; Figueiredo, L. F. A.; Straube, F. C. & Cesari, E. 2015. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee / Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 23(2): 91-298.
- Ragusa-Netto, J. 2014. Feeding ecology in the Chaco Chachalaca (*Ortalis canicollis*) at a gallery forest in the South Pantanal (Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, in press.
- Ratter, J. A.; Pott, A.; Pott, V. J.; Da Cunha, C. N. & Haridassan, M. 1988. Observations on woody vegetation types in the Pantanal and around Corumbá. *Notes from the Royal Botanic*

Garden Edinburgh, 45: 503-525.

Rios, M. M.; Londono, G. A. & Muñoz, M. C. 2005. Density and natural history of Wattled Guan (*Aburia aburri*) in the Central Andes of Colombia. *Ornitologia Neotropical*, 16(2): 205-217.

Santamaria, M. & Franco, A. M. 2002. Frugivory of Salvin's Curassow in a rainforest of the Colombian Amazon. *Wilson Bulletin*, 112: 473-481.

Sedaghatkshi, G.; Galetti, M. & Denny, C. 1999. The importance of *Pipile* as a seed disperser of economically important plants. p. 4-12. In: Brooks, D. M.; Begazo, A. J. & Olmos, F. (Eds.). *Biology and conservation of the piping guans (Pipile)*. Houston, Texas, USA, IUCN (Special Publications, Cracid Specialist Group).

Schaller, G. B. 1983. Mammals and their biomass in a Brazilian ranch. *Arquivos de Zoologia, São Paulo*, 31: 1-36.

Schaller, G. B. & Vasconcelos, J. M. C. 1978. A marsh deer census in Brazil. *Oryx*, 14: 345-351.

Schmitz-Ornés, A. 1999. Vulnerability of Rufous-vented Chachalacas (*Ortalis ruficauda*, Cracidae) to man-induced habitat alterations in Northern Venezuela. *Ornitologia Neotropical*, 10: 27-34.

Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro, Nova Fronteira.

Silveira, L. F.; Soares, E. S. & Bianchi, C. A. 2008. *Plano de Ação Nacional para a Conservação de Galliformes Ameaçados de Extinção (aracuãs, jacus, jacutingas, mutuns e urus)*. Série Espécies Ameaçadas – n.6. Brasília, DF, Instituto Chico Mendes de Biodiversidade - ICMBio, Ministério do Meio Ambiente - MMA.

Strahl, S. D. & Grajal, A. 1991. Conservation of large avian frugivores and the management of Neotropical protected areas. *Oryx*, 25:50-55.

Thomas, L.; Laake, J. L.; Rextad, E.; Strindberg, S.; Marques, F. F. C.; Buckland, S. T.; Borchers, D. L.; Anderson, D. R.; Burnham, K. P.; Burt, M. L.; Hedley, S. L.; Pollard, J. H.; Bishop, J. R. B. & Marques, T. A. 2009. *Distance 6.0. Release 2*. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK.

Thomas, L.; Buckland, S. T.; Rextad, E. A.; Laake, J. L.; Strindberg, S.; Hedley, S. L.; Bishop, J. R. B.; Marques, T. A. & Burnham, K. P. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied*

Ecology, 47:5-14.

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. Campo Grande, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

Tomas, W. M. & Desbiez, A. 2004. Estimativa de densidade de cutia (*Dasyprocta azarae*) no Pantanal através do método de amostragem de distâncias: implicações e discussão. P. 1-5. In: Soriano, B. M. A.; Salis, S. M.; Mourão, G. M. & Pellegrin, L. A. (Eds.). *Anais IV Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal: sustentabilidade regional*. Corumbá, Embrapa Pantanal, UCDB, UFMS, SEBRAE-MS. CD-ROM.

Tomas, W. M.; Salis, S. M.; Silva, M. P. & Mourão, G. M. 2001a. Marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) distribution as a function of floods in the Pantanal wetland, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna & Environment*, 36(1): 9-13.

Tomas, W. M.; McShea, W.; Miranda, G. H. B.; Moreira, J. R. Mourão, G. & Lima Borges, P. A. 2001b. A survey of a pampas deer, *Ozotoceros bezoarticus leucogaster* (Arctiodactyla:Cervidae) population in the Pantanal wetland, Brazil, using the distance sampling technique. *Animal Biodiversity & Conservation*, 24(1): 101-106.

Tomas, W. M.; Rodrigues, F. H. G. & Fusco, R. 2004. Técnicas de levantamento e monitoramento de populações de carnívoros. *Série Documentos, EMBRAPA-CPAP*, 73: 1-34.

Tomas, W. M.; Mourão, G. M.; Campos, Z. M. S.; Salis, S. M. & Santos, S. A. 2009. *Intervenções humanas na paisagem e nos habitats do Pantanal*. Corumbá, EMBRAPA-CPAP.

Tubelis, D. P. & Tomas, W. M. 2003. Bird species of the wetland, Brazil. *Ararajuba*, 11(1): 5-37.

Wallace R. B.; Painter, R. L. E.; Rumiz, D. I.; Sainz, L. & Taber, A. B. 2001. Comparative ecology of cracids in northern Dpto. Santa Cruz, Bolivia. p. 68-86. In: Brooks, D. M. & González-García, F. (Eds.). *Cracid ecology and conservation in the new millenium*. Houston, TX, Misc Publ 2, Houston Museum of Natural Science.

Yabe, R. S. & Marques, E. J. 2001. Deslocamento de aves entre capões no Pantanal Mato-grossense e sua relação com a dieta. p. 103-124. In: Albuquerque, J. L. B.; Cândido Jr., J. F.; Straube, F. C. & Ross, A. (Eds). *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias*. Tubarão, Brasil: Editora Unisul.

Yomoto, T. 1999. Seed dispersal by Salvin's Curassows, *Mitu salvini* (Cracidae), in a tropical forest of Colombia: direct measurements of dispersal distance. *Biotropica*, 31(4): 654-660.

Apêndice IV

Tabela 1. Estimativa de densidade de grupos (DS), número de indivíduos por grupo (E (S)), densidade de indivíduos (D) e coeficientes de variação (CV) para *Aburria grayi* no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. **Área:** Fazenda Nhumirim (NH), área com pastagens nativas (PN), área com pastagens cultivadas (PC).

Área	Modelo	DS (grupos/ha)	ES (indivíduos/grupo)	D (indivíduos/ha)	N	CV (D) (%)	Taxa de encontro	
							n/L	CV (%)
NH	Uniform/Corsine	4,762±0,965	1,500±0,111	7,143±1,541	429±92,5	20,27	0,34	17,77
PN	Half-normal/Polynomial	2,277±0,601	1,897±0,243	4,320±1,268	259±76	26,40	0,13	21,21
PC	Uniform/Hermit	0,384 ±0,157	1,571±0,297	0,603±0,272	18±8,1	40,97	0,03	40,97

Tabela 2. Estimativa de densidade de grupos (DS), número de indivíduos por grupo (E (S)), densidade de indivíduos (D) e coeficientes de variação (CV) para *Ortalis canicollis* no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. **Área:** Fazenda Nhumirim (NH), área com pastagens nativas (PN), área com pastagens cultivadas (PC).

Área	Estação	Modelo	DS (grupos/ha)	ES (indivíduos/grupo)	D (indivíduos/ha)	N	CV (D) (%)	Taxa de encontro n/L	CV (%)
NH	Chuvosa	Half-normal/Cosine	20,927±4,731	2,180±0,162	45,617±11,070	1368±325,6	22,61	0,90	19,00
	Seca	Half-normal/Cosine	21,113±2,909	2,594±0,150	57,981±10,857	1739±246,6	13,15	1,14	10,77
PN	Chuvosa	Uniform/Corsine	9,250±2,089	2,625±0,154	23,995±5,594	720±167,8	22,58	0,65	21,42
	Seca	Half-normal/Cosine	6,481±1,421	2,131±0,307	13,809±3,624	414±108,6	21,93	0,33	16,69
PC	Chuvosa	Half-normal/Cosine	4,708±0,965	2,394±0,120	11,274±2,379	338±71,3	20,51	0,32	15,79
	Seca	Negative- exponential/Cosine	5,767±1,426	3,222±0,323	18,584±4,960	558±148,9	24,73	0,31	14,37

Tabela 3. Estimativa de densidade de grupos (DS), número de indivíduos por grupo (E (S)), densidade de indivíduos (D) e coeficientes de variação (CV) para *Crax fasciolata*, no oeste do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul. **Áreas:** Fazenda Nhumirim (NH), área com pastagens nativas (PN), área com pastagens cultivadas (PC).

Área	Modelo	DS (grupos/ha)	ES	D	N	CV (D) (%)	Taxa de encontro	
			(indivíduos/grupo)	(indivíduos/ha)			n/L	CV
NH	Half-normal/Hermite	2,613±0,727	1,917±0,052	5,001±1,401	150±41,9	27,84	0,13	18,51
PN	Uniform/Cosine	1,567±0,379	2,942±0,110	3,045±0,758	91,0±22,6	24,24	0,13	22,70
PC	Half-normal/Cosine	2,238±0,692	2,226±0,105	4,983±1,558	149±46,6	30,91	0,12	26,45

Considerações gerais

Os dados obtidos neste estudo evidenciaram que o desmatamento e a rarefação do estrato arbóreo em cordilheiras para a implantação de pastagens exóticas tal como verificado na área com pastagens cultivadas (PC), reduziram consideravelmente o tamanho das manchas florestais, isolando-as na paisagem. Verificou-se que em PC as florestas (mata semidecídua e cerradão) são pouco representativas e mais isoladas na paisagem quando comparadas às demais áreas como a Fazenda Nhumirim (NH) e até mesmo a área com predomínio de pastagens nativas (PN).

Tomas *et al.* (2009) relatam que o desmatamento parcial e/ou rarefação do estrato arbóreo em cordilheiras para a implantação de pastagens cultivadas substitui completamente o sub-bosque por um estrato gramíneo e que na falta de manejo as espécies vegetais pioneiras e típicas de cerrado ai se desenvolvem criando uma paisagem de savana artificial. Processo similar ocorreu em PC como relata Santos Júnior (2010), o que explica em parte a grande proporção de cerrado (notadamente cerrado ralo) em relação aos habitats florestais (matas semidecíduas e cerradão) nesta área.

A ação do pastejo e pisoteio do gado bovino no interior de manchas florestais, notadamente capões, promoveu drásticas alterações na estrutura do habitat. A cobertura de sub-bosque foi significativamente menor em manchas florestais às quais os bovinos têm acesso. Manchas florestais sem acesso para o gado, tais como aquelas no interior de reservas (Reservas Particulares do Patrimônio Natural - RPPN), apresentaram cobertura de sub-bosque significativamente maior. A biomassa de serapilheira no interior das manchas florestais também é consideravelmente diminuída pelo pisoteio dos bovinos. Manchas florestais sem a presença de gado apresentaram maiores valores de biomassa de serapilheira, quando comparadas àquelas onde os bovinos tem acesso, notadamente as manchas menores, como os capões da PN.

Estudos realizados por Belsky & Blumenthal (1997) em florestas dos Estados Unidos e Smit *et al.* (2002) em florestas de coníferas de Kootwijk (Holanda), verificaram que o pastejo e pisoteio intensivo do gado bovino no interior do habitat florestal pode reduzir em até 60% a biomassa de serapilheira. Smale *et al.* (2008) avaliaram o efeito do pastejo e pisoteio de bovinos em florestas na Nova Zelândia ao longo de vários anos e verificaram que a biomassa de serapilheira é significativamente reduzida nos fragmentos florestais isolados quando comparados à florestas contínuas. Resultados similares foram obtidos por Vidal *et al.* (2007) e Cunha *et al.* (2009) na Mata Atlântica e por Kapos (1989) e Laurance *et al.* (2002) na Floresta Amazônica onde verificaram que o tamanho e o grau de isolamento dos fragmentos florestais afetam a produção de serapilheira, em parte, devido ao efeito de borda.

Os capões da PN apresentaram as menores densidades de árvores quando comparados aos da Fazenda Nhumirim e aos da área com pastagens cultivadas. A PN está situada em área onde há predominância de campos nativos formando uma matriz na qual se inserem os habitats florestados, na forma de pequenas manchas isoladas. Por ser predominantemente campestre, essa paisagem comporta maior rebanho bovino por área quando comparada à paisagens com maior proporção de habitat florestado, como a Fazenda Nhumirim. Durante a estação cheia na região do oeste da Nhicolândia grande parte da PN é inundada e os capões são intensamente utilizados pelos bovinos para forrageio e pernoite, promovendo relevante impacto no recrutamento de plântulas no sub-bosque.

Paisagens com maior proporção de florestas em relação às áreas abertas (campo limpo, campo inundável, campo sujo e baías) comportam menos cabeças de gado bovino, os quais são manejados com alta rotatividade nas invernadas, e consequentemente há menor impacto destes animais nas áreas florestais (Nunes *et al.* 2008, Santos 2009, Eaton *et al.* 2011). Johnson *et al.* (1997) e Tomas *et al.* (2013) destacam que a dinâmica do recrutamento de plântulas e espécies arbóreas em manchas florestais também é afetada pelo pastejo e pisoteio dos bovinos. Hjeljord *et al.* (2014) avaliaram os efeitos do pastejo de bovinos no interior de florestas da Noruega e verificaram que a densidade destes animais afeta negativamente o processo de regeneração do ecossistema.

As intervenções humanas na paisagem e nos habitats resultam em alterações na composição e estrutura das comunidades de aves. A simplificação de paisagens naturais no Pantanal através do desmatamento e da implantação de pastagens cultivadas causa mudanças na composição e estrutura das comunidades de aves, afetando notadamente as espécies mais sensíveis às modificações na estrutura dos habitats, bem como na composição e arranjo da paisagem. Neste contexto enquadram-se os insetívoros de sub-bosque, insetívoros escaladores de tronco, frugívoros de grande porte e até mesmo espécies mais generalistas, como determinados onívoros.

Tizianel (2008) verificou que as áreas naturais modificadas e simplificadas pelas pastagens cultivadas não beneficiam a maioria das espécies das comunidades de aves ocorrentes em habitats naturais. Mulwa *et al.* (2012) verificaram resultados similares no Kenya, onde as áreas florestadas modificadas e simplificadas pelo agronegócio não comportam comunidades de aves especialistas, notadamente aquelas dependentes de habitats florestais.

Por outro lado, verifica-se que modificações na vegetação beneficiam apenas espécies típicas de áreas abertas e/ou alteradas, menos exigentes quanto à qualidade do

habitat. Tais espécies tendem a ser mais abundantes em paisagens alteradas pelo desmatamento, como verificado em PC. O fenômeno da densidade compensatória também foi verificado por Tizianel (2008) em paisagens simplificadas pela substituição da vegetação nativa por pastagens exóticas onde as espécies de áreas abertas e/ou alteradas tendem a ser dominantes nas comunidades de aves.

O tamanho e a heterogeneidade das unidades fitofisionômicas (floresta, cerrado, campo inundável, campo limpo, campo sujo e ambiente aquático) na paisagem influenciaram as taxas de encontro das espécies nas comunidades de aves no oeste do Pantanal da Nhecolândia. Os dados obtidos com a Análise de Coordenadas Principais (PCOA) mostraram que a maior parte das espécies que compõe as comunidades de aves no oeste do Pantanal da Nhecolândia está mais relacionada às áreas com maior heterogeneidade de unidades de paisagem, como a Fazenda Nhumirim.

De acordo com Tizianel (2008), Tomas *et al.* (2009) e Bao *et al.* (2015), a implantação de pastagens cultivadas no Pantanal 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, a simplificação da composição e a eliminação da estrutura de habitats campestres. Estudos realizados por Figueira *et al.* (2006, 2011) e Signor & Pinho (2011) no Pantanal de Poconé (MT) indicam que a estrutura e dinâmica da comunidade de aves na planície estão fortemente ligados à heterogeneidade e sazonalidade da paisagem. A quantidade de habitat na paisagem é uma variável relevante, afetando a biodiversidade através de vários processos ecológicos e biológicos como reprodução, mortalidade, dispersão, extinção local e interações entre espécies (Connor & McCoy 1979, Addicott *et al.* 1987, Blake & Karr 1987, Allouche *et al.* 2012, Jackson & Fahrig 2012, Carnicer *et al.* 2013).

Grupos funcionais como insetívoros de sub-bosque, insetívoros escaladores de troncos, frugívoros de grande porte, nectarívoros e até mesmo espécie mais generalistas, como determinados onívoros foram afetados pelas alterações na estrutura da paisagem e do habitat florestal. De modo geral, os insetívoros de sub-bosque foram negativamente afetados pela redução da área de floresta e o aumento na distância entre as manchas florestais, bem como a redução na cobertura de sub-bosque e na biomassa de serapilheira. A probabilidade de ocupação de manchas florestais por estas aves são significativamente reduzidas em manchas pequenas, isoladas e com sub-bosque alterado devido ao pastejo e pisoteio pelo gado. A maioria dos insetívoros escaladores de troncos foi negativamente afetada pelo aumento da distância entre as manchas florestais e a redução na densidade de árvores. Padrão similar foi

verificado para as espécies frugívoras de grande porte que tendem a ocupar manchas florestais grandes, conectadas e com sub-bosque denso. Até mesmo as espécies nectarívoras e onívoras foram afetadas negativamente pela distância entre as manchas florestais e alterações na estrutura da vegetação (redução na densidade de árvores).

Tais resultados podem estar refletindo a inabilidade dessas espécies em ocupar manchas florestais pequenas, isoladas e com sub-bosque impactado, bem como atravessar a matriz que é composta por campos (nativos e/ou exóticos) e está em grande parte, ausente de arbustos e árvores esparsas que poderiam atuar como *stepping stones* (Nunes 2009, Yabe 2009, Nunes *et al.* 2010, Yabe *et al.* 2010, Saura *et al.* 2014). Apesar dos habitats florestados no Pantanal serem naturalmente fragmentados, alguns grupos de aves são mais suscetíveis ao isolamento entre as manchas florestais, notadamente as espécies sedentárias e de pequeno porte, como maioria dos insetívoros de sub-bosque (Nunes 2009, Yabe 2009).

Resultados similares foram observados com aves insetívoras de sub-bosque e insetívoras escaladoras de troncos em fragmentos florestais na Amazônia (Laurance *et al.* 2002, Sekercioğlu *et al.* 2002, Ferraz *et al.* 2007, Stouffer *et al.* 2011) e Mata Atlântica (Boscolo *et al.* 2008). Marini (2010) constatou que a maioria das espécies de aves de sub-bosque anilhadas em fragmentos de cerrado em Minas Gerais não se desloca a distâncias superiores a 150 m em áreas abertas. Estudos realizados por Anjos & Boçon (1999) em paisagens naturalmente fragmentadas nos “Campos Gerais” no sudeste do Brasil mostraram que em manchas florestais menores e isoladas, a diversidade de aves insetívoras de sub-bosque diminui significativamente. Entretanto, Pearson (1975, 1977), Lopes *et al.* (2006) e Manhães & Dias (2011) ressaltam que a estrutura da vegetação é um componente importante do habitat influenciando a riqueza de aves em habitats florestados, principalmente as insetívoras de sub-bosque.

A supressão da vegetação nativa florestal e a rarefação do estrato arbóreo em cordilheiras afetaram as populações de Cracidae no oeste do Pantanal da Nhecolândia. As maiores estimativas de densidade de jacutinga-de-garganta-azul (*Aburria grayi*), aracuã-do-pantanal (*Ortalis canicollis*) e o mutum-de-penacho (*Crax fasciolata*) foram obtidas em paisagens com maior proporção de habitats florestados (matas semidecíduas, cerradão e cerrado denso). Estudos realizados por Tizianel (2008) revelaram que *A. grayi*, *C. fasciolata* e até mesmo *O. canicollis* apresentaram baixa frequência de ocorrência em áreas alteradas, onde a vegetação nativa foi substituída por pastagens cultivadas.

Os resultados podem estar refletindo as exigências ecológicas desses cracídeos, uma vez que a maioria deles mostra preferencia por habitats florestados, notadamente matas primárias, contínuos e conectados (Galetti *et al.* 1997, Begazo & Bodmer 1998, Brooks & Fuller 2006, Bernardo *et al.* 2011, Desbiez & Bernardo 2011). Os Cracídeos são importantes protagonistas no processo de regeneração e manutenção das florestas neotropicais através do processo de dispersão de sementes no ecossistema (Galetti *et al.* 1997, Sedaghatkshi *et al.* 1999, Brooks & Fuller 2006, Hayes *et al.* 2009). Desta forma, a defaunação destes dispersores de sementes pode levar ao colapso dos ecossistemas florestais devido à redução da interação entre animais e plantas (Galetti *et al.* 1997, Sedaghatkshi *et al.* 1999, Jordano *et al.* 2006, Donatti *et al.* 2011).

Formas adequadas de manejo da paisagem, mantendo os padrões ecológicos (mosaicos intrincados de unidades de paisagem, pulsos de inundação e integridade da conformação e estrutura dos habitats florestados) são extremamente importantes para conciliar a conservação da biodiversidade e o uso sustentável das paisagens no Pantanal.

Referências Bibliográficas

- Addicott, J. F.; Aho, J. M.; Antolin, M. F.; Padilha, D. K.; Richardson, J. S. & Soluk, D. A. 1987. Ecological neighbourhoods: scaling environmental patterns. *Oikos*, 49: 340-346.
- Allouche, O.; Kalyuzhny, M.; Moreno-Rueda, G.; Pizarro, M. & Kadmon, R. 2012. Area-heterogeneity tradeoff and the diversity of ecological communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(43): 17495-17500.
- Bao, F.; Assis, M. A.; Arruda, R. & Pott, A. 2015. Effects of *Urochloa humidicola* on plant diversity in native grasslands in a neotropical wetland. *Wetlands*, 35: 841-850.
- Begazo, A. J. & Bodmer, R. E. 1998. Use and conservation of Cracidae (Aves: Galliformes) in the Peruvian Amazon. *Oryx*, 32: 301-309.
- 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.
- Bernardo, C. S.; Lloyd, H.; Olmos, F.; Cancian, L. F. & Galetti, M. 2011. Using post-release monitoring data to optimize avian reintroduction programs: a 2-year case study from the Brazilian Atlantic Rainforest. *Animal Conservation*, 14: 676-686.
- Blake, J. G. & Karr, J. R. 1987. Breeding birds of isolated woodlots: area and habitat relationship. *Ecology*, 68: 1724-1734.
- Boscolo, D.; Candia-Gallardo, C.; Awade, M. & Metzger, J. P. 2008. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica*, 40(3): 273-276.
- Brooks, D. M. & Fuller, R. A. 2006. Biologia e conservação de cracídeos. p. 9-21. In: Brooks, D. M. (ed.). *Conservando os cracídeos: a família de aves mais ameaçadas das Américas*. Misc. Publ. Houston Mus. Nat. Sci., No. 6, Houston, TX.
- Carnicer, J.; Brotons, L.; Herrando, S. & Sol, D. 2015. Improved empirical tests of area-heterogeneity tradeoffs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(31): 2858-2860.
- Connor, E. F. & McCoy, E. D. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. *American Naturalist*, 113: 791-833.
- Cunha, G. M.; Gama-Rodrigues, A. C.; Gama-Rodrigues, E. F. & Velloso, A. C. X. 2009. Biomassa e estoque de carbono e nutrientes em florestas montanhosas da Mata Atlântica na

- região norte do Estado do Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 33: 1175-1185.
- Desbiez, A. L. J. & Bernardo, C. S. S. 2011. Density estimates of the Bare-faced Curassow (*Crax fasciolata*) in the Brazilian Pantanal. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 19(3): 385-390.
- Donatti, C. I.; Guimarães, P. R.; Galetti, M.; Pizo, M. A.; Marquitti, F. M. D. & Dirzo, R. 2011. Analysis of a hyper-deverse seeds dispersal network: modularity and underlying mechanisms. *Ecology Letters*, 14: 773-781.
- Eaton, D. P.; Santos, S. A.; Santos, M. C. A.; Lima, J. V. B. & Keuroghlian, A. Rotational grazing of native pasturelands in the Pantanal: an effective conservation tool. *Tropical Conservation Science*, 4(1): 29-52.
- 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 amazona 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.
- Figueira, J. E. C.; Mourão, F. A. & Coelho, A. S. 2011. Habitat heterogeneity and climatic seasonality structure the avifauna trophic guilds in the Brazilian Pantanal wetland. *Canadian Journal of Zoology*, 89(12): 1206-1213.
- Galetti, M.; Martuscelli, P.; Olmos, F. & Aleixo, A. 1997. Ecology and conservation of the Jacutinga *Pipile jacutinga* in the Atlantic Forest of Brazil. *Biological Conservation*, 56: 435-439.
- Hayes, F. E.; Shameerudeen, C. L.; Sanasie, B.; Hayes, B. D.; Ramjohn, C. L. & Lucas, F. B. 2009. Ecology and behavior of the critically endangered Trinidad Piping-guan *Aburria pipile*. *Endangered Species Research*, 6: 223-229.
- Hjeljord, O.; Histøl, T. & Wam, H. K. 2014. Forest pasturing of livestock in Norway: effects on spruce regeneration. *Journal of Forestry Research*, 25(4): 941-945.
- Jackson, H. B. & Fahrig, L. 2012. What size is a biologically relevant landscape? *Landscape Ecology*, 27: 929-941.

- 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.
- Jordano, P.; Galetti, M.; Pizo, M. A. & Silva, W. R. 2006. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. p. 411-436. In: Duarte, C. F.; Bergallo, H. G.; Santos, M. A. & Va, A. E. (Eds.). *Biologia da conservação: essências*. São Paulo, Editorial Rima.
- Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, 5: 173-185.
- 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. 2002. Ecosystem decay of amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*, 16(3): 605-618.
- Lopes, E. V.; Volpato, G. H.; Mendonça, L. B.; Favaro, F. L. e Anjos, L. 2006. Abundância, microhabitat e repartição ecológica de papa-formigas (Passeriformes, Thamnophilidae) na bacia hidrográfica do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(2): 395-403.
- Manhães, M. A. & Dias, M. M. 2011. Spatial dynamics of understorey insectivorous birds and arthropods in a southeastern Brazilian Atlantic woodlot. *Brazilian Journal of Biology*, 71(1): 1-7.
- Marini, M. A. 2010. Bird movement in a fragmented Atlantic Forest landscape. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 45(1): 1-10.
- Mulwa, R. K.; Böhning-Gaese, K. & Schleuning, M. 2012. High bird species diversity in structurally heterogeneous farmland in Western Kenya. *Biotropica*, 44(6): 801-809.
- Nunes, A. P. 2009. *Ocupação de manchas florestais por três espécies de aves insetívoras do sub-bosque no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul*. Dissertação de Mestrado. Campo Grande, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- Nunes, A. P.; Tomas, W. M. & Ragusa-Netto, J. 2008. Estrutura do sub-bosque em manchas florestais no Pantanal da Nhecolândia: efeitos da presença de gado. *Comunicado Técnico, EMBRAPA-CPAP*, 74: 1-4.
- Nunes, A. P.; Tomas, W. M. & Ragusa Netto, J. 2010. Ocupação de manchas florestais por espécies de pica-paus e arapaçus no Pantanal. p. 1-5. In: Crispim, S. M. A.; Coppola, T. N. C.; Velasqueza, O. S. C.; Ferreira, R. A. A. M. & Peres, F. (orgs.). *V Simpósio sobre Recursos*

Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal. Corumbá, Embrapa Pantanal/Instituto de Comunicação Social do Brasil/Universidade Federal de Mato Grosso do Sul/Embrapa Agrobiologia/Embrapa Gado de Corte. CD-ROM.

Pearson, D. L. 1975. The relation of foliage complexity to ecological diversity of three Amazonian bird communities. *Condor*, 77: 453-466.

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

Santos Júnior, A. 2010. *Análise de populações de Sterculia apetala em diferentes cenários de manejo da paisagem e sua influência no oferecimento futuro de habitat reprodutivo para Anodorhynchus hyacinthinus no Pantanal*. Tese de Doutorado. Brasília-DF, Universidade de Brasília.

Santos, L. G. R. O. 2009. *Ecologia e conservação de ungulados florestais em uma área do Pantanal*. Dissertação de Mestrado. Campo Grande, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

Saura, S.; Bodin, O. & Fortin, M. J. 2014. Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology*, 51: 171-182.

Smale, M. C.; Dodd, M. B.; Burns, B. R. & Power, I. L. 2008. Long-term impacts of grazing on indigenous forest remnants on North Island hill country, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, 32(1): 57-66.

Smit, A.; Kooijman, A. M. & Sevink, J. 2002. Impact of grazing on litter decomposition and nutrient availability in a grass-encroached Scots pines forest. *Forest Ecology and Management*, 158: 117-126.

Sedaghatkshi, G.; Galetti, M. & Denny, C. 1999. The importance of Pipile as a seed disperser of economically important plants. p. 4-12. In: Brooks, D. M.; Begazo, A. J. & Olmos, F. (eds.). *Biology and conservation of the piping guans (Pipile)*. Houston, Texas, USA, IUCN (Special Publications, Cracid Specialist Group).

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.

Signor, C. A. & Pinho, J. B. 2011. Spatial diversity patterns of birds in a vegetation mosaico of the Pantanal, Mato Grosso, Brazil. *Zoologia*, 28(6): 725-738.

Stouffer, P. C.; Johnson, E. I.; Bierregaard Jr., R. O. & Lovejoy, T. 2011. Understory bird communities in amazonian rainforest fragments: species turnover through 25 years post-isolation in recovering landscapes. *PLoS One*, 6(6): 1-11.

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. M.; Campos, Z. M. S.; Salis, S. M. & Santos, S. A. 2009. *Intervenções humanas na paisagem e nos habitats do Pantanal*. EMBRAPA-CPAP, Corumbá.

Tomas, W. M.; Freitas, G. O. & Pereira, G. M. F. 2013. Efeito de área e densidade de árvores sobre a probabilidade de ocupação de manchas florestais no Pantanal por corujas pretas (*Strix huhula*). p. 1-5. In: Anais 6º. Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócioeconômicos do Pantanal: desafios e soluções para o Pantanal. Corumbá, Embrapa Pantanal/UFMS.

Vidal, M. M.; Pivello, V. R.; Meirelles, S. T. & Metzger, J. P. 2007. Produção de serapilheira em floresta Atlântica secundária numa paisagem fragmentada (Ibiúna, SP): importância da borda e tamanho dos fragmentos. *Revista Brasileira de Botânica*, 30(3): 521-532.

Yabe, R. S. 2009. Birds of Pantanal forest patches and their movements among adjacent habitats. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 17(3-4): 163-172.

Yabe, R. S. Marquez, E. J. & Marini, M. A. 2010. Movements of birds among natural vegetation patches in the Pantanal, Brazil. *Bird Conservation International*, 20: 400-409.