

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

**PADRÕES DA DISTRIBUIÇÃO DE PLANTAS ARBÓREO-
ARBUSTIVAS EM MESO-ESCALA NO PANTANAL DE MATO
GROSSO**

CÂNDIDA PEREIRA DA COSTA

**ORIENTADORES: DRA. JEANINE MARIA FELFILI (*In memorian*)
DR. MANOEL CLAUDIO DA SILVA JÚNIOR
CO-ORIENTADORA: DRA. CÁTIA NUNES DA CUNHA**

TESE DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

**BRASÍLIA-DF
2013**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

**PADRÕES DA DISTRIBUIÇÃO DE PLANTAS ARBÓREO-ARBUSTIVAS EM
MESO-ESCALA NO PANTANAL DE MATO GROSSO**

CÂNDIDA PEREIRA DA COSTA

**TESE APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
FLORESTAIS DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, COMO UM DO DOS
REQUISITOS PARA CONCLUSÃO DO CURSO DE DOUTORADO.**

APROVADA POR:

**Prof. Dr. Manoel Cláudio da Silva Júnior (Departamento de Engenharia Florestal/
UnB)
(Orientador)**

**Dra. Vera T. Rauber Coradin (Serviço Florestal Brasileiro)
(Examinadora Externa)**

**Dr. Bruno Machado Telles Walter (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária)
(Examinador Externo)**

**Dra. Cássia Beatriz Rodrigues Munhoz (Departamento de Botânica/ UnB)
(Examinadora Interna)**

**Dr. José Roberto Rodrigues Pinto (Departamento de Engenharia Florestal/ UnB)
(Examinador Interno)**

**Dr. Chrystopher William Fagg (Departamento de Botânica/UnB)
(Suplente)**

Brasília, 20 de Junho de 2013

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade de Brasília. Acervo 1009102.

C837p Costa, Cândida Pereira da.
Padrões de distribuição meso-escala de plantas arbóreo-arbustivas, crescimento cambial e expansão espacial de *Curatella americana* L. e *Byrsonima cydoniifolia* A. Juss no Pantanal Norte / Cândida Pereira da Costa. -- 2013.
xvii, 101 p. : il. ; 30 cm.

Tese (doutorado) - Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Florestal, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, 2013.
Inclui bibliografia.

Orientadores: : Jeanine Maria Felfili (In memoriam), Manoel Cláudio da Silva Júnior; co-orientador, Cátia Nunes da Cunha

1. Crescimento (Plantas) - Pantanal. 2. Árvores - Expansão territorial - Pantanal. I. Felfili, Jeanine Maria. II. Silva Júnior, Manoel Cláudio da. III. Cunha, Cátia Nunes da. IV. Título.

CDU 581.9(817.1/.2:285.3)

*Dedico este trabalho a Deus pelo seu Infinito Amor,
e como homenagem à Jeanine Felfili.*

AGRADECIMENTOS

Este estudo só foi possível pelo contínuo apoio financeiro provido pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq (CNPq/PELD 520039/98-0, CNPq/PNOFG 400033/99-2, CNPq/IA 467794/00- durante cinco anos, incluindo minha bolsa de doutorado.

A Universidade de Brasília (UnB), especialmente ao Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais e a todo quadro de docentes que contribuíram para meu aperfeiçoamento profissional.

A Universidade Federal de Mato Grosso, ao Centro de Pesquisas do Pantanal, Projeto Biodiversidade do Pantanal (BIOPAN) por todo apoio financeiro e logístico para realização de coletas de campo, viagens de estudos.

Ao INPA/Max-Planck em conjunto com INCT- INAU, Laboratório de Dendrocronologia, pelo apoio financeiro e estrutural oferecido para realização das análises dendrocronológicas.

Ao INMET e ANA pelo fornecimento dos dados meteorológicos e hidrológicos.

Em especial à minha orientadora Jeanine Felfili (*In Memoriam*), a quem devo todo respeito e admiração, apesar do pouco tempo de convivência aprendi muito mais que conceitos de amostragem florestal, aprendi realmente o que é ética, humildade, garra e força. E a minha eterna orientadora Cátia Nunes da Cunha, por mais uma vez ter acreditado no meu trabalho, pela paciência, dedicação, apoio em todos os momentos, e o principal, por ensinar a todos o amor a nossa região, principalmente ao Pantanal.

Ao meu orientador Manoel Cláudio da Silva Junior, pela tranquilidade, coragem e paciência.

Ao Dr. Jochen Schöngart que foi meu orientador por curto período de tempo, e me fez apaixonar pela dendrocronologia, e com quem tive boas lições sobre a vida, além de análises e teorias, apesar do pouco tempo de convivência.

A todos discentes do Laboratório de Anatomia da Madeira ESALQ/USP, em especial a Moisés Lobão, Matheus Chagas, Vitor Murtinho e Esteban Galeano. E aos Docentes Mario Tomazello, Fidel Roig e Paulo Botosso pelo auxílio na identificação dos anéis de crescimento.

Não menos importante foi o trabalho incansável de dezenas de pesquisadores, técnicos e bolsistas da Universidade Federal de Matos Grosso (UFMT), assistentes de

campo e voluntários envolvidos desde o estabelecimento das trilhas e demarcação das parcelas à marcação, mapeamento, medição das árvores e coletas botânicas. Foi um verdadeiro trabalho em equipe, de uma grande equipe!

Dentre essa legião de anônimos, é preciso destacar a participação dos técnicos Hélio Ferreira da Silva e Francisco Enésio, dos bolsistas PIBIC Fernando Henrique, Orleans Soares, Thiago Rezende, Poliana Ferreira e Clarissa Felffli, nos dois anos de amostragem. A identificação das amostras também contou com a ajuda inestimável de Dra Rosilene Rodrigues (UFMT) e Dr. Christofer Fagg (UnB).

À equipe do Laboratório Ecologia Vegetal (UFMT): Luciana Rebellato, Julia Arieira, Gilmar Lima Júnior, Josyane Ferreira, Abílio Ferraz, Patrícia Oliveira, Patrícia Tieme Leite, Eliana Paixão, Bruna Nunes da Cunha, Sydney Júnior.

À equipe do Laboratório de Manejo Florestal (UnB), em especial as minhas super amigas, irmãs, cúmplices, que tornaram o Planalto Central mais aconchegante e divertido, Fernanda Gomes Ferreira, Anne Priscilla Dias Gonzaga, Mariana Martins Medeiros, Maura R. Araújo, Ani Cátia.

Evandro Luiz Mendonça Machado e Pedro Vasconcellos Einseilohr, por toda atenção e auxílio nas análises multivariadas e espaciais.

Aos colegas do Curso de Doutorado em especial a Marcos Ferreira e Takeo que foram muito mais que colegas de turma da UnB, foram e serão grandes amigos a quem devo amizade e gratidão.

A todo povo do Laboratório de Dendrocronologia (INPA-Max Planck): Eliane Batista, Sejana Rosa, Claudia Eugênio, Juliana Sequietti, Bruno e Wilson, pelas trocas de informações e amizade constante.

À Antonia Walford e Petrônio Pereira, queridos amigos de Manaus que facilitaram minha estadia, foram grandes parceiros, ou melhor, irmãos.

À toda minha família, em especial aos meus Pais (Adailton Pereira da Costa e Isabel Maria da Costa Marques) e minha querida avó (Virginia Rosa Marques (*In Memoriam*)) pela educação e carinho, que me tornou uma pessoa integra, persistente e capaz de realizar grandes conquistas. Aos meus irmãos e minhas sobrinhas (Taynáh de Kássia, Giovanna Lara, Camila Borges, Karynna Patrícia, Ana Clara e Isabela Borges) pela alegria, conforto, compreensão durante essa grande jornada.

Aos meus grandes amigos de graduação e da vida toda Josué Ribeiro da Silva Nunes, Nazareth Guedes Urquiza e Livia Alice Mondin pelos embates conceituais, pelas conversas e filosofias sobre a vida acadêmica ou pessoal.

Flavio Marques Gomes pelo auxílio em todo trabalho de campo e apoio em todos os momentos compartilhados.

À família Medeiros (José Medeiros, Justina, José Marcelo) por me acolherem sempre com tanto carinho em Brasília.

Aos novos integrantes da minha vida: Marcelo Martins dos Santos meu grande companheiro na jornada final do trabalho, e meu novo e maior amor Marcela Costa dos Santos.

Às secretárias dos Programas de Pós-Graduação em Ciências Florestais/UnB e PPG-EGB/IB/UFMT, Alcione Martins e Nilce pela eficiência e competência no desempenho de suas funções.

À Banca examinadora composta pela valiosa contribuição na fase decisiva de análise e interpretação dos dados.

A todos pantaneiros pelo apoio logísticos e receptividade caloroso, em especial aos proprietários das Fazendas Retiro Novo, Nossa Senhora Aparecida, São Carlos e Canoas.

Eu sou eternamente agradecida por esta oportunidade, pelas pessoas que conheci, pelas coisas que aprendi e por ter tido o privilégio de passar tanto tempo no Pantanal. Com cada uma das pessoas que convivi durante esses anos, aprendi alguma coisa e cada uma delas é, em parte, responsável pelo que sou hoje.

RESUMO

PADRÕES DA DISTRIBUIÇÃO DE PLANTAS ARBÓREO-ARBUSTIVAS EM MESO-ESCALA NO PANTANAL DE MATO GROSSO

Os processos utilizados para explicar padrões de distribuição de plantas diferem em relação às escalas espaciais e temporais. O segundo capítulo descreve o efeito da variação espacial e ambiental na composição florística, estrutura e riqueza das comunidades arbustivas e arbóreas no Pantanal Norte. As amostragens foram realizadas em sistema de parcelas permanentes de 5x5 km² (Grade Pirizal), no Pantanal Norte (16°15'S e 56°22'W). Em cada parcela, árvores e arbustos foram amostrados em 2 faixas de diferentes larguras: arbustos e a regeneração arbórea com diâmetro a altura do peito (DAP) ≥ 1 cm < 5 cm – na faixa de 4 m de largura. Para os indivíduos arbóreos, com DAP ≥ 5 cm adotou-se faixa de 20 m de largura. Foi monitorado ainda, o nível da inundação, do lençol freático, mensuradas a altitude elevação e estrutura do solo (textura e coloração). No total foram identificadas 99 espécies arbustivo-arbóreas, distribuídas em 79 gêneros, 40 famílias e uma espécie indeterminada. Foram amostrados 7152 indivíduos para o hábito arbóreo e entre as 30 espécies mais abundantes pode se citar *Eugenia stictosepala* Kiaersk., *Eugenia florida* DC., *Calophyllum brasiliense* Cambess., *Licania parvifolia* Huber, *Brosimum lactescens* (S. Moore) C.C. Berg, *Vochysia divergens* Pohl, *Terminalia argentea* Mart., *Physocalyma scaberrimum* Pohl, *Luehea paniculata* Mart., *Dilodendron bipinnatum* Radlk., *Casearia sylvestris* Sw., *Caryocar brasiliense* Cambess., *Andira cujabensis* Benth. e *Curatella americana* L. Para arbustivas e regenerantes a amostragem total foi de 7514 indivíduos e entre as 30 espécies mais abundantes destacaram-se *Eugenia florida* DC., *Erythroxylum anguifugum* Mart., *Psychotria carthagenensis* Pohl, *Calophyllum brasiliense* Cambess., *Licania parvifolia* Huber, *Vochysia divergens* Pohl, *Brosimum lactescens* (S. Moore) C.C. Berg, *Mabea paniculata* Spruce ex Benth, *Bauhinia obtusata* Vogel, *Hymenaea stigonocarpa* Mart. ex Hayne *Dipteryx alata* Vogel, *Byrsonima cydoniifolia* A. Juss., e *Alibertia edulis* (Rich.). Para testar as hipóteses elaborou-se ordenações (NMDS), modelos de regressão linear múltipla em função da riqueza, dos escores do eixo 1 da NMDS (qualitativo e quantitativo). A análise demonstrou que pelo critério de seleção de Aikaike a duração da inundação (DI) e teor de argila foram as principais variáveis preditoras (AICC <1). A expectativa inicial, de que os efeitos ambientais (representados por DI e teores de argila) sobre os padrões de distribuição seriam mais fortes que os efeitos espaciais (distância geográfica) em meso-escala espacial foram corroboradas. A ausência de padrão espacial para explicar a distribuição de espécies lenhosas implica que há controle ambiental na distribuição das espécies em meso-escala e não da distância geográfica. Adicionalmente, a partição de variâncias demonstrou que os componentes ambientais tiveram maior importância relativa que os efeitos da limitação da dispersão. O terceiro capítulo apresenta análises dos anéis de crescimento da madeira de *Byrsonima cydoniifolia* e *Curatella americana* e sua relação com o clima e a inundação. Para os estudos dendrocronológicos os indivíduos foram selecionados aleatoriamente em três campos de murundus adjacentes a Grade Pirizal. Foram retirados 24 discos em secções transversais do tronco a 0,30 do solo para *Byrsonima cydoniifolia* e 16 discos a 1,30 a altura do peito para *Curatella americana*. Os anéis de crescimento nos discos coletados foram identificados, contados. Foram feitas medições em todos os discos, sobre quatro raios. Para calibrar as curvas de crescimento das espécies (cronologia média) com os fatores ambientais (precipitação, variação intra e interanual da inundação) utilizou-se o coeficiente de correlação de Spearman's com significância a 99%. As duas espécies analisadas demonstraram anéis de crescimento pouco distintos. Os anéis de crescimento de *Byrsonima*

cydoniifolia foram demarcados pela variação na densidade da madeira ou por uma zona fibrosa não muito bem delimitada, *Curatella americana* apresentou anéis limitados por largas zonas fibrosas. As duas espécies atingiriam as maiores taxas de incremento diamétrico corrente em idades diferentes, *Byrsonima cydoniifolia* aos 29 anos, com taxa média de incremento de $0,15 \text{ cm/ano}^{-1}$, e *Curatella americana* aos 74 anos, com taxa média de incremento anual de $0,28 \text{ cm/ano}^{-1}$. As espécies não apresentaram correlações significativas com variáveis climáticas ou hidrológicas. No entanto, a forte correlação entre o diâmetro e a idade de *Byrsonima cydoniifolia* ($r^2=0,90$, $p<0,001$) e *Curatella americana* ($r^2=0,89$, $p<0,001$), implica que esses modelos podem ser utilizados como ferramenta para aplicação no manejo destas espécies, e ainda em estudos de dinâmica e estoque de carbono. No quarto capítulo, são descritos os processos de expansão das espécies lenhosas estudadas e sua relação com fatores ambientais e com os ciclos multianuais de inundação e seca. O presente estudo analisou 15 parcelas da Grade Pirizal, constituídas por campos de murundus. A idade das populações de *Byrsonima cydoniifolia* e *Curatella americana* foram estimadas por meio de curvas médias diamétricas, geradas através de modelos sigmoidais, para cada espécie. Os resultados demonstraram que o processo de expansão de *Byrsonima cydoniifolia* e *Curatella americana* não está inter-relacionado aos eventos multianuais de secas. Entretanto, a expansão de *Curatella americana* está relacionada ao período de transição dos anos mais úmidos para os mais secos. Já, para *B. cydoniifolia*, foi possível relacionar a expansão da espécie não aos eventos multianuais de seca regional, mas local. A datação sugere que a ocupação de *Byrsonima cydoniifolia* nos campos é recente já a de *Curatella americana* foi considerada antiga. Não houve diferença significativa na estrutura do solo ou níveis do lençol freático entre os campos invadidos e não invadidos, acredita-se que o avanço das populações estudadas esteja relacionado não só a fatores ambientais, mas também a fatores antrópicos. Assim, a compreensão dos padrões de distribuição da vegetação relacionados a fatores bióticos enfatizando as escalas espaciais e temporais é fundamental para elaboração de normas específicas para o uso das áreas úmidas.

Palavras-chave: efeito espacial e ambiental, parcelas permanentes, anéis de crescimento, áreas úmidas.

ABSTRACT

DISTRIBUTION PATTERNS IN MESO-SCALE OF SHRUBBY TREES IN THE PANTANAL OF MATO GROSSO

The procedures used to explain patterns of distribution of plants differ in relation to spatial and temporal scales. The second chapter describes the effect of environmental and spatial variation in the floristic composition, structure and richness of shrub and tree communities in the North Pantanal. The samples were collected in a system of permanent plots of 5x5 km² (Grade Pirizal) in the North Pantanal (16°15'S e 56°22'W). In each plot, trees and shrubs were sampled in two bands of different widths: shrubs and regenerating tree with a diameter at breast height (dbh) ≥ 1 cm < 5 cm - in the range of 4 m wide. For individual trees with DBH ≥ 5 cm was adopted the band of 20 m wide. It was monitored the flood level of the water table, measured the elevation of the altitude and the soil structure (texture and color). In total we identified 99 woody species, distributed in 79 genera, 40 families and one undetermined species. 7152 individuals were sampled and among the 30 most abundant species we can cite *Eugenia stictosepala* Kiaersk., *Eugenia florida* DC., *Calophyllum brasiliense* Cambess., *Licania parvifolia* Huber, *Brosimum lactescens* (S. Moore) C.C. Berg, *Vochysia divergens* Pohl, *Terminalia argentea* Mart., *Physocalyma scaberrimum* Pohl, *Luehea paniculata* Mart., *Dilodendron bipinnatum* Radlk., *Casearia sylvestris* Sw., *Caryocar brasiliense* Cambess., *Andira cujabensis* Benth. and *Curatella americana* L.. For shrub and regenerating, the total sample was 7514 individuals and among the 30 most abundant species stood out *Eugenia florida* DC., *Erythroxylum anguifugum* Mart., *Psychotria carthagenensis* Pohl, *Calophyllum brasiliense* Cambess., *Licania parvifolia* Huber, *Vochysia divergens* Pohl, *Brosimum lactescens* (S. Moore) C.C. Berg, *Mabea paniculata* Spruce ex Benth, *Bauhinia obtusata* Vogel, *Hymenaea stigonocarpa* Mart. ex Hayne *Dipteryx alata* Vogel, *Byrsonima cydoniifolia* A. Juss., and *Alibertia edulis* (Rich.) A. Rich. ex DC. To test the hypothesis, it was elaborated ordinations (NMDS), multiple linear regression models depending on the richness, scores of NMDS axis 1 (qualitative and quantitative). The analysis showed that, by the selection criteria Aikaike, flood duration (DI) and clay content were the main predictors (AICC < 1). Our initial expectation, that the environmental effects (represented by DI and clay content) on the distribution patterns would be stronger than the spatial effects (geographic distance) in spatial mesoscale, were confirmed. The absence of spatial pattern to explain the distribution of woody species implies that there are environmental controls on species distribution in meso-scale and not of geographical distance. Additionally, the partition of variance showed that environmental components had higher relative importance than the effects of dispersion limitation. The third chapter presents analysis of growth rings in the wood of *Byrsonima cydoniifolia* and *Curatella americana* and its relation with the weather and flooding. For dendrochronological studies the individuals were randomly selected in three specific fields, known as campos de murundus, adjacent to the Grade Pirizal. It were removed 24 discs in transverse sections of the trunk, to 0.30 of the soil, for *Byrsonima cydoniifolia* and 16 disks to 1.30 at breast height for *Curatella americana*. The growth rings on the disks collected were identified, counted. Measurements were made on all disks, on four rays. To calibrate the growth curves of the species (mean chronology) with

environmental factors (precipitation, intra-annual and year-on-year flood variation) it was used the Spearman's correlation coefficient with significance of 99%. The two species analyzed showed slightly distinct growth rings. The growth rings of *Byrsonima cydoniifolia* were marked by variation in wood density or by a fibrous area not very well defined. *Curatella americana* showed rings bounded by wide fibrous zones. The two species reached higher rates of current diameter increment at different ages: *Byrsonima cydoniifolia* at age 29, with average annual growth of 0.15 cm/year, and *Curatella americana* at age 74, with average annual increment of 0,28 cm/year. The species showed no significant correlation with climatic and hydrological variables. However, the strong correlation between the diameter and age of *Byrsonima cydoniifolia* ($r^2=0,90$, $p<0,001$) and *Curatella americana* ($r^2=0,89$, $p<0,001$) implies that these models can be used as a tool for application in the management of these species, and further studies on dynamics and carbon stock. The fourth chapter describes the processes of expansion of woody species studied and their relationship with environmental factors and multiyear cycles of flood and drought. The present study examined 15 plots of Grade Pirizal, consisting of fields mounds (murundus). The age of the populations of *Byrsonima cydoniifolia* and *Curatella americana* were estimated using diametric average curves generated by sigmoidal models for each species. The results showed that the process of expansion of *Byrsonima cydoniifolia* and *Curatella americana* is not interrelated to the multiyear events of droughts. However, the expansion of *Curatella americana* is related to the transition period from the wettest years to the drier. On the other hand, for *B. cydoniifolia* it was possible to relate the expansion of the species not to multiyear regional drought events, but to the local ones. Dating suggests that the occupation of *Byrsonima cydoniifolia* in the fields is recent while that of *Curatella americana* was considered old. There were no significant differences in soil structure and water table levels between invaded fields and not invaded. It is believed that the woody encroachment is related not only to environmental factors, but also to anthropogenic factors. Thus, understanding the distribution patterns of vegetation related to biotic, emphasizing the spatial and temporal scales is critical for developing specific standards for the use of wetlands.

Key words: spatial effect and environmental, plots permanent, growth rings, wetlands.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	1
1.1. OBJETIVOS GERAIS	5
1.2. ORGANIZAÇÃO DA TESE	5
2. DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES ARBUSTIVAS E ARBÓREAS: EFEITOS AMBIENTAIS E ESPACIAIS EM MESO-ESCALA ESPACIAL NO PANTANAL NORTE.....	6
2.1. INTRODUÇÃO	6
2.2. MATERIAL E MÉTODOS	9
2.2.1. <i>Pantanal: aspectos gerais</i>	9
2.2.2. <i>Área de estudo</i>	13
2.2.3. <i>Desenho amostral</i>	15
2.2.4. <i>Coleta de dados</i>	17
2.2.5. <i>Análise dos dados</i>	21
2.3. RESULTADOS.....	23
2.3.1. <i>Aspectos gerais da Vegetação</i>	23
2.3.2. <i>Efeitos espaciais e ambientais na distribuição das espécies</i>	25
2.3.3. <i>Distribuição Espacial</i>	27
2.3.4. <i>Seleção das variáveis ambientais</i>	29
2.4. DISCUSSÃO.....	35
<i>Controle ambiental ou Distância Geográfica?</i>	35
2.5. CONCLUSÕES.....	40
3. PADRÕES DO CRESCIMENTO RADIAL DE <i>Byrsonima cydoniifolia</i> A. Juss. e <i>Curatella americana</i> L. NO PANTANAL NORTE.....	41
3.1. INTRODUÇÃO	41
3.2. MATERIAL E MÉTODOS	44
3.2.1. <i>Área de estudo</i>	44
3.2.2. <i>Espécies selecionadas</i>	45

3.2.3. Desenho amostral.....	46
3.2.4. Análises dendrocronológicas	47
3.3. RESULTADOS.....	50
3.3.1. Variação climática e hidrológica.....	50
3.3.2. Distinção e estrutura dos anéis	51
3.3.3. Cronologias.....	53
3.3.4. Padrões do incremento radial (IR)	54
3.4. DISCUSSÃO.....	56
3.5. CONCLUSÕES.....	59
4. DINÂMICA DA EXPANSÃO DE <i>Byrsonima cydoniifolia</i> A. Juss. e <i>Curatella americana</i> L. EM CAMPOS DE MURUNDUS NO PANTANAL NORTE.....	61
4.1. INTRODUÇÃO	61
4.2. MATERIAIS E MÉTODOS	63
4.2.1. Área de estudo.....	63
4.2.2. Espécies selecionadas	63
4.2.3. Quantificação dos indivíduos.....	63
4.2.4 Determinação da idade das populações	64
4.2.5. Inundação, variação do lençol freático e solo	64
4.2.6. Análise de dados.....	64
4.3. RESULTADOS.....	65
4.4. DISCUSSÃO.....	69
4.5. CONCLUSÕES.....	72
5. CONCLUSÕES GERAIS	73
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	74
ANEXOS	93

LISTA DE TABELAS

Tabela 2. 1. Resultado da Análise de Componentes Principais, PCA para seleção das variáveis ambientais da Grade Pirizal, Pantanal Norte-MT.....	33
Tabela 2. 2. Coeficientes de regressão múltipla e valores de AICC para riqueza e os escores dos eixos da ordenação (Eixo 1 qualitativo e quantitativo) relacionados com teor de argila e duração da inundação (DI) para espécies arbóreas e arbustivas da Grade Pirizal, Pantanal Norte-MT.....	38
Tabela 3.1. Relação das estações pluviométricas próximas ao sítio de estudo (Pirizal, Pantanal Norte-MT). Base de dados: Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e Agência Nacional de Águas (ANA) (http://hidroweb.ana.gov.br).....	53
Tabela 3.2. Relação das estações fluviométricas. Base de dados Agência Nacional de Águas (ANA) (http://hidroweb.ana.gov.br).....	53
Tabela 3. 3. Relação do número de indivíduos (N), diâmetro à altura do solo (DAS), diâmetro à altura do peito (DAP), taxas anuais de incremento radial médio (TIR) e idades das populações de <i>Byrsonima cydoniifolia</i> e <i>Curatella americana</i> distribuídas em campos de murundus, Pirizal (Pantanal Norte-MT).....	58

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Mapa de localização do Pantanal e suas sub-regiões. ▲ Área de Estudo.	10
Figura 2.2. A- Nível d'água do Rio Cuiabá (linha contínua), estação Porto Cercado e média de precipitação, estação climatológica de Cuiabá (barras) no período de 1970 a 2010, dados fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). B- Flutuações anuais no nível da água do rio Paraguai na estação de Ladário de 1900 à 2010 (2-b) (círculos cheios= máxima anual, círculos vazios – mínimas anuais). Dados da estação fluviométrica da Agência Nacional de Águas (ANA).	12
Figura 2.3. Superfície topográfica do sítio de amostragem Grade Pirizal, Pantanal Norte, MT.....	14
Figura 2.4. a) Mapeamento da intensidade e b) duração da inundação sítio de amostragem Grade Pirizal, Pantanal Norte, MT.....	19
Figura 2.5. Sistema de amostragem de parcelas permanentes, Grade Pirizal (Leste: 56° 18', Oeste 56° 21', Norte: 16° 19' ou Sul: 16° 22') mostrando as seis trilhas principais (A, B, C, D, E e F) Pantanal Norte-MT.	17
Figura 2.6. Esquema da distribuição das faixas de amostragem para a vegetação após a faixa tampão (1 m), Grade Pirizal, Pantanal Norte-MT.	18
Figura 2.7. Distribuição das famílias, de acordo com o número de espécies (N) amostradas na Grade Pirizal, Pantanal Norte-MT.	24
Figura 2.8. Médias e desvios padrão da riqueza e abundância das espécies lenhosas amostradas em 25 parcelas no Pantanal Norte-MT.	25
Figura 2.9. Ordenação pelo NMDS das 25 parcelas amostradas para a vegetação arbórea, re arbustivas e regenerantes no Pantanal Norte-MT. Ordenação para espécies arbóreas, A = dados quantitativos e A1 = dados qualitativos. Ordenação para espécies arbustivas e regenerantes, B= dados quantitativos e B1=dados quantitativos.	27
Figura 2.10. Correlogramas espaciais para modelos residuais com base se no índice I de Moran para três variáveis respostas: riqueza, eixos 1 da NMDS qualitativo (A - espécies arbóreas e B - arbustivas e regenerantes) após a inclusão das cinco variáveis preditoras (teores de argila, silte e areia, DI e LF) no modelo de regressão ○ Riqueza, ▲ Eixo 1 Qualitativo, ■ Eixo 1 Quantitativo e * Valores significativos (P<0,05, após correção de Bonferroni para multiplas comparações).....	32
Figura 2.11. Correlogramas espaciais com base se no índice I de Moran para três variáveis respostas: riqueza, eixos 1 da NMDS qualitativo (A - espécies arbóreas e B - arbustivas e regenerantes) após a inclusão das cinco variáveis preditoras (teores de argila, silte e areia, DI e LF) no modelo de regressão ○ Riqueza, ▲ Eixo 1 Qualitativo, ■ Eixo 1 Quantitativo e * Valores significativos (P<0,05, após correção de Bonferroni para multiplas comparações).....	32
Figura 2.12. Ordenação direta das espécies arbóreas em relação ao gradiente de duração da inundação no Pantanal Norte-MT.....	35

Figura 2.13. Partição da variância total explicada dos escores do primeiro eixo da ordenação de Escaloneamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), onde A representa os dados quantitativos e B os dados qualitativos para as espécies arbóreas amostradas na Grade Pirizal, Pantanal Norte-MT.....	36
Figura 2.14. Correlação ente as variáveis preditivas, duração da inundação (DI) e teores de Argila, Pantanal Norte-MT.....	37
Figura 2.15. Valores da Duração da inundação (DI) (—) e teores de argila (- - -) por parcela na Grade Pirizal, Pantanal Norte-MT.....	37
Figura 2.16. Ordenação direta das espécies arbustivas e regenerantes em relação ao gradiente de duração da inundação no Pantanal Norte-MT.....	39
Figura 2.17. Partição da variância total explicada dos escores do primeiro eixo da ordenação de Escaloneamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), onde A representa os dados quantitativos e B os dados qualitativos para as espécies arbustivas e regerantes amostradas na Grade Pirizal, Pantanal Norte-MT.....	40
Figura 3.1. Localização da área de estudo e posição dos sítios de coletas (C1, C2 e C3) em relação a Grade Pirizal, (Oeste 56° 21', Leste: 56° 18', Norte: 16° 19' e Sul: 16° 22'), Pantanal Norte-MT.....	45
Figura 3.2. Precipitação média anual das estações meteorológicas (E1, E2 e E3) no período de 1969-2009 e série pluviométrica regional.....	50
Figura 3.3. Relação entre a flutuação dos níveis do Rio Cuiabá-MT (linha cinza) e do Rio Paraguai-MS (linha preta) no período de 1969-2009.	51
Figura 3.4. Superfície transversal da madeira de <i>Byrsonima cydoniifolia</i> A. Juss. para as amostras de campos de murundus, Pirizal (Pantanal de Norte-MT).	52
Figura 3. 5. Superfície transversal da madeira de <i>Curatella americana</i> L. para as amostras de campos de murundus, Pirizal (Pantanal Norte-MT).	52
Figura 3.6. Cronologia média (curva preta) e individual (curvas cinza) dos índices da largura dos anéis de quatro indivíduos de <i>Byrsonima cydoniifolia</i> , Pirizal (Pantanal Norte-MT).....	54
Figura 3.7. Cronologia média (curva preta) e individual (curvas cinza) dos índices da largura dos anéis de dois indivíduos de <i>Curatella americana</i> , Pirizal (Pantanal Norte-MT).	54
Figura 3.8. Relação entre idade e diâmetro de <i>Byrsonima cydoniifolia</i> (n= 24), Pirizal (Pantanal Norte-MT). Onde DAP = Crescimento em DAP; IC= Incremento Corrente; IM= Incremento médio. A seta indica a idade em que a espécie atinge a taxa de incremento diamétrico corrente (IC). Os parâmetros a, b, c são derivadas das equações sigmoidais....	55
Figura 3.9. Relação entre idade e diâmetro <i>Curatella americana</i> (n= 16), Pirizal (Pantanal Norte-MT). Onde DAP = Crescimento em DAP; IC= Incremento Corrente; IM= Incremento médio.Os parâmetros a, b, c derivadas das equações sigmoidais.....	55
Figura 4. 1. Classificação pelo TWISPAN das 15 parcelas de campos amostradas no Pantanal Norte-MT, baseado na densidade absoluta dos indivíduos arbóreos.	66

Figura 4. 2. Distribuição de indivíduos de *Byrsonima cydoniifolia* e *Curatella americana* por idade (anos), nos estandes 1 (E1), 2 (E2), 3 (E3) em relação as flutuações anuais no nível da água do rio Paraguai de 1900 à 2010 (linhas tracejadas) e do Rio Cuiabá de 1970-2009 (linhas cheias). As barras (E2, E3) representam indivíduos amostrados sobre os murundus e as áreas hachuradas (E2, E3) de cinza escuro representam o avanço das espécies sobre os campos no Pantanal Norte- MT. 68

1. INTRODUÇÃO GERAL

As áreas úmidas estão entre os ecossistemas mais frágeis e ameaçados no mundo, sujeitos a ações antrópicas de ambas as formas, aquática e terrestre (Gopal & Junk 2000, Junk *et al.* 2006). Nos últimos 50 anos, estima-se que mundialmente perdeu-se 50% das áreas úmidas naturais (WCD 2000). A perda destas áreas úmidas é preocupante tanto pela perda da biodiversidade, quanto pelas funções ambientais exercidas, como estocagem e regularização do fluxo de água e influência substancial no ciclo de carbono e outros gases do efeito estufa (Hulme & Sheard 1999, Mitra *et al.* 2005, Millennium Ecosystem Assessment 2005, Junk *et al.* 2006, Naiman *et al.* 2010).

A importância das áreas úmidas para a humanidade foi historicamente descrita, pois desde a antiguidade, estes ecossistemas atraem os povos pela fertilidade do solo, disponibilidade de água, abundância da fauna e facilidade de transporte (Junk & Welcomme 1990). Entretanto, os principais fatores que impulsionam a perda da biodiversidade são as mudanças no uso da terra, principalmente a conversão de áreas úmidas para fins agrícolas, o que resulta na redução de habitats; liberação dos estoques de carbono contidos na vegetação e no solo para atmosfera, o que parece afetar o clima global (Millennium Ecosystem Assessment 2005, Junk *et al.* 2006, Naiman *et al.* 2010). Além disso, o assoreamento e a poluição por pesticidas e fertilizantes agrícolas ou a descarga de resíduos ou esgoto humano não tratado, também são fatores preponderantes na perda da biodiversidade em áreas úmidas (Junk *et al.* 2006).

No Pantanal, maior área úmida contínua no Brasil, os campos naturais e áreas florestais têm sido substituídos gradativamente por pastagens artificiais (Nunes da Cunha & Junk 2004, 2009a, 2009b). Somando-se a isso, toda atividade antrópica nas partes mais elevadas (planalto) da Bacia do Alto Paraguai (BAP) refletem diretamente na planície de inundação, o que muda o ciclo hidrológico ou afeta a qualidade da água, como, por exemplo, a criação de Usinas Hidrelétricas, a aplicação de agrotóxicos e insumos agrícolas, descargas industriais e mineração do ouro (Nunes da Cunha & Junk 2009b).

Mesmo sendo o Pantanal declarado Patrimônio Nacional pela Constituição Brasileira de 1988, abrigar sítios de relevante importância internacional pela Convenção de Áreas Úmidas RAMSAR e em 2000 áreas deste bioma foram consideradas Reserva da Biosfera pela UNESCO (Harris *et al.* 2005). Em uma recente análise da biodiversidade

Junk *et al.* (2004, 2006) demonstrou que o conhecimento sobre o padrão de distribuição das espécies para essa região é incompleto e escasso. Pois estudos concentrados em alguns grupos, inclusive para plantas, postulam conclusões incompletas sobre a biodiversidade (Junk *et al.* 2006).

Para se avaliar a biodiversidade uma das premissas é o estabelecimento de inventários biológicos que permitam comparações e generalizações a partir da ocorrência de diferentes táxons em sítios de amostragem (Magnusson *et al.* 2005). Inventários da biodiversidade feitos em unidades amostrais comuns é a única forma de se obter dados comparáveis no espaço e no tempo (Belovsky *et al.* 2004, Zuchim *et al.* 2007). Como proposta metodológica para estudos de longo prazo, para se estimar a diversidade há a implantação de parcelas permanentes (Felfili *et al.* 2005) Para o Pantanal, esta padronização pode ser importante para a comparação adequada entre diferentes variáveis, e pode demonstrar a heterogeneidade espacial e a grande variabilidade da vegetação em diferentes unidades de paisagem, assim como já demonstrado para a vegetação do Cerrado (Silva *et al.* 2006).

O projeto integrado “Padrões da Biodiversidade, em Meso-Escala, dos Diferentes Sistemas Pastorais do Pantanal de Mato Grosso” (BIOPAN) ofereceu a oportunidade de se avaliar os padrões de distribuição das espécies arbustivas e arbóreas em média escala. O BIOPAN foi planejado para avaliar de forma integrada e padronizada os padrões da diversidade alfa e beta nas comunidades em unidades de produção com diferentes intensidades de uso no Pantanal Mato-grossense, e visa o estabelecimento de critérios de manejo compatíveis com a manutenção da biodiversidade local. Para isso, a metodologia empregada pelo Programa de Pesquisa em Biodiversidade, PPBio, (Magnusson *et al.* 2005) foi adaptada para as condições ambientais do Pantanal, pois as iniciativas de pesquisa da diversidade biológica no Pantanal foram sempre realizadas de modo isolado, grupo-a-grupo ou processo-a-processo. A metodologia PPBio preconiza atividades de pesquisa integradas, onde as informações sobre processos e sobre diferentes grupos taxonômicos são coletadas e analisadas conjuntamente, o que permite inferências sobre causa e efeito. Considerável atenção tem sido dada as tentativas de entender os padrões atuais de distribuição e os processos que sustentam tais padrões (Whittaker 1960, 1972, Hubbell 2001, Magnusson *et al.* 2005, Costa *et al.* 2005, Tuomisto & Ruokolainen 2006, Emilio *et al.* 2010).

Os processos usados para explicar padrões diferem em relação às escalas temporais e espaciais (Dale 1999, Gurevitch *et al.* 2009). Em escalas de tempo curtas a médias (séculos ou milênios) as propriedades fisiológicas e ecológicas de cada espécie resultam no arranjo das espécies entre as comunidades dentro de uma região (Dale 1999, Fried *et al.* 2008, Gurevitch *et al.* 2009). Já em escalas temporais mais longas, essas propriedades, em conjunto com a história de cada espécie ajudam na determinação da distribuição das espécies nas escalas regional e continental (Gurevitch *et al.* 2009). Nas escalas temporais de milênios a centenas de milhares de anos, predominam processos evolutivos (adaptação, isolamento, especiação e extinção) (Gurevitch *et al.* 2009). Para as escalas espaciais, as definições de pequena, média e grandes escalas ainda não são claras. Em geral estudos em pequena escala tratam de fatores observados no âmbito de amostras de até 1 km (Tuomisto & Ruokolainen 1994, Fournier & Planchon 1998). O termo meso ou média escala é geralmente usado para amostras entre 1 e 10 km (Costa *et al.* 2005, Jones *et al.* 2006). Estudos com unidades amostrais superiores a 10 km são tratados como grande escala (Dale 1999).

Embora a análise da variação de espécies ao longo de gradientes ambientais não seja tão recente (Whittaker 1960, 1972), o interesse pelo assunto tem se tornado maior desde a publicação do livro de Hubbell sobre a Teoria Neutra da Biodiversidade (Hubbell 2001). A teoria neutra (visão neutralista) modificou as proposições amplamente difundidas de que fatores ambientais e/ou nicho ecológico (visão determinística) são os fatores mais importantes na determinação na distribuição das espécies. A teoria neutra propõe que a distribuição de espécies ocorra de forma aleatória, devido à mortalidade randômica ou estocástica, mas com dispersão espacialmente restrita (Hubbell 2001, Tuomisto & Ruokolainen 2006). Assim, muitos estudos demonstram que embora ocorra associação entre os padrões de distribuição das espécies e fatores ambientais, como solo e topografia, em geral, esses fatores explicariam pouco da variação na composição de espécies (Condit *et al.* 2002, Duivenvoorden *et al.* 2002). Não se sabe se a variação não explicada dos padrões de distribuição está associada a outros fatores ambientais não medidos, a fatores históricos ou apenas à limitação de dispersão (Kramer 1993, Tuomisto *et al.* 1995, Oliveira & Nelson 2001, Condit *et al.* 2002, Duivenvoorden *et al.* 2002, Tuomisto & Ruokolainen 2006). O modelo da partição da variância proposto por Borcard & Legendre (2002) é uma ferramenta analítica contemporânea utilizada para determinar o efeito relativo do espaço (limite de dispersão) e fatores ambientais no padrão distribuição de espécies (Borcard *et al.*

1992, Tuomisto & Ruokolainen 2006). Para o Pantanal essa abordagem recente da partição de variâncias pode ser interessante, pois os estudos têm demonstrado que inundação sazonal é o fator principal que controla a distribuição e a variação da composição das espécies (Prado *et al.* 1994, Cabido *et al.* 1996, Schessl 1999, Nunes da Cunha & Junk 1999, 2001 e Rebellato & Nunes da Cunha 2005). No entanto, a importância relativa deste fator na distribuição das espécies não foi quantificada e também não foi considerada a importância relativa do espaço.

Além da importância relativa do espaço, o padrão de distribuição de espécies pode ser resultante de processos temporais. Pois as comunidades vegetais podem ser consideradas como mosaicos dinâmicos de idades distintas, produzidos por diferentes condições bióticas e abióticas, influenciadas por distúrbios naturais ou antrópicos (Martínez-Ramos *et al.* 1989). As informações sobre mudanças florísticas, estruturais e os processos dinâmicos de mortalidade e recrutamento ao longo do tempo são objeto de considerações teóricas e metodológicas em estudos de longa duração (Felfili *et al.* 2005). Do ponto de vista metodológico, essas informações são obtidas, usualmente, através de medição diamétrica e censos repetitivos em parcelas permanentes (Felfili *et al.* 2005, Schöngart *et al.* 2011). Esses dados são sumarizados em taxas de mortalidade, recrutamento e rotatividade da comunidade. No entanto essas informações podem não ser precisas devido a problema de deformações no fuste ou a desidratação da casca e alborno (Felfili *et al.* 2005, Schöngart *et al.* 2011). O estudo dos anéis de crescimento em árvores (dendrocronologia) tem sido fundamental para maior entendimento da dinâmica de populações e processos sucessionais devido a maior precisão nos dados de taxas de incremento diamétrica (Fritts & Swetnam 1989). Nesse sentido, a aplicação de técnicas dendrocronológicas, poderá subsidiar o conhecimento da autoecologia das espécies *Byrsonima cydoniifolia* A. Juss e *Curatella americana* L.; determinar quais fatores que podem estar relacionados com a largura dos anéis e conseqüentemente, com avanço dessas espécies lenhosas em campos nativos.

No Pantanal dentro da abordagem de invasibilidade o avanço de espécies lenhosas em áreas campestres (e.g *Vochysia divergens*, *Licania parvifolia*, *Combretum lanceolatum*, *C. laxum*, *Byrsonima cydoniifolia*, *Ipomoea fistulosano*) tem sido atribuída a eventos climáticos plurianuais que alteram regimes hídricos ao propiciar ciclos de grande umidade e de seca prolongada (Nunes da Cunha & Junk 2004, Santos *et al.* 2006, Junk &

Nunes da Cunha 2012). Cita-se ainda como causa do avanço, o fogo e a lotação bovina nas áreas campestres (Nunes da Cunha & Junk 2004, Junk e Nunes da Cunha 2012).

Historicamente, os campos nativos são fundamentais nessa grande área úmida tanto para interações ecológicas quanto economicamente. Pois são tratadas como áreas valiosas para a criação de gado (Nunes da Cunha & Junk 2004) que se iniciou no século XVIII e até os dias de hoje é considerada a principal atividade econômica da região (Nunes da Cunha & Junk 2004, Nunes da Cunha & Junk 2009a, 2009b).

Assim, determinar a importância relativa de fatores ambientais, da distância geográfica e de processos temporais sobre o padrão de distribuição das espécies pode ter importantes aplicações práticas para o manejo, conservação, planejamento e interpretação de pesquisas ecológicas para o Pantanal.

1.1. OBJETIVOS GERAIS

- 1- Investigar a importância relativa de fatores ambientais e da distância geográfica sobre o padrão de distribuição das plantas arbóreo arbustivas em uma área de 25 km² no Pantanal de Poconé, MT.
- 2- Determinar a idade e identificar os fatores ambientais e climáticos relacionados ao avanço das espécies *Byrsonima cydoniifolia* e *Curatella americana* sobre as áreas campestres.

1.2. ORGANIZAÇÃO DA TESE

Esta tese está organizada em três capítulos. O primeiro descreve o efeito da variação espacial e ambiental na composição florística, estrutura e riqueza das espécies nas comunidades arbustivas e arbóreas no Pantanal Norte. O segundo apresenta análises dos anéis de crescimento da madeira de duas espécies lenhosas e sua relação com o clima e a inundação. No último capítulo, são descritos os processos de expansão das espécies lenhosas estudadas e sua relação com fatores ambientais e com ciclos multianuais de inundação e seca.

2. DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES ARBUSTIVAS E ARBÓREAS: EFEITOS AMBIENTAIS E ESPACIAIS EM MESO-ESCALA ESPACIAL NO PANTANAL NORTE.

2.1. INTRODUÇÃO

Os fatores determinantes da distribuição de plantas ainda são amplamente discutidos na literatura. A heterogeneidade do habitat é importante influência nos padrões e processos ecológicos, pois afeta a distribuição das espécies (Turchin 1991, Zajac *et al.* 2003), persistência e resiliência (Wiens 1986, 1989, Gilpin & Hanski 1991, 1998), a composição e a diversidade da comunidade (Huston 1994, Rosenzweig 1995, Ellingsen & Gray 2002, Hewitt *et al.* 2005). Embora a biodiversidade seja frequentemente considerada associada positivamente à complexidade ou a heterogeneidade do habitat (MacArthur & Wilson 1967, Kohn & Leviten 1976, Tokeshi 1999, Hewitt *et al.* 2005), essa relação é provavelmente dependente da escala (Pitman *et al.* 2001, Condit *et al.* 2002, Tuomisto *et al.* 2003a, b, Vormisto *et al.* 2004, Svenning *et al.* 2006). Para as comunidades de plantas neotropicais os fatores ambientais com maior influência sobre a estrutura das comunidades, desde a meso-escala até a escala da paisagem, são as características associadas ao solo (como textura e disponibilidade de nutrientes) e à topografia (Pitman *et al.* 2001, Condit *et al.* 2002, Tuomisto *et al.* 2003a, b, Vormisto *et al.* 2004, Svenning *et al.* 2006).

A heterogeneidade espacial observada nas comunidades possui múltiplas origens. Várias fundamentações são encontradas na literatura para explicar a distribuição das espécies. Dentre estas, a teoria neutra, uma fundamentação contemporânea proposta por Hubbell (2001), assume que as espécies são simétricas ou equivalentes nas comunidades com dinâmica regida por processos estocásticos de imigração e extinção (*deriva ecológica*) e, ainda que o número de indivíduos numa comunidade seja fixo (*dinâmica de soma zero*), ou seja, um indivíduo só consegue ser introduzido na mesma comunidade quando outro for eliminado (Hubbell 1997, 2001, Bell 2000, Gilbert & Lechowicz 2004, Gaston & Chown 2005, Gravel *et al.* 2006, Cassemiro & Padial 2008, Cardoso & Queiroz 2010).

Por conseguinte, esta visão é contrária aos fundamentos da ecologia amplamente conhecidos e fortemente defendidos pela visão determinística, que postulam a natureza assimétrica das espécies, ou seja, as comunidades são formadas por espécies

diferenciadas pelo seu nicho, de modo que, cada indivíduo irá se estabelecer somente em habitats onde as condições ambientais forem propícias a sua sobrevivência e reprodução (Hutchinson 1957, Gilbert & Lechowicz 2004, Gaston & Chown 2005, Gravel *et al.* 2006).

Sob a luz das duas teorias anteriores, a abordagem espacial é bastante conveniente para discutir os padrões de distribuição de plantas, já que os efeitos espaciais de limitação de dispersão, que pode ser expressa por meio da distância geográfica, a teoria neutra prediz que a semelhança na composição entre comunidades mais próximas deve ser mais similar do que entre as mais distantes (Gilbert & Lechowicz 2004, Gaston & Chown 2005, Jones *et al.* 2006). Em contraste a teoria de nicho prevê que a composição das comunidades irá mudar como respostas adaptativas das espécies ao longo de gradientes ambientais (Gilbert & Lechowicz 2004, Gaston e Chown 2005, Leibold & McPeck 2006). Tradicionalmente, os ecólogos tentam explicar padrões observados na natureza baseados em processos em micro-escalas espaciais que refletem apenas as características adaptativas das espécies, ou o fazem com processos em macro-escala espacial, no qual a dispersão, área de distribuição, especiação e extinção das espécies assume papel fundamental e as características adaptativas têm menor importância para explicar tais padrões (Casseiro & Padial 2005, Li *et al.* 2011).

As teorias supracitadas são difíceis de serem identificadas e reconhecer qual delas regula os ecossistemas naturais. Esta dificuldade pode estar rinecamente relacionada a escala de estudo, porque mudanças nas condições ambientais são, muitas vezes, fortemente correlacionadas a mudanças na distância geográfica (Jones *et al.* 2006, Normand *et al.* 2006, Costa *et al.* 2008). Estudos com essa abordagem têm quantificado a importância relativa atribuída aos fatores ambientais e a distância geográfica nos padrões de distribuições de plantas em diferentes ecossistemas, incluindo as florestas tropicais (Hubbell *et al.* 1999, Duivenvoorden *et al.* 2002, Potts *et al.* 2002, Tuomisto *et al.* 2003a, b Hardy & Sonké 2004, Svenning *et al.* 2006, Uriarte *et al.* 2004, Jones *et al.* 2006, Eiserhardt *et al.* 2011) e as florestas temperadas (Clark & McLachlan 2003, Gilbert & Lechowicz 2004). Estes estudos indicaram que a distribuição das espécies de plantas em grandes escalas espaciais, a adaptação específica e regimes ambientais regionais fornecem suporte para a perspectiva baseada em nicho, mas, em pequenas e médias escalas espaciais, a covariância do ambiente e da distância geográfica tornou-se mais um desafio para distinguir os efeitos do nicho *versus* os processos neutros na composição da comunidade.

Grande parte dos trabalhos sobre padrões da distribuição de plantas em áreas úmidas nos trópicos foram realizados na Amazônia Central (Wittmann *et al.* 2002, 2004, 2006, Junk *et al.* 2006). No entanto, a maior ênfase ainda é direcionada para as áreas não inundáveis (florestas de terra firme). E estes estudos apontaram, sob a perspectiva de nicho, a inundação (profundidade e duração) como a principal preditora para distribuição de espécies lenhosas em macroescala espacial, em conjunto com a dinâmica geomorfológica fluvial (Wittmann *et al.* 2006). Em pequena escala, esses mesmos autores, relatam que a variação da textura do solo é fator crucial na composição e riqueza de espécies. Para as áreas florestais não inundáveis, terra firme sob perspectiva de nicho, houve elevada contribuição dos fatores ambientais (solo e topografia) na distribuição de plantas (Terborgh & Andresen 1998, Condit *et al.* 2000, 2002, ter Steege *et al.* 2000, 2003, Pitman *et al.* 2001, Tuomisto *et al.* 2003 a, b, Costa *et al.* 2005, 2008, Emilio *et al.* 2010). Entretanto, em grande escala, foi demonstrada a maior contribuição da distância geográfica ou do limite de dispersão (Costa *et al.* 2008), resultado que reforça a perspectiva da teoria neutra.

Para o Pantanal ainda não são claras como as contribuições relativas dos impactos ambientais e componentes geográficos mudam nas diferentes escalas (micro, meso e grande) igualmente não está claro se os padrões já encontrados são consistentes para todos os grupos de plantas. Além disso, ainda são insuficientes as tentativas de descrição dos padrões de distribuição de plantas para a região, onde a ausência de amostragem sistematizada e padronizada prejudicou a quantificação, a separação e o entendimento desses padrões. Nessa região, os estudos em pequena escala (1 ha) postularam que a distribuição de plantas lenhosas, de acordo com sua tolerância, ocorre em habitats preferenciais ao longo de gradientes de inundação (Haase 1992, Prado *et al.* 1994, Zeilhofer & Schessl 2000, Adámoli & Pott 1999, Damasceno-Junior *et al.* 1999, 2004, Nunes da Cunha & Junk 1999, 2001, Arieira & Nunes da Cunha 2006, Junk *et al.* 2006, Scremin-Dias *et al.* 2011). No entanto, a associação entre espécies e os níveis de inundação não pode ser generalizada, uma vez que as diferenças ambientais correlacionadas com as inundações podem variar de local para local. Por isso, informações sobre novas associações, além da manipulação experimental são necessárias para elucidar os determinantes da distribuição de plantas na região (Zuquim *et al.* 2007).

Neste estudo, assumiu-se a abordagem focada nas contrastantes visões teóricas (neutra x nicho) sem, no entanto, confrontá-las. Isto foi feito no intuito de responder o

seguinte questionamento: o que e em que grau o ambiente (nicho) e o limite de dispersão (distância geográfica) influenciam nos padrões de distribuição de plantas lenhosas no Pantanal?

Assim, espera-se que:

- 1) os efeitos da limitação de dispersão (distância geográfica) nos padrões observados de riqueza e composição de espécies e de abundância dos indivíduos tenham menor importância relativa na partição do que os fatores ambientais (altitude, fatores edáficos, flutuação do lençol freático e inundação sazonal) em meso-escala espacial;
- 2) ainda que fatores ambientais resultem em maior importância relativa, similar aos estudos em pequenas escalas, a inundação seja a principal preditora ambiental na distribuição de plantas lenhosas em meso-escala.

O primeiro objetivo foi testar se há estrutura espacial entre as áreas amostradas, ou seja, a falta de independência estatística entre pares de observação em determinadas distâncias no tempo e espaço. Esta estratégia foi conduzida para minimizar o erro do tipo I (falso positivo) comum e dados que apresentam estrutura espacial. O segundo objetivo foi determinar os preditores ambientais na distribuição das espécies lenhosas. E o terceiro foi determinar a partição dos limites de dispersão (distância geográfica) e do nicho (fatores ambientais) na distribuição de plantas lenhosas.

2.2. MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1. Pantanal: aspectos gerais

O Pantanal é uma das maiores áreas úmidas na América do Sul entre o Brasil, a Bolívia e o Paraguai está localizado entre longitudes de 16° e 22° e latitudes de 55° e 58° (Allem & Valls 1987, Heckman 1998, Alho & Gonçalves 2005). Formada pela união das planícies de inundação de grandes rios, como o Paraguai, Cuiabá, São Lourenço, Piquiri, Taquari e Negro que compõem a parte alta da bacia do rio Paraguai e de seus tributários (Heckman 1998).

No Brasil, essa área úmida cobre aproximadamente 140.000 km², e está localizada nos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul com extensão de 250 km na direção leste-oeste e 450 km na norte-sul (Silva & Abdon 1998). Fundamentado na heterogeneidade de paisagens e na intensidade e duração da inundação o Pantanal foi dividido em 11 sub-regiões, Figura 2.1, (Silva & Abdon 1998). A sub-região onde foi implantado o sistema de amostragem, Pantanal de Poconé, cobre 11 % do Pantanal Brasileiro, com área de 17.945 Km². Esta é caracterizada por períodos de inundação entre dezembro e maio e de seca entre junho e novembro, com a estação chuvosa se estendendo de outubro a abril (Heckman 1998).

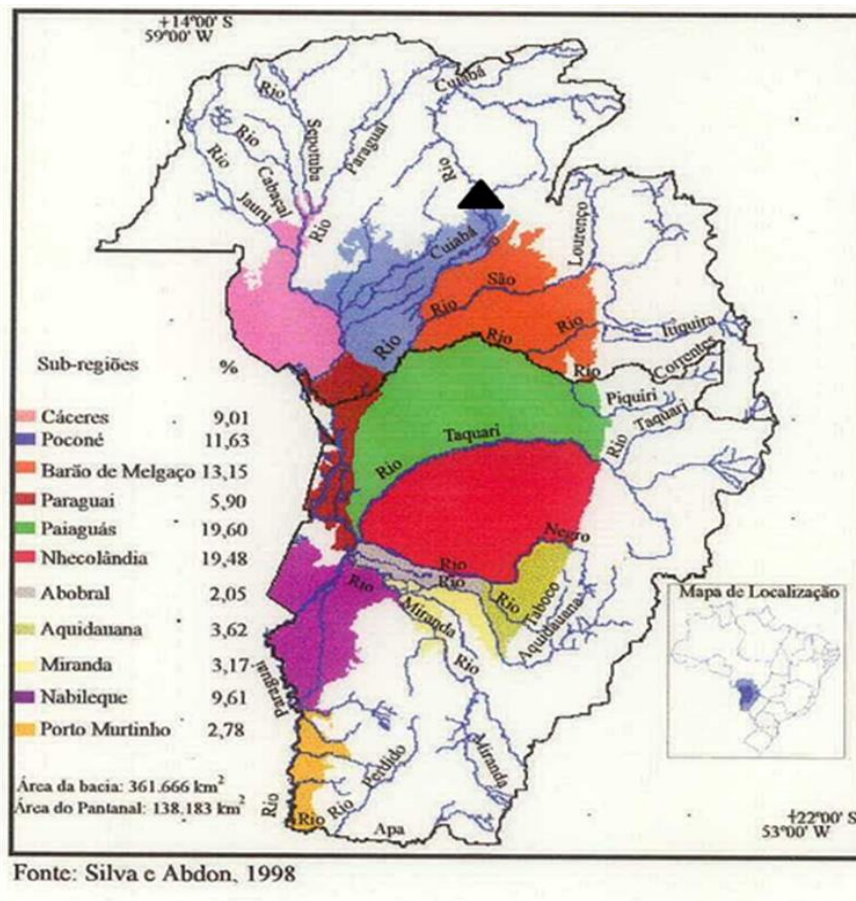


Figura 2.1. Mapa de localização do Pantanal e suas sub-regiões. ▲ Área de Estudo.

A unidade geomorfológica Planícies e Pantanaís Mato-grossenses têm a sua configuração semelhante à de um enorme anfiteatro voltado para oeste (Alvarenga *et al.*1984). Trata-se de superfície de acumulação de sedimentos, de topografia plana e frequentemente sujeita a inundação (Alvarenga *et al.*1984). As altimetrias variam de 80 a

150 m e a declividade regional é inexpressiva, com gradientes topográficos que variam de 0,3 a 0,5 cm por quilômetro, no sentido leste/oeste, e de 0,03 a 0,15 cm por quilômetro, de norte a sul (Alvarenga *et al.*1984). Este fato provoca em princípio, o barramento do escoamento do rio Paraguai e o conseqüente alagamento da área (Alvarenga *et al.* 1984). Os solos da região são de origem sedimentar e ocorrem em fases argilosas e arenosas de forma alternada e descontínua, com a dominância de solos hidromórficos compondo 92,5% do total (Amaral Filho 1984).

O clima é fortemente sazonal, com temperatura média anual em torno de 25°C, onde, entre os meses de setembro a dezembro as temperaturas máximas absolutas ultrapassam 40°C (PCBAP 1997). Apresenta características de continentalidade, com diferenças bem marcantes entre as estações seca e chuvosa. Localizada na porção centro-sul do Continente Sul-Americano, a região não sofre influências oceânicas, mas está exposta à invasão de massas frias provenientes das porções mais meridionais, com penetração rápida pelas planícies dos pampas e do chaco (Allem & Valls 1987). A precipitação na região varia de 1.000 e 1.400 mm e concentram-se no período de verão entre os meses de novembro a março, com uma pronunciada estação seca (Allem & Valls 1987).

A inundação no Pantanal é do tipo monomodal (Figura 2.2), marcada por ciclos que variam de intensidade no decorrer dos anos, há alternância de anos muito chuvosos ou anos relativamente secos (Hamilton *et al.* 1996). Como consequência da declividade na bacia do Rio Paraguai, a inundação começa e termina no norte, cerca de dois meses mais cedo que no sul (Hamilton *et al.* 1996). Ao longo dos cursos dos rios, a inundação da planície é principalmente garantida pelo transbordamento dos mesmos a partir de canais intermitentes. Em locais distantes ou com pouca influência de curso de rio, as inundações podem ser também provocadas por chuvas locais (Penha *et al.* 1999, Fantin-Cruz *et al.* 2010b).

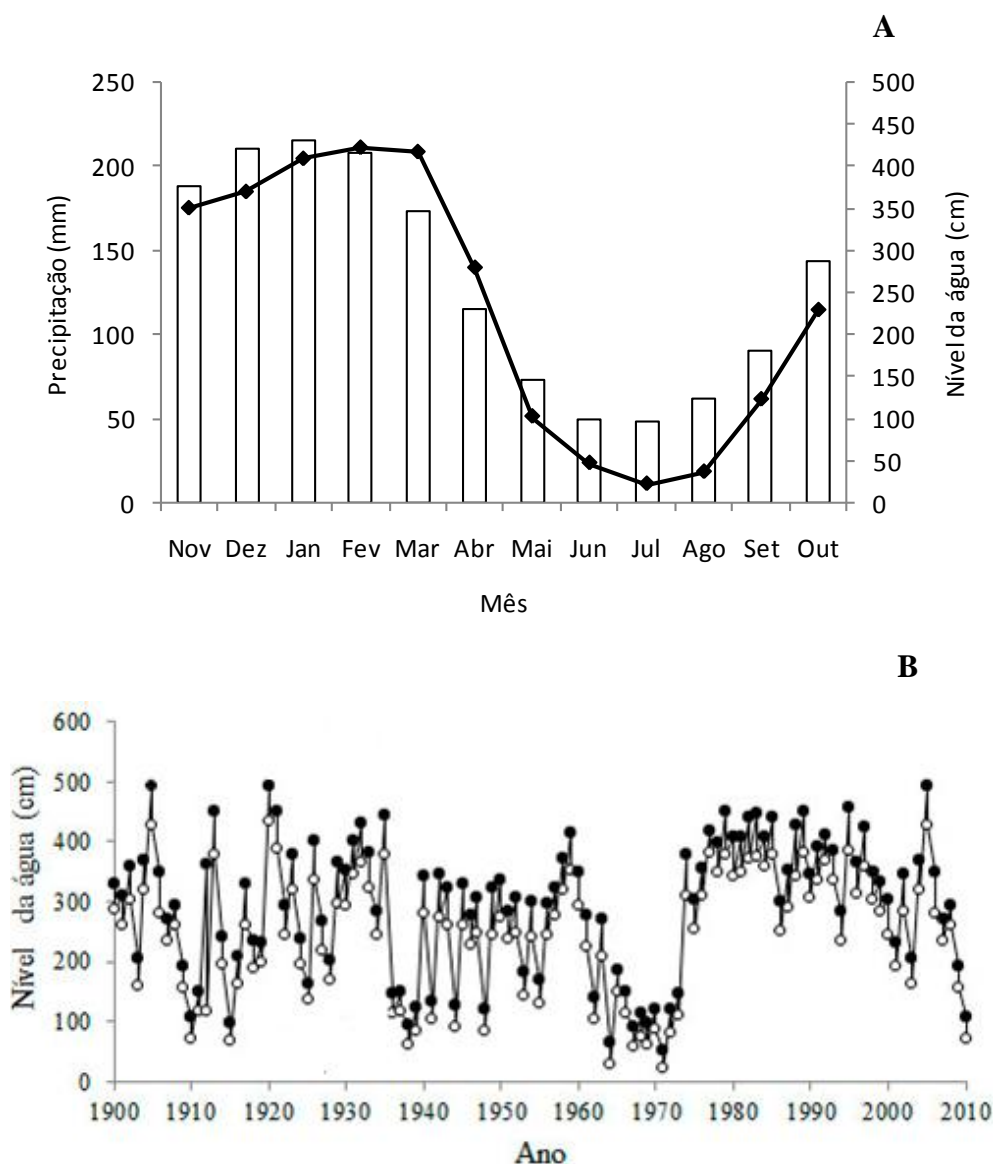


Figura 2.2. A- Nível d'água do Rio Cuiabá (linha contínua), estação Porto Cercado e média de precipitação, estação climatológica de Cuiabá (barras) no período de 1970 a 2010, dados fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). B- Flutuações anuais no nível da água do rio Paraguai na estação de Ladário de 1900 à 2010 (2-b) (círculos cheios= máxima anual, círculos vazios – mínimas anuais). Dados da estação fluviométrica da Agência Nacional de Águas (ANA).

A vegetação regional incorpora elementos de diferentes regiões fitogeográficas, ocorrendo espécies vinculadas ao Cerrado; à Floresta Tropical Úmida e a Seca e Chaco (Prance & Schlaller 1982, Nunes da Cunha 1999, 2001, Pott & Pott 1994, 1999). Segundo Silva *et al.* (2000) a vegetação savânica (cerrado) ocupa cerca de 70% do total dos tipos de vegetação no Pantanal. Para Veloso *et al.* (1991), no Pantanal ocorre as seguintes formações vegetacionais: Floresta Estacional Semidecidual Aluvial, Floresta

Estacional Semidecidual Aluvial Submontana, Floresta Estacional Decidual Aluvial, Savana Parque, Savana-Estépica, Savana-Estépica Florestada, Savana-Estépica Arborizada Savana-Estépica Parque e Savana-Estépica Gramíneo-lenhosa.

O histórico da colonização humana na região tem início no século XVIII, com aventureiros à procura de ouro (Silva *et al.* 1998). Com o declínio desse tipo de exploração, os europeus consolidaram fazendas de pecuária extensiva (Silva *et al.* 1998). Até os dias de hoje, a economia principal no Pantanal é a pecuária extensiva (Abdon *et al.* 2006), sendo a principal causa de desmatamento. Além da pecuária, a mineração, a pesca e o turismo são atividades desenvolvidas na região e contribuem para a perda da biodiversidade (Abdon *et al.* 2006, Nunes da Cunha & Junk 2009b, Junk & Nunes da Cunha 2012). Os mesmos autores, afirmam que tem resultado na degradação dos solos e em alterações hidrológicas tem acelerado a substituição da vegetação nativa por monoculturas, especialmente a soja, nas planícies e no planalto do entorno, aliado ao desmatamento das nascentes dos rios que inundam o Pantanal a destruição dos habitats, especialmente aquáticos.

2.2.2. Área de estudo

O sítio de estudado está inserido na sub-região de Poconé, em três fazendas na localidade do Pirizal, município de Nossa Senhora do Livramento (16°15'S e 56°22'W). A vegetação da região é influenciada por diversos fatores, como o tipo de solo, o stress pelo fogo, a intensidade de pastejo pelo gado, a limpeza manual ou mecanizada de áreas para pecuária e a amplitude e a duração da inundação (Nunes da Cunha & Junk 2009b). Áreas de cerrado predominam na região e ocorrem também habitats florestais e campos limpos, além de habitats aquáticos (Costa *et al.* 2010, Nunes da Cunha *et al.* 2010).

No sítio de amostragem ocorrem três unidades de paisagens cobertas por formações florestais: Landizal, Cambarazal e Cordilheira, onde as duas primeiras são florestas sempre verdes sazonalmente inundadas que permanecem secas durante a estiagem (Nunes da Cunha *et al.* 2010). Apenas as cordilheiras, formadas por savanas arbóreas, estão livres de inundação (Nunes da Cunha *et al.* 2010). Além das florestas, há também campos nativos e áreas com pasto cultivado (Nunes da Cunha *et al.* 2010, Fantin-Cruz *et al.* 2010b).

O clima local é do tipo AW, de acordo com o sistema de classificação de Köppen, com duas estações bem definidas: a estação seca, de maio para setembro e a estação chuvosa, de outubro para abril (Nunes da Cunha & Junk 2004, Costa *et al.* 2010). A precipitação máxima anual é de 1.384 mm no mês de janeiro (Figura 2.2), e precipitação mínima ocorre no mês de julho. A temperatura média anual é de 25,8 °C, sendo outubro o mês mais quente e julho o mais frio (Rebellato & Nunes da Cunha 2005, Costa *et al.* 2010). O processo de inundação sazonal é dividido em quatro fases: enchente, cheia, vazante e seca (Rebellato & Nunes da Cunha 2005, Costa *et al.* 2010).

De acordo com Fantin-Cruz *et al.* (2010a, 2010b), o sítio de amostragem apresenta superfície inclinada no sentido NE/SO, onde a menor cota topográfica medida foi 112,52 m e a maior 116,56 m, com variação topográfica de 4,04 m. A maior parte da área (43%) encontra-se em altitudes superiores a 114,0 m (altas), seguida por 113,5 a 114,0 m em 40% da área (médias) e 17% em altitudes inferiores a 113,5 m (baixa; Figura 2.3). A profundidade média anual da inundação na grade é de 20 a 40 cm (Figura 2.4) e a duração média está entre 65 a 130 dias (Fantin-Cruz *et al.* 2010a, 2010b).

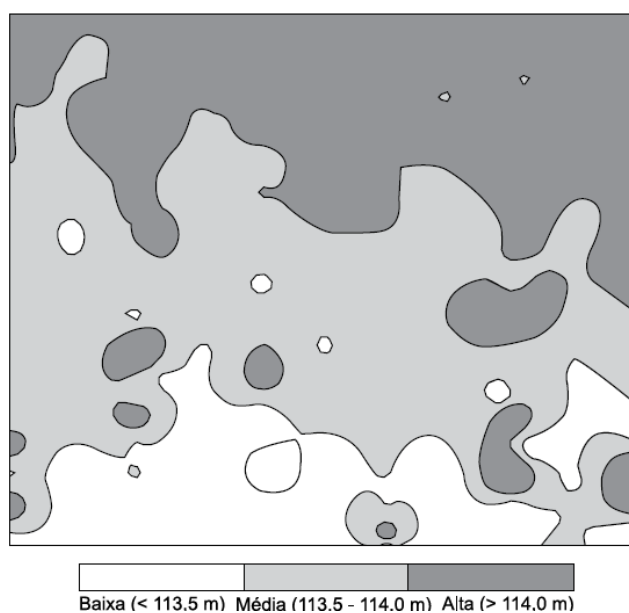


Figura 2.3. Superfície topográfica do sítio de amostragem Grade Pirizal, Pantanal Norte, MT. Fonte: Fantin-Cruz *et al.* (2010a).

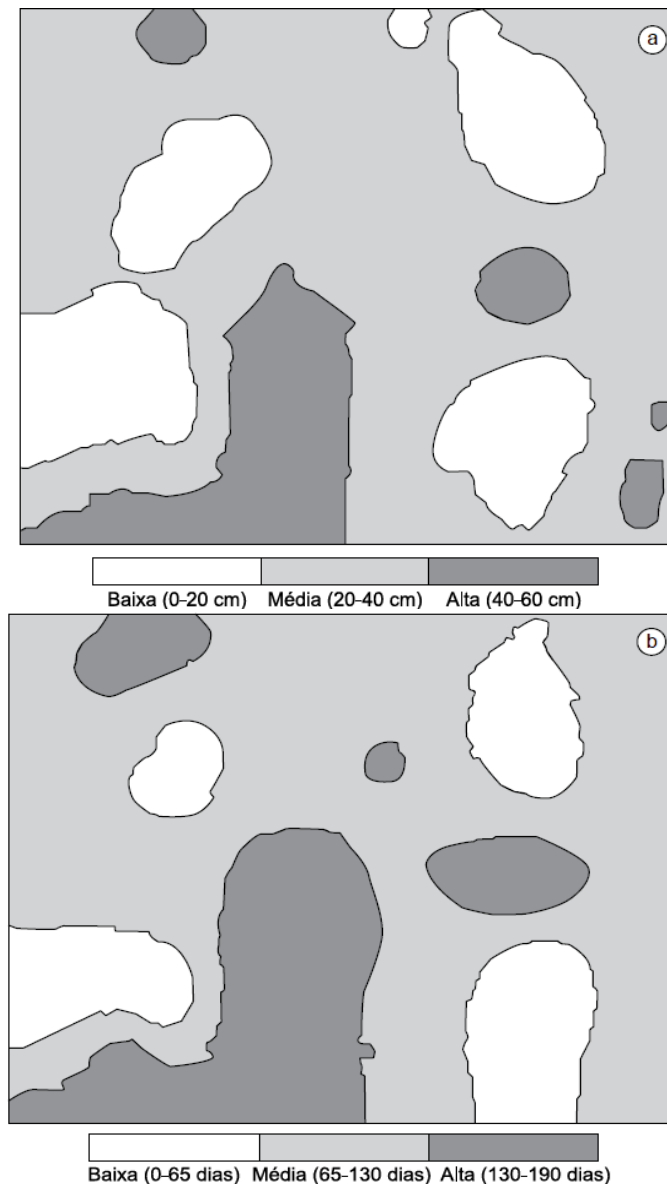


Figura 2.4. a) Mapeamento da intensidade e b) duração da inundação sítio de amostragem Grade Pirizal, Pantanal Norte, MT. Fonte: Fantin-Cruz *et al.* (2010a).

2.2.3. Desenho amostral

O desenho amostral utilizado para este estudo faz parte do sistema de pesquisa denominado RAPELD, criado com o objetivo de desenvolver um método que fosse apropriado para “pesquisas ecológicas de longa duração” (PELD), mas que também permitisse a realização de “inventários rápidos” (RAP), (Magnusson *et al.* 2005, Signor *et al.* 2010). Este sistema de pesquisa foi adotado pelo Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio), financiado pelo Ministério da Ciência e Tecnologia do Brasil

(MCT). O programa PPBio possui diversas grades amostrais distribuídas pelo Brasil, principalmente na região amazônica (Magnusson *et al.* 2005, Signor *et al.* 2010).

As amostragens foram realizadas na grade amostral denominada Grade Pirizal (Figura 2.5). Este sistema de amostragem consiste de 30 parcelas distribuídas por 25 km² e foi implantado pelo grupo de Hidrologia da Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT). A grade foi implantada de maneira aleatória na paisagem e as parcelas foram distribuídas em diferentes tipos de vegetação e uso do solo no mosaico de habitats, sendo que as unidades de paisagem e as fitofisionomias foram classificados de acordo com Nunes da Cunha *et al.* 2006 (Anexo 1). Cada parcela segue o contorno topográfico (isolinhas) do solo, a fim de minimizar a variação topográfica interna, conforme desenho amostral proposto por Magnusson *et al.* (2005). As parcelas possuem 250 m de comprimento e largura variável, ajustável a forma de vida amostrada. Para acessar as parcelas, há seis trilhas paralelas de 5 km cada, no sentido norte-sul e leste-oeste, que se entrecruzam a cada 1 km ((Magnusson *et al.* 2005, Signor *et al.* 2010).

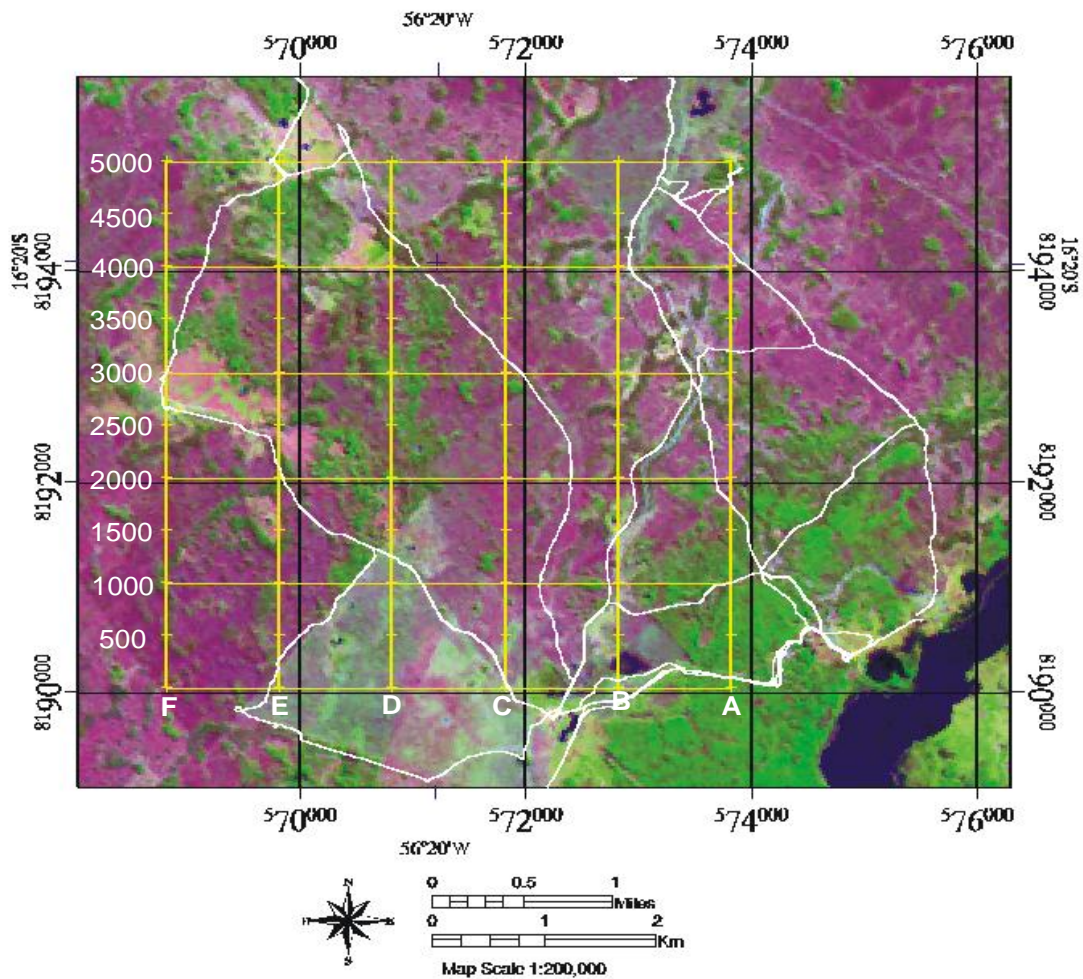


Figura 2.4. Sistema de amostragem de parcelas permanentes, Grade Pirizal (Leste: 56° 18', Oeste 56° 21', Norte: 16° 19' ou Sul: 16° 22') mostrando as seis trilhas principais (A, B, C, D, E e F) Pantanal Norte-MT.

2.2.4. Coleta de dados

2.2.4.1 Amostragem da vegetação

Das 30 parcelas constituintes da Grade Pirizal, realizou-se coletas das lenhosas (exceto lianas) em 25 parcelas (Anexo 1) no período de maio a dezembro de 2007, pois as outras cinco parcelas restantes eram constituídas apenas pelo estrato herbáceo. Em cada parcela, árvores e arbustos foram amostrados em 2 faixas de diferentes larguras (Figura 2.6): plantas com diâmetro a altura do peito (DAP) ≥ 1 cm < 5 cm – na faixa de 4 m de largura, com 2 m para cada lado da linha central. Nesta faixa foram amostrados os arbustos e a regeneração arbórea. Para os indivíduos, com DAP ≥ 5 cm adotou-se faixa de 20 m de

largura, com 10 m para cada lado da linha central, inclusos nessa faixa indivíduos de hábito arbóreo.

Foram conduzidas amostragens padronizadas na vegetação arbórea, de acordo com protocolo de parcelas permanentes para o sistema RAPELD (Magnusson *et al.* 2005). Nessas parcelas foram registrados os DAPs, com a utilização de fitas graduadas, e as alturas totais foram medidas utilizando-se vara graduada de 15 metros.

Todo o material coletado foi herborizado e depositado no Herbário Central da Universidade Federal de Mato Grosso - HCUFMT. As espécies foram classificadas em famílias de acordo com o sistema do *Angiosperm Phylogeny Group III* (2009). Através do material coletado durante os levantamentos florísticos foi elaborada a listagem com as famílias, gêneros e espécies. Os nomes das espécies e de seus autores foram conferidos através de consultas ao Missouri Botanical Garden (<http://www.mobot.org>).

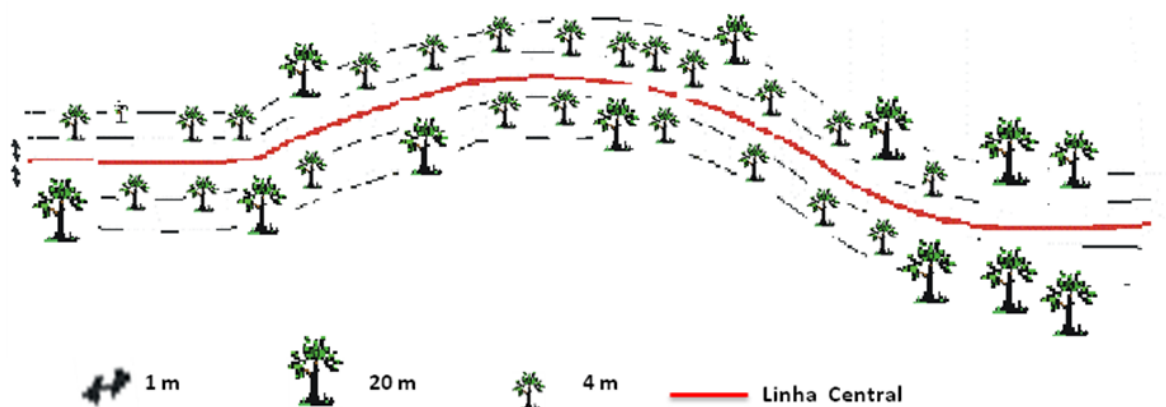


Figura 2.5. Esquema da distribuição das faixas de amostragem para a vegetação após a faixa tampão (1 m), Grade Pirizal, Pantanal Norte-MT.

2.2.4.2. Variáveis Ambientais

Topografia e coleta de solos

As medições altimétricas foram realizadas pelo grupo de Hidrologia da UFMT a cada 50 m, ao longo das 12 trilhas que compõem a Grade Pirizal (dados disponíveis: www.ppbio.inpa.gov.br/port/inventarios/pantanalnorte). Devido a inexistência de referencia de nível (RN) no raio de 20 km, utilizou-se o marco 1214H implantado pelo

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) como referência para a implantação do marco na área de estudo. Para isso foram utilizados dois receptores de dupla frequência (DL-4 plus da NOVATEL) com tempo de rastreamento de 12h. Esta RN transportada para a área serviu como base para o levantamento topográfico. As cotas topográficas foram adquiridas com Sistema Global de Posicionamento (GPS) geodésico de frequências simples (GTR-A da TechGeo), adotando-se tempo mínimo de rastreamento de 10 min., ou erro máximo de 50 mm. As altitudes geométricas ou elipsoidais fornecidas pelo GPS com base no datum SAD69 foram convertidas em altitudes ortométricas pelo software MAPGEO2004, fornecido gratuitamente pelo site do IBGE (<http://www.ibge.gov.br>).

Para avaliar os componentes do solo e relacioná-los com a distribuição das diferentes comunidades de plantas, no mês de novembro de 2008, foram coletadas amostras de solos no início de cada parcela, nas profundidades de 0-20 cm com o uso de trado holandês (dados disponíveis: www.ppbio.inpa.gov.br/port/inventarios/pantanalnorte). Foram utilizados neste estudo os seguintes parâmetros: textura (teores de areia, argila e silte) e IAV (Índice de Avermelhamento). As amostras foram preparadas conforme rotina para obtenção da terra fina e seca ao ar (TFSA) com os quais foram feitas as análises granulométricas (físicas) Embrapa (1997). Para as análises granulométricas foi utilizado o método de densimétrico onde a dispersão com NaOH 0,1N define a composição granulométrica, definida nas seguintes frações: areia grossa (AG), areia fina (AF), argila (ARG), tipo de argila e silte (SIL) em %, conforme proposto pela Embrapa (1997). As Análises químicas não foram realizadas, pois o componente químico do solo não é forte preditor para a região (Santos *et al.* 1997, Fernandes *et al.* 2007). Os mesmos autores demonstraram que os solos do Pantanal têm características diferenciadas, desde a extrema pobreza em bases trocáveis, à saturação em sódio bastante elevada, influenciados principalmente pelo regime de inundações periódicas a que estão submetidos.

A leitura de cor do solo (colorimetria) foi feita em todas as amostras secas com a utilização de colorímetro Minolta, modelo CR-400, que interpreta a cor a partir da energia refletida na região visível. Essa análise possibilita a dedução de muitas características edáficas importantes, como por exemplo, a variação da matéria orgânica nos horizontes (cor escura a branca), conteúdo de sesquióxidos de ferro (cor vermelha depende do conteúdo de óxidos não hidratados, enquanto que as cores amarelas ou cinza amareladas depende do teor de óxidos hidratados) e drenagem (as cores apresentadas pelos compostos de ferro, também podem dar seguras indicações sobre o grau de drenagem) (Kiehl 1979).

Em geral, as cores vermelhas indicam boa oxidação e boa drenagem, enquanto que as cores cinzentas ou cinza-azuladas, ao contrário, indicam condições redutoras e drenagem pobre (Kiehl1979).

De acordo com Chig *et al.* (2008), as medidas de cor feitas pelo colorímetro podem ser obtidas em intervalos intermediários que não são apresentados na carta de Munsell (1975), conferindo maior precisão e exatidão a essas determinações. O índice de avermelhamento (IAV) é a determinação originada da utilização imediata das cores (Torrent & Barrøn 1993). Este parâmetro é a expressão que combina os três componentes da cor (matiz, valor e croma). Assim, o IAV é determinado pela seguinte fórmula, adaptada por Torrent *et al.* (1980): Índice de Avermelhamento = $[(10 - H) \times C] / V$, onde C é o croma, V é o valor e H é o número que precede o R na matiz (sendo a matiz 10R, temos $h=0$, e 10YR, $h=10$).

A correspondência entre a nomenclatura da cor (2º nível categórico) e o índice de avermelhamento, foi realizada de acordo com critérios de cor recomendados pela Embrapa (2006a) da seguinte forma: $IAV \leq 1,8$ = solos amarelos, IAV variando de 1,9 a 3,3 = solos vermelho-amarelo, e $IAV \geq 3,4$ = solos vermelhos.

Piezometria e Inundação

As variações do nível lençol freático foram monitoradas em 25 piezômetros distribuídos nas parcelas amostradas (25) no ano de 2008. Não foram instalados piezômetros nas cordilheiras (B2, E2, F2), pois nessas unidades de paisagem o lençol freático está abaixo de 5m (Costa 2002).

Para acompanhar as variações do lençol freático, foram instalados piezômetros do tipo "*stand pipe*" segundo metodologia de Freeze & Cherry (1979). Para a confecção dos piezômetros foi utilizado tubo de PVC de duas polegadas e tela de nylon, mais ou menos um metro na extremidade inferior e protegido com capacetes próprios. O nível estático em metros (NS) em cada piezômetro foi medido mensalmente com a ajuda de sonda piezométrica sonora, a partir do topo de cada instrumento. A altimetria (A) em metros de cada instrumento foi determinada, com uso de teodolito com referência arbitrária (100m). A piezometria h (m) foi assim calculada: $h = A - NS$ (Freeze & Cherry 1979). O monitoramento da variação do lençol foi realizado nos períodos de dezembro de 2008 a

dezembro de 2010 (dados disponíveis: www.ppbio.inpa.gov.br/port/inventarios/pantanalnorte).

Para medição dos parâmetros da inundação no sítio de amostragem, foram instaladas 25 réguas limnimétricas na malha principal realizadas pelo grupo de Hidrologia da UFMT (dados disponíveis: www.ppbio.inpa.gov.br/port/inventarios/pantanalnorte), cada uma com um metro de altura com graduação centimétrica. O monitoramento da inundação na planície, com leitura direta da profundidade da coluna de água, ocorreu semanalmente entre o período dezembro de 2009 a dezembro de 2010. A amplitude da inundação foi estimada pela profundidade máxima da coluna d'água alcançada durante o período de estudo. Já a duração de inundação foi estimada pelo tempo máximo de alagamento em número de dias.

2.2.5. Análise dos dados

Para descrever os padrões de distribuição das espécies lenhosas (arbustivas e arbóreas) foram feitas duas matrizes, sendo a primeira baseada na abundância das espécies (densidade absoluta) e a segunda na composição florística (dados qualitativos, presença/ausência). As matrizes quantitativas e qualitativas foram construídas com todas as 25 parcelas amostradas, tendo como objetos as espécies encontradas como atributos. Para resumir cada matriz de dados utilizou-se a análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) (Cox & Cox 2001), onde a medida de distância utilizada na matriz de associação foi o índice de Bray-Curtis. Para testar a significância dos eixos da NMDS foi realizado o teste de permutação de Monte Carlo (Cox & Cox 2001). Para testar estas análises foi utilizado o pacote estatístico PCOrd 6.01 (McCune & Mefford 1999).

Para os testes inferenciais utilizou-se análises de regressão de múltipla, sendo a variável resposta representada pela riqueza das espécies lenhosas de cada parcela e pelos escores dos eixos 1 quantitativo e qualitativo. Como os eixos do NMDS são ortogonais entre si e, portanto, independentes (Cox & Cox 2001) optou-se por utilizar apenas os escores do primeiro eixo.

Para testar a estrutura espacial nas variáveis respostas foi utilizado o coeficiente I de Moran (Moran's I) (Rangel *et al.* 2006). O coeficiente de Moran é a medida de auto-correlação espacial do conjunto de dados em diferentes classes de distância

(Rangel *et al.* 2006). A significância da auto-correlação espacial foi calculada para oito classes de distância, por meio de randomização usando 999 permutações, com número equivalente de unidades amostrais em cada classe (Rangel *et al.* 2006). Em todas as análises os níveis de significância foram corrigidos para comparações múltiplas utilizando o procedimento de Bonferroni sequencial, $P=0,05/8$ (já que foram selecionadas oito classes de distância) (Peres-Neto *et al.* 2006, Rangel *et al.* 2006).

Para análise do padrão de distribuição da riqueza, composição e abundância das espécies lenhosas, as variáveis ambientais (altitude, textura e coloração do solo, duração e profundidade da inundação e níveis médios do lençol freático) foram resumidas através da Análise de Componentes Principais (PCA). As variáveis foram padronizadas por transformação logarítmica ($\log(x+1)$) para equalização de sua contribuição nos eixos. Foram utilizados os eixos cujos autovalores foram maior que 1 (um) (Pagotto *et al.* 2011). Para testar ainda a significância dos eixos da PCA, foi realizado o teste de permutação de Monte Carlo. E assumiu-se que os componentes principais foram determinados pelas variáveis ambientais cujos valores de correlação foram maiores que 0,7 (Pagotto *et al.* 2011). Para processar estas análises foi utilizado o pacote estatístico PCOrd 6.01 (McCune & Mefford 1999).

Para que se corrobore o modelo com maior parcimônia e acurácia descritiva, ou seja, aquele que ofereça descrição precisa dos dados, as variáveis ambientais do modelo completo foram reduzidas pelo Critério de Informação Akaike, AICC (Claeskens & Hjort 2008), onde foram realizadas análises de regressão múltipla, que resultam em modelos inferenciais candidatos. Posteriormente, foram selecionados modelos cujo Delta AICC fossem menores ou iguais a 1 (um) e elaborado o segundo modelo de regressão (Claeskens & Hjort 2008). Os resíduos do modelo completo, e do segundo modelo, foram avaliados quanto a presença de estrutura espacial entre as unidades amostrais por meio de correlograma (I de Moran), com o auxílio do programa SAM (*Spatial Analysis in Macroecology*) (Peres-Neto *et al.* 2006, Rangel *et al.* 2006).

Para potencializar a análise da seleção de modelos inferenciais pelo AICC foram realizadas, adicionalmente, análises de correlação espacial de Pearson ajustada pelo método de Dutilleul (Dutilleul 1993) para testar se os principais preditores ambientais estavam correlacionados.

Para análise de partição de variâncias (Borcard *et al.* 1992, Borcard & Legendre 2002 e Peres-Neto *et al.* 2006) foram inclusas variáveis descritoras do espaço (filtros espaciais) nos modelos de regressão múltipla. Dessa análise é possível se isolar quatro frações da variância na riqueza das plantas arbóreo-arbustivas; a: proporção da variância explicada pelo efeito ambiental puro; b: proporção da variância explicada pela intersecção entre ambiente e espaço; c: proporção da variância explicada pelo espaço; e d: proporção da variância não explicada pelo conjunto de dados utilizados (Borcard *et al.* 1992, Borcard & Legendre 2002 e Peres-Neto *et al.* 2006).

Para análise da relação entre o gradiente da vegetação e as variáveis ambientais, foram elaborados diagramas de ordenação direta para os dois grupos de lenhosas (arbustivas e arbóreas) conforme Pagotto *et al.* (2011). Foram selecionadas apenas as 30 espécies mais abundantes na amostragem (Pagotto *et al.* 2011). Para esta análise utilizou-se o programa o programa R (R 2007, <http://www.r-project.org>).

2.3. RESULTADOS

2.3.1. Aspectos gerais da Vegetação

2.3.1.1. Florística e riqueza

Nas parcelas estudadas foram identificadas 99 espécies arbustivo-arbóreas, distribuídas em 79 gêneros, 40 famílias e uma espécie indeterminada (Anexo 2). Quanto ao hábito de crescimento das espécies amostradas, 36 (36,40%) espécies foram arbustivas, 63 (63,60%). As 30 espécies mais importantes (Figura 2.11) para a categoria arbórea representaram 97% (6926 ind.) da amostragem total (7152 ind.), já para arbustivas e regenerantes as 30 espécies mais importantes (Figura 2.16) representaram 97,14% (7299 ind.) da amostragem total (7514 ind.).

As famílias que mais contribuíram para a riqueza de espécies foram: Fabaceae (21 espécies), Rubiaceae (sete espécies), Myrtaceae (cinco espécies), Malvaceae, Melastomataceae, Bignoniaceae, Euphorbiaceae, Malpighiaceae, Moraceae, Annonaceae e Sapindaceae (três espécies). Estas famílias abrangeram 61 espécies, constituindo 62% das

espécies amostradas (Figura 2.7). As 38 espécies restantes estão distribuídas em 29 famílias, das quais 23 foram representadas por uma espécie (Anexo 2). Os gêneros com maior riqueza de espécies foram *Eugenia* (quatro espécies), seguidos por *Alibertia* e *Byrsonima* (três espécies). As espécies mais importantes estão destacadas nas Figuras 2.11 e 2.15.

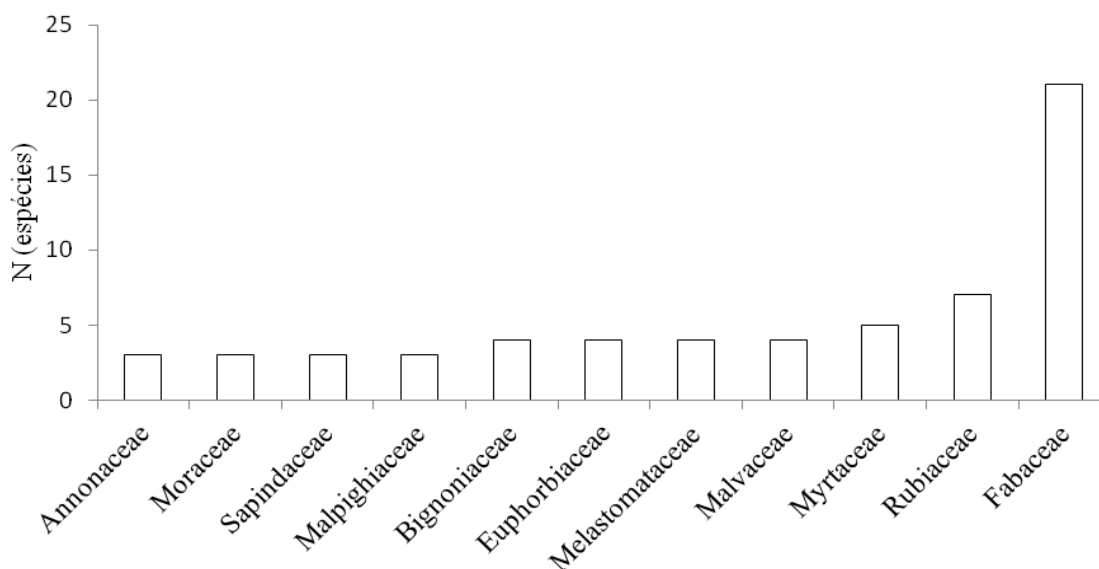


Figura 2.6. Distribuição das famílias, de acordo com o número de espécies (N) amostradas na Grade Pirizal, Pantanal Norte-MT.

2.3.1.2. Riqueza e abundância

A parcela mais rica na categoria arbórea foi a E2, com 28 espécies ($13,24 \pm 6,10$ SD) (Figura 2.8). As parcelas que apresentaram menores valores de riqueza foram C2, C3 e F5 com cinco espécies cada. Para os valores de abundância, a parcela B3 apresentou o maior valor, 477 ind.ha^{-1} ($176,48 \pm 126,61$ SD) (Figura 2.8). A parcela F5, por sua vez, também apresentou o menor valor de abundância (20 ind.ha^{-1}), assim como para riqueza. Para a categoria das arbustivas e regenerantes, a parcela que apresentou o maior número de espécies foi também a E2, com 33 espécies ($15,26 \pm 6,23$ SD) (Figura 2.8). Para parcela D2 foram registradas somente quatro espécies. Para os valores de abundância, a parcela D3 apresentou os valores mais elevados, 906 ind.ha^{-1} ($329,04 \pm 251,94$), enquanto as parcelas F4 e F5 apresentaram as menores abundâncias, 37 e 38 ind.ha^{-1} , consecutivamente (Figura 2.8).

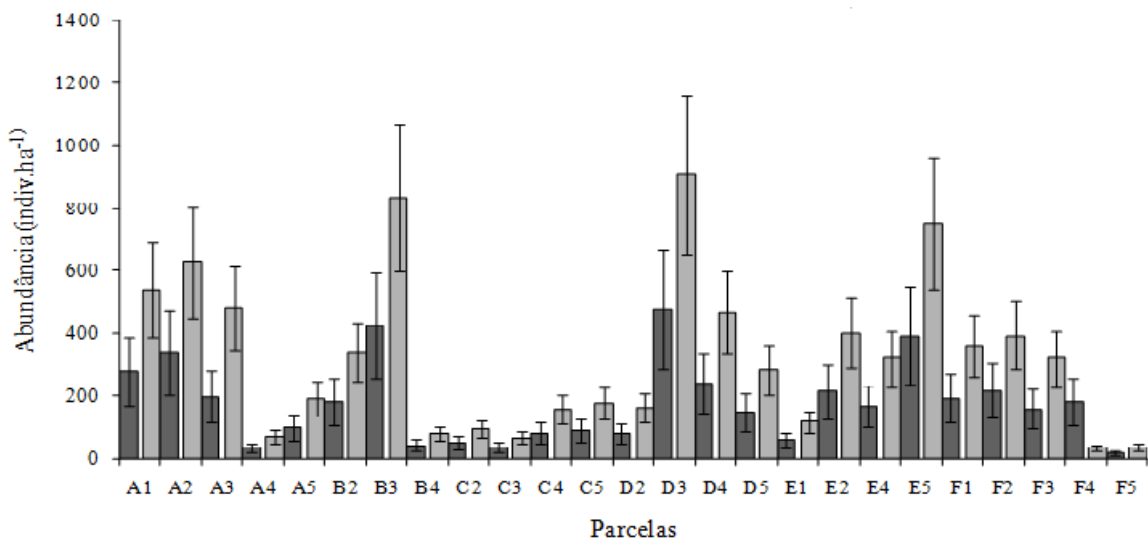
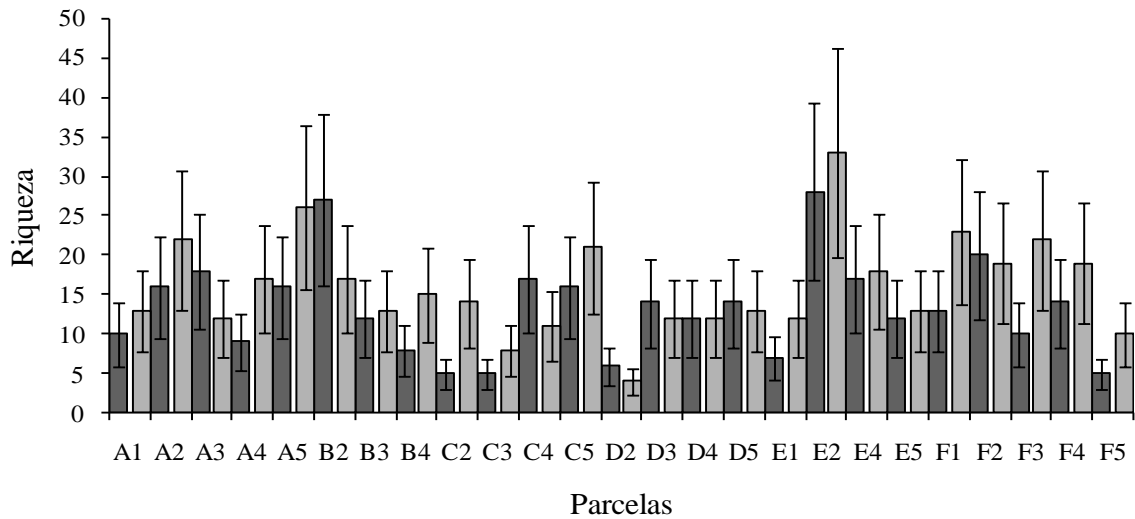


Figura 2.7. Médias e desvios padrão da riqueza e abundância das espécies lenhosas amostradas em 25 parcelas no Pantanal Norte-MT. ■ Arbóreas ■ arbustivas.

2.3.2. Efeitos espaciais e ambientais na distribuição das espécies

Os eixos da NMDS para os dados quantitativos da categoria de arbóreas explicaram grande parte das distâncias originais, pois o teste de Monte-Carlo foi significativo para os dois eixos ($p=0,032$). Além disso, o valor de *stress* (11,32) indicou que a ordenação pode ser considerada satisfatória e que a maior correlação entre a matriz de distância de escores aleatórios e a matriz de distância dos dados originais não foi

encontrada meramente ao acaso. A ordenação da NMDS para dados qualitativos também foi considerada satisfatória para os dois eixos ($p=0,004$), mas apresentou maior valor de *stress* elevado (15,47).

Apesar de ambas as análises explicarem significativamente a ordenação das espécies, nota-se que na NMDS quantitativa (Figura 2.9-A) há gradiente estrutural e fitofisionômico evidente, onde as parcelas formadas por tipologias florestais e com maior abundância de indivíduos estão bem próximas, separadas daquelas formadas por tipologias savânicas (campos de murundus e cerradões) com menores valores de abundância. Já na NMDS qualitativa (Figura 2.9-A1) demonstrou que as parcelas analisadas formam grupos distintos, separando savanas inundáveis (campos de murundus) e florestas semi-sempreverdes sazonalmente inundáveis, daquelas livres de inundação (B2, E2 e F2).

As análises de NMDS para as espécies arbustivas e regenerantes demonstraram que os dados quantitativos, assim como para a categoria arbórea, explicaram grande parte das distâncias originais, pois o teste de Monte-Carlo foi significativo para os dois eixos ($p=0,004$). O valor de *stress* (12,65) indicou também para a categoria de arbustivas e regenerantes que a ordenação foi satisfatória, e maior correlação entre a matriz de distância de escores aleatórios e a matriz de distância dos dados originais também não foi encontrada pelo acaso. A ordenação da NMDS para dados qualitativos também foi considerada satisfatória para os dois eixos ($p=0,004$), com uma pequena elevação no do valor de *stress* (13,06). Tanto para NMDS quantitativa quanto para a qualitativa podem ser discriminados diferentes agrupamentos, evidenciando que as espécies estão distribuídas de acordo com gradientes ambientais e não ao acaso. Isto se verifica nos diagramas da ordenação pode-se observar (Figura 2.9-B e B1)) que as parcelas formadas por cerradões (B2, E2 e F2) se distanciam das demais provavelmente por serem áreas livres da inundação (cordilheiras), ao passo que as demais são áreas inundáveis (florestas sazonais e campos de murundus).

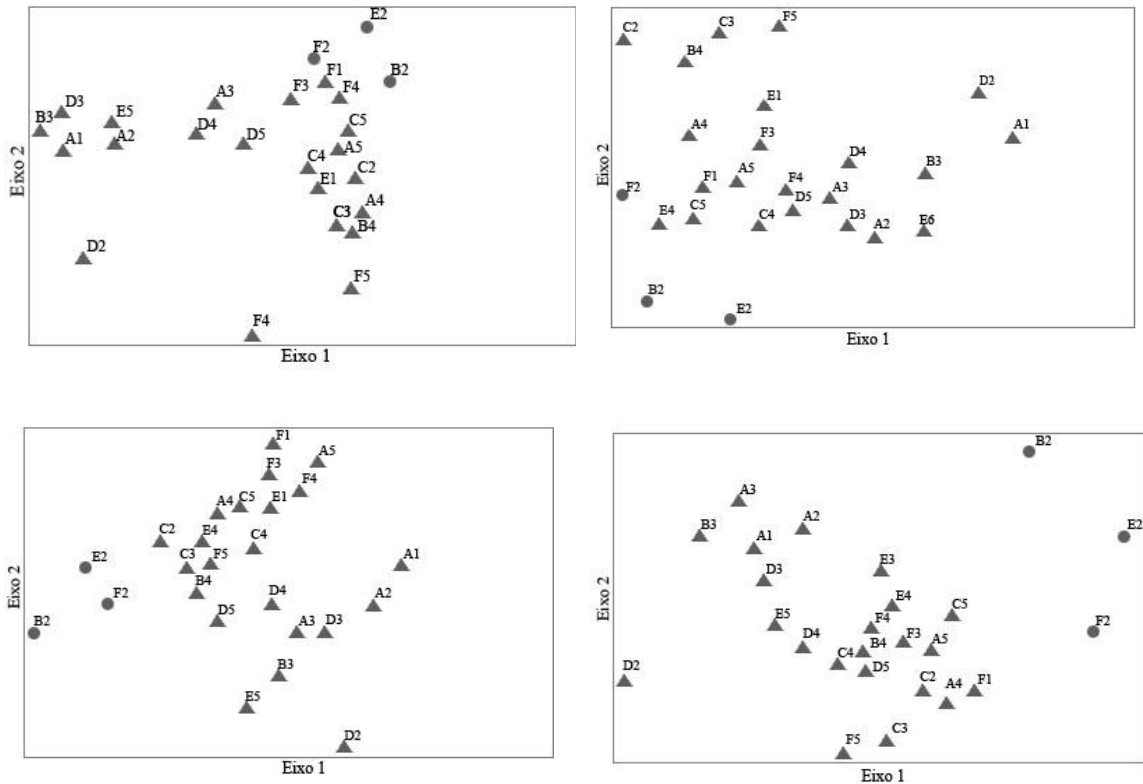


Figura 2.8. Ordenação pelo NMDS das 25 parcelas amostradas para a vegetação arbórea, re arbustivas e regenerantes no Pantanal Norte-MT. Ordenação para espécies arbóreas, A = dados quantitativos e A1 = dados qualitativos. Ordenação para espécies arbustivas e regenerantes, B= dados quantitativos e B1=dados quantitativos.

2.3.3. Distribuição Espacial

Como as análises de NMDS explicaram a ordenação da composição no espaço bi-dimensional, optou-se por utilizar os escores do eixo 1 (eixo 1 qualitativo e quantitativo). No entanto, os correlogramas de Moran demonstraram que não houve estrutura espacial significativa nos valores dos resíduos da relação entre variáveis preditoras e resposta (Figura 2.10-A e B). Para a distribuição da riqueza, os escores do primeiro eixo (qualitativo e quantitativo) para a categoria das arbóreas também não apresentou estrutura espacial significativa em qualquer das classes de distância analisadas (Figura 2.11-A). Já para o grupo das arbustivas e regenerantes apenas os escores do primeiro eixo qualitativo não apresentaram estrutura espacial significativa (Figura 2.11-B). Por outro lado, os escores do primeiro eixo quantitativo apresentaram estrutura espacial em duas classes de distância (2ª e 6ª) e a riqueza em uma classe (3ª). Observa-se ainda nos correlogramas que

não há padrão monotônico nos dados florísticos (expresso por riqueza e escores do eixo 1 quantitativo) em relação a distância geográfica. A similaridade declina, ou se eleva irregularmente até atingir a distância máxima que abrange este estudo (4,5 km).

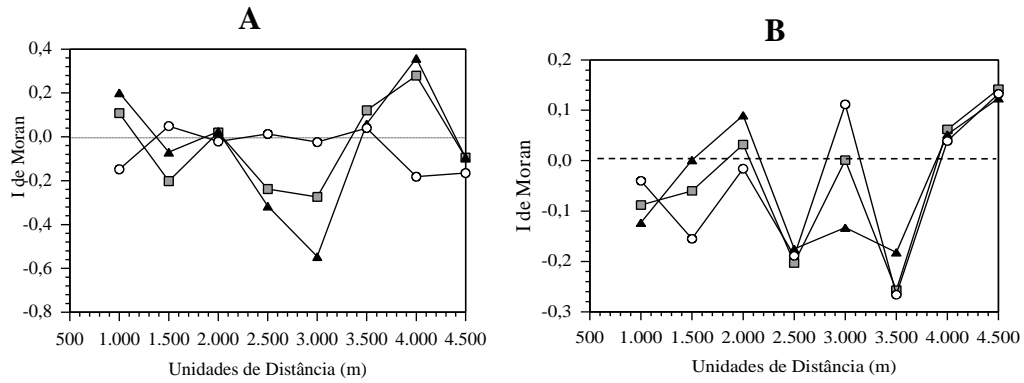


Figura 2.10. Correlogramas espaciais para modelos residuais com base se no índice I de Moran para três variáveis respostas: riqueza, eixos 1 da NMDS qualitativo (A - espécies arbóreas e B - arbustivas e regenerantes) após a inclusão das cinco variáveis predictoras (teores de argila, silte e areira, DI e LF) no modelo de regressão \circ Riqueza, \blacktriangle Eixo 1 Qualitativo, \square Eixo 1 Quantitativo e * Valores significativos ($P < 0,05$, após correção de Bonferroni para múltiplas comparações).

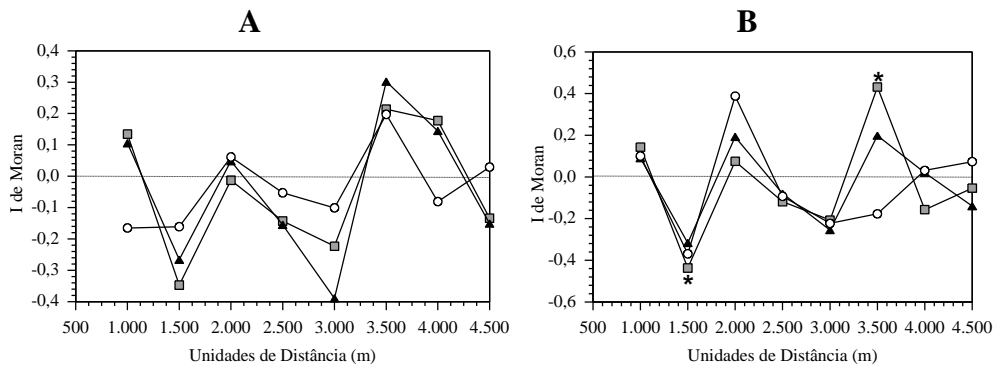


Figura 2.11. Correlogramas espaciais com base se no índice I de Moran para três variáveis respostas: riqueza, eixos 1 da NMDS qualitativo (A - espécies arbóreas e B - arbustivas e regenerantes) após a inclusão das cinco variáveis predictoras (teores de argila, silte e areira, DI e LF) no modelo de regressão \circ Riqueza, \blacktriangle Eixo 1 Qualitativo, \square Eixo 1 Quantitativo e * Valores significativos ($P < 0,05$, após correção de Bonferroni para múltiplas comparações).

2.3.4. Seleção das variáveis ambientais

As variáveis preditoras para compor o modelo completo, tanto da categoria das arbóreas quanto das arbustivas e regenerantes, foram selecionadas por meio da análise de PCA, onde o primeiro eixo da ordenação apresentou 29,7% da variação dos dados ($p=0,004$). As variáveis que mais explicaram esse componente foram teores de argila (-0,72), DI (0,73) e silte (0,82). O segundo eixo a variância explicada foi de 21,7% ($p=0,004$), e as variáveis que apresentaram maiores valores de relação com esse componente foram teores de areia (-0,70) e níveis médios do lençol freático - LF, (0,76). Pode-se observar pelos valores na Tabela 2.1, que os teores de areia e PI estiveram negativamente correlacionados com LF, enquanto DI esteve correlacionado com os teores de argila e negativamente correlacionado com os teores de silte. A ausência de estrutura espacial e alta tolerância entre as variáveis ambientais permitiram a inclusão dos fatores supracitados no modelo completo para análises inferenciais.

Tabela 2. 3. Resultado da Análise de Componentes Principais, PCA para seleção das variáveis ambientais da Grade Pirizal, Pantanal Norte-MT.

Variáveis Ambientais	Eixo 1	Eixo 2
Areia grossa (g.kg^{-1})	0,19	0,70
Areia fina (g.kg^{-1})	-0,52	0,53
Argila (g.kg^{-1})	-0,72	0,16
Silte (g.kg^{-1})	0,82	-0,04
Índice de Avermelhamento	-0,38	-0,02
Altitude (cm)	-0,58	-0,02
Profundidade da Inundação (m)	0,06	-0,67
Duração da Inundação (dias)	0,73	0,43
Nível do Lençol Freático (m)	0,34	0,76

2.3.5.1. Efeito dos fatores ambientais na riqueza, composição e abundância das espécies arbóreas

A seleção de modelos inferenciais por regressão múltipla, utilizando tanto a riqueza quanto os eixos 1 qualitativo e quantitativo como variável resposta, demonstraram que a DI e o teor de argila foram as principais preditoras (com respectivos valores de AICC=0, 0 e 0,04). Para a distribuição da riqueza resultou em previsão satisfatória

($R^2=0,49$ $P<0,001$), para o eixo 1 quantitativo foi mais fraca ($R^2=0,34$ $P <0,001$) e para o eixo 1 quantitativo marginalmente satisfatória ($R^2=0,44$ $P <0,001$) (Tabela 2.2).

Apesar do teor de argila e da DI explicarem o modelo final para todas as variáveis respostas (riqueza, eixos 1 qualitativo e quantitativo), utilizou-se apenas a DI para ordenação direta com as 30 espécies mais abundantes. A ordenação demonstrou que houve a substituição gradual de espécie no gradiente de inundação à medida que muda a duração média da inundação nas parcelas (Figura 2.12). Nas parcelas que permaneceram por mais tempo inundadas foram encontradas espécies exclusivas ou em densidades maiores do que nos demais pontos do gradiente. Neste caso podem-se citar as seguintes espécies, *Eugenia stictosepala*, *Eugenia florida*, *Calophyllum brasiliense*, *Licania parvifolia*, *Brosimum lactescens*, *Vochysia divergens*. Já, as espécies *Terminalia argentea*, *Physocalyma scaberrimum*, *Luehea paniculata*, *Dilodendron bipinnatum*, *Casearia sylvestris*, *Caryocar brasiliense* e *Andira cujabensis* foram exclusivas de ambientes não inundados. Observa-se ainda no dendrograma que as espécies *Dipteryx alata*, *Handroanthus impetiginosus*, *Simarouba versicolor*, *Tabebuia aurea*, graficamente estão distribuídas em todo gradiente, no entanto, nas observações em campo notou-se que elas tendem a ambientes secos, pois nos campos inundáveis essas espécies ocorreram sobre os murundus (elevações livres de inundação). Já a espécie *Curatella americana* teve ampla distribuição em quase todo o gradiente com elevada abundância de indivíduos.

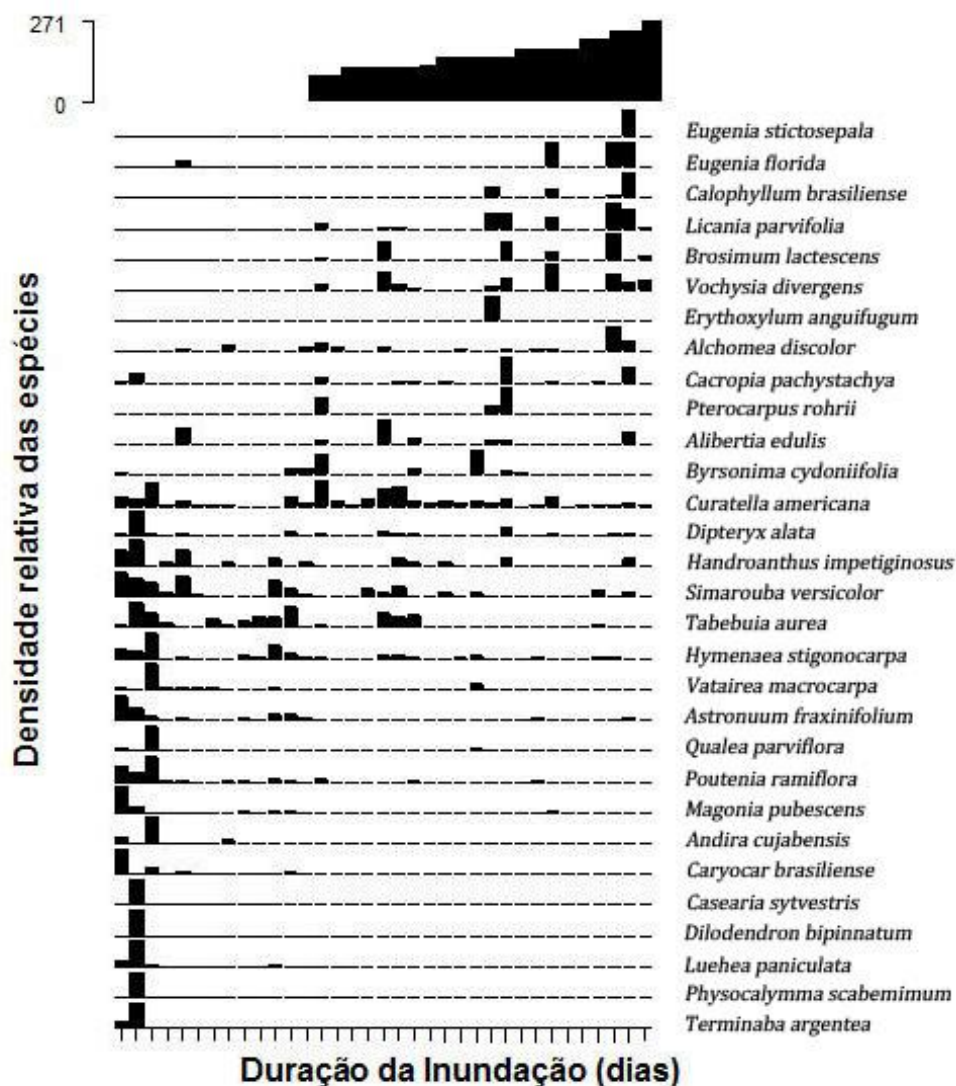


Figura 2.12. Ordena o direta das espécies arbóreas em rela o ao gradiente de dura o da inunda o no Pantanal Norte-MT.

No modelo para parti o de variâncias utilizou-se apenas as variáveis predictoras de maior influência (DI e teores de argila), tanto para o eixo 1 qualitativo quanto para o eixo 1 quantitativo. A parti o da varia o para o eixo 1 qualitativo resultou em 37,2% explicados exclusivamente pelas variáveis ambientais (DI e teor de argila); 6,9% conjuntamente pelas variáveis ambientais e espaço; 6,5% apenas pelo espaço e 49,4% de varia o não explicada (Figura 2.13-A). Para o eixo 1 quantitativo resultou em 24,4% explicados exclusivamente pelas variáveis ambientais (DI e teor de argila); 9,8% conjuntamente pelas variáveis ambientais e espaço; 4,8% apenas pelo espaço e 61% de varia o não explicada (Figura 2.13-B)

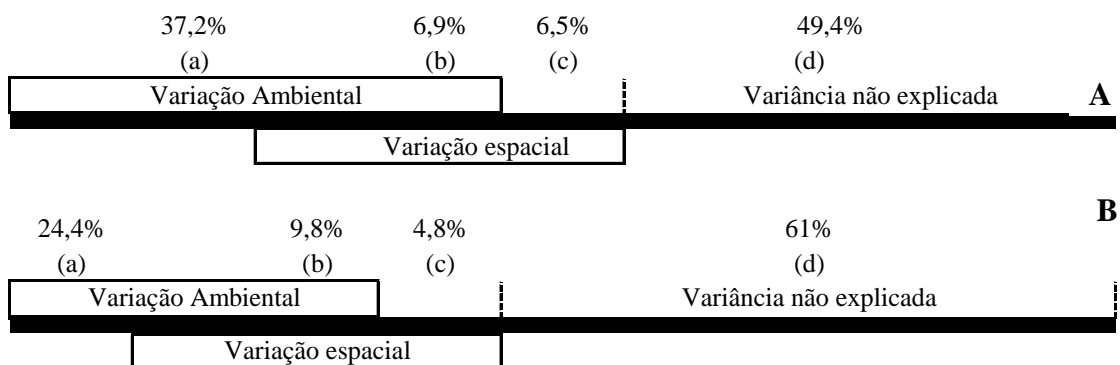


Figura 2.13. Partição da variância total explicada dos escores do primeiro eixo da ordenação de Escaloneamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), onde A representa os dados quantitativos e B os dados qualitativos para as espécies arbóreas amostradas na Grade Pirizal, Pantanal Norte-MT.

2.3.5.2. Relação das principais variáveis preditoras

As variáveis preditoras selecionadas (DI e teores de argila) para o modelo das espécies arbóreas apresentaram relação positiva ($r=0,49$ $P=0,01$) (Figura 2.14). Os valores para a duração da inundação entre as parcelas variou de 0 a 271 dias, com valores médios de $141,2 \pm 70,7$ dias e os valores médios de argila foram $125,56 \pm 108,20$ g. Kg^{-1} . A parcela D2 (campo inundável) apresentou os maiores valores para DI (271 dias) e para os teores de argila (423 g. Kg^{-1}). As parcelas B2, E2 e F2 (cordilheiras), apresentaram valores nulos (0 dias) para DI e os menores valores para teor de argila (90 g. Kg^{-1}), (Figura 2.15).

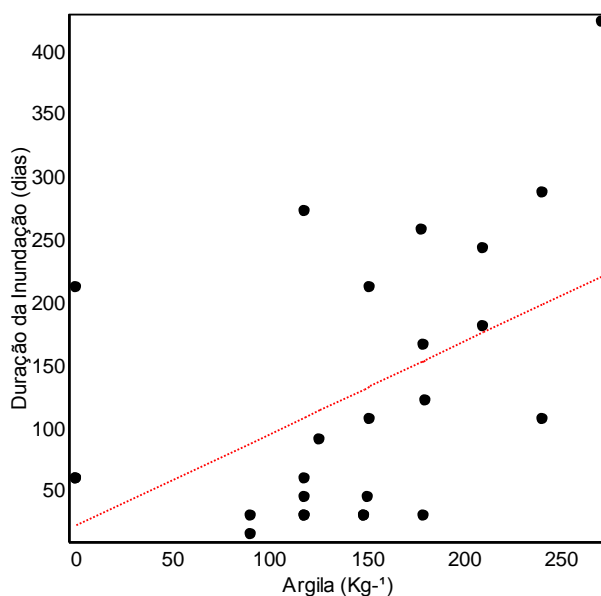


Figura 2.14. Correlação ente as variáveis preditivas, duração da inundação (DI) e teores de Argila, Pantanal Norte-MT.

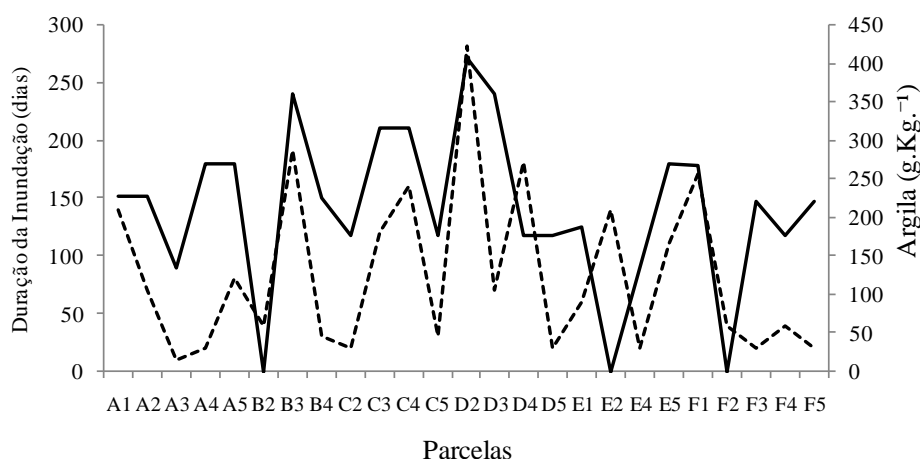


Figura 2.15. Valores da Duração da inundação (DI) (—) e teores de argila (- - -) por parcela na Grade Pirizal, Pantanal Norte-MT.

2.3.5.2. Efeito dos fatores ambientais na riqueza, composição e abundância das espécies arbustivas e regenerantes

A seleção de modelos inferenciais por regressão múltipla que utilizaram tanto a riqueza, quanto os eixos 1 qualitativo e quantitativo como variáveis, demonstraram que a DI foi a principal preditora para o grupo de espécies arbustivas e regenerantes (com respectivos valores de AICC=0, 0,97 e 0) (Tabela 2.2). Para a distribuição da riqueza a previsão foi fraca ($R^2=0,25$ $P<0,001$), para o eixo 1 qualitativo foi satisfatória ($R^2=0,53$ $P<0,001$) e para o eixo 1 quantitativo marginalmente satisfatória ($R^2=0,45$ $P<0,001$) (Tabela 2.2).

Tabela 2. 4. Coeficientes de regressão múltipla e valores de AICC para riqueza e os escores dos eixos da ordenação (Eixo 1 qualitativo e quantitativo) relacionados com teor de argila e duração da inundação (DI) para espécies arbóreas e arbustivas da Grade Pirizal, Pantanal Norte-MT.

Variável Resposta	Variáveis Predictoras e Valores de AICC	P	R ²
Arbóreas			
Riqueza	Argila e DI/AICC=0	<0,001	0,49
Eixo 1 Qualitativo	Argila e DI/AICC=0	<0,001	0,34
Eixo 1 Quantitativo	Argila e DI/AICC=0,04	<0,001	0,44
Arbustivas e Regenerantes			
Riqueza	Argila e DI/AICC=0	<0,001	0,25
Eixo 1 Qualitativo	Argila e DI/AICC=0,97	<0,001	0,53
Eixo 1 Quantitativo	Argila e DI/AICC=0	<0,001	0,45

A resposta das espécies arbustivas e regenerantes ao gradiente da inundação (Figura 2.16) foi similar a resposta das espécies arbóreas, pois também ocorreu uma substituição gradual de espécies à medida em que muda a duração média da inundação nas parcelas. Nas parcelas que permaneceram por mais tempo inundadas foram encontradas espécies exclusivas ou em densidades maiores do que nos demais pontos do gradiente. Destacou-se *Eugenia florida*, *Erythroxylum anguifugum*, *Psychotria carthagenensis*, que realmente apresentaram hábito arbustivo nesse ponto do gradiente. Enquanto, *Calophyllum brasiliense*, *Licania parvifolia*, *Vochysia divergens*, *Brosimum lactescens* e *Mabea paniculata* representaram a regeneração do grupo das arbóreas. Já, as espécies *Bauhinia obtusata* e a regeneração arbórea *Hymenaea stigonocarpa* e *Dipteryx alata* foram exclusivas de ambientes não inundados. As espécies arbustivas *Byrsonima cydoniifolia* e *Alibertia edulis* ocorreram com ampla distribuição no gradiente.

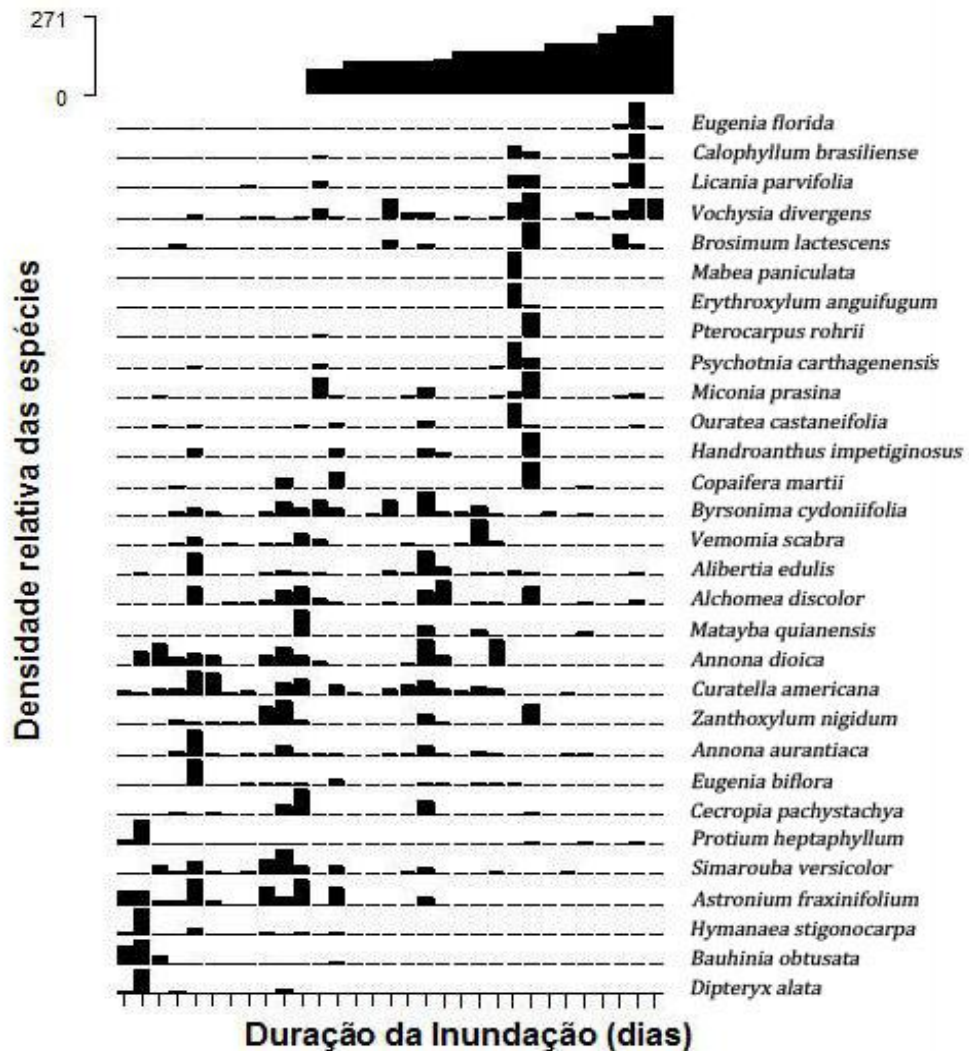


Figura 2.16. Ordenação direta das espécies arbustivas e regenerantes em relação ao gradiente de duração da inundação no Pantanal Norte-MT.

Para as espécies arbustivas e regenerantes também utilizou-se no modelo para partição de variâncias apenas as variável preditora de maior influência (DI), para os eixos 1 qualitativo. A partição da variação para o eixo 1 quantitativo resultou em 49% explicada exclusivamente pelas variáveis ambientais (DI); 4,3% conjuntamente pelas variáveis ambientais e espaço; 6,7% apenas pelo espaço; e 40% de variação não explicada (Figura 2.17-A). Para o eixo 1 quantitativo 43,8% foram explicados exclusivamente pelas variáveis ambientais (DI); 1,1% conjuntamente pelas variáveis ambientais e espaço; 0,5% apenas pelo espaço; e 54,6% de variação não explicada (Figura 2.17-B).

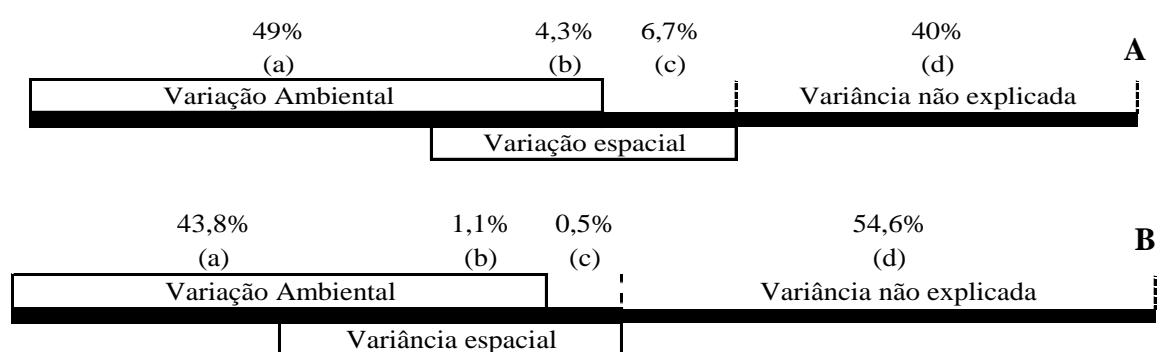


Figura 2.17. Partição da variância total explicada dos escores do primeiro eixo da ordenação de Escaloneamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), onde A representa os dados quantitativos e B os dados qualitativos para as espécies arbustivas e regenerantes amostradas na Grade Pirizal, Pantanal Norte-MT.

2.4. DISCUSSÃO

Controle ambiental ou Distância Geográfica?

Em todas as análises, os fatores ambientais mostraram-se preditores mais fortes nos padrões florísticos e de abundância que a distância geográfica entre as parcelas. Isso confirma resultados de trabalhos anteriores desenvolvidos no mesmo sítio para espécies lenhosas (Nunes da Cunha & Junk 2001, Nunes da Cunha *et al.* 2010, Fantin-Cruz *et al.* 2010a). Nas análises de ordenação para os grupos arbóreos, arbustivos e regenerantes, foi possível observar que os resultados indicaram a presença de gradientes ambientais, onde a maior parte das espécies ocupou setores preferenciais. As espécies de áreas não inundáveis

ocorreram em um extremo e das áreas inundáveis, que representaram a maioria na amostragem, ocorreu no outro extremo.

Observou-se ainda que o compartilhamento de espécies entre parcelas próximas não resultou em sobreposição florística, ou seja: foi possível distinguir três grupos (Floresta, Campo e Cerradão) de acordo com sua tipologia. Para os dados qualitativos e quantitativos das espécies arbóreas os agrupamentos foram dispostos no sentido Florestas-Campos-Cerradões. Já para arbustivas, os dados qualitativos demonstraram o mesmo padrão das arbóreas, enquanto para os quantitativos o agrupamento foi no sentido Cerradões-Campos-Florestas. A formação dos agrupamentos em locais preferencias no espaço bidimensional sugeriu que as espécies podem não estar distribuídas ao acaso, como proposto na Teoria Neutra (Hubbell 2001).

A ausência de padrões espaciais para a distribuição de espécies lenhosas implica que, possivelmente, o fator ambiental atue e limite o processo de dispersão em meso-escala na região, ou seja: há controle ambiental na distribuição das espécies e não da distância geográfica, semelhante aos resultados encontrados para o Pantanal (Haase 1992, Prado *et al.* 1994, Adámoli & Pott 1999, Damasceno-Júnior *et al.* 1999, 2004, Nunes da Cunha & Junk 1999, 2001, Arieira & Nunes da Cunha 2006, Junk *et al.* 2006).

A ocorrência de qualquer estrutura espacial em meso-escala na região do Pantanal é impossibilitada pela complexidade geomorfológica da área que influencia a conectividade hidrológica entre locais da planície de inundação. Pois os ambientes de relevo mais elevado (cordilheiras) atuam como barreiras físicas, e influenciam o movimento da água ao longo da planície e, conseqüentemente na dispersão de sementes pela água (Fantin-Cruz *et al.* 2010a). Pagotto *et al.* (2011) discutiram que a ausência de estrutura espacial na distribuição das espécies herbáceas em bancos de sementes na mesma região, pode ser também consequência da complexidade hidrodinâmica. Além disso, a similaridade florística (expressa por riqueza e eixo 1 quantitativo), ao contrário do que proposto pela visão neutralista de Hubbell (2001), não diminui em função monotônica da distância geográfica entre as parcelas.

No entanto, a presença de estrutura espacial em classes de distância para os escores do eixo 1 quantitativo (abundância) e riqueza para o grupo das espécies arbustivas e regenerantes, demonstra que três parcelas (cordilheiras) foram distintas de todas as outras. Sendo que a maioria das espécies encontradas nessas unidades tem pequenos

intervalos geográficos no sistema de amostragem, e em relação a paisagem estudada e isto pode ter influenciado nos valores de significância do correlograma.

Sobretudo, esses resultados não apresentam implicância estatística para as análises realizadas, visto que não há dependência espacial nos resíduos dos modelos de regressão, o que também sugere que não houve pseudo-replicações na amostragem (Diniz-Filho *et al.* 2003). Estes são fatos que atendem tanto os pressupostos para estimar a associação entre as séries de dados analisados (Peres-Neto *et al.* 2006), quanto ao que preconiza o método de amostragem RAPELD (Magnusson *et al.* 2005). No RAPELD as parcelas são delineadas para minimizar o efeito da estrutura espacial no estudo que relacionem a composição de espécies com variáveis ambientais.

A riqueza e os eixos 1 qualitativo e 1 quantitativo, das espécies arbóreas foram significativamente associados com DI e teor de argila, já para as espécies arbustivas e regenerantes foram significativamente relacionados apenas com DI. Estes resultados forneceram mais suporte para a visão teórica do nicho, e para não rejeição da segunda hipótese deste estudo: que a inundação é a principal preditora da distribuição de plantas lenhosas em meso-escala espacial.

A maior parte dos estudos realizados citam a inundação como um dos principais preditores para a distribuição da vegetação no Pantanal (Haase 1992, Prado *et al.* 1994, Adámoli & Pott 1999, Damasceno-Júnior *et al.* 1999, 2004, Nunes da Cunha & Junk 1999, 2001, Arieira & Nunes da Cunha 2006, Junk *et al.* 2006), no entanto, autores como Zeilhofer & Schessl (2000) sugerem interdependência entre textura do solo e inundação. No presente trabalho, a correlação positiva entre DI e o teor de argila não sugere a interdependência entre essas duas variáveis ambientais, mas sim a relação de estreita dependência na área estudada. Assim, provavelmente somente o teor de argila não afetou diretamente a distribuição de plantas, já que esse componente edáfico está relacionado, geralmente, a locais de elevada umidade devido a sua capacidade de retenção hídrica do solo (Costa 2004). Em contraste, a inundação afeta diretamente não somente a origem e alteração dos padrões de heterogeneidade do ambiente físico (Johnson *et al.* 1985, Giehl & Jarenkow 2008), mas também condiciona o espectro biológico da vegetação (Junk *et al.* 1989, 2006, Nunes da Cunha & Junk 2001, Damasceno-Junior *et al.* 2004, Wittmann *et al.* 2006, Fantin-Cruz *et al.* 2010a, Scremin-Dias *et al.* 2011).

A duração da inundação no Pantanal reflete distribuição da vegetação em diferentes escalas. Para estudos em grande escala espacial, Junk *et al.* (2004, 2006) sugeriram que, além da inundação, deve-se levar em consideração fatores climáticos e históricos. Em meso-escala, também no sítio de amostragem, Fantin-Cruz *et al.* (2010a) inferiram que a duração da inundação reflete na distribuição das unidades fitofisionômicas. Em pequena escala, também para a região do Pantanal de Poconé, Nunes da Cunha & Junk (2001) avaliaram que as espécies estão distribuídas de acordo com sua amplitude de ocorrência ao longo do gradiente de inundação. Resultados semelhantes aos desses últimos autores foram encontrados neste trabalho, já que o gradiente de duração da inundação apresentou substituição gradual na distribuição das espécies lenhosas em meso-escala espacial, onde houve acréscimo das espécies a medida que decresceu o período de duração da inundação. Logo, a diferenciação de nicho ocorre claramente pela associação ou preferência de grupos de espécies a ambientes inundáveis, ou quando são exclusivas de ambientes livres de inundação ou pouco inundados.

A partição das variâncias, tanto para os dados qualitativos quanto para os quantitativos de ambas as categoria de espécies lenhosas estudadas, fornece suporte para a visão determinística, uma vez, que para os modelos analisados, a porção explicada pelas variáveis ambientais foi aproximadamente seis vezes maior que a porção explicada puramente pelo componente geográfico. Esses resultados corroboram a hipótese de que os efeitos da limitação de dispersão (distância geográfica) nos padrões observados de riqueza, composição e abundância tenham menor importância relativa na partição que os fatores ambientais em meso-escala espacial.

A quantificação da influência relativa do ambiente e da distância geográfica na distribuição da vegetação ainda é abordagem recente e que não havia sido documentada para o Pantanal. É consenso para região de que as formas de vida vegetais estudadas (herbáceas a lenhosas) são distribuídas em diferentes faixas do gradiente de inundação, profundidade ou duração (Zeilhofer & Schessl 2000, Nunes da Cunha & Junk 2001, Rebellato & Nunes da Cunha 2005, Arieira & Nunes da Cunha 2006,) ou, implicitamente, assumem que as espécies estão distribuídas em nichos. Entretanto, esses estudos não quantificaram o grau ou proporção que o controle ambiental exerce na distribuição da vegetação.

Nas florestas tropicais, a partição de variâncias realizadas em trabalhos com herbáceas, palmeiras e lenhosas não apresentaram consenso nas respostas dos modelos. Por

vezes a distribuição das espécies foi melhor explicada pelo componente ambiental (Gentry 1988, Costa *et al.* 2005, 2008, Poulsen *et al.* 2006, Jones *et al.* 2006, Zuquim *et al.* 2009). Outros chamaram a atenção para a limitação de dispersão ou para o componente espacial (Hubbell 2001, Condit *et al.* 2002, Chave 2004, Normand *et al.* 2006, Emilio *et al.* 2010). As diferenças dos resultados nesses estudos, podem ser devido as variedade de formas de vida analisadas, intensidade e delineamento amostral, e tamanhos de escalas diferenciadas (Condit *et al.* 2002, Phillips *et al.* 2003, Tuomisto *et al.* 2003a, 2003b, Chust *et al.* 2006, Normand *et al.* 2006, Jones *et al.* 2006, 2008, Zuquim *et al.* 2009, Emilio *et al.* 2010). Jones *et al.* (2008), ressaltaram que a escolha por modelos diferenciados de regressão pode afetar os resultados na partição.

A grande parte da variação não explicada neste estudo pode ser atribuída á limitação no processo de amostragem, ou a fatores ambientais e bióticos não mensurados. Para Bocard *et al.* (1992), o componente não explicado não pode ser discriminado como potencialmente explicável, sendo realmente estocástico. Entretanto, acredita-se que as porcentagens explicadas são satisfatórias pela qualidade dos dados utilizados e extensão espacial do estudo (Jones *et al.* 2008, Smith & Lundholm 2010).

Embora o controle ambiental, exercido pela duração da inundação, seja consistentemente importante na distribuição das plantas lenhosas em meso-escala espacial, há considerável apoio empírico na literatura para a hipótese do *continuum* entre nicho e neutralidade (Gravel *et al.* 2006, Leibold & MacPeck 2006, Stokes & Archer 2010). Essas teorias podem ser mais complementares do que conflitantes, na medida em que os processos que causam a variação nos padrões de distribuição das espécies ocorrem em diferentes escalas espaciais e de tempo. Para a coexistência de ambas as teorias será necessário desenvolver modelos mistos (Gravel *et al.* 2006, Leibold & MacPeck 2006, Stokes & Archer 2010) que incorporem dinâmica neutra dentro da mesma mancha de hábitat, mas não entre habitats diferentes. Pelos resultados apresentados no presente estudo, a região do Pantanal oferece uma ampla oportunidade para aplicação dos modelos mistos, apesar do determinismo ambiental revelado nos resultados do presente estudo. As plantas lenhosas estão dispostas em manchas do mosaico da paisagem (Costa *et al.* 2010) e dentro da mesma mancha elas tendem a ser equivalentes ecológicos (Hubbell 2001). No entanto, entre habitats o controle ambiental provavelmente poderá ser mais forte.

Nesse trabalho, apesar do controle ambiental ser mais forte não se teve a intenção de confrontar as teorias. Já que nenhuma teoria por si só pode ser capaz de

explicar padrões de distribuição da vegetação, pois existem fatores não acrescentados no modelo, por exemplo, fatores históricos ou biológicos não mensurados (Svenning *et al.* 2006), que poderiam auxiliar na explicação da distribuição das espécies lenhosas em meso-escala na região do Pantanal, como no caso da Grade Pirizal.

2.5. CONCLUSÕES

A ausência de padrão espacial para explicar a distribuição de espécies lenhosas implica que há controle ambiental na distribuição das espécies em meso-escala e não da distância geográfica. Adicionalmente, a partição de variâncias demonstrou que os componentes ambientais tiveram maior importância relativa que os efeitos da limitação da dispersão. De modo similar aos estudos de pequena escala para distribuição da vegetação, em meso-escala, a inundação também é das principais preditoras ambientais na distribuição de plantas lenhosas. Esses resultados indicam que as comunidades podem estar estruturadas por nichos, e não estão distribuídas estocasticamente como preconiza a visão neutralista de Hubbell.

Assim, a importância deste trabalho reside na determinação e quantificação dos fatores ambientais e espaciais em média escala, por se tratar da abordagem recente e que ainda não havia sido documentada para o Pantanal.

3. PADRÕES DO CRESCIMENTO RADIAL DE *Byrsonima cydoniifolia* A. Juss. e *Curatella americana* L. NO PANTANAL NORTE

3.1. INTRODUÇÃO

O padrão espacial de distribuição da vegetação pode resultar de condições bióticas, abióticas, distúrbios naturais e antrópicos (Forman & Godron 1986). Informações sobre a dinâmica temporal da vegetação são necessárias para identificar a origem dessas alterações (Forman & Godron 1986, Martínez-Ramos *et al.* 1989).

A mudança temporal nas comunidades tropicais é usualmente estimada por meio de censos repetitivos em parcelas permanentes (Felfili *et al.* 2005, Schöngart *et al.* 2011). Este tipo de estudo gera informações diretas sobre as taxas de crescimento diamétrico e de altura, recrutamento e mortalidade dos indivíduos. No entanto, em regiões tropicais observaram-se problemas de diferentes naturezas, como, a superestimação das taxas de incremento devido a problemas de deformações no fuste, ou subestimação, devido à desidratação periódica em algumas espécies, que resulta na contração da casca e do alborno (Felfili *et al.* 2005, Schöngart *et al.* 2011).

A análise de anéis anuais, dendrocronologia, permite a reconstrução histórica da vida de árvores ou de ecossistemas (Worbes 2002, Schöngart *et al.* 2005, 2011, Schöngart 2008). E permite ainda, a precisão na determinação da idade relatando alterações na estrutura do ecossistema, frequência de perturbações e outros processos dinâmicos (Swetnam *et al.* 1999, Worbes 2002, Schöngart *et al.* 2005, 2011, Schöngart 2008).

Estudos dendrocronológicos são amplamente desenvolvidos nas zonas temperadas, pois a forte sazonalidade de temperatura induz a dormência do câmbio vascular e à formação dos anéis de crescimento anuais nas árvores (Stahle 1999, Swetnam *et al.* 1999, Grau *et al.* 2003, Worbes *et al.* 2003). Porém, são ainda escassos em regiões tropicais, onde a sazonalidade climática e a formação dos anéis anuais não são tão perceptíveis (Mariaux 1981, Roig 2000, Worbes 2002, Roig *et al.* 2005, Oliveira *et al.* 2009). No entanto, há mais de três décadas, experiências nos trópicos atestaram a existência de anéis anuais distintos na madeira (Bormann & Berlyn 1981, Pant 1983, Jacoby 1989, Bhattacharyya *et al.* 1992, Devall *et al.* 1995, Eckstein *et al.* 1995, Stahle 1999, Roig 2000,

Worbes 2002, Schöngart *et al.* 2002, 2004, 2005, 2006, Schöngart 2008, Gebrekirstos *et al.* 2008).

A maioria dos estudos dendrocronológicos realizados em regiões subtropicais e tropicais têm se concentrado na identificação de espécies sensíveis ao clima (dendroclimatologia) e no desenvolvimento de cronologias dos anéis de crescimento para serem utilizadas como modelo representante (*proxy*) para investigação climatológica (Worbes 1989, 1997, Villalba *et al.* 1998, Bhattacharyya & Yadav 1999, Buckley *et al.* 2000, Fowler *et al.* 2000, Biondi 2001, Schöngart *et al.* 2004, 2005, 2006, Dezzeo *et al.* 2003, Dünisch *et al.* 2003, Morales *et al.* 2004, Speer *et al.* 2004, Brienem & Zuidema 2005, Dünisch 2005, Oliveira *et al.* 2010). Para Oliveira *et al.* (2010) ainda são poucos os estudos desenvolvidos com a cronologia dos anéis de crescimento com outras aplicações ecológicas nas regiões tropicais.

O reconhecimento dos anéis e a aplicação de técnicas dendrocronológicas permitiu a determinação de alguns fatores limitantes no crescimento das espécies tropicais (Jacoby 1989, Worbes 2002). Em áreas inundáveis o principal fator, descrito na literatura, que controla o ritmo de crescimento é o pulso de inundação (Junk *et al.* 1989, Schöngart *et al.* 2002), o pulso compreende a alternância entre fase aquática e terrestre causa grande estresse sobre os organismos, principalmente na vegetação (Junk *et al.* 1989, Junk & Silva 1999, Nunes da Cunha & Junk 2001, Schöngart *et al.* 2002). Nas árvores, a formação dos anéis anuais é produto da dormência cambial causada por condições desfavoráveis durante a fase aquática (Worbes 1985, 1989, 1997) e o período vegetativo (crescimento) ocorre durante a fase terrestre (Worbes 1985 e 1989, Schöngart *et al.* 2002, 2004, 2005, Dezzeo *et al.* 2003).

Grande parte dos estudos dendrocronológicos em áreas úmidas tropicais foi realizada na Amazônia Central com ênfase similar para dendroecologia e dendroclimatologia (Worbes (1985, 1989, 1997, 2002), Schöngart *et al.* (2002,2004,2005)). Estes estudos apontaram a distinção dos anéis de crescimento e dependência da largura em relação à duração da fase terrestre.

Para o Pantanal ainda é escassa a utilização de técnicas dendrocronológicas, as informações disponíveis foram investigadas por Ishii (1998), Mattos (1999), Mattos *et al.* (1999, 2003, 2005), Fortes (2006), Mattos & Seitz (2008), Schöngart *et al.* (2011). Estes estudos demonstraram que os anéis de *Vochysia divergens* (Ishii 1998, Fortes 2006) e

Tabebuia heptaphylla (Mattos *et al.* 2005) são formados como consequência da pluviosidade sazonal. Além disso, os estudos utilizando anéis anuais permitiram a elaboração de modelos diamétricos prognósticos (Mattos 1999, Mattos *et al.* 2005, Fortes 2006, Mattos & Seitz 2008) e a quantificação espacial do estoque de carbono e a idade dos estandes de *V. divergens* (Schöngart *et al.* 2011).

O Pantanal é constituído por propriedades particulares, onde a pecuária é a principal atividade econômica (Allem & Valls 1987, Campos Filho 2002, Nunes da Cunha & Junk 2004 e 2009b). Atualmente, a busca por competitividade intensifica os sistemas de criação e impõe tecnologias desapropriadas para a região (Campos Filho 2002, Nunes da Cunha & Junk 2009b). Essas atividades ocasionam perda dos campos naturais, principalmente pela erosão do solo ou por expansão de espécies lenhosas (Campos Filho 2002, Nunes da Cunha & Junk 2004, 2009b, Junk & Nunes da Cunha 2005).

Para os fazendeiros no Pantanal de Poconé a acelerada “invasão” de espécies lenhosas sobre campos nativos em décadas recentes causaram prejuízos econômicos, pela redução da capacidade produtiva das fazendas (Nunes da Cunha & Junk 2004). Citaram ainda as espécies lenhosas com comportamento de invasoras, dentre as quais *Byrsonima cydoniifolia* (canjiqueira) e *Curatella americana* (lixeira) (Haasse & Hasse 1995, Allem & Valls 1987, Nunes da Cunha & Junk 2004, Santos *et. al* 2006, Junk & Nunes da Cunha 2012). As análises de Junk & Nunes da Cunha (2012) demonstram que invasões das espécies lenhosas refletem uma coincidência com fatores hidrológicos, sócio-econômicos, legais e políticos.

A limpeza de campo, amparada pela lei estadual de gestão do Pantanal (nº 8.830/08, AL-MT), é atividade tradicional que mantém a paisagem cultural local (Nunes da Cunha & Junk 2009b, Junk & Nunes da Cunha 2012). A remoção de *Byrsonima cydoniifolia* é determinada para fins de manejo e manutenção dos campos naturais, ao passo que a remoção de *Curatella americana* não foi regulamentada pela legislação em vigor (nº 8.830/08, AL-MT).

Assim, informações sobre a prognose do crescimento demográfico de *B. cydoniifolia* e *Curatella americana*, dessas espécies poderá ser aplicadas a “limpeza de pastagens nativas” ou em termos ecológicos, controle de espécies lenhosas. Nesse contexto, este estudo pretendeu responder as seguintes questões: 1) é possível elaborar modelos prognósticos preditivos para *B. cydoniifolia* e *Curatella americana* através dos

anéis de crescimento? 2) há relação do incremento radial das espécies com a sazonalidade da precipitação ou com o regime de inundação regional?

Devido ao padrão xeromórfico, característico das espécies vegetais savânicas que compõem o Pantanal, acredita-se que: 1) as taxas do incremento radial sejam relacionadas positivamente com a precipitação e negativamente com a inundação; 2) que a relação da taxa do incremento radial seja maior para períodos interanuais mais secos (1964-1973) (Embrapa 2006) do que para os mais úmidos (1942-1963/1974-2004) (Embrapa 2006).

O estudo objetivou identificar e classificar os anéis de crescimento de *B. cydoniifolia* e *Curatella americana* pela aplicação da anatomia da madeira. Além disso, buscou-se determinar taxas de incremento diamétricas e a estimação da idade para elaboração de modelos prognósticos. Por fim, objetivou estabelecer cronologias para as duas espécies e relacioná-las a precipitação, inundação local e aos ciclos interanuais de secas e cheias.

3.2. MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1. Área de estudo

Para os estudos dendrocronológicos foram selecionados três campos de murundus (*sensu* Ponce & Nunes da Cunha 1993) adjacentes a Grade Pirizal, devido à impossibilidade de realizar coletas destrutivas no sistema de parcelas permanentes. Para a seleção dos sítios de coleta, levou-se em consideração campos com características físicas similares (altitude e solo), às das parcelas campestres adjacentes da Grade.

Os indivíduos de *Byrsonima cydoniifolia* foram coletados em C1 (S16° 21,6"17' W56°17"58,3'), localizado paralelamente a parcela A3 e os de *Curatella americana* em C2 e C3 (S16°20,8"55' W56°18"56,4'), no sentido longitudinal norte da parcela C1 (Figura 3.1). Considerou-se apenas como “invasores” os indivíduos distribuídos na matriz campestre, externos aos murundus.

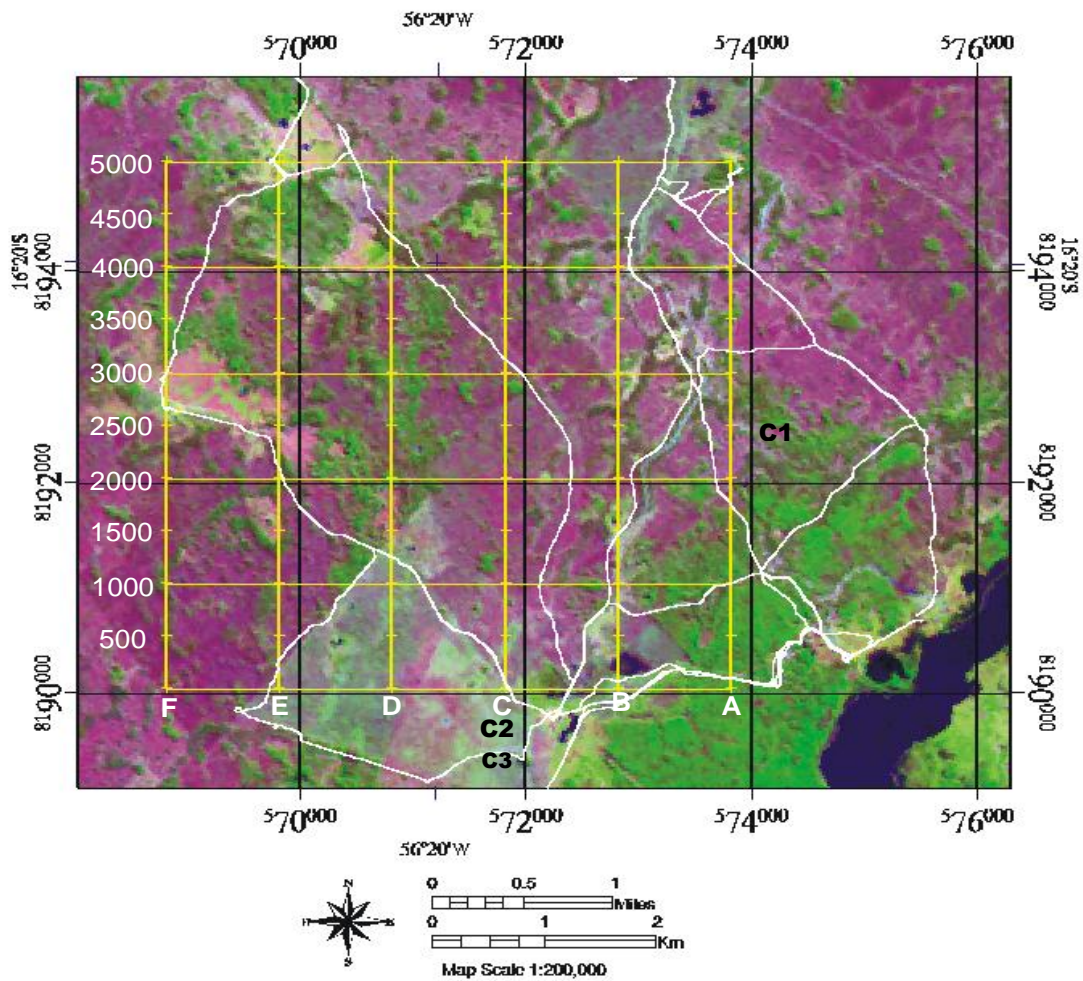


Figura 3.1. Localização da área de estudo e posição dos sítios de coletas (C1, C2 e C3) em relação a Grade Pirizal, (Oeste 56° 21', Leste: 56° 18', Norte: 16° 19' e Sul: 16° 22'), Pantanal Norte-MT.

3.2.2. Espécies selecionadas

Byrsonima cydoniifolia A. Juss. (Malpighiaceae) ocorre em campos inundáveis na Amazônia, Bolívia e no Brasil Centra (Pott & Pott 1994). No Pantanal, é exclusiva de solos arenosos, colonizam beiras de estradas e áreas desmatadas, capões, campos-cerrados inundáveis ou não, formando os canjiqueirais (Pott & Pott 1994, Silva *et al.* 2000, Marimon & Lima 2001, Marchesan *et al.* 2006, Silvério & Fernandes-Bulhão 2009). Tolerantes a queimadas, exceto quando jovem, a espécie possui porte arbustivo com 1 a 5 metros de altura. Pelas observações em campo e com a classificação fenológica de outras espécies do gênero *Byrsonima* (Pirani *et al.* 2009), considerou-se *Byrsonima cydoniifolia*

como brevidecídua, com queda foliar na estação da seca (julho-setembro), brotamento de folhas jovens novas (setembro-outubro). De acordo com Silvério & Fernandes-Bulhão (2009) *Byrsonima cydoniifolia* floresce durante a estação seca e início das chuvas (junho-outubro) com pico de floração em setembro. O período de frutificação ocorre na estação chuvosa (outubro-março), com pico em dezembro. A densidade básica da madeira foi estimada por Marchesan *et al.* (2006) em 0,51 g/cm³.

Curatella americana L. (Dilleniaceae) ocorre desde a América Central até a Bolívia e em quase todo o Brasil (limite meridional em São Paulo) (Bruniera & Groppo 2010). Está associada principalmente a formações abertas, como cerrado (Bruniera & Groppo 2010). No Pantanal esta espécie é frequente em capões, cordilheiras e campos-cerrados e possui ampla distribuição no gradiente de inundação (Oliveira-Filho 1984, Nunes da Cunha & Junk 1999, 2001, Costa *et al.* 2010). Classificada como brevidecídua (Pirani *et al.* 2009), com queda foliar durante a estação da seca (junho-setembro), pico de queda em agosto e brotamento no período da seca ao início das chuvas (agosto-novembro). Floresce durante a estação seca (junho-agosto), com pico de floração em agosto. A frutificação ocorre do período seco ao chuvoso (julho-janeiro), com pico indistinto (Pirani *et al.* 2009). A densidade básica da madeira foi estimada por Barbosa & Fearnside (2004) em 0,41g/cm³.

3.2.3. Desenho amostral

Os indivíduos foram selecionados aleatoriamente nos campos de murundus. A altura de cada indivíduo foi realizada com auxílio de vara graduada (15 m), antes da derrubada para retirada dos discos. Os discos foram retirados em secções transversais do tronco a 0,30 do solo (DAS) para *Byrsonima cydoniifolia* e a 1,30 a altura do peito para *Curatella americana*.

Foram coletados 24 discos de *Byrsonima cydoniifolia* (DAS>3 cm) e 16 discos de *Curatella americana* (DAP>3) no mês de dezembro do ano de 2009. Os indivíduos coletados de *Byrsonima cydoniifolia* possuíam altura média de 1,70 metros, já os indivíduos *Curatella americana* apresentaram altura média de 3,27 m.

O material coletado foi depositado do Laboratório de Dendrocronologia dos Biomas do Centro-Oeste Brasileiro-Universidade Federal de Mato Grosso.

3.2.4. Análises dendrocronológicas

3.2.4.1. Medição e Datação

As amostras de madeira passaram por secagem em temperatura ambiente, para evitar rachaduras. Em seguida foram submetidas a polimento com lixas de granulações de 60 a 1100 mm, no Laboratório de Dendrocronologia do Projeto INPA/Max-Planck, em Manaus.

Os anéis de crescimento nos discos coletados foram inicialmente identificados, contados, marcados a lápis com auxílio de lupa (Leica MZ 8). E devido as irregularidades da forma das seccções transversais e pela descontinuidade dos anéis anuais (Mattos 1999, Mattos *et al.* 2004) das espécies estudadas, foram feitas medições em todos os discos, sobre quatro raios, com auxílio de um medidor de anéis de crescimento LINTAB com precisão de 0,01 mm e processado com o programa TSAP (*Time Serie Analysis and Presentation*) (Rinn 1996). As medições da largura dos anéis foram realizadas no sentido do cerne - casca. O incremento radial médio foi calculado utilizando-se média aritmética.

Através da medição da largura dos anéis foram produzidas séries temporais de incremento com mais de 30 anos para a interdatação ou datação cruzada (cross-dating - Pilcher 1990). Este processo abrange a comparação da sincronização de duas curvas visualmente e estatisticamente, pelo cálculo do coeficiente de coincidência (“Gleichläufigkeit”) e T-valor (Schweingruber 1988) com o objetivo de construir uma curva média (cronologia) das espécies analisadas. Após essa etapa, foram retiradas as tendências do crescimento em longo prazo, causado por fatores internos e externos como senescência e competição através da indexação das curvas de crescimento (Cook & Briffa 1990). Para indexação aplica-se a média corrente de cinco anos (Baillie & Pilcher 1973), através do programa TSAP (*Time Serie Analysis and Presentation*).

Para descrição anatômica os anéis de crescimento foram visualizados macroscopicamente em lupa (Leica MZ 8), e fotografados com máquina digital NIKON coolpix 4500, acoplada a lupa.

3.2.4.2. Dados climáticos e hidrológicos

Para relacionar as cronologias indexadas de *Byrsonima cydoniifolia* e de *Curatella americana* com os fatores climáticos e hidrológicos, foram obtidas séries históricas dos dados de precipitação mensal a partir de três estações pluviométricas (E1, E2, E3) (Tabela 3.1). Os dados fluviométricos foram obtidas de duas estações (Porto Cercado e Ladário), Tabela 3.2. Os dados de inundação (profundidade e duração) para os sítios de coleta foram descritos no Capítulo 2.

O principal referencial do regime hidrológico do Pantanal (regional) é o nível máximo anual do Rio Paraguai, medido na régua de Ladário (MS), com uma ampla série histórica (Tabela 3.2). Os períodos de inundações e secas regionais podem ser observados no Capítulo 2. Já o nível máximo do Rio Cuiabá, medido na régua de Porto Cercado, representou a inundação local (Tabela 3.2).

Tabela 3.4. Relação das estações pluviométricas próximas ao sítio de estudo (Pirizal, Pantanal Norte-MT). Base de dados: Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e Agência Nacional de Águas (ANA) (<http://hidroweb.ana.gov.br>).

Estações/Rio	Latitude/ Longitude	Localização (município/estado)	Período da Série de dados	Base de Dados
Porto Cercado/ Cuiabá	16°30'S-56°22'W	Poconé/MT	1969-2009	ANA
Ladário/ Paraguai	19°00'S-57°35'W	Ladário/MS	1900-2009	ANA

Tabela 3.5. Relação das estações fluviométricas. Base de dados Agência Nacional de Águas (ANA) (<http://hidroweb.ana.gov.br>).

Estações/Latitude- Longitude	Localização (município- estado)/Distância do sítio de amostragem (km)	Período da Série de dados	Base de Dados
E1 (15°37'S-56°06'W)	Várzea Grande-MT/~110	1913-2009	INMET
E2 (15°12'S-56°21'W)	Cuiabá-MT/~140	1969-2009	ANA
E3 (16°32' -56°55')	Poconé-MT/~60	1970-2009	ANA

3.2.4.3. Análise de dados

Para a modelagem do crescimento inicialmente foram elaborados modelos não lineares ($\text{Diâmetro} = a / (1 + (b/\text{idade}))^c$) para as relações idade-diâmetro, conforme utilizado por Fortes (2006), este modelo derivou as taxas do incremento corrente (IC) e do incremento médio anual (IM) (Fortes 2006). E seguiu as seguintes equações: $\text{IM} = \text{CrC}_t / t$ posteriormente, $\text{IC} = \text{CrC}_{t+1} - \text{CrC}_t$ onde CrC é o crescimento cumulativo em diferentes anos t sobre ciclo de vida total da planta (Schöngart *et al.* 2007, Schöngart 2008). A modelagem dos padrões de crescimento foi construída a partir do uso do software program X-Act (SciLab) conforme sugerido por (Schöngart 2008).

Para testar as diferenças entre as três estações pluviométricas (Tabela 3.1), realizou-se análise de variância simples (ANOVA) (Vieira 2006). Para realização desta análise segmentou-se os dados de precipitação no período comum (1969-2009) entre as estações. Em seguida, estimou-se os dados faltantes entre as mesmas para construção de única série de dados regionais. Para isto, utilizou-se programa MET (*Estimate Missing Meteorology Data*) (Holmes 1994).

Para testar a relação dos dados fluviométricos entre as estações, realizou-se correlação de Spearman's com nível de significância a 99% (Chen & Popovich 2002) em dados segmentado no período comum (1969-2009) as duas estações. Pois, a série histórica para flutuação do Rio Cuiabá (variação intra-anual), foi menor (1969-2009) em relação série histórica do Rio Paraguai, para comparar com séries cronológicas das espécies. O coeficiente de correlação obtido na relação resultante foi utilizado para validar o registro diário do nível da água, desde o ano de 1900 na régua de Ladário (Tabela 3.1).

Para determinar a duração das fases terrestre e aquática foram utilizados os dados diários da flutuação do Rio Cuiabá e a altura da inundação medida nas régua implantadas nas parcelas no período de 2009 (*vide* Capítulo 2). Considerou-se como fase aquática quando as cotas do Rio Cuiabá atingiram valores ≥ 4 m (Fantin-Cruz *et al.* 2010b). Ao passo que para determinação dos ciclos plurianuais de secas ou enchentes (Tabela 3.2) do Rio Paraguai (variação interanual), utilizou-se a classificação da Embrapa (2006).

Para calibrar as curvas de crescimento das espécies (cronologia média) com os fatores ambientais (precipitação, variação intra e interanual da inundação) utilizou-se o coeficiente de correlação de Spearman's com significância a 99% (Chen & Popovich 2002).

3.3. RESULTADOS

3.3.1. *Variação climática e hidrológica*

Os resultados para precipitação demonstraram que não houve diferença significativa ($F=0,40$; $p=0,67$) entre as estações pluviométricas (E1, E2, E3) no período de 1969-2009 (Figura 3.2). Na estação E1 a precipitação anual média foi de 1.187 ± 244 mm, E2 1.331 ± 467 mm, e em E3 1.491 ± 303 mm. A ausência de diferença significativa entre os dados pluviométricos das três estações possibilitou a construção da única série regional que será utilizada nas análises seguintes.

Para os dados de inundação, houve correlação significativa ($r=0,65$ e $p<0,0001$) entre a variação local (Rio Cuiabá) e regional da inundação (Rio Paraguai) no período de 1969-2009 (Figura 3.3). Os níveis de inundação anual média para o Rio Cuiabá foi de 251 ± 82 cm; e para o Rio Paraguai os valor da inundação média foi 429 ± 105 cm. Mesmo com diferenças nos níveis de inundação, a correlação positiva e significativa entre as estações valida as análises subsequentes.

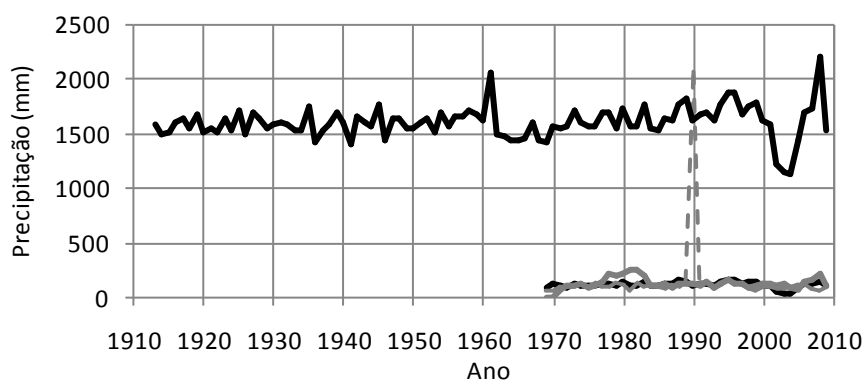


Figura 3.2. Precipitação média anual das estações meteorológicas (E1, E2 e E3) no período de 1969-2009 e série pluviométrica regional. Onde, E1= — E2= — E3= - - Série regional= —

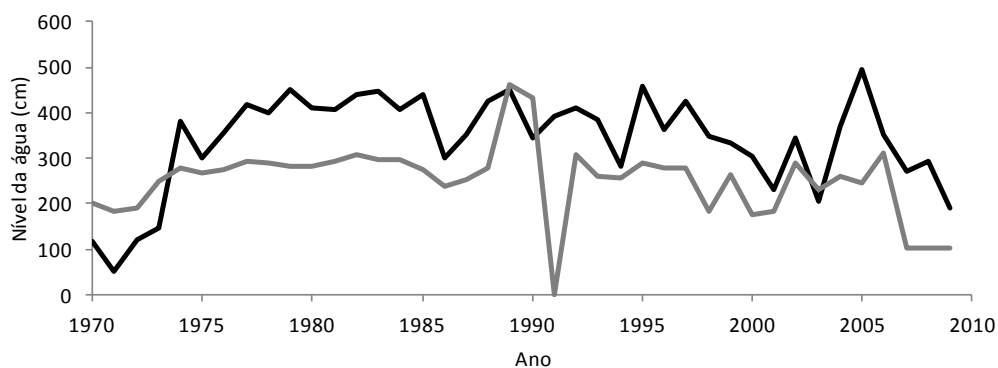


Figura 3.3. Relação entre a flutuação dos níveis do Rio Cuiabá-MT (linha cinza) e do Rio Paraguai-MS (linha preta) no período de 1969-2009.

3.3.2. Distinção e estrutura dos anéis

As duas espécies analisadas demonstraram anéis anuais pouco distintos. No entanto, *Byrsonima cydoniifolia* apresentou anéis anuais com melhor distinção que *Curatella americana*.

Os anéis de crescimento de *Byrsonima cydoniifolia* foram demarcados pela variação na densidade da madeira ou por uma zona fibrosa não muito bem delimitada (Figura 3.4), os poros podem ser visualizados a olho nu com distribuição difusa.

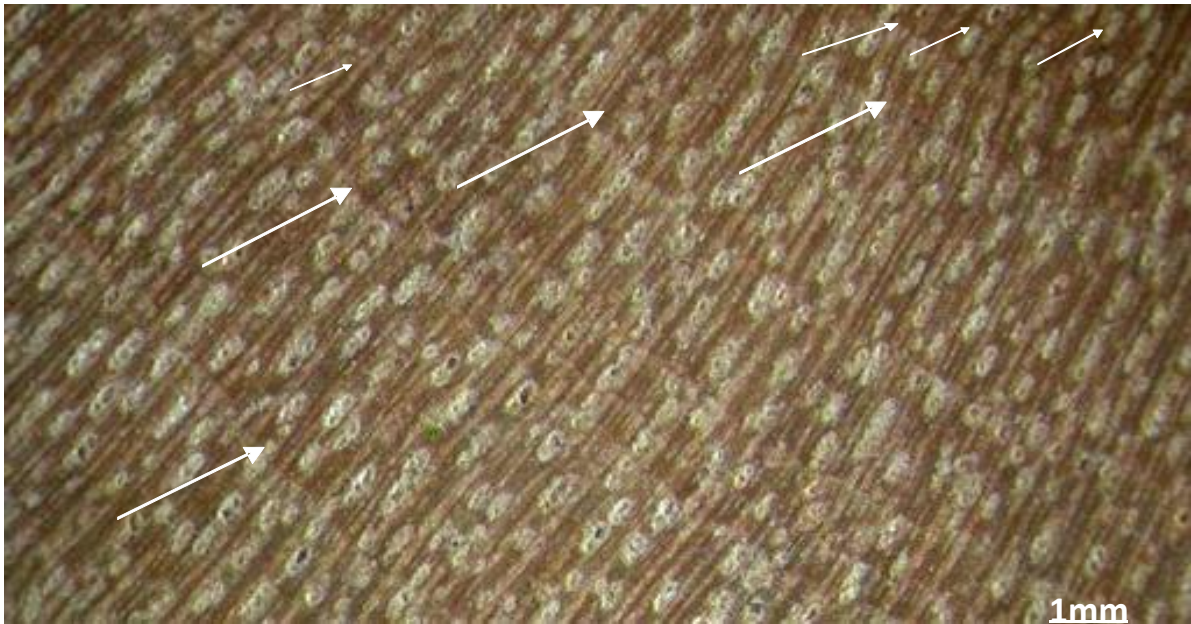


Figura 3.4. Superfície transversal da madeira de *Byrsonima cydoniifolia* A. Juss. para as amostras de campos de murundus, Pirizal (Pantanal de Norte-MT). As setas indicam os limites dos anéis de crescimento marcados pela variação da densidade celular.

Curatella americana apresentou anéis com limites pouco demarcados. Os anéis são limitados por largas zonas fibrosas, com poros visíveis a olho nú, de porosidade difusa e agrupamento predominantemente solitário (Figura 3.5).

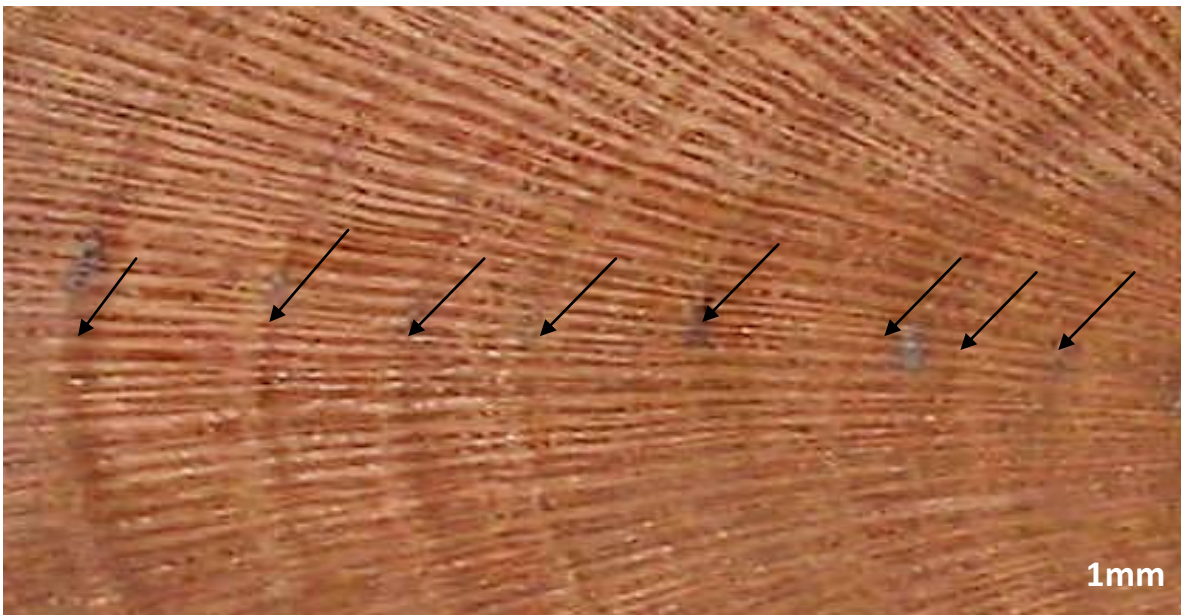


Figura 3. 5. Superfície transversal da madeira de *Curatella americana* L. para as amostras de campos de murundus, Pirizal (Pantanal Norte-MT). As setas indicam os limites dos anéis de crescimento delimitados por zona fibrosa.

3.3.3. Cronologias

O diâmetros médios a altura do solo (DAS) e do peito (DAP), com respectivas taxas de incremento médio anual e idade para as populações de *Byrsonima cydoniifolia* e *Curatella americana*, encontram-se na Tabela 3.3.

Tabela 3. 6. Relação do número de indivíduos (N), diâmetro à altura do solo (DAS), diâmetro à altura do peito (DAP), taxas anuais de incremento radial médio (TIR) e idades das populações de *Byrsonima cydoniifolia* e *Curatella americana* distribuídas em campos de murundus, Pirizal (Pantanal Norte-MT).

Parâmetros	<i>Byrsonima cydoniifolia</i>	<i>Curatella americana</i>
N (indivíduos)	24	16
DAP médio (min-max) cm	7,33±3,66 (3-16)	11,43± 9,66(3-40)
TIR média (mín-max) mm	0,65±0,15 (0,34-1,26)	0,96±0,47 (0,62-2,78)
Idade média (min-max) anos	39±21 (13-97)	48±42(15-186)

Para *Byrsonima cydoniifolia* foi possível estabelecer uma cronologia média de 96 anos (1913-2009) para quatro indivíduos acima de 30 anos, com valor de GLK=60% (Figura 3.6). Esta cronologia média não apresentou relação com as variáveis climáticas e hidrológicas. A correlação entre cronologia e a precipitação regional foi $r = -0,03$ ($p=0,76$), para inundação máxima local $r = 0,20$ ($p=0,20$) e para regional $r = 0,10$ ($p=0,30$). Quanto à relação do crescimento com as variações interanuais também não se obteve correlações significativas. Para os ciclos plurianuais de cheias (1942-1963/1994-2004) $r = -0,03$ ($p=0,80$), e para o período plurianual de seca (1964-1973) $r = 0,06$ ($p=0,86$). Para duração da fase terrestre (inundação local) $r = -0,14$ ($p=0,37$) e para fase aquática $r = 0,10$ ($p=0,53$).

Para *Curatella americana* foi também possível estabelecer uma cronologia média de 90 anos (1919-2009) para dois indivíduos acima de 40 anos, com valor de GLK=66% (Figura 3.7). Neste caso, a cronologia média construída também não apresentou relação com as variáveis climáticas e hidrológicas. Sendo que, a correlação entre cronologia e a precipitação regional foi $-0,10$ ($p=0,32$), para inundação máxima local $r = -0,07$ ($p=0,68$) e para regional $r = 0,08$ ($p=0,44$). A relação do crescimento com as variações interanuais também não se obteve correlações significativas. Para os ciclos plurianuais de cheias (1942-1963/1994-2004) $r = 0,03$ ($p=0,84$), e para o período plurianual de seca

(1964-1973) $r = 0,15$ ($p=0,68$). Para duração da fase terrestre (inundação local) $r = 0,02$ ($p=0,87$) e para fase aquática $r = -0,03$ ($p= 0,85$).

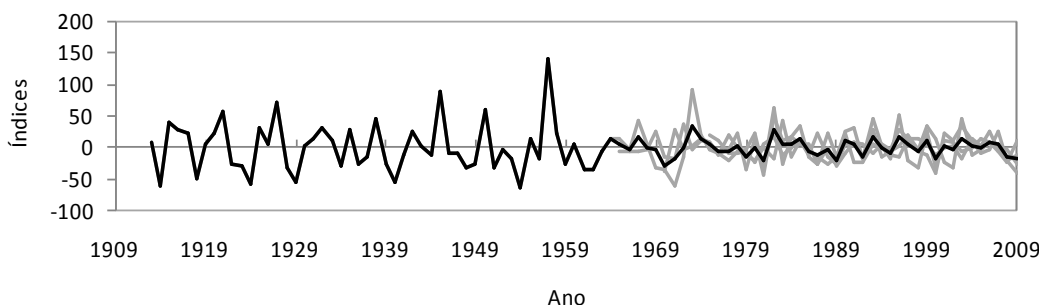


Figura 3.6. Cronologia média (curva preta) e individual (curvas cinza) dos índices da largura dos anéis de quatro indivíduos de *Byrsonima cydoniifolia*, Pirizal (Pantanal Norte-MT).

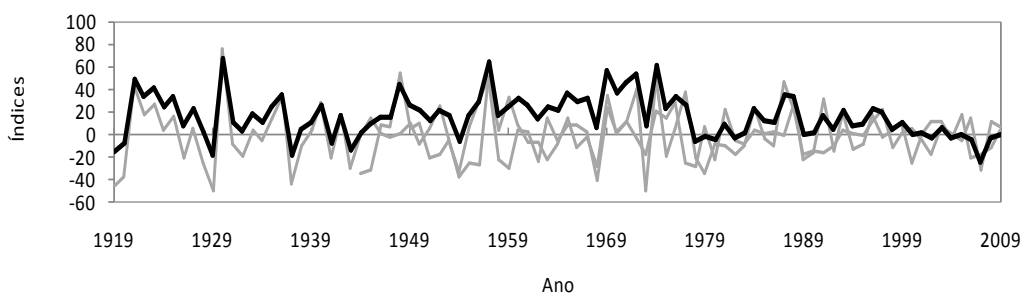


Figura 3.7. Cronologia média (curva preta) e individual (curvas cinza) dos índices da largura dos anéis de dois indivíduos de *Curatella americana*, Pirizal (Pantanal Norte-MT).

3.3.4. Padrões do incremento radial (IR)

As idades dos indivíduos de *Byrsonima cydoniifolia* variaram entre 13 a 97 anos; e *Curatella americana* entre 15 a 186 anos. A relação entre idade e diâmetro foi estatisticamente significativa tanto para *B. cydoniifolia* ($r^2=0,90$ $p<0,001$) (Figura 3.8) quanto para *Curatella americana* ($r^2=0,89$ $p<0,001$) (Figura 3.9).

As duas espécies analisadas atingiriam as maiores taxas de incremento diamétrico corrente em idades diferentes. *Byrsonima cydoniifolia* atingiu a maior taxa aos 29 anos, com taxa média de incremento de $0,15 \text{ cm/ano}^{-1}$ (Figura 3.8). Para *Curatella americana*, as maiores taxas de incremento foram alcançadas aos 74 anos, com taxa média de incremento anual de $0,28 \text{ cm/ano}^{-1}$ (Figura 3.9).

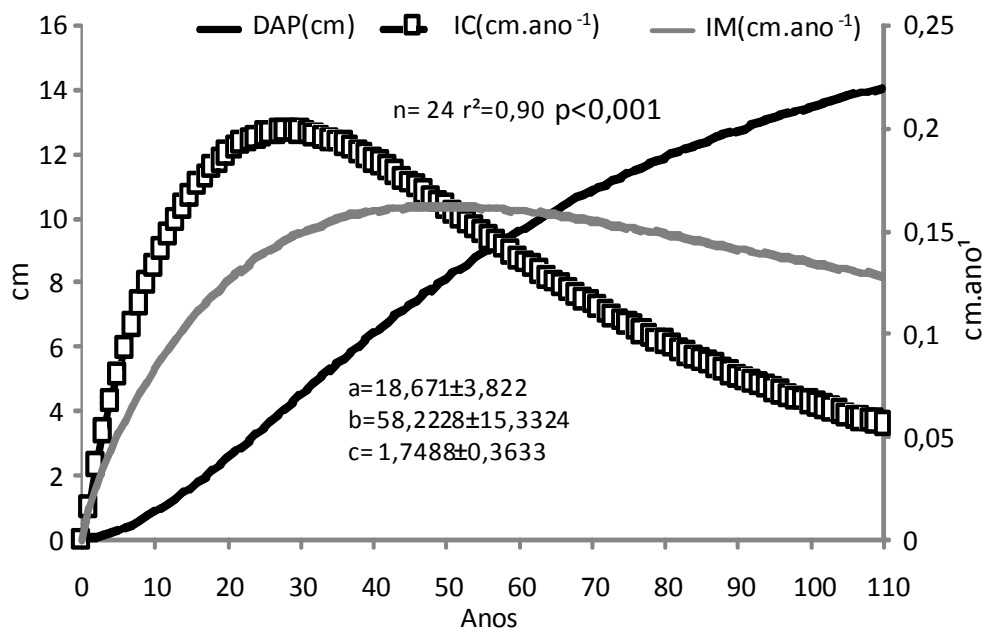


Figura 3.8. Relação entre idade e diâmetro de *Byrsonima cydoniifolia* (n= 24), Pirizal (Pantanal Norte-MT). Onde DAP = Crescimento em DAP; IC= Incremento Corrente; IM= Incremento médio. A seta indica a idade em que a espécie atinge a taxa de incremento diamétrico corrente (IC). Os parâmetros a, b, c são derivadas das equações sigmoidais.

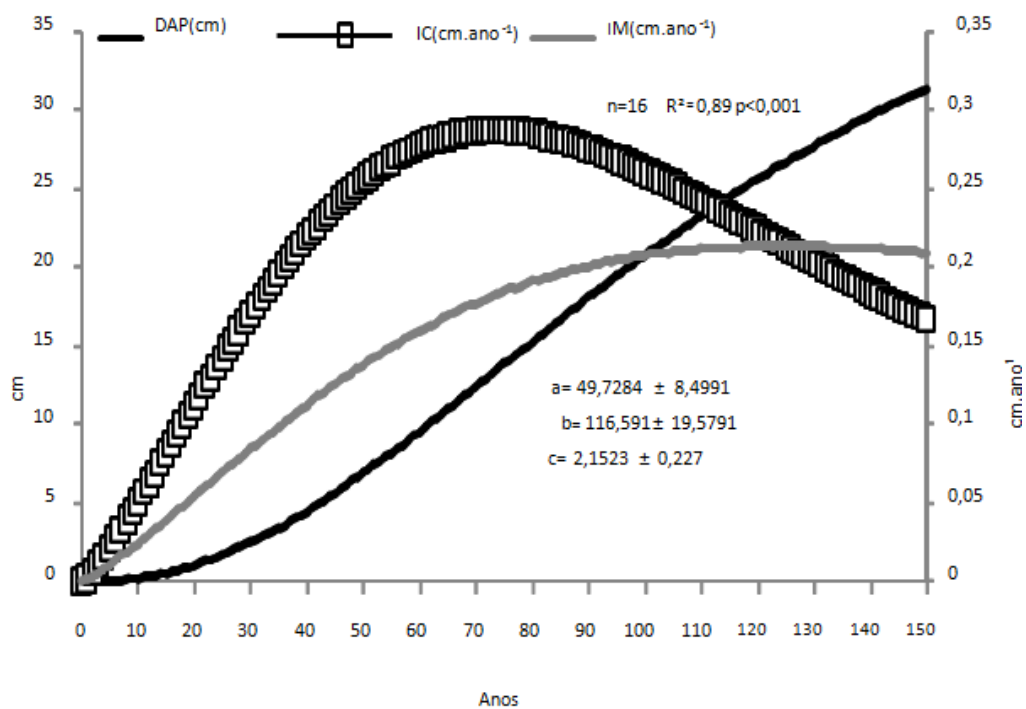


Figura 3.9. Relação entre idade e diâmetro *Curatella americana* (n= 16), Pirizal (Pantanal Norte-MT). Onde DAP = Crescimento em DAP; IC= Incremento Corrente; IM= Incremento médio. Os parâmetros a, b, c derivadas das equações sigmoidais.

3.4. DISCUSSÃO

De acordo com Marchesan *et al.* (2006) os anéis *Byrsonima cydoniifolia* são delimitados por linhas tangenciais resultantes do achatamento radial das fibras. Para estes autores o limite do anel de crescimento é semelhante ao observado para *Byrsonima coccolobifolia*, proveniente também da região Sul do Pantanal. A baixa visibilidade ou indistinção das camadas de crescimento não foi citada para espécie estudada. No entanto, Mainieri & Chimelo (1989) descreveram as camadas de crescimento do gênero *Byrsonima* sp. como indistintas. Marcati *et al.* (2006) e Sonsin-Oliveira (2010) definiram as camadas de crescimento para espécies do cerrado *sensu lato* do estado de São Paulo e dentre estas três espécies de *Byrsonima*, onde apenas os anéis de crescimento de *B. basiloba* A. Juss foram descritos como mal definidos. Por sua vez as camadas de crescimento das espécies *B. coccolobifolia* Kunth. e *B. verbascifolia* (L.) DC. foram classificadas como bem definidas. Para Marcati *et al.* (2006) os anéis de crescimento das três espécies de *Byrsonima* estudadas foram delimitados macroscopicamente por uma zona fibrosa similar aos resultados encontrados neste estudo para *B. cydoniifolia*.

As camadas de crescimento de *Curatella americana* observadas apresentaram difícil distinção, porém filas de poros solitários auxiliaram na caracterização dos seus limites. A indistinção ou baixa visibilidade dos anéis de *Curatella americana* foram descritas por Araujo & Mattos Filho (1977), Pereira Júnior *et al.* (2008), Coradin *et al.* (2010).

Estudos dendrocronológicos realizados por Marchesan *et al.* (2006), Salis *et al.* (2006) e Pereira Júnior *et al.* (2008) na região do Pantanal Sul dataram por meio das camadas de crescimento as espécies *Byrsonima cydoniifolia* e *Curatella americana*, no entanto nestes estudos não foi descrito a realização de análises a respeito da natureza anual destes anéis. Contudo, estudos fenológicos realizados no Pantanal de Mato Grosso por Corsini & Guarim Neto (2000) demonstraram para ambas as espécies indicativos do ritmo de crescimento sazonal. E de acordo com Botosso (2007), diversas evidências têm demonstrado uma nítida relação entre a produção e queda de folhas, floração e frutificação com fatores climáticos com a atividade cambial em espécies tropicais. Neste contexto, estratégias específicas de crescimento como a dormência e a senescência foliar e sua relação com a formação dos anéis de crescimento podem ser interpretadas, comparando-se os estágios fenológicos em relação às condições climáticas sazonais (Botosso 2007).

Assim neste presente estudo, baseou-se em estudos fenológicos (Corsini & Guarim Neto 2000) e principalmente nos estudos dendrocronológicos realizados por Marchesan *et al.* (2006), Salis *et al.* (2006) e Pereira Júnior *et al.* (2008), que evidenciam ou sugerem que as espécies estudadas possuem anéis anuais.

A idade média (31 anos) de *Byrsonima cydoniifolia* encontrada por Marchesan *et al.* (2006) foi semelhante aos resultados encontrados neste estudo, 39 anos. Apesar dos resultados apresentarem indivíduos dessa espécie com mais de 90 anos, acredita-se que *Byrsonima cydoniifolia* apresente ciclo de vida curto, pois grande parte dos indivíduos amostrados apresentou declínio natural em diâmetro a partir de 29 anos, e evidentes sinais de senescência, como a deterioração da medula. Devido ao caráter de ocupação generalista (Marimon & Lima 2001, Silvério & Fernandes-Bulhão 2009) associada ao padrão anatômico e o incremento radial anual observado, *Byrsonima cydoniifolia* pode ser classificada funcionalmente como pioneira ou secundária inicial generalista. Esta classificação poderá ser subsidiada com informações do tempo de dormência da semente, uma vez que, segundo Smith *et al.* (2002), espécies pioneiras apresentam sementes com período longo de dormência, enquanto as secundárias teriam período menor de dormência

Para *Curatella americana*, a idade média (48 anos) determinada neste estudo diferenciou da datação realizada por Pereira Júnior *et al.* (2008) na região do Pantanal de Mato Grosso do Sul. Estes autores determinaram 22 anos para os indivíduos de maior DAP (21 cm) e 14 anos para os indivíduos de menor DAP (11,5 cm). Essa diferença na idade máxima e mínima pode estar relacionada ao menor número de amostras (sete indivíduos) coletadas por Pereira Júnior *et al.* (2008) em relação a este estudo (16 indivíduos). No entanto, Salis *et al.* (2006) amostrou também para região Sul do Pantanal 93 indivíduos de *C. americana* com idades entre 01 a 43 anos. Na Colômbia registraram-se ainda, maiores referências para indivíduos de *Curatella americana* (34,4 cm de DAP), o estudo sugere que a espécie cresça de 0,5 a 1,00 mm por ano e poderiam alcançar as idades de 344 a 688 anos (Cavelier *et al.* 1998). Apesar disso, esta espécie foi classificada como pioneira (Antunes Júnior *et al.* 2011) e generalista de ampla distribuição (Costa *et al.* 2010). O seu crescimento radial anual é lento, fato que caracteriza uma espécie típica de cerrado (Coradin 2000). Esse crescimento lento é atribuído a diversos fatores, como disponibilidade de água durante a estação seca, a baixa fertilidade e acidez do solo, a alta incidência de herbivoria e a ocorrência de fogo (Coradin 2000). Acredita-se ainda que o crescimento limitado das espécies possa ser causado pelo maior investimento na formação

de órgãos subterrâneos, com maior proporção de biomassa subterrânea em relação à biomassa aérea (Abdala *et al.* 1998, Haridasan 2000).

Mesmo classificada ecologicamente como pioneira, *Curatella americana* apresentou ciclos mais longos de vida (>40 anos) que *Byrsonima cydoniifolia*. A longevidade e ampla distribuição fitogeográfica de *Curatella americana* poderia torná-la uma espécie promissora para estudos dendrocronológicos, no entanto, os anéis de crescimento dessa espécie são de difícil visualização principalmente devido às características do parênquima axial e de seus raios largos e altos. Características essas que impossibilitam o estudo do crescimento radial por meio dos cilindros obtidos pela sonda de Presley, apenas amostras destrutivas (discos), Worbes (1995), possibilitaram a análise dendrocronológica dos indivíduos coletados.

A análise dos dados para precipitação demonstrou que às séries temporais apresentam grande número de falhas. Mesmo diante deste fato, foi possível a construção da única série regional a partir dos dados de 1969 em três estações pluviométricas próximas a área de estudo. Os dados para inundação local também apresentam séries temporais curtas em relação a série regional, além disso, de acordo com Fantin-Cruz *et al.* (2010b) o padrão da inundação ocorrente na região da área de estudo é misto, oriunda da precipitação e do Rio Cuiabá.

De modo geral podemos afirmar que as hipóteses deste estudo foram rejeitadas, pois as espécies não apresentaram correlação significativa com variáveis climáticas ou hidrológicas. Para as regiões tropicais a formação dos anéis anuais normalmente é decorrente das características genéticas associadas à sazonalidade da precipitação ou a períodos de inundações (Worbes 1989). Para o Pantanal *Tabebuia heptaphylla* e *Vochysia divergens* apresentaram correlações significativas com a precipitação (Mattos *et al.* 2004, Fortes 2006). No entanto, a formação dos anéis anuais não está relacionada somente a fatores climáticos, mas também a outros fatores, como distúrbios, fatores edáficos e competição (Engelmark *et al.* 2000). Estudos em regiões savânicas sugerem ainda que além dos fatores climáticos, a intensificação do uso da terra e o fogo são responsáveis pelo padrão de ocupação de espécies atualmente (Uhl & Buschbacher 1985, Cochrane & Shulze 1999, Laurance 2003, Cox *et al.* 2004, Nepstad *et al.* 2008, Veldman & Putz 2011). Assim, a sincronização dos anéis anuais de *Byrsonima cydoniifolia* e *Curatella americana* demonstra que há um fator que atua sobre o crescimento, porém nesse estudo não foi possível determinar o fator que limitou o crescimento dessas espécies.

A forte correlação entre o diâmetro e a idade de *Byrsonima cydoniifolia* e *Curatella americana*, implica que a avaliação dos anéis supostamente anuais torna possível a elaboração de modelos prognósticos preditivos para ambas as espécies. No entanto a definição de critérios de manejo baseado nos anéis de crescimento e na análise estrutural dos estandes naturais nos trópicos é rara (Schöngart *et al.* 2007, Schöngart 2008). Para a Amazônia Central, Schöngart 2008 elaborou modelos de crescimento em diâmetro e volume para espécies de várzea a partir de anéis de crescimento. A partir destes modelos, foram definidos critérios de manejo florestal pela especificidade madeireira da espécie. Estes critérios foram incorporadas na legislação do Estado do Amazonas por meio da Secretaria de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente através da implementação da Instrução Normativa n. 009 de 12 de novembro de 2010. Para o Pantanal, Fortes (2006) modelou o crescimento de *Vochysia divergens* (cambará) estabelecendo o DMC para espécie, o qual foi normatizado na Lei do Pantanal (Lei Nº 8.830 de 21 de janeiro de 2008), e também foi utilizado para estimar o estoque de carbono nos cambarazais (Schöngart *et al.* 2011). Já Mattos & Seitz (2008), estabeleceu um ciclo de 55 anos para exploração *Tabebuia impetiginosa* e *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* na região Sul do Pantanal.

Assim, a modelagem de *Byrsonima cydoniifolia* e *Curatella americana*, também poderá subsidiar a limpeza de campo, amparada pela lei estadual de gestão do Pantanal (nº 8.830/08, AL-MT); ser utilizada como ferramenta para determinação da idade, estágio sucessional e período de ocupação dos estandes de canjiqueiras e lixeiras. Em contraste aos modelos com medidas diamétricas repetitivas, a modelagem do crescimento através da análise dos anéis anuais prova ser ferramenta poderosa por fornecer valores diretos para as idades e taxas de crescimento das árvores através da análise retrospectiva (Schöngart 2008).

3.5. CONCLUSÕES

As espécies estudadas apresentaram camadas de crescimento com difícil distinção de seus limites de crescimento. Além disso, não houve correlação significativa do crescimento de *Byrsonima cydoniifolia* e *Curatella americana* com variáveis climáticas ou

hidrológicas, o que implica em que há um fator indeterminado atuando na sincronização dos anéis.

Os modelos para relação idade-diâmetro foram robustos e apresentaram bons ajustes, tanto para *Byrsonima cydoniifolia* ($r^2=0,90$, $p<0,001$) quanto para *Curatella americana* ($r^2=0,89$, $p<0,001$). Assim, esses modelos podem ser utilizados como ferramenta para aplicação no manejo destas espécies, e ainda em estudos de dinâmica e estoque de carbono.

4. DINÂMICA DA EXPANSÃO DE *Byrsonima cydoniifolia* A. Juss. e *Curatella americana* L. EM CAMPOS DE MURUNDUS NO PANTANAL NORTE

4.1. INTRODUÇÃO

No Pantanal, como em outras regiões tropicais e subtropicais do mundo, as paisagens campestres são cobertas e dominadas por formas lenhosas, fenômeno caracterizado pelo avanço e aumento da abundância de árvores e arbustos sobre as espécies herbáceas (e.g. *woody encroachment*) (Archer 1995, Roques *et al.* 2001, Briggs *et al.* 2005, Ratajczak *et al.* 2012). Esse avanço de espécies lenhosas e a invasão de espécies são considerados processos funcionalmente semelhantes, no entanto na literatura recente trata-se do processo de invasão para espécies exóticas (Ganguli *et al.* 2008).

Em escala mais ampla, o avanço de espécies lenhosas tem sido explicado pelas alterações climáticas e na concentração de CO₂ e história de e ocupação uso do solo, destacam-se nesse contexto o pastejo e o fogo (Mariotti & Peterschmitt 1994, Hoffmann 1999, Briggs 2002, Milder *et al.* 2011). Enquanto o pH, luz, solo, temperatura, umidade, variação do lençol freático podem ser importantes em menores escalas espaciais (Milder *et al.* 2011).

Para regiões semiáridas é árido nos Estados Unidos o avanço de lenhosas são frequentemente iniciadas por períodos intensos de sobrepastejo (Ganguli *et al.* 2008, Ratajczak *et al.* 2012). Enquanto para as savanas mundiais, além da mudança climática, atribui-se esse avanço ao fogo (Archer 1995, Roques *et al.* 2001, Briggs *et al.* 2005, Ratajczak *et al.* 2012). Já para as áreas úmidas, o conceito de do aumento de plantas nativas ainda não foi elucidado ou aplicado, o avanço ainda é tratado apenas como invasão de plantas exóticas sobre comunidades nativas Nunes da Cunha & Junk 2004, Junk e Nunes da Cunha (2012).

No Pantanal o avanço de espécies lenhosas em áreas campestres (e.g. *Vochysia divergens*, *Licania parvifolia*, *Combretum lanceolatum*, *C. laxum*, *Byrsonima cydoniifolia*, *Ipomoea fistulosano*) (Nunes da Cunha & Junk 2004, Santos *et al.* 2006) tem sido atribuído a eventos climáticos plurianuais que alteram regimes hídricos ao propiciar ciclos de grande seca ou cheia (Nunes da Cunha & Junk 2004). Assim como o fogo é importante fator para

distribuição das espécies nas savanas neotropicais (Hoffmann 1999), alterações multianuais entre períodos de seca e de inundação, como indicado pelo conceito de pulso de inundação influenciam a expansão ou retração das espécies lenhosas nos campos da região (Nunes da Cunha & Junk 2004).

Uma abordagem promissora para análise da dinâmica das espécies lenhosas é associar dados florísticos, estruturais e ambientais com a datação das comunidades ou populações, por meio de anéis anuais (Baker *et al.* 2005, Schöngart *et al.* 2007). Através da datação é possível se estabelecer modelos de crescimento e aplicá-los para determinação dos períodos de expansão e retração populacional. Estes estudos podem demonstrar ainda, a presença dos distúrbios em múltiplas escalas espaciais e temporais, desde frequente e em pequena escala, como clareiras criadas pela morte de árvores individuais (Runkle 1982), aos raros distúrbios catastróficos, tais como incêndios e tempestades, que pode destruir grandes extensões de florestas e campos (Lorimer 1977, Romme 1982).

As informações de como ocorre o avanço em áreas úmidas ainda são escassas e este processo pode resultar em perda da biodiversidade, principalmente pela substituição de habitats, alteração nas funções ambientais exercidas como, diferenças nas taxas de produtividade e de nutrientes, impactos ainda desconhecidos na teia alimentar (Hulme & Sheard 1999, Mitra *et al.* 2005, Zedler & Kercher 2004, Millennium Ecosystem Assessment 2005, Junk *et al.* 2006, Naiman *et al.* 2010).

A relação entre investigação científica e políticas públicas para o controle do avanço de espécies lenhosas pode ser interessante para o Pantanal, uma vez que a pecuária extensiva que teve início no século XVIII e tornou-se a principal atividade econômica da região (Nunes da Cunha & Junk 2004, Nunes da Cunha & Junk 2009b). O avanço das lenhosas sobre as comunidades campestres desde 1974 reduziu a capacidade produtiva, além da perda da riqueza, diversidade e cobertura de herbáceas (Nunes da Cunha & Junk 2004, Santos *et al.* 2006).

Neste trabalho a combinação de dados estruturais, modelos de crescimento e fatores ambientais foram utilizados para descrever o padrão do avanço das espécies lenhosas nativas *Byrsonima cydoniifolia* e *Curatella americana* em campos no Pantanal Norte. Assim, para entender o processo do avanço de *Byrsonima cydoniifolia* e *Curatella americana* levantou-se a seguinte questão: a ocupação das espécies nas últimas décadas pode ser caracterizada por flutuações episódicas no recrutamento, induzidas por eventos plurianuais de inundação?

Para responder essa questão testou-se as seguintes hipóteses: 1) o processo de expansão de *Byrsonima cydoniifolia* e *Curatella americana* estão relacionado aos eventos multianuais de secas e não aos de inundações; 2) os campos invadidos apresentam ocupação recente; e 3) há diferença na estrutura do solo e na variação do lençol freático dos campos invadidos para os não invadidos.

Os objetivos do estudo foram definir os estágios do avanço das populações de *Byrsonima cydoniifolia* e *Curatella americana* nos campos colonizados; e estimar a idade dos estandes e relacionando aos períodos de inundação, a fatores edáficos e hidrológicos.

4.2. MATERIAIS E MÉTODOS

4.2.1. Área de estudo

O presente estudo analisou 15 parcelas (A3, A4, A5, B4, C2, C3, C4, C5, D5, E1, E4, F1, F3, F4 e F5) do sistema de parcelas permanentes (Grade Pirizal, descrição detalhada no capítulo 2), constituídas por *campos de murundus* (vide descrição detalhada em Anexo 1), no Pantanal Norte.

4.2.2. Espécies selecionadas

O capítulo 3 apresenta a descrição das espécies selecionadas, *Byrsonima cydoniifolia* e *Curatella americana*.

4.2.3. Quantificação dos indivíduos

Para este estudo, foram considerados os indivíduos de *Byrsonima cydoniifolia* e *Curatella americana* amostrados nas parcelas (250x20m) e sub-parcelas (250x4m) da Grade Pirizal (descrição no capítulo 2).

Posteriormente, os indivíduos das espécies selecionadas foram estratificados de acordo com sua localização, aqueles encontrados na matriz de campo foram considerados como avanço ou invasores, e os encontrados nos murundus não foram considerados como invasores. Pois *Byrsonima cydoniifolia* e *Curatella americana*, na região do Pantanal, são consideradas invasoras quando ocorrem fora dos murundus e das cordilheiras ocupando campos limpos e áreas baixas (Marchesan *et al.* 2006, Santos *et al.* 2006).

4.2.4 Determinação da idade das populações

A idade das populações de *Byrsonima cydoniifolia* e *Curatella americana* amostradas na Grade Pirizal foram estimadas por meio da curva média diamétrica calculada para cada espécie (*vide* capítulo 3). Estas curvas foram definidas como modelo de regressão sigmoidal a partir da quais obteve-se curvas do incremento diamétrico corrente e médio, baseado na equação: $DAP = (a / (1 + (b / idade)^c))^c$, de acordo com Schöngart (2008) Os parâmetros (a, b, c) para as equações foram descritos no capítulo 3.

4.2.5. Inundação, variação do lençol freático e solo

Os níveis (máximo e mínimo) da inundação foram obtidos através de registros diários do nível do Rio Paraguai, desde 1900 (dados: Ladário, Mato Grosso do Sul) e Rio Cuiabá, desde 1970, monitorados pela Agência Nacional de Água (Sistema de Informação Hidrológica - <http://hidroweb.ana.gov.br>).

As coletas do solo e das variações do lençol freático foram realizadas conforme descritos no capítulo 2.

4.2.6. Análise de dados

Para classificar os estágios do avanço das lenhosas nos campos amostrados, realizou-se a classificação das parcelas pelo método TWINSPAN (Two-Way Indicator Species Analysis) desenvolvido por Hill (1979). Para esta análise elaborou-se a matriz de abundância das espécies arbóreas (densidade absoluta por parcela). Para processar esta análise foi utilizado o pacote estatístico PCOrd 6.01 (McCune & Mefford 1999).

Para alcançar o melhor entendimento da estrutura e da faixa etária do avanço das populações das espécies sobre os campos, foram elaborados histogramas de frequência das idades em relação ao número de indivíduos.

Para testar se havia diferenças edáficas e dos níveis do lençol freático entre os campos invadidos e não invadidos realizou-se a análise de variância (ANOVA) (Vieira 2006). Caso ocorra diferença entre os campos, será realizado o teste *a posteriori* de Tukey (Zar 1996).

4.3. RESULTADOS

A classificação pelo TWINSpan separou no primeiro nível da divisão (auto-valor = 0,308) dois grupos, o primeiro com 10 parcelas de campos nativos com baixa dominância de espécies lenhosas sobre a matriz de campo, e outro cinco parcelas, com elevada dominância de espécies lenhosas (Figura 4.1). As 10 parcelas de campos nativos com baixa dominância se subdividem em dois subgrupos (auto-valor = 0,300) refletindo a gradativa mudança estrutural entre as áreas, ou seja: a diferença mais pronunciada entre as espécies mais abundantes nas áreas. Através desta classificação, categorizaram-se três estágios (E) do avanço das populações sobre os campos, o estágio E1 composto por todas as amostras de campos nativos (A4, A5, C5 e E4), sem a ocorrência da expansão de espécies lenhosas sobre a matriz de campo; E2, foi composto pelas amostras com nível intermediário ou baixo adensamento de espécies lenhosas sobre os campos (B4, C3, C3, E1, F1 e F5); e E3, com invasão avançada de espécies lenhosas sobre os campos, compôs-se das amostras A3, C4, C5, F3 e F4.

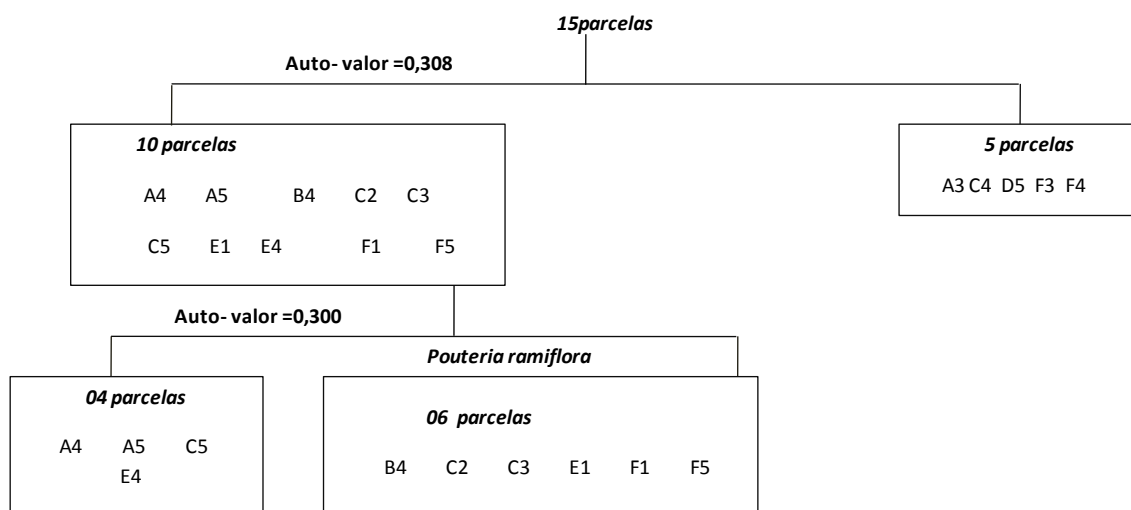


Figura 4. 1. Classificação pelo TWISPAN das 15 parcelas de campos amostradas no Pantanal Norte-MT, baseado na densidade absoluta dos indivíduos arbóreos.

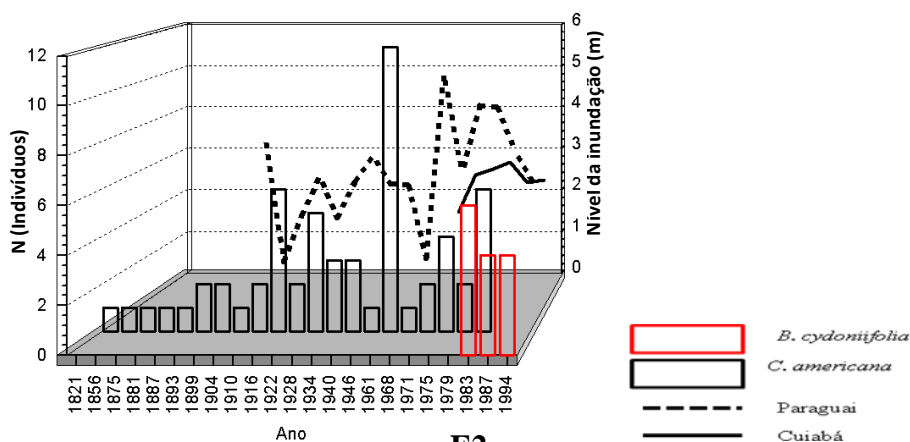
A datação dos estágios demonstrou que o avanço de *Byrsonima cydoniifolia* é contemporânea (Figura 4.2). Observa-se que em E1 a espécie apresenta contínuo estabelecimento a partir de 1956. Já em E2, a ocupação dos indivíduos inicia a partir de 1980, e em E3, o pico da ocupação ocorre em 1992 (17 anos). Observou-se que a inter-relação do período de ocupação de *Byrsonima cydoniifolia* ocorreu no maior período plurianual de cheia no Pantanal. No entanto, observou-se que pelo nível de inundação do Rio Cuiabá esse período foi marcado pela fase seca no local de amostragem.

O avanço de *Curatella americana* nos campos é mais antigo, com estabelecimento contínuo a partir de 1821 (188 anos) em E1. Em E2, observou-se que os períodos máximos de ocupação ocorreram entre 1920 (89 anos) a 1956 (53 anos), com picos em 1944 e 1956. Os períodos máximos do avanço em E3 ocorreram entre 1920 (89 anos) a 1944 (65 anos), com pico máximo em 1928 (81 anos). A ocupação de *Curatella americana* também apresentou inter-relação com os ciclos plurianuais de inundação, embora tenha se observado que para os anos de maior colonização os valores dos níveis da inundação máxima na régua de Ladário não foram menores que 4 m, ou seja: o estabelecimento ocorreu em intervalos de pequenas secas. Para *Curatella americana* não houve comparação com o nível da inundação do Rio Cuiabá, devido os dados ser coletados apenas a partir de 1970.

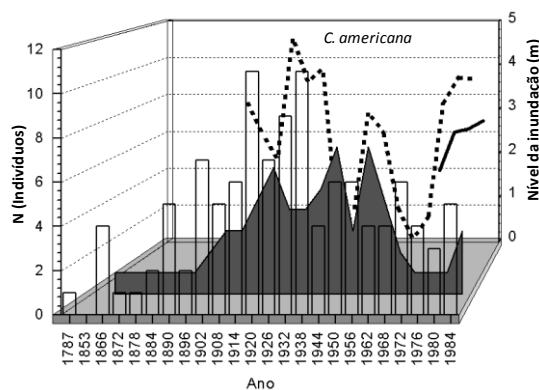
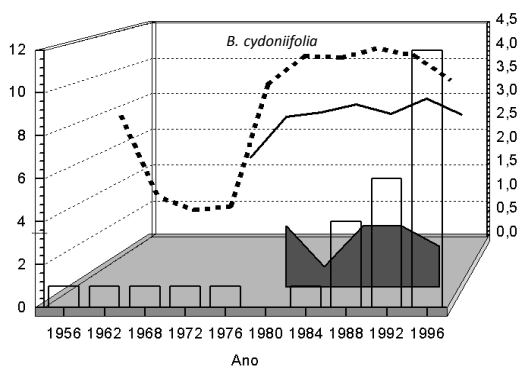
O avanço não pôde ser explicado pelo solo ou pela variação do nível de flutuação do lençol freático, pois a ANOVA não apresentou diferenças significativas para

estas variáveis entre os estandes-estágio (solo: $F=9,772E31$; $df=29,92$; $p=1$; lençol freático $F=0,08$; $df=14,71$; $p=0,92$).

E1



E2



E3

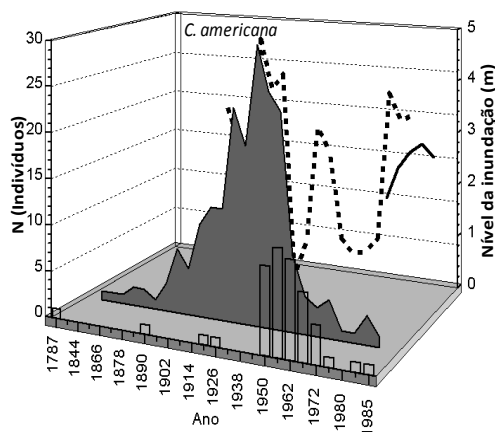
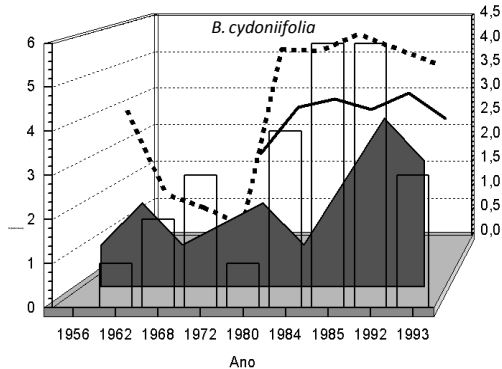


Figura 4. 2. Distribuição de indivíduos de *Byrsonima cydoniifolia* e *Curatella americana* por idade (anos), nos estandes 1 (E1), 2 (E2), 3 (E3) em relação as flutuações anuais no nível da água do rio Paraguai de 1900 à 2010 (linhas tracejadas) e do Rio Cuiabá de 1970-2009 (linhas cheias). As barras (E2, E3) representam indivíduos amostrados sobre os murundus e as áreas hachuradas (E2, E3) de cinza escuro representam o avanço das espécies sobre os campos no Pantanal Norte- MT.

4.4. DISCUSSÃO

A classificação inicial em estágios foi fundamental para descrição grau do avanço das populações nos campos. De acordo com Dietz & Ullmann (1998), a classificação baseada no estágio pode ser tão importante quanto a estrutura etária, ambas as análises podem ser inter-relacionadas para o entendimento dos processos que estruturam as populações. Pois baseado no estágio ou idade é possível identificar o ciclo de vida das plantas e a sobreposição destas nas populações (Dietz & Ullmann 1998).

Byrsonima cydoniifolia apresentou os indivíduos mais antigos sobre os murundus dos campos invadidos (E2 e E3). O recrutamento dos indivíduos sobre os murundus de E1 pode ser considerado contemporâneo e descontínuo, assim como o avanço sobre os campos em E2 e E3, o que corrobora a hipótese 2 de que os campos invadidos apresentam ocupação recente. O recrutamento descontínuo pode estar associado ao ciclo de vida curto da espécie, como discutido no capítulo anterior. No entanto, a ocorrência de espécies mais antigas sobre os murundus pode ser explicada pela menor exposição das sementes e das plântulas a inundações. Apesar do crescimento de *Byrsonima cydoniifolia* não apresentar relação direta com clima (capítulo 3), observou-se que a maior ocupação dos indivíduos ocorreu nos anos com registro de menor nível inundações para o local, e que a ocupação declinou a partir de 1996, períodos correspondentes ao maior ciclo multianual de inundações do Pantanal, 1974 a 2004 (Embrapa 2006).

Curatella americana apresentou contínuo recrutamento nos campos não invadidos (E1) e sobre os murundus dos campos invadidos (E2 e E3). A datação dos indivíduos desta espécie sobre os murundus foi correspondente a 188 anos. Embora a espécie avance sobre os campos naturais a partir de 1920. Esta espécie considerada pioneira com ciclo de vida longo é resiliente a diferentes ambientes (Costa *et al.* 2010), características estas fundamentais a plantas colonizadoras. A datação sugere que a ocupação desta espécie no campo não é tão recente, fato que torna a hipótese 2 parcialmente válida, já que apenas a ocupação de *Byrsonima cydoniifolia* foi recente. Behling (2003) ressaltou, em análises palinológicas, que a elevada frequência e a longevidade de *Curatella americana* são evidências que os campos cerrados dominam a paisagem desde o final da última Era Glacial e durante o Holoceno recente, entre 10.170 e 8.560 A.P. Já Cavelier *et al.* (1998) sugeriram através datação de um indivíduo de *Curatella americana* que as savanas têm estado por um longo tempo nas regiões neotropicais.

Na região de estudo, observou-se que *Curatella americana*, assim como *Byrsonima cydoniifolia*, também apresentou a maior ocupação dos indivíduos nos anos com pequenos intervalos de secas, e a ocupação declinou tanto nos murunduns quanto nos campos invadidos a partir de 1983. De acordo com Galdino *et al.* (2002), no ano de 1982 ocorreu a quarta maior cheia do Pantanal. Este evento pode ter levado a mortalidade das plântulas germinadas nesse período, com conseqüente declínio da população. Nunes da Cunha & Junk (2004) discutiram que espécies provenientes do cerrado tolerantes a fogo, resistiram ao período de 1962-1972, e períodos multianuais de seca do Rio Paraguai. No entanto, no período de elevadas inundações, que se iniciaram em 1974, as espécies tolerantes a inundações, como *Vochysia divergens* (cambará), foram favorecidas.

Esses resultados não sustentam a hipótese 1, de modo que o processo de expansão de *Byrsonima cydoniifolia* e *Curatella americana* não está inter-relacionado aos eventos multianuais de secas. Entretanto, a expansão de *Curatella americana* está relacionada ao período de transição dos anos mais úmidos para os mais secos. Para *Byrsonima cydoniifolia*, foi possível relacionar a expansão da espécie não aos eventos multianuais de seca regional, mas seca local. Fantin-Cruz *et al.* (2010b) ressaltaram que a inundações no sítio de amostragem foi determinada pela combinação de dois fatores: a inundações oriunda do rio Cuiabá e a precipitação local. E ainda sugeriram que a manutenção do alagamento na Grade Pirizal só ocorreu quando o rio superou o nível fluviométrico de 4 m, na régua de Porto Cercado (localizada a 20 km a jusante da grade). No entanto, o período de retração de ambas as espécies parece ocorrer sincronizadamente aos anos do ciclo plurianual de grandes inundações.

As análises demonstraram que não há diferença na estrutura do solo ou níveis do lençol freático entre os campos invadidos e não invadidos, o que implica na rejeição da hipótese 3. Acredita-se que o avanço de espécies lenhosas nas regiões neotropicais não esteja relacionado somente a fatores ambientais, mas também a fatores antrópicos (Cavelier *et al.* 1998, Hoffmann 1999, Veldman & Putz, 2011).

Sobrepor eventos de fogo, comuns na maioria das savanas do mundo, associadas aos fatores históricos, seria fundamental para o entendimento de forma mais holística sobre os determinantes do avanço das espécies lenhosas (Hoffmann 1999, Hoffmann *et al.* 2009, Veldman & Putz 2011). Ambas as espécies estudadas não são tolerantes ao fogo quando jovens (Pott & Pott 1994), e as populações estudadas poderiam atingir desenvolvimento contínuo somente em áreas não afetadas pelo fogo (Nunes da

Cunha & Junk 2004). Embasada nessa proposição, pode-se supor que a descontinuidade das populações de *Byrsonima cydoniifolia* pode estar relacionada ao controle ou a limpeza dos campos realizada pelos fazendeiros. Já os estandes contínuos de *Curatella americana* podem ser atribuídos ainda a adaptações da espécie ao fogo, tal como casca grossa (Pott & Pott 1994).

Acreditava-se que o avanço das espécies lenhosas no Pantanal poderia estar relacionado ao rebaixamento do lençol freático (Pott & Pott 2005), em contraste, mesmo com a ausência de diferença significativa entre os estágios do avanço quanto à flutuação do nível lençol freático, observou-se que o lençol dos campos invadidos era pouco menos rebaixado (2,50 m) do que em E1 (2,37 m). Esperava-se que o avanço das populações de *Byrsonima cydoniifolia* e *Curatella americana* ocorresse em campos onde a altura do lençol fosse menor, similarmente como das áreas úmidas da Estação Ecológica de Águas Emendadas, onde o rebaixamento do lençol foi atribuído como um possível fator responsável pela colonização da espécie *Trembleya parviflora* (Silva Júnior & Felfili 1996).

A retração de ambas as espécies nos anos de grandes inundações reforçaram a proposição de que a substituição dos campos por espécies lenhosas nesta savana hipersazonal parece estar relacionada aos regimes de cheias e inundações como indicado pelo conceito do pulso de inundação (Junk *et al.* 1989), seja em escala local ou regional. Embora os principais fatores responsáveis pelo avanço das espécies lenhosas nas savanas mundiais foram relacionados frequentemente aos períodos intensos de pastejo e degradação do solo (Hoffmann 1999, Hoffmann *et al.* 2009, Veldman & Putz 2011).

Independente de quão controversos sejam os fatores ambientais que atuam no avanço de espécies lenhosas nas savanas, grandes áreas do Pantanal, como os campos, são consideradas como uma paisagem cultural, que se mantém há dois séculos, pelo manejo tradicional dos fazendeiros (Junk & Nunes da Cunha 2005). A conversão destes campos em vegetação lenhosa monoespecífica pode ocasionar perda da diversidade florística, transformação de habitats, e ainda perdas econômicas, como a redução da área disponível para pastagem (Junk & Nunes da Cunha 2005).

4.5. CONCLUSÕES

A ocupação das espécies nas últimas décadas pode ser caracterizada por flutuações episódicas no recrutamento, induzidas por eventos plurianuais de inundação. O período de retração de ambas as espécies ocorre sincronizadamente aos anos do ciclo plurianual de grandes inundações.

A datação sugere que a ocupação de *Byrsonima cydoniifolia* nos campos é recente já a de *Curatella americana* foi considerada antiga.

Não houve diferença significativa na estrutura do solo ou níveis do lençol freático entre os campos invadidos e não invadidos, acredita-se que o avanço esteja relacionado não só a fatores ambientais, mas também a fatores antrópicos.

Foi claramente reconhecido que são necessários mais estudos sobre a biologia das espécies colonizadoras, como produção de sementes, mecanismos de dispersão, resistência a seca, inundação ou fogo.

5. CONCLUSÕES GERAIS

- A ausência de padrão espacial para a distribuição de espécies lenhosas implica que há controle ambiental na distribuição das espécies em meso-escala e não da distância geográfica.
- A partição de variâncias demonstrou que os componentes ambientais tiveram maior importância relativa que os efeitos da limitação da dispersão.
- Para distribuição da vegetação, em meso-escala, a inundação também é das principais preditoras ambientais na distribuição de plantas lenhosas.
- As análises dendrocronológicas demonstraram que *B. cydoniifolia* e *Curatella americana* apresentaram camadas de crescimento com difícil distinção de seus limites de crescimento. Além disso, não houve correlação significativa do crescimento de com variáveis climáticas ou hidrológicas.
- A modelagem robusta de *Byrsonima cydoniifolia* e *Curatella americana*, também poderá ser utilizada como ferramenta para aplicação no manejo destas espécies, e ainda em estudos de dinâmica e estoque de carbono.
- Quanto à expansão de espécies lenhosas nos campos nativos, a datação sugere que a ocupação de *Curatella americana* é antiga, já a ocupação de *Byrsonima cydoniifolia* pode ser considerada recente.
- O processo de expansão de *Byrsonima cydoniifolia* e *Curatella americana* não está inter-relacionado aos eventos multianuais de secas. No entanto, o período de retração de ambas as espécies ocorre sincronizadamente aos anos do ciclo plurianual de grandes inundações.
- As análises demonstraram que não há diferença na estrutura do solo ou níveis do lençol freáticos entre os campos invadidos e não invadidos.
- A compreensão dos padrões de distribuição da vegetação relacionados a fatores bióticos enfatizando as escalas espacial e temporal, é fundamental para elaboração de normas específicas para o uso das áreas úmidas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abdala, G.C., Calda, L.S., Haridasan, M., Eiten, G. 1998. Belowground organic matter and root: shoot ratio in a cerrado in Central Brazil. *Revista Brasileira de Ecologia* 2(1):11-23.

Abdon, M.M., Silva, J.S.V., Souza, I.M., Ramon, V.T., Rampazzo, J., Ferrari, D.L. 2006. Análise do desmatamento no bioma Pantanal até o ano de 2002. *Anais do 1º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, Campo Grande, EMBRAPA*, p. 293-301.

Adámoli, J. & Pott, A. 1999. Estudo fitossociológico e ecológico do Pantanal dos Paiaguás. Pp. 215-225. In: *Anais do II simpósio sobre recursos naturais e socioeconômicos do Pantanal: manejo e conservação*. Embrapa Pantanal, Corumbá.

Alho, C.J.R. & Gonçalves, H.C. 2005. Biodiversidade do Pantanal: Ecologia e conservação. Campo Grande. Ed. UNIDERP, 144p.

Allem, A. C. & Valls, J. F. M. 1987. Recursos forrageiros nativos do Pantanal Mato-Grossense. Embrapa/Cernagem, Brasília-DF. Documento 8, 339p.

AL-MT: Assembléia Legislativa do Estado de Mato Grosso. LEI Nº 8.830, DE 21 DE JANEIRO DE 2008 - D.O. 21.01.08. <http://www.al.mt.gov.br/v2008/> Acessado em 10 janeiro 2011.

Alvarenga, S. M. M., Brasil, A.E., Pinheiro R., Kux, H.J. H. 1984. Estudo geomorfológico aplicado à Bacia do Alto Paraguai e Pantanaís Mato-grossenses. *Boletim Técnico do Projeto RADAMBRASIL (Série Geomorfologia,1)* pp 90-183.

Amaral Filho, Z.P. 1984. Solos do Pantanal Mato-Grossense. In *Anais do X Simpósio sobre recursos naturais e socioeconômicos do Pantanal*. EMBRAPA-CPAP-UFMS, 265p. (EMBRAPA-CPAP, Documentos, 5).

Angiosperm Phylogeny Group. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* 161:105-121.

Antunes Júnior, M.Z. Lobo, F. A. Dalmagro, H.J., Vourlitis, G.L., Ortiz, C. E. R., Dalmolin, A.C., Lucena, I. C., Suli, G. S. 2011. Efeito do microclima no intercâmbio gasoso potencial de cambará (*Vochysia divergens* Pohl) e lixeira (*Curatella americana* L.) em área de Cerrado. *Revista Brasileira de Biociências* 9(1):77-85.

Araújo, P.A.M., Mattos Filho, A. 1977. Estrutura das madeiras brasileiras de angiospermas dicotiledôneas (XVIII). Dilleniaceae (*Curatella americana*). *Rodriguésia* 29(42): 233-246.

Archer, S. 1995. Tree-grass dynamics in a thornscrub savanna parkland: reconstructing the past and predicting the future. *Ecoscience* 2:83-89.

Arieira, J. & Nunes da Cunha, C. 2006. Fitossociologia de uma floresta inundável monodominante de *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae), no Pantanal Norte, MT, Brasil. *Acta Bot. Bras.* 20 (3):569-580 .

Baillie, M.G.L., Pilcher, J.R. 1973. A Simple Cross dating Program for Tree-Ring Research. *Tree Ring Bull* 33:7-14.

- Baker, P.J. Bunyavejchewin, S. Oliver, C.D., Ashton, P.S. 2005. Disturbance history and historical stand dynamics of a seasonal tropical forest in Western Thailand. *Ecological Monographs*, 75(3): 317–343.
- Barbosa, R.I. & Fearnside, P.M. 2004. Wood density of trees in open savannas of the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 199:115-123.
- Behling, H. 2003. Late glacial and Holocene vegetation, climate and fire history inferred from Lagoa Noa in the southeastern Brazilian lowland. *Veget. Hist. Archaeobot* 12:253-270.
- Bell, G. 2000. The distribution of abundance in neutral communities. *The American Naturalist* 155: 606-617.
- Belovsky, G.E., Botkin, D.B., Crowl, T.A., Cummins, K.W., Franklin, J.F., Hunter Jr., M.L., Joern, A., Lindenmayer, D.B., Macmahon, J.A., Margules C.R. & Scott, J.M. 2004. Ten suggestions to strengthen the science of ecology. *Biosc.* 54:345-351.
- Bhattacharyya, A., La Marche, V.C.Jr., M.K. Hughes.1992. Tree-ring chronologies from Nepal. *Tree-Ring Bulletin* 52: 59-66
- Bhattacharyya A. & Yadav R. R. 1999. Climatic reconstructions using tree-ring data from tropical and temperate regions of India – a review. *IAWA Journal* 20:311–16.
- Biondi F. 2001. A 400-year tree-ring chronology from the tropical treeline of North America. *Ambio* 30:162–6.
- Borcard, D., Legendre, P., Drapeau, P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73:1045-1055.
- Borcard, D. & Legendre, P. 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling* 153: 51-68.
- Borhidi, A. 1988. Vegetation dynamics of the savannization process on Cuba. *Vegetatio* 77:177–183.
- Bormann, F.H. & Berlyn, G. 1981. Age and growth rate of tropical trees: new directions for research. *Bulletin. Yale University: School of Forestry and Environmental Studies*. New Haven.
- Botosso, P.C. 2007. Fenologia como instrumento no acompanhamento da periodicidade e formação de anéis de crescimento no tronco de espécies arbóreas. In: REGO, G. M.; NEGRELLE, R. R. B.; MORELLATO, L. P. C. (Ed.). *Fenologia: ferramenta para conservação, melhoramento e manejo de recursos vegetais arbóreos*. Colombo: Embrapa Florestas.
- Brienen R. J.W. & Zuidema P. A. 2005. Relating tree growth to rainfall in Bolivian rain forests: a test for six species using tree ring analysis. *Oecologia* 146:1–12.
- Briggs, J.M., Knapp, A.K., Brock, B.L. 2002. Expansion of woody plants in Tallgrass Prairie: a fifteen year study of fire and fire-grazing interactions. *The American Midland Naturalist*, 147(2):287-294.

- Briggs, J.M., Knapp, A.K., Blair, J.M., Heisler, J.L., Hoch, G.A., Lett, M.S., McCarron, J.K. 2005. An ecosystem in transition: causes and consequences of the conversion of Mesic grassland to shrubland. *BioScience* 55: 243-254.
- Bruniera, C.P. & Groppo, M. 2010. Flora da Serra do Cipó, Minas Gerais: Dilleniaceae. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 28 (1).
- Buckley B., Odgen J., Palmer J., Fowler A. & Salinger J. 2000. Dendroclimatic interpretation of tree-rings in *Agathis australis* (kauri). 1. Climate correlation functions and master chronology. *Journal of the Royal Society of New Zealand* 30:263–76.
- Cabido, M.; Acosta, A.; Diaz, S.; Gonzalez, A.C. 1996. Factores estructuradores en pastizales cerranos del centro de Argentina. Pp.103-134. In: Sarmiento, G. e Cabido, M. (Eds). *Biodiversidad y Funcionamiento de Pastizales y Sabanas en América Latina*. CYTED/CIELAT. Mérida.
- Campos Filho, L.V.S. 2002. *Tradição e ruptura: cultura e ambiente pantaneiros*. Cuiabá: Entrelinhas. 184p.
- Cardoso, D.B.O.S. & Queiroz, L.P. 2010. A caatinga no contexto de uma metacomunidade: evidências da biogeografia, padrões filogenéticos e abundância de espécies em Leguminosas. In: C.J.B.de Carvalho; E.A.B.Almeida. (Org.). *Biogeografia da América do Sul: padrões e processos*. São Paulo: Roca, 2011, v., p. 241-260.
- Casemiro, F.A.S. & Padial, A.A. 2008. Teoria Neutra da Biodiversidade: aspectos teóricos, impacto na literatura e perspectivas. *Oecologia Brasiliensis*, 12 (4): 706-719.
- Cavelier, J., Aide, T.M., Santos, C., Eusse, A.M, Dupuy, J.M. 1998. The savannization of moist forests in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Journal of Biogeography* 25: 901–912.
- Chave, J. 2004. Neutral theory and community ecology. *Ecology Letters* 7: 241-253.
- Chen, P.Y. & Popovich, P. M. 2002. *Correlation: parametric and nonparametric measures*. London: Sage. 95p.
- Chig, L.A. Couto, E.G., Novaes Filho, J.P., Rodrigues, L.C.M., Johnson, M.S., Webe, L.S. 2008. Distribuição espacial da granulometria, cor e carbono orgânico do solo ao longo de um transecto em microbacias na Amazônia Meridional. *Acta Amazonica* 38(4):715-722.
- Chust, G., J.Chave, R.Condit, S.Aguilar, S.Lao, and R.Pérez. 2006. Determinants and spatial modeling of tree β -diversity in a tropical forest landscape in Panama. *Journal of Vegetation Science* 17:83–92.
- Claeskens, G. & Hjort, N.L. 2008. *Model Selection and Model Averaging*. Cambridge University Press., Cambridge.
- Clark, J. S. & McLachlan, J.S. 2003. Stability of Forest diversity. *Nature* 423: 635-638.
- 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: 2–16.

- Condit, R., Ashton, P.S., Baker, P., Bunyavejchewin, S., Gunatilleke, S., Gunatilleke, N., Hubbell, S.P., Foster, R.B., Itoh, A., LaFrankie, J.V., Lee, H.S., Losos, E., Manokaran N., Sukumar, R. & Yamakura, T. 2000. Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. *Science* 288:1414–1418.
- Condit, R., Pitman, N., Leigh, E.G., Chava, J., Terborgh, J., Foster, R.B., Núñez, P.V., Aguilar, R.S., Valencia, R., Villa, G., Muller-Landau, H.C., Losos, E. & Hubbell S.P. 2002. Beta-diversity in Tropical Forest Trees. *Science*, 295: 666-669.
- Cook, E. R. & Briffa, K. 1990. Data analysis. In: Cook ER, Kairiukstis (eds) *Methods of dendrochronology. Applications in the environmental science*. Kluwer, Dordrecht, pp 97–162.
- Coradin, V.T.R. 2000. Formação de anéis de crescimento e sazonalidade da atividade cambial de dez espécies lenhosas do Cerrado. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília-DF. 131p.
- Coradin, V.T.R., Camargos, J.A.A., Pastore, T.C.M., Christo, A.G. 2010. Madeiras comerciais do Brasil: chave interativa de identificação baseada em caracteres gerais e macroscópicos. (<http://www.ibama.gov.br/lpf/madeira/introducao.htm>). Acesso em 20/03/2013.
- Corsini, E. & Guarim Neto, G. 2000. Aspectos ecológicos da vegetação de “carvoal” (*Callisthene fasciculata* (Spr.) Mart.) no Pantanal Mato-Grossense. In: *Anais do III Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal, Manejo e Conservação*. EMBRAPA-CPAP, Brasília-DF.
- Costa, C.P., Nunes da Cunha, C., Costa, S. C. 2010. Caracterização da flora e estrutura do estrato arbustivo-arbóreo de um cerrado no Pantanal de Poconé, MT. *Biota Neotropica* 10 (3) 61-73.
- Costa, F.R.C., Magnusson, W.E. & Luizão, R.C. 2005. Mesoscale distribution patterns of Amazonian understorey herbs in relation to topography, soil and watersheds. *J. Ecol.* 93(5):863-878.
- Costa, F.R.C., Guillaumet, J.-L., Lima, A.P., & Pereira, O.S. 2008. Gradients with gradients: The mesoscale distribution patterns of palms in a central Amazonian forest. *Journal of Vegetation Science* 20:1-10.
- Costa, J.B. Caracterização e constituição do solo. 2004. Fundação Calouste Gulbenkian, 7ª ed. Lisboa. 527p.
- Costa, S.C. 2002. Análise fitossociológica da transição floresta-savana em uma cordilheira no Pantanal de Poconé (MT). Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá.
- Cox, P.M., Betts, R.A., Collins, M., Harris, P.P., Huntingford, C., Jones, C.D. 2004. Amazonian forest dieback under climate-carbon cycle projections for the 21st century. *Theoretical and Applied Climatology* 78:137–156.
- Cox, T.F. & Cox, M.A.A. 2001. *Multidimensional Scaling*. Chapman & Hall.
- Dale, M. R. T. *Spatial pattern analysis in plant ecology*. Cambridge: Cambridge University, 1999. 326p.

- Damasceno-Junior, G.A., Bezerra, M.A.O., Bortolotto, I.M., Pott, A. 1999. Aspectos florísticos e fitofisionômicos dos capões do Pantanal do Abobral. Pp. 203-214. In: Anais do II Simpósio sobre recursos naturais e socioeconômicos do Pantanal: manejo e conservação. Embrapa Pantanal, Corumbá.
- Damasceno-Junior, G.A., Semir, J., Santos, F.A.M., Leitão-Filho, H.F. 2004. Tree mortality in a riparian forest at Rio Paraguai, Pantanal, Brazil, after an extreme flooding. *Acta Botanica Brasilica* 18(4):839-846.
- Devall, M. S., Parresol, B. R., Wright, S. J. 1995. Dendroecological analysis of *Cordia alliodora*, *Pseudobombax septenatum* and *Annona spraguei* in central Panama. *IAWA Journal* 16 (4): 411-424.
- Dezzeo, N., Worbes, M., Ishii, I., Herrera, R. 2003. Growth rings analysis of four tropical tree species in seasonally flooded forest of the Maripe River, a tributary of the lower Orinoco River, Venezuela. *Plant Ecology*, 168: 165-175.
- Dietz, H. & Ulmann, I. 1998. Ecological application of 'Herbchronology': comparative stand age structure analyses of the invasive plant *Bunias orientalis* L. *Annals of Botany* 82: 471-480.
- Diniz-Filho, J. A. F., Bini, L. M., Hawkins, B. A. 2003. Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology. *Global Ecology and Biogeography* 12(1):53-64.
- Duivenvoorden, J. F., Svenning, J.C. & Wright, S.J. 2002. Beta diversity in tropical forests. *Science*, 295: 636-637.
- Dünisch O., Ribeiro V., Montóia R., Bauch J. 2003. Dendroecological investigations on *Swietenia macrophylla* King and *Cedrela odorata* L. (Meliaceae) in the central Amazon. *Trees* 17:244–50.
- Dünisch O. 2005. Influence of the El-niño southern oscillation on cambial growth of *Cedrela fissilis* Vell. in tropical and subtropical Brazil. *Journal of Applied Botany and Food Quality* 79: 5–11.
- Dutilleul, P. 1993. Modifying the *t* test for assessing the correlation between two spatial processes. *Biometrics* 49:305-314.
- Eckstein, D., Sass, U., Baas, P. 1995. Growth periodicity in tropical trees. *IAWA Journal*. 16: 325 – 442.
- Eiserhardt, W.L. Svenning, J.C., Kissling, W.D, Balslev, H. 2011. Geographical ecology of the palms (Arecaceae): determinants of diversity and distributions across spatial scales. 2011. *Annals of Botany* 108: 1391–1416.
- Ellingsen K.E. & Gray J.S. 2002. Spatial patterns of benthic diversity: is there a latitudinal gradient along the Norwegian continental shelf. *Journal of Animal Ecology*, 71:373–389.
- Emilio, T. Nelson, B.W., Schiatti, J., Desmoulière, S.J.M., Espirito Santo, H.M.V., Costa, F.R.C. 2010. Assessing the relationship between forest types and canopy tree beta diversity in Amazonia. *Ecography* 33 (4): 738-747.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1997. Manual de métodos de análise de solo. 2. Ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA/ CNPS, 212p.

- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2 ed. 2006a. Sistema brasileiro de classificação de solos. Rio de Janeiro, Embrapa/CNPS. 306pp.
- Empresa Brasileira de Agropecuária. 2006b. Hidrologia do Pantanal. Corumbá: Embrapa Pantanal.
- Engelmark1, O., Bergeron, Y., Flannigan, M.D. 2000. Age structure of Eastern White Pine, *Pinus strobus* L., at its northern distribution limit in Quebec. Canadian Field-Naturalist 114(4): 601-604.
- Fantin-Cruz, I., Girard, P., Zeilhofer, P., Collischonn, W, Nunes da Cunha, C.2010a. Meso-scale phytophysiological units in the Northern Pantanal and their relations with geomorphology. Biota Neotropica 10(2):31-38.
- Fantin-Cruz, I., Girard, P., Zeilhofer, P., Collischonn, W. 2010b. Dinâmica de inundação. In: Fernandes, I.M., Signor, C. Penha, J.M.F. Biodiversidade na grade do Pirizal. Átemma, Cuiabá, MT. 196 p.
- Felfili, J.M., Carvalho, F.A., Haidar, R.F. 2005. Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas Cerrado e Pantanal. Universidade de Brasília, Brasília. 60p.
- Fernandes, F.A., Fernandes, A.H.B.M., Soares, M.T.S., Pellegrin, L.A., Lima, I.B.T. 2007. Atualização do Mapa de Solos da Planície Pantaneira para o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Comunicado Técnico 61. EMBRAPA Pantanal-Corumbá, 6p.
- Forman, R.T.T. & Godron, M. 1986. Landscape Ecology. John Wiley & Sons, New York, 619P.
- Fortes, C. F. 2006. Estudos dendrocronológicos da espécie arbórea *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae) no Pantanal Norte Matogrossense, Brasil, Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso, Brasil, 24 pp.
- Fournier, A. & Planchon, O.1998. Link of vegetation with soil at a few metre-scale: herbaceous floristic composition and infiltrability in a Sudanian fallow-land. Acta Oecologia 19 (3):215-226.
- Fowler A., Palmer J., Salinger J., Odgen J. 2000. Dendroclimatic interpretation of tree-rings in *Agathis australis* (kauri). 2. Evidence of a significant relationship with ENSO. Journal of the Royal Society of New Zealand 30:277-92.
- Freeze, R.A. & Cherry, J.A. 1979. Groundwater. Prantice Hall. New Jersey, 604p.
- Fried, G., Norton, L.R., Reboud, X. 2008. Environmental and management factors determining weed species composition and diversity in France. Agriculture, Ecosystems and Environment 128: 68-76.
- Fritts, H.C. & Swetnam, T.W. 1989. Dendroecology: a tool for evaluating variations in past and present forest environments. Advances in Ecological Research, 19:111-188.
- Galdino, S., Padovani, C.R., Soriano, B.M.A. Vieira, L.M. Mudanças no regime hidrológico da bacia hidrográfica do Rio Taquari - Pantanal. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2002. 24p.

- Ganguli, A. C., Engle, D.M., Mayer, P.M., Hellgren, P.M.M. 2008. Plant community diversity and composition provide little resistance to *Juniperus* encroachment. *Botany* 86:1416-1426.
- Gaston, K.J. & Chown, S.T. 2005. Neutrality and the niche. *Functional Ecology* 19: 1-6.
- Gebrekirstos, A. Mitlöhner, R., Teketay, D., Worbes, M. 2008. Climate–growth relationships of the dominant tree species from semi-arid savanna woodland in Ethiopia. *Trees* 22:631–641.
- Gentry, A.H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 75:1-34.
- Giehl, E.L.H. & Jarenkow, J.A. 2008. Gradiente estrutural no componente arbóreo e relação com inundações em uma floresta ribeirinha, rio Uruguai, sul do Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 22(3): 741-753.
- Gilbert, B. & Lechowicz, M.J. 2004. Neutrality, niches, and dispersal in a temperate forest understory. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101: 7651-7656.
- Gilpin, M.E. & Hanski, I. 1991. Metapopulation dynamics-empirical and theoretical investigations. Academic Press, London, UK.
- Gilpin, M.E. & Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics: effects of habitat quality and landscape structure. *Ecology* 79 (7):2503-2515.
- Gopal, B. & Junk, W.J. 2000. Biodiversity in wetlands.- In: Gopal, B., Junk, W.J., Davis, J.A. (eds.): *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Vol. 1., Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 1-10.
- Grau H. R., Easdale T. A. & Paolini L. 2003. Subtropical dendroecology – dating disturbances and forest dynamics in northwestern Argentina mountain ecosystems. *Forest Ecology and Management* 177: 131–43.
- Gravel, D., Canham, C.D., Beaudet, M., Messier, C. 2006. Reconciling niche and neutrality: the continuum hypothesis. *Ecology Letters* 9:399–409.
- Gurevitch, J., Scheiner, S.M., Fox, G.A. 2009. *Ecologia Vegetal*. 2. ed. Porto Alegre : ARTMED, 574 p.
- Haase, R. 1992. Physical and chemical properties of savanna soils in sertationen. *Martina Galunder-Verlag, Wiehl. Northern Bolivia. Catena* 19:119–134.
- Haase, R. & Hasse, P. 1995. Aboveground biomass estimates for invasive trees and shrubs in the Pantanal of Mato-Grosso, Brazil, *Forest Ecology and Management* 73: 29–35.
- 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. *Archiv für Hydrobiologie* 137(1): 1-23.
- Hardy, O.J. & Sonké, B. 2004. Spatial pattern analysis of tree species distribution in a tropical rain forest of Cameroon: assessing the role of limited dispersal and niche differentiation. *Forest Ecology and Management* 197: 191-202.

- Haridasan, M. 2000. Nutrição mineral de plantas nativas do cerrado. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal* 12:54-64.
- Harris, M. B., Tomás, W.M., Mourão, G., Da Silva, C.J., Guimarães, E., Sonoda, F., Fachim, E. 2005. Safeguarding the Pantanal wetlands: Threats and conservation initiatives. *Conservation Biology* 19: 714–720.
- Heckman, C.W. 1998. The Pantanal of Poconé. Biota and ecology in the Northern Section of the World's Largest Pristine Wetland. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, 622 p.
- Hewitt, J.E., Thrush, S. F., Halliday, J., Duffy, C. 2005. The importance of small-scale habitat structure for maintaining beta diversity. *Ecology* 86(6): 1619-1626.
- Hill, M.O. 1979. TWINSPLAN - A FORTRAN Program for Arranging Multivariate Data in an Ordered Two-Way Table by Classification of the individuals and attributes. Cornell University, Ithaca, NY.
- Hoffmann, W.A. 1999. Fire and population dynamics of woody plants in a neotropical savanna: matrix model projections.
- Hoffmann, W.A., Adasme, R., Haridasan, M., Carvalho, M.T.d., Geiger, E.L., Pereira, M.A.B., Gotsch, S.G., Franco, A.C., 2009. Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna–forest boundaries under frequent fire in central Brazil. *Ecology* 90, 1326–1337.
- Holmes, R. L. 1994. Dendrochronology Program Library – Users Manuals. Laboratory of Tree-Ring Research, University of Arizona, Tucson.
- Hubbell, S. P. 1997. A unified theory of biogeography and relative species abundance and its application to tropical rain forests and coral reefs. *Coral Reefs* 16:S9-S21.
- Hubbell, S. P. 2001. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.
- Hubbell, S. P., Foster, r. B., O'brien, S. T., Harms, K. E., Condit,R., Wechsler, B., Wright, S. J. & Loo de Lao, S. 1999. Lightgap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a Neotropical forest. *Science* 283:554–557.
- Hulme, M. & Sheard N. 1999. Cenários de alterações climáticas para o Brasil. Climate Research Unit, Norwich, Reino Unido. 6 p.
- Huston, M.A. 1994. Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Hutchinson, G.E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22 (2): 415–427.
- INMET - INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. 2010. Dados diários e mensais de Precipitação do Período de 1913 a 2009. Brasília.
- Ishii, I.H. 1998. Estudos Dendrocronológicos e Determinação de idade de árvores das Matas Ciliares do Pantanal Sul Mato-grossense. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade de São Carlos, SP-BR. 140 pp.

- Jacoby, G.C. 1989. Overview of tree-ring analysis in tropical regions. *IAWA Bulletin* 10(2):99–108.
- Johnson, W.B.; Sasser, C.E. & Gosselink, J.G. 1985. Succession of vegetation in an evolving river delta, Atchafalaya Bay, Louisiana. *Journal of Ecology* 73: 973-986.
- Jones, M.M., Tuomisto, H., Clark, D.B. & Olivas, P. 2006. Effects of mesoscale environmental and dispersal limitation on floristic variation in rain forest ferns. *Journal of Ecology* 94:181-195.
- Jones, M. M., Tuomisto, H., Borcard, D., Legendre, P., Clark, D. B., Olivas, P. C. 2008. Explaining variation in tropical plant community composition: influence of environmental and spatial data quality. *Oecologia*, v.155, n. 3, p. 593-604.
- Junk, W. J. & Welcomme, R.L. 1990. Floodplains. In: Patten B.C., Jørgensen S.E., Dumont H. (eds) *Wetlands and shallow continental water biotidesel*. SBP Acad. Publ., The Hague, pp 491-524.
- Junk, W. J & Da Silva, C.J. 1999. O conceito do pulso de inundação e suas implicações para o Pantanal de Mato Grosso. Pp.17-28. In: *Anais do II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal, Manejo e Conservação*. EMBRAPA-CPAP, Brasília-DF.
- Junk, W.J. & Nunes da Cunha, C. 2005. Pantanal: A large South American Wetland at a Crossroads. *Ecological Engineering* 24:391-401.
- Junk, W.J. & Nunes da Cunha. 2012. Pasture clearing from invasive woody plants in the Pantanal: a tool for sustainable management or environmental destruction? *Wetlands Ecology and Management* 20(2):111-122.
- Junk, W. J., Bayley, P. B. & Sparks, R. S. 1989. The flood pulse concept in river – floodplain systems. In: D. P. Dodge (ed) *Proc Int Large River Symp (LARS)*. Can Spec Publ Fish Aquat Sci 106: 110-127.
- Junk, W.J. Nunes da Cunha, C., Strussmann C., Petemann, P., Marques, I. M. 2004 Comparative biodiversity value of large wetlands: the Pantanal of Mato Grosso, Brazil *Aquatic science*.
- Junk, W.J., Cunha, C.N., Wantzen, K.M., Petermann, P., Strussmann, C., Marques, M.I., Adis, J. 2006. Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Aquatic Sciences* 68 (3):278-309.
- Kiehl, E.J. *Manual de edafologia, relações solo-planta*. São Paulo, Ceres, 264p, 1979.
- Kohn, A.J. & Leviten, P.J. 1976. Effects of habitat complexity on population density and species richness in tropical intertidal predatory gastropod assemblages. *Oecologia* 25:199-210.
- Kramer, K.U. 1993. Distribution patterns in major pteridophyte taxa relative to those of angiosperms. *Journal of Biogeography*, 20:287-291.
- Laurance, W.F. 2003. Slow burn: the insidious effects of surface fires on tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 18:209–212.

- Leibold, M. A. & McPeck, M. A. 2006. Coexistence of the niche and neutral perspectives in community ecology. *Ecology* 87(6):1399–1410.
- Li, Q., Yang, X., Soininen, J., Chu, C.J., Zhang, J.Q., Yu, K.L. & Wang, G. 2011. Relative importance of spatial processes and environmental factors in shaping alpine meadow communities. *Journal of Plant Ecology* 4(4):249-258.
- Lorimer, C. G. 1977. Pre-settlement forest and natural disturbance cycle of northeastern Maine. *Ecology* 58:139–148.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, New Jersey, USA.
- Magnusson, W.E., Lima, A.P., Luizão, R., Luizão, F., Costa, F.R.C., De Castilho, C.V. & Kinupp, V.P. 2005. RAPELD: a modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research. *Biota Neotropica* 5(2). <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?point-of-view+bn01005022005>.
- Mainieri, C. & Chimelo, J.P. 1989. *Fichas de características das madeiras brasileiras*. São Paulo, Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, 2ª ed., Publicação IPT 1791.
- Marcati, C.R., Oliveira, J.S., Machado, S.R. 2006. Growth rings in cerrado wood species: occurrence and anatomical markers. *Biota Neotropica* 6:1-31
- Marchesan, R., Mattos, P.P., Savares, G.K., Salis, S.M. 2006. *Caracterização Física, Química e Anatômica da madeira de *Byrsonima cydoniifolia**. Colombo: Embrapa Florestas.
- Mariaux, A. 1981. Past efforts in measuring age and annual growth in tropical trees. In: Borman FH, Berlyn G (eds) *Age and growth of tropical trees: new directions for research*. Yale University, New Haven, pp 20–30.
- Marimon, B. S. & E. S. Lima. 2001. *Caracterização fitofisionômica e levantamento florístico preliminar no Pantanal dos Rios Mortes - Araguaia, Cocalinho, Mato Grosso, Brasil*. *Acta Botanica Brasilica* 15: 213-229.
- Mariotti, A. & Peterschmitt, E. 1994. Forest savanna ecotone dynamics in India as revealed by carbon isotope ratios of soil organic matter. *Oecologia* 97:475-480.
- Martínez-Ramos, M., Alvarez-Buylla, E. & Sarukhán, J. 1989. Tree demography and gap dynamics in a tropical rain forest. *Ecology* 70:555-558.
- Mattos, P. P. & Seitz, R. A. 2008. Growth dynamics of *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* and *Tabebuia impetiginosa* from Pantanal Mato-grossense, Brazil. *Ciência Florestal* 18(4) 427-434.
- Mattos, P.P 1999. *Identificação de Anéis Anuais de Crescimento e Estimativa de Idade e Incremento Anual em Diâmetro de Espécies Nativas do Pantanal de Nhecolândia, MS. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal)*. Universidade Federal do Paraná, PR-BR. 119 pp.

- Mattos, P. P., Seitz, R. A., Bolzon de Muniz, G. I. 1999. Identification of annual growth rings based on periodical shoot growth. In: Wimmer, R; Vetter, R. E. (Org.). Tree ring analysis. Wallingford: CAB Publ. v. 1, p. 139-145.
- Mattos, P. P., Teixeira, L. L., Seitz, R. A., Salis, S. M. de, Botosso, P. C. 2003. Anatomia de madeiras do Pantanal Mato-grossense (Características microscópicas) = Anatomy of Pantanal Mato-Grossense Woods (Microscopic features) = Anatomie des bois du Pantanal Mato-Grossense (Caractéristiques microscopiques). Colombo: Embrapa Florestas; Corumbá, Embrapa Pantanal, 182p.
- Mattos, P.P., Seitz, R.A., Salis, S.M. 2004. Dendroecological Potential of *Tabebuia heptaphylla* (Vell.) Toledo. Boletim Pesquisa Florestal 48:93-103.
- Mattos, P. P., Seitz, R. A., Salis, S. M. 2005. Idade e ritmo de crescimento do tronco de árvores de espécies da floresta natural do Pantanal Mato-grossense, MS. Boletim de Pesquisa Florestal: 69-80.
- McCune, B. & Mefford, M.J. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data.
- Milder, A.I., Fernández-Santos, B., Martínez-Ruiz, C. 2011. Colonization patterns of woody species on lands mined for coal in Spain: preliminary insights for forest expansion. Land degradation & Development Dev. doi: 10.1002/ldr.1101.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. Washington, DC.: World Resources Institute. 100p.
- Missouri Botanical Garden. W3trópicos. <http://www.mobot.org> (último acesso em 01/2010).
- Mitra S., Wassmann R., Vlek P.L.G. 2005. An appraisal of global wetland area and its organic carbon stock. Current Science 88 (1):25-35.
- Morales M. S., Villalba R., Grau H. R. & Paolini L. 2004. Rainfall-controlled tree growth in high-elevation subtropical treelines. Ecology 85: 3080–9.
- Munsell Color Company. 1975. Munsell soil color charts. Baltimore.
- Naiman, R. J., Bechtold, J.S., Beechie, T.J., Latterell, J.J., Pelt. R. V. 2010. A process-based view of floodplain forest patterns in coastal river valleys of the Pacific Northwest. Ecosystems 13:1-31.
- Nepstad, D.C., Stickler, C.M., Soares, B., Merry, F. 2008. Interactions among Amazon land use, forests and climate: prospects for a near-term forest tipping point. Philosophical Transactions of the Royal Society 363: 1737–1746.
- Normand, S., Vormisto, J., Svenning, J.-C., Grández, C. & Baslev, H. 2006. Geographical and environmental controls of palm beta diversity in paleo-riverine terrace forests in Amazonian Peru. Plant Ecology 186:161-176.
- Nunes da Cunha, C. & Junk, W.J. 1999. Composição florística de capões e codilheiras: localização das espécies lenhosas quanto ao gradiente de inundação no Pantanal de Poconé, MT-Brasil. Pp.387-405. In: Anais do II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal, Manejo e Conservação. EMBRAPA-CPAP, Brasília-DF.

- Nunes da Cunha, C. & Junk, W.J. 2001. Distribution of Wood Plant Communities along the Flood Gradient in the Pantanal of Poconé, Mato Grosso, Brazil. *International Journal of Ecology and Environmental* 27:63-70.
- Nunes da Cunha, C. & Junk, W.J. 2004. Year-to-year changes in water level drive the invasion of *Vochysia divergens* in Pantanal grasslands. *Applied Vegetation Science* 7:103-110.
- Nunes da Cunha, C. & Junk, W.J. 2009a. A preliminary classification of habitats of the Pantanal of Mato Grosso and Mato Grosso do Sul, and its relation to national and international wetland classification systems. In: Junk, W.J., Nunes da Cunha, C. Wantzen, K.M. (eds.): *Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*, pp. 127-141.
- Nunes da Cunha, C. & Junk, W.J. 2009b. Landscape units of the Pantanal: structure, function, and human use. In: Junk, W.J., Nunes da Cunha, C. Wantzen, K.M. (eds.): *Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*, pp. 127-141.
- Nunes da Cunha, C., Rawiel, P., Wantzen, K. M. Junk, W. J. e Lemos do Prado, A. 2006. Mapping and characterization of vegetation units by means of Landsat imagery and management recommendations for the Pantanal of Mato Grosso (Brazil), north of Poconé. *Amazoniana* XIX(1/2): 1-32.
- Nunes da Cunha, C., Rebellato, L. Costa, C.P. 2010. Vegetação e Flora: experiência pantaneira no sistema de grade. In: Fernandes, I.M., Signor, C. Penha, J.M.F. *Biodiversidade na grade do Pirizal. Átemma, Cuiabá, MT.* 196 p.
- Oliveira Filho, A.T. 1984. Estudo florístico e fitossociológico em um cerrado na Chapada dos Guimarães – Mato Grosso uma análise de gradientes. Dissertação de Mestrado, UNICAMP, Campinas, SP.
- Oliveira, A. A & Nelson, B.W. 2001. Floristic relationships of terra firme forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 146: 169-179.
- Oliveira, J.M., Santarosa, E., Pillar, V.D., Roig, F.A. 2009. Seasonal cambium activity in the subtropical rain forest tree *Araucaria angustifolia*. *Tree* 23:107-115. Oliveira, J.M., Santarosa, E., Pillar, V.D., Roig, F.A. 2009. Seasonal cambium activity in the subtropical rain forest tree *Araucaria angustifolia*. *Tree* 23:107-115.
- Oliveira, J.M., Roig, F.A., Pillar, V.D. 2010. Climatic signals in tree-rings of *Araucaria angustifolia* in the southern Brazilian highlands. *Austral Ecology* 35:134–147.
- Pagotto, M.A., Silveira, R.M.L., Nunes da Cunha, Fantin-Cruz. 2011. Distribution of Herbaceous Species in the Soil Seed Bank of a Flood Seasonality Area, Northern Pantanal, Brazil. *International Review of Hydrobiology* 96(2):149-163.
- Pant, G.B. 1983. Climatological signals from the annual growth-rings of selected tree species of India. *Mausum* 34:251-256.
- PCBAP. 1997. Diagnostico dos meios físico e biótico. Projeto Pantanal, Programa Nacional do Meio Ambiente. Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai. MMA/PNMA, Brasília, 433p.

- Penha, J. M. F., Da Silva, C. J. & Bianchini Júnior, I., 1999. Productivity of the aquatic macrophyte *Pontederia lanceolata* Nutt. (Pontederiaceae) on floodplains of the Pantanal Mato-grossense, Brazil. *Wetlands Ecology and Management*, 7: 155-163.
- Pereira Júnior, J.E., Salis, S.M., Ishii, I.H. 2008. Avaliações dendrocronológicas de *Curatella americana* L. no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, MS. In: Resumos do II Encontro de Iniciação Científica da Embrapa Pantanal e Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- Peres-Neto, P., Legendre, P., Dray, S. and Borcard, D. 2006. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology* (87): 2614-2625.
- Pereira Júnior, J.E., Salis, S.M., Ishii, I.H. 2008. Avaliações dendrocronológicas de *Curatella americana* L. no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, MS. In: Resumos do II Encontro de Iniciação Científica da Embrapa Pantanal e Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- Phillips, O.L., Núñez Vargas, P., Lorenzo Monteagudo, A, Peña Cruz, A., Chuspe Zans, M.-E., Galiano Sánchez, W., Yli-Halla, M., Rose, S. 2003. Habitat association among Amazonian tree species: a landscape-scale approach. *Journal of Ecology* 91:757–775.
- Pilcher, J. R. 1990. Sample preparation cross-dating, and measurement. In: Cook, E. R. Kairiukstis, L. A. (eds). *Methods of dendrochronology, applications in the environmental sciences*. Kluwer, Dordrecht Boston London, p 40-51.
- Pirani, F.R., Sanchez, M., Pedroni, F.2009. Fenologia de uma comunidade arbórea em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, MT, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 23(4):1096-1109.
- Pitman, N.C.A., Terborgh, J., Silman, M.R., Núñez, P.V., Neill, D.A., Cerón, C.E., Palacios, W.A. & Aulestia, M. 2001. Dominance and distribution of tree species in upper Amazonian terra firme forests. *Ecology* (82): 2101–2117.
- Ponce, VM. & Nunes da Cunha, C., 1993. Vegetated earth mounds in tropical savannas of Central Brazil: a synthesis with special reference to the Pantanal do Mato Grosso. *Journal of Biogeography*: 20:219-225.
- Pott, A. & Pott, V.J. 1994. *Plantas do Pantanal*. Embrapa- CPAP, Corumbá.
- Pott, A. & Pott, V.J. 1999. Flora do Pantanal - Listagem de fanerógamas. In *Anais do II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal, Manejo e Conservação*. Corumbá, MS, p.297-335.
- Pott, A., Pott, V.J. 2005. Alterações florísticas a planície do Baixo Taquari. In: Galdino, S., Vieira, L.M., Pellegrin, L.A. (ed.) *Impactos ambientais e sócio-econômicos na Bacia do Rio Taquari - Pantanal*. Corumbá:Embrapa Pantanal. pp. 261-293.
- Potts, M. D., Ashton, P. S., Kaufman, L. S. & Plotkin, J. B. 2002. Habitat patterns in tropical rain forests: a comparison of 105 plots in northwest Borneo. *Ecology* 83:2782–2797.
- Poulsen, A.D., Tuomisto, H., Balslev, H. 2006. Edaphic and floristic variation within a 1-ha of lowland Amazonian rain forest. *Biotropica* 38(4):468-478.

- Prado, A. L., Heckman, C. W., E Martins, F. R. 1994. The Seasonal Succession of Biotic Communities in Wetlands of the Tropical Wet-and-Dry Climatic Zone: II. The Aquatic Macrophyte Vegetation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Int. Revue ges. Hydrobiol* 79(4): 569-589.
- Prance, G.T. & Schaller, G.B. 1982. Preliminary study of some vegetation types of the Pantanal, Mato Grosso, Brazil. *Brittonia* 34:228-251.
- R Development Core Team, 2007: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Rangel, T.F.; Diniz-Filho, J.A.F., Bini, L.M. 2006: SAM: a comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. – *Ecography*. 33: 46–50.
- Ratajczak, Z., Nippert, J.B., Collins, S.L. 2012. Woody encroachment decreases diversity across North American grassland and savannas. *Ecology* 93: 697-703.
- Rebellato, L. & Nunes da Cunha, C. 2005. Efeito do “fluxo sazonal mínimo da inundação” sobre a composição e estrutura de um campo inundável no Pantanal de Poconé-MT. *Acta Botanica Brasilica* 19(4):791-801.
- Rinn, F. 1996. TSAP (Time Series Analysis and Presentation) Version 3.0. Reference manual (Heidelberg). 262 pp
- Roig, F.A. 2000. Dendrocronología en los bosques del Neotrópico: revisión y prospección futura. In: Roig FA (ed) *Dendrocronología em América Latina*. EDIUNC, Mendoza, pp 307–355.
- Roig, F. A., Osornio, J. J. J., Diaz, J. V., Luckman, B., Tiessen, H., Medina, A., Noellemeier, E. J. 2005. Anatomy of growth rings at the Yucatán Peninsula. *Dendrochronologia* 22:187-193.
- Romme, W. H. 1982. Fire and landscape diversity in subalpine forests of Yellowstone National Park. *Ecological Monographs* 52:199–221.
- Roques, K.G., O’Connor, T.G, Watkinson, A.R. 2001. Dynamics of shrub encroachment in na African savanna: relative influences off ire, herbivory, rainfall and density dependence. *Journal of Applide Ecology* 38:268-280.
- Rosenzweig, M.L. 1995. *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Runkle, J. R. 1982. Patterns of disturbance in some oldgrowth mesic forests of eastern North America. *Ecology* 63:1533–1546.
- Salis, S.M., Mattos, P.P., Tomás, W.M. 2006. Colonização por lixeira (*Curatella americana* L.) em áreas inundáveis no Pantanal da Nhecolândia: evidências a partir de análises dendrocronológicas. In: Resúmenes I Taller Red CYTED/Humedales (406 RT0285) “Efecto de los câmbios globales sobre los humedales”. Corumbá: CYTEDd; Embrapa Pantanal.
- Santos, R.D., Carvalho Filho, A., Naime, U. J., Oliveira, H., Motta P. E. F., Baruqui, A. M.; Barreto, W.O., Melo, M. E. C. C. M. Paula, J. L., Santos, E. M. R., Duarte, M. N.

1997. Pedologia. In: Plano de conservação da Bacia do Alto Paraguai - PCBAP: diagnóstico dos meios físico e biótico - meio físico. Brasília, DF: PNMA, p.127-307. v.2, t.1.
- Santos, S. A., Nunes da Cunha, C., Tomás, W., Urbano, G. P. A. & Arieira, J. 2006. Plantas invasoras no Pantanal: como entender o problema e soluções de manejo por meio de diagnóstico participativo. Corumbá: Embrapa Pantanal.
- Schessl, M. 1999. Floristic Composition and Structure of Floodplain Vegetation in Northern Pantanal of Mato Grosso, Brasil. *Phyton* (Horn, Austria) 39(2):303-336.
- Schöngart, J. 2008. Growth-Oriented Logging (GOL): A new concept towards sustainable forest management in Central Amazonian várzea floodplains. *Forest Ecology and Management* 256: 46–58.
- Schöngart, J., Piedade, M.T.F., Ludwigshausen, S., Horna, V., Worbes, M. 2002. Phenology and stem-growth periodicity of tree species in Amazonian floodplain forests. *Journal of Tropical Ecology* 18: 581 – 597.
- Schöngart, J., Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Ayres, J. M.; Hüttermann, A., Worbes, M. 2004. Teleconnection between tree growth in the Amazonian floodplains and the El Niño-Southern Oscillation effect. *Global Change Biology* 10: 683-692.
- Schöngart, J., Piedade, M. T. F., Wittmann, F., Junk, W. J., Worbes, M. 2005. Wood growth patterns of *Macaranga acaciifolium* (Benth.) (Fabaceae) in Amazonian black-water and white-water floodplain forests. *Oecologia* 145: 454-461.
- Schöngart, J., Orthmann, B., Hennenberg, K. J., Porembski, S., Worbes, M. 2006. Climate-growth relationships of tropical tree species in West Africa and their potential for climate reconstruction. *Global Change Biology* 12: 1-12.
- Schöngart, J., Wittmann, F., Worbes, M., Piedade, M. T. F., Junk, W. J. 2007 Management criteria for *Ficus insipida* Willd. (Moraceae) in Amazonian white-water floodplain forests defined by tree-ring analysis. *Annals of Forest Science* 64: 657–664.
- Schöngart, J., Arieira, J., Fortes, C.F., Arruda, E.C., Nunes da Cunha, C. 2011. Age-related and stand-wise estimates of carbon stocks and sequestration in the aboveground coarse wood biomass of wetland forests in the northern Pantanal, Brazil. *Biogeosciences* 8:3407-3421.
- Schweingruber, F.H. 1988. Tree rings. Reidel, Dordrecht. 276 pp.
- Scremin-Dias, E. Lorenz-Lemke, A., Oliveira, A.K.M. 2011. The floristic heterogeneity of the Pantanal and the occurrence of species with different adaptive strategies to water stress. *Brazilian Journal of Biology* 71(01):275-282.
- Signor, C., Fernandes, I.M. & Penha, J.M.F. 2010. O Pantanal de Poconé na Região do Pirizal e a grade o PPBio. In: Fernandes, I.M., Signor, C. Penha, J.M.F. Biodiversidade na grade do Pirizal. Átemma, Cuiabá, MT. 196 p.
- Silva Júnior, M.C. & Felfili, J.M. 1996. A vegetação da Estação Ecológica de Águas Emendadas. Brasília, Instituto de Ecologia e Meio Ambiente do Distrito Federal. 43p.

- Silva, J.S.V. & Abdon, M.M. 1998. Delimitação do Pantanal brasileiro e suas sub- regiões. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, DF, v. 33, p. 1703- 171.
- Silva, C.J., Soares, M.G., Piedade, M.T., Junk, W. 1998. O Pantanal Mato-Grossense e as várzeas amazônicas: uma comparação da situação ecológica, utilização atual e problemas ambientais. Brasília, MCT/CNPq, 79p.
- Silva, M.P., Mauro, R., Mourão, G.E. & Coutinho, M. 2000. Distribuição e quantificação de classes de vegetação do Pantanal através de levantamento aéreo. Revista Brasileira de Botânica 23:143-152.
- Silva, J.F., Farinãs, M.R., Felfili, J.M. & Klink, C.A. 2006. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. J. Biogeog. 33:536-548.
- Silvério, D.V. & Fernandes-Bulhão, C. 2009. Fenologia reprodutiva e biometria de frutos e sementes de três espécies de *Byrsonima* Rich. Ex Kunth (Malpighiaceae) no Parque do Bacaba, Nova Xavantina – Mato Grosso. Revista Biol. Neotrop.6(1):55-73.
- Sistemas De Informacao Hidrologicas – HIDROWEB. Agência Nacional de Águas (ANA) disponível no em: <http://hidroweb.ana.gov.br/> acesso em 07/12/2010.
- Smith T.W & Lundholm J.T. 2010. Variation partitioning as a tool to distinguish between niche and neutral processes. Ecography 33:648-55.
- Smith, M. & Wang, T.B.S.P., Manga, H.P. 2002. Dormancy e Germination. In: Tropical Tree Seed Manual: USDA Forest Service's/Reforestation Nurseries, Genetic Resources. P 149-176.
- Sonsin-Oliveira, J. 2010. Anatomia da madeira de espécies de cerrado *sensu lato* do estado de São Paulo. Tese Doutorado. Universidade Estadual Paulista, Botucatu-SP.159p.
- Speer J. H., Orvis K. H., Grissino-Mayer H. D., Kennedy L. M. & Horn S. P. 2004. Assessing the dendrochronological potential of *Pinus occidentalis* Swartz in the Cordillera Central of the Dominican Republic. Holocene 14, 563– 9.
- Stahle D. W. 1999. Useful strategies for the development oftropical tree-ring chronologies. IAWA Journal. 20:249–53.
- Stokes, C.J. & S. R. Archer. 2010. Niche differentiation and neutral theory: an integrated perspective on shrub assemblages in a parkland savanna. Ecology 91(4):1152–1162.
- Svenning, J-C, Engelbrecht, B.M.J., Kinner, D.A., Kursar, T.A., Stallard, R.F. & Wright, S.J. 2006. The relative roles of environment, history and local dispersal in controlling the distributions of common tree and shrub species in a tropical forest landscape, Panama. Journal of Tropical Ecology 22:575-586.
- Swetnan, T., Allen, C., Betancourt,J. 1999. Applied historical ecology: using the past ofmanage the future. Ecological Applications 9(4):1189-126.
- ter Steege, H., Sabatier, D., Castellanos, H., Van Andel, T., Duivenvoorden, J., de Oliveira, A.A., de Ek, R., Lilwah, R., Maas, P. & Mori, S. 2000. An analysis of the floristic composition and diversity of Amazonian forests including those of the Guiana shield. Journal of Tropical Ecology 16: 801-828.

- ter Steege, H., Pitman, N., Sabatier, D., Castellanos, H., Van der Hout, P., Daly, D.C., Silveira, M., Phillips, O.L., Vasquez, R., Van Andel, T., Duivenvoorden, J., De Oliveira, A.A., Ek, R., Lilwah, R., Thomas, R., Van Essen, J., Baider, C., Maas, P., Mori, S., Terborgh, J., Núñez, P.V., Mogollón, H. & Morawetz, W. 2003. A spatial model of tree α diversity and β -density for the Amazon Region. *Biodiversity and Conservation* 12:2255–2277.
- Terborgh, J. & Andresen, E. 1998. The composition of Amazonian forests: patterns at local and regional scales. *Journal of Tropical Ecology* 14: 645-664.
- Tokeshi, M. 1999. *Species coexistence: ecological and evolutionary perspectives*. Blackwell, Oxford, UK.
- Torrent, J. & Barrón, V. 1993. Laboratory measurement of soil color: theory and practice. In: SSSA. (Ed.). *Soil Color. Special Publication*, 31. Madison. p. 21-33.
- Tuomisto, H. & Ruokolainen, K. 1994. Distribution of Pteridophyta and Melastomataceae along an edaphic gradient in an Amazonian rain forest. *Journal of Vegetation Science* 5(1): 25-34.
- Tuomisto, H. & K. Ruokolainen. 2006. Analyzing or Explaining Beta Diversity? Understanding the Targets of Different Methods of Analysis. *Ecology* 87 (11): 2697-2708.
- Tuomisto, H.; Ruokolainen, K.; Kalliola, R.; Linna, A.; Danjoy, W. & Rodriguez, Z. 1995. Dissecting Amazonian biodiversity. *Science*, 269: 63-66.
- Tuomisto, H., Ruokolainen, K., Aguilar, M. & Sarmiento, A. 2003a. Floristic patterns along a 43-km long transect in an Amazonian rain forest. *Journal of Ecology* 91:743–756.
- Tuomisto, H., Ruokolainen, K. & Yli-Halla, M. 2003b. Dispersal, Environment, and Floristic Variation of Western Amazonian Forests. *Science* 299: 241-244.
- Turchin, P. 1991. Translating foraging movements in heterogeneous environments into the spatial distributions of foragers. *Ecology* 72:1253-1266.
- Uhl, C., Buschbacher, R., 1985. A disturbing synergism between cattle ranch burning practices and selective tree harvesting in the eastern Amazon. *Biotropica* 17:265–268.
- Uriarte, M., Condit, R., Canham, C. D. & Hubbell, S. P. 2004. A spatially explicit model of sapling growth in a tropical forest: does the density of neighbours matter? *Journal of Ecology* 92:348–360.
- Veldman, J.W., Putz, F.E., 2011. Grass-dominated vegetation, not species-diverse natural savanna, replaces degraded tropical forests on the southern edge of the Amazon Basin. *Biological Conservation* 144:1419–1429.
- Veloso, H. P., Rangel Filho, A. L. & Lima, J. C. A. 1991. *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. IBGE, Rio de Janeiro.
- Vieira, S. 2006. *Análise de variância: ANOVA*. Atlas. São Paulo. 204p.
- Villalba R., Grau H. R., Boninsegna J.A., Jacoby G. C. & Ripalta A. 1998. Tree-ring evidence for long-term precipitation changes in subtropical South America. *International Journal of Climatology* 18:1463–78.

- Vormisto, J., Svenning, J.-C., Hall, P., Balslev, H. 2004. Diversity and dominance in palm (Arecaceae) communities in terra firme forests in western Amazon basin. *Journal of Ecology* 92: 577-588.
- WCD. 2000. Dams and Development United: A New Framework for Decision-Making. The Report of the World Commission on Dams. London, Earthscan http://www.damsreport.org/wed_overview.htm.
- Whittaker, R. H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30:279-338.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21:213-251.
- Wiens, J.A. 1986. Spatial scale and temporal variation in studies of scale and temporal variation in studies of shrubsteppe birds. In: Diamond, J. & Case, T.J. (eds). *Community ecology*. Harper & Row, New York, USA.
- Wiens, J.A. 1989. Spatial scaling in Ecology. *Functional Ecology* 3(4):385-397.
- Wittmann, F., Anhuf, D. & Junk, W.J. 2002. Tree species distribution and community structure of Central Amazonian Amazonian várzea forests by remote sensing techniques. *Journal of Tropical Ecology*, 18, 805–820.
- Wittmann, F., Junk, W.J. & Piedade, M.T.F. 2004. The várzea forests in Amazonia: flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession. *Forest Ecology and Management*, 196, 199–212.
- Wittmann, F., Schöngart, J., Montero, J.C., Motzer, Thomas, Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Queiroz, H.L., Worbes, M. 2006. Tree species composition and diversity gradients in white water forests across the Amazon Basin. *Journal of Biogeography* 10:1365-2699.
- Worbes M., Staschel R., Roloff A. & Junk W. J. 2003. Tree ring analysis reveals age structure, dynamics and wood production of a natural forest stand in Cameroon *Forest Ecology and Management*. 173:105–23.
- Worbes, M. 1985. Structural and other adaptations to long-term flooding by in Central Amazonia. *Amazoniana*. 9: 459 – 484.
- Worbes, M. 1989. Growth rings, increment and age of trees in inundation forests, savannas and a mountain forest in the Neotropics. *IAWA Bulletin* 10 (2):109-122.
- Worbes, M. 1995. How to measure growth dynamics in tropical trees: a review. *IAWA Journal*, 16: 337-351.
- Worbes, M. 1997. The forest ecosystem of the floodplains. In: *The central Amazon Floodplain. Ecology of a Pulsing system*. Springer – Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. 223 – 266.
- Worbes, M. 2002. *One Hundred Years of Tree-Rings Research in the Tropics – A Brief* York: MacGraw-Hill Book, 1959. 462p.

- Zajac, R.N., Lewis, R.S., Poppe, L.J., Twichell, D.C., Vozarik, J., DiGiacomo-Cohen. 2003. Responses on infaunal populations to benthoscape structure and the potential importance of transition zones. *Limnology and Oceanography* 48:829-842.
- Zar, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. Third editions Prentice-Hall International Editions, New Jersey.
- Zedler, J.B. & Kercher, S. 2004. Causes and consequences of invasive plants in wetlands:opportunities, opportunists, and outcomes. *Critical Reviews in Plant Sciences* 23(5):431–452.
- Zeilhofer, P. & Schessl, M.,2000. Relationship between vegetation and environmental conditions in the northern Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Journal of Biogeography* 27(1): 159-168.
- Zuquim, G., Costa, F.R.C. & Prado, J. 2007. Sample effort reduction vs. information retention in inventories of pteridophytes in Central Amazonia. *Biota Neotropica* 7(3) :217-223- <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?article+bn03807032007>.
- Zuquim, G., Costa, F.R.C., Prado, J. & Braga-Neto, R. 2009. Distribution of pteridophyte communities along environmental gradients in Central Amazonia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 18:151–66.

ANEXOS

Anexo I. Informações geográficas e ambientais das unidades amostrais do sistema de parcelas permanentes, Grade Pirizal, Pantanal Norte.

Ambiente	Trilha	Parcela	X (UTM)	Y(UTM)	Altitude (cm)	Unidade de Paisagem/ Vegetação	Evidências de Perturbação
Inundável	A	1	573818,993	8190557,953	113,41	Canal de drenagem/Landizal	Cortes de madeira, estrada e várias trilhas (acesso a Fazenda Retiro Novo).
	A	2	573812,904	8191555,299	113,67		Idem a anterior.
	A	3	573808	8192552	114,17	Planície Inundável/Campo de Murundus	Invasão de espécies nativas lenhosas no campo.
	A	4	573807	8193553	114,30		Sem evidências de perturbação.
	A	5	573799	8194554	115,07		Idem a anterior.
Terrestre	B	2	572824	8191538	115,023	Cordilheira/Cerradão	Parte da vegetação foi retirada para a implantação de pastagem com a espécie exótica <i>Urochloa humidicola</i> .
Inundável	B	3	572818	8192536	113,73	Canal de drenagem/Landizal	Sem evidências de perturbação.
	B	4	572825,281	8193530,577	114,773	Planície Inundável/Campo de Murundus	Sem evidências de perturbação.
	C	2	571823.189	8191549.396	113.803		As perturbações e ameaças principais são fogo e a substituição da pastagem natural por espécies exóticas.

Anexo I. Continuação...

Ambiente	Trilha	Parcela	X (UTM)	Y(UTM)	Altitude (cm)	Unidade de Paisagem/ Vegetação	Evidências de Perturbação
Inundável	C	3	571823,153	8192048,982	114,247	Planície Inundável/Campo de Murundus	As perturbações e ameaças principais são fogo, proximidade de estrada e a substituição da pastagem natural por espécies exóticas.
	C	4	571820,142	8193544,697	114,629		Idem a anterior.
	C	5	571816,291	8194541,394	114,614		Idem a anterior.
	D	2	570823,572	8191536,014	113,453	Planície Inundável/Cambarazal	As principais ameaças são fragmentação (perda de habitat para pastagem), a substituição da pastagem natural por espécies exóticas, proximidade de estrada.
	D	3	570824,146	8192552,295	113,629	Canal de drenagem/Landizal	A proximidade da estrada e ocorrência de espécies invasoras de campos nativos são as principais evidências de perturbações e ameaças encontradas.
	D	4	570809,524	8193548,526	113,925		A proximidade da estrada e ocorrência de espécies invasoras de campos nativos são as principais evidências de perturbações e ameaças encontradas.
	D	5	570780,410	8194524,954	115,073	Planície Inundável/Campo de Murundus	As principais ameaças são a substituição da pastagem natural por espécies arbóreas invasoras, fogo e proximidade de estrada.

Anexo I. Continuação...

Ambiente	Trilha	Parcela	X (UTM)	Y(UTM)	Altitude (cm)	Unidade de Paisagem/ Vegetação	Evidências de Perturbação
Inundável	E	1	569823,978	8190540,121	113,520	Planície Inundável/Campo de Murundus	As ameaças principais são fogo, proximidade de estrada e a substituição da pastagem natural por espécies exóticas.
Terrestre	E	2	569826,097	8191542,203	114,864	Cordilheira/Cerradão	As principais ameaças são fragmentação (perda de habitat para pastagem), fogo e corte de árvores.
Inundável	E	4	569831,429	8193550,532	114,385	Planície Inundável/Campo de Murundus	As principais ameaças são fragmentação (perda de habitat para pastagem), substituição da pastagem natural por espécies exóticas.
	E	5	569833,982	819455,392	114,422	Canal de drenagem/Cambarazal	As principais perturbações são a substituição da pastagem natural por espécies arbóreas invasoras, fogo e proximidade de estrada.
	F	1	5688,128	8190539,556	113,465	Planície Inundável/Campo de Murundus	As principais ameaças são a substituição da pastagem natural por espécies arbóreas invasoras, fogo.

Anexo I. Continuação...

Ambiente	Trilha	Parcela	X (UTM)	Y(UTM)	Altitude (cm)	Unidade de Paisagem/ Vegetação	Evidências de Perturbação
Terrestre	F	2	568824,440	8191536,471	113,797	Cordilheira/cerrado	As principais ameaças são o fogo e plantas invasoras.
Inundável	F	3	568825,878	8192034,953	113,890	Planície Inundável/Campo de Murundus	As principais perturbações e ameaças são fragmentação (perda de habitat para pastagem), fogo, corte de árvores, a substituição da pastagem natural por espécies exóticas e proximidade com a sede de fazenda e estrada.
	F	4	568828,337	8193534,829	114,225	Canal de Drenagem/Campo de Murunduns	As principais perturbações são a substituição da pastagem natural por espécies arbóreas invasoras e fogo.
	F	5	568867,703	8194522,697	112,782	Planície Inundável/Campo de Murundus	Sem evidências de perturbação.

Anexo II. Relação das espécies arbóreo-arbustivas amostrada na Grade Pirizal, Pantanal de Poconé, Mato Grosso, (ab = arbusto; ar = árvore).

Família	Nome Científico	Hábito
ANACARDIACEAE	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott ex Spreng	ar
	<i>Astronium urundeuva</i> (Allemão) Engl.	ar
ANNONACEAE	<i>Annona aurantiaca</i> Barb.Rodr.	ab
	<i>Annona dioica</i> A. St.-Hil	ab
APOCYNACEAE	<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	ar
	<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	ar
	<i>Thevetia</i> sp.	ar
ASTERACEAE	<i>Vernonia scabra</i> Pers.	ab
BIGNONIACEAE	<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	ar
	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC) Mattos	
	<i>Handroanthus roseo-albus</i> (Ridl.) Mattos	ar
	<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook. f. ex S. Moore	ar
BORAGINACEAE	<i>Cordia glabrata</i> (Mart.) A. DC	ar
BURSERACEAE	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	ar
CALOPHYLLACEAE	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	ar
CANNABACEAE	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	ab
	<i>Celtis pubescens</i> Spreng.	ab
CARYOCARACEAE	<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	ar
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania parvifolia</i> Huber	ar
CLUSIACEAE	<i>Garcinia brasiliensis</i> Mart.	ar
	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	ar
COMBRETACEAE	<i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler	ar
	<i>Terminalia argentea</i> Mart.	ab
CONNARACEAE	<i>Connarus suberosus</i> Planch.	ar
DILLENIACEAE	<i>Curatella americana</i> L.	ab
EBENACEAE	<i>Diospyros hispida</i> A. DC.	ab
ERYTHROXYLACEAE	<i>Erythroxylum anguifugum</i> Mart.	ab
EUPHORBIACEAE	<i>Alchornea discolor</i> Poepp.	ar
EUPHORBIACEAE	<i>Cnidoscolus cnicodendron</i> Griseb.	ab
	<i>Mabea paniculata</i> Spruce ex Benth	ar
	<i>Manihot</i> sp.	ab
	<i>Sapium hasslerianum</i> Huber	ab
	<i>Copaifera martii</i> Hayne	ar
FABACEAE	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	ar
	<i>Andira cujabensis</i> Benth.	ar
	<i>Andira inermis</i> (W. Wright) Kunth ex DC.	ab
	<i>Bauhinia obtusata</i> Vogel	ab
	<i>Bauhinia rufa</i> (Bong.) Steud.	ab
	<i>Calliandra parviflora</i> Benth.	ar
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	ar
	<i>Copaifera magnifolia</i> Dwyer	ar

Família	Nome Científico	Hábito
FABACEAE	<i>Dipteryx alata</i> Vogel	ar
	<i>Hymenaea courbaril</i> L	ar
	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	ar
	<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	ab
	<i>Ormosia</i> sp.	ar
	<i>Peltogyne confertiflora</i> (Mart. ex Hayne) Benth.	ar
	<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	ar
	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	ar
	<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	ar
	<i>Swartzia jorori</i> Harms	ar
	<i>Tachigali aurea</i> (Tul.) Baill.	ar
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	ab	
LOGANIACEAE	<i>Strychnos pseudoquina</i> A. St.-Hil.	ar
LYTHRACEAE	<i>Physocalymma scaberrimum</i> Pohl	ar
MALPIGHIACEAE	<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	ar
	<i>Byrsonima intermedia</i> A. Juss.	ab
	<i>Byrsonima cydoniifolia</i> A. Juss.	ar
MALVACEAE	<i>Luehea paniculata</i> Mart.	ab
	<i>Pavonia</i> sp.	ar
	<i>Pseudobombax tomentosum</i> (Mart. & Zucc.) Robyns	ar
	<i>Sterculia apetala</i> (Jacq.) H. Karst.	ab
MELASTOMATACEAE	<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud.	ab
	<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	ab
	<i>Mouriri elliptica</i> Mart.	ar
	<i>Mouriri guianensis</i> Aubl.	ar
MELIACEAE	<i>Cedrella fissilis</i> Vell.	ab
MENISPERMACEAE	<i>Abuta grandifolia</i> (Mart.) Sandwith	ar
MORACEAE	<i>Brosimum lactescens</i> (S. Moore) C.C. Berg	ar
	<i>Ficus gardneriana</i> (Miq.) Miq.	ar
	<i>Ficus gomelleira</i> Kunth & C.D. Bouché	ab
MYRTACEAE	<i>Eugenia aurata</i> O. Berg	ab
	<i>Eugenia biflora</i> (L.) DC.	ab
	<i>Eugenia florida</i> DC.	ar
	<i>Eugenia stictosepala</i> Kiaersk.	ab
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	ab
OCHNACEAE	<i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.	ar
OPILIACEAE	<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook. f.	ar
PICRAMNIACEAE	<i>Picramnia nitida</i> Engl.	ar
RHAMNACEAE	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek.	ab

Anexo II. Continuação...

Família	Nome Científico	Hábito
RUBIACEAE	<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A. Rich. ex DC.	ab
	<i>Cordia macrophylla</i> K. Schum	ab
	<i>Cordia sessilis</i> (Vell.) K. Schum.	ar
	<i>Genipa americana</i> L.	ab
	<i>Palicourea</i> sp.	ab
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	ab
	<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltld.) K. Schum.	ab
RUTACEAE	<i>Zanthoxylum rigidum</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	ab
SALICACEAE	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	ar
SAPINDACEAE	<i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk.	ar
	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	ar
SAPOTACEAE	<i>Pouteria glomerata</i> (Miq.) Radlk.	ar
	<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	ar
SIMAROUBACEAE	<i>Simarouba versicolor</i> A. St.-Hil.	ar
URTICACEAE	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul.	ar
VOCHYSIACEAE	<i>Qualea parviflora</i> Mart.	ar
	<i>Vochysia divergens</i> Pohl	
INDETERMINADA	NI 1	ar