MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE

CERRADO:

ECOLOGIA, BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

Organizadores
Aldicir Scariot
José Carlos Sousa-Silva
Jeanine Maria Felfili

Cerrado:

Ecologia, Biodiversidade e Conservação

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE

Cerrado:
Ecologia, Biodiversidade e Conservação

Organizadores

Aldicir Scariot
José Carlos Sousa-Silva
Jeanine M. Felfili

Brasília-DF
2005

Este livro foi editado e impresso com apoio da Diretoria de Conservação da Biodiversidade Brasileira – DCBio e do Projeto de Conservação e de Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira – PROBIO.

VEDADA A COMERCIALIZAÇÃO

Revisão em língua portuguesa e preparo de originais:
Maria Beatriz Maury de Carvalho

Acompanhamento editorial e revisão final:
Cilulia Maury – PROBIO

Projeto gráfico e diagramação:
José Miguel dos Santos

ISBN 85-87166-81-6

CERRADO: Ecologia, Biodiversidade e Conservação/Aldicir Scariot, José Carlos Sousa-Silva, Jeanine M. Felfili (Organizadores). Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005

439 p:il

1. Cerrado. 2. Meio Ambiente. 3. Biodiversidade 4. Ecologia. 5. Conservação I. Título.

Ministério do Meio Ambiente – MMA
Centro de Informação e Documentação Luis Eduardo Magalhães – CID Ambiental
Esplanada dos Ministério – Bloco B – térreo
70068-9000 – Brasília-DF
Tel.: 5561 - 4009-1235
Fax.: 5561 - 3224-5222
Email: cid@mma.gov.br

Apresentação

É com muita satisfação que apresento o livro Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação, uma formidável contribuição de 46 pesquisadores e revisores, todos eles empenhados em desvendar as peculiaridades, belezas e a diversidade biológica dos cerrados brasileiros.

Desde o início da minha gestão frente ao Ministério do Meio Ambiente, tenho procurado abrir caminhos para que o Cerrado ocupe o lugar que merece entre os biomas brasileiros, e deixe de ser visto apenas como uma região a ser ocupada pela expansão agrícola e, simultaneamente, por uma ocupação urbana desordenada.

Assim, em 2004 o MMA lançou o Programa Nacional de Conservação e Uso Sustentável do Bioma Cerrado – Programa Cerrado Sustentável, cujo objetivo geral é promover condições para reverter o empobrecimento socioambiental deste bioma.

Esse Programa foi desenvolvido pelo Grupo de Trabalho do Bioma Cerrado (GT Cerrado), instituído pela Portaria MMA nº 361, de 12 de setembro de 2003. Tais iniciativas fortaleceram e sedimentaram também o Núcleo dos Biomas Cerrado e Pantanal (NCP), vinculado à Secretaria de Biodiversidade e Florestais, criado em 1994, que tem como sua principal atribuição articular e propiciar a execução de iniciativas voltadas para a conservação e o uso sustentável destes dois biomas tão profundamente entrelaçados, junto aos projetos e programas em execução no Ministério do Meio Ambiente, além de ser um ponto para interlocução com a sociedade civil organizada.

Apoiar a publicação deste livro é acrescentar mais uma ação às anteriores, uma oportunidade de disponibilizar informações preciosas nele contidas a todos interessados, pesquisadores, estudantes, ao público em geral, o que muito me alegra.

Aproveito esta oportunidade para cumprimentar os autores e unir-me a eles nas homenagens aos pioneiros professores George Eiten e James Alexander Ratter, que tanto contribuíram para o conhecimento de vegetação do Cerrado, ao professor Leopoldo Magno Coutinho e à professora Maria Lea Salgado Labouriau que, com suas ousadas observações sobre o impacto do fogo muito acrescentaram, entre outras contribuições relevantes, para a percepção do papel deste elemento na dinâmica desse bioma.

Marina Silva
Ministra do Meio Ambiente

HOMENAGEADOS

Pela sua contribuição incomparável para a ecologia do Cerrado, os editores, os autores e a equipe do Ministério do Meio Ambiente prestam homenagens a:

George Eiten

Nasceu em Morristown, EUA e é professor aposentado do Departamento de Botânica da Universidade de Brasília – UnB. George Eiten é pesquisador em ecologia vegetal, sendo bastante conhecido pelo seu artigo de 1972, "The cerrado vegetation of Brazil". Esse artigo conceitua termos ambientais e estruturais da vegetação do Cerrado, suas comunidades, fatores influenciadores como o solo, fogo, clima, e apresenta o primeiro modelo para explicar as diferenças fisionômicas observadas entre as fitofisionomias do Cerrado. É autor de outros trabalhos clássicos que, no seu todo, estão hoje entre os mais citados na literatura do bioma.

James Alexander Ratter

Ecólogo vegetal e pesquisador aposentado do Royal Botanic Garden Edinburgh, da Escócia, trabalhou por mais de 35 anos com a vegetação do Cerrado. Em 1967, ele foi um dos integrantes da expedição da Royal Botanical Society e Royal Geographical Society na área nordeste de Mato Grosso. Em 1971, ele e a equipe reconheceram as diferenças ecológicas entre cerradões e a floresta estacional, fazendo as primeiras correlações com fatores edáficos determinantes e reconhecendo espécies indicadoras. Seus estudos iniciaram as análises quantitativas da vegetação do bioma. Recentemente, o professor Ratter tem analisado padrões fitogeográficos das comunidades vegetais junto ao projeto Conservação e Manejo da Biodiversidade do Bioma Cerrado CMBBC/DFID (Reino Unido), visando à definição de estratégias para manejo e conservação da sua biodiversidade.

Leopoldo Magno Coutinho

Professor aposentado do Departamento de Ecologia da Universidade de São Paulo-USP, onde ministrou vários cursos de graduação e pós-graduação, assim como orientou várias teses de mestrado e doutorado. Ele foi o primeiro ecólogo a usar a abordagem ecossistêmica no estudo do Cerrado, pesquisando a produtividade primária e o ciclo de nutrientes. A partir de 1977, o professor Coutinho também dedicou grande parte de seu tempo a estudos sobre o impacto do fogo na vegetação do Cerrado. A grande variedade de trabalhos desenvolvidos pelo professor Coutinho gerou discussão e estimulou várias questões abordadas na ecologia do Cerrado.

Maria Lea Salgado Labouriau

É conhecida por ter criado as bases para a pesquisa paleoecológica no Brasil e, particularmente, no Cerrado. É atualmente professora no Instituto de Geociências na Universidade de Brasília-UnB. A partir de 1960 a professora Labouriau deu início ao mais novo catálogo de polens preparado para o Cerrado, proporcionando assim o rápido desenvolvimento das pesquisas paleocológicas nesse ambiente. As pesquisas da professora Labouriau estão entre as primeiras a demonstrar que os períodos secos ocorridos no Cerrado tiveram caráter mais amplo, atingindo toda a América do Sul. Ela foi também uma das pioneiras no estudo do fogo ao longo da história da vegetação do Cerrado. Atualmente, tem trabalhado no refinamento dos estudos das modificações climáticas e vegetacionais no Cerrado, particularmente do fogo.

Autores e Revisores

Autores

Adriana Reatto – reatto@cpac.embrapa.br
Aldicir Scariot – scariot@cenargen.embrapa.br
Alexandre R. T. Palma – artpalma@unb.br
Anderson C. Sevilha –
sevilha@cenargen.embrapa.br
Augusto César Franco – acfranco@unb.br
Bárbara F. D. Leão - barbaraleao@yahoo.com.br
Carlos César Ronquim –
Carlos E. Pinheiro - cegp@unb.br
Carlos H. B. de Assis Prado - dchb@power.ufscar.br
Claudia Padovesi Fonseca - padovesi@unb.br
Cleber J. R. Alho - alho@unb.br
Cristiane G. Batista – cristiane@mrs.com.br
Éder de Souza Martins – eder@cpac.embrapa.br
Emerson M. Vieira - vieira@cirrus.unisinos.br
G. Wilson Fernandes – gwilson@icb.ufmg.br
Geraldo W. Fernandes - gwilson@icb.ufmg.br
Guarino R. Colli - grcolli@unb.br
Helena C. Morais - morais@unb.br
Heloisa S. Miranda - hmiranda@unb.br
Ivone Rezende Diniz – irdiniz@unb.br
James Alexander Ratter -
s.bridgewater@rbge.org.uk
Jean François Timmers –
florabrasil@sulbanet.com.br
Jeanine Maria Felfili - felfili@unb.br
Jorge E. F. Werneck Lima – jorge@cpac.embrapa.br
José Carlos Sousa Silva – jcarlos@cpac.embrapa.br
José Felipe Ribeiro - felipe.ribeiro@embrapa.br
José Maria Cardoso – j.silva@conservation.org.br
Ludmila M. S. Aguiar – ludmilla@cpac.embrapa.br
Luzitano B. Ferreira - luzitano@directnet.com.br
Manoel Cláudio da Silva Júnior – mcsj@unb.br
Marcos Pérsio Dantas Santos - persio@ufpi.br
Margarete Naomi Sato - nsato@unb.br
Maria Lea Salgado-Labouriau - mlea@unb.br
Mariana Cristina Caloni Perón
Miguel T. Urbano Rodrigues - mturadri@usp.br
Mundayatan Haridasan - hari@unb.br
Raimundo P. B. Henriques - henriq@unb.br
Reginaldo Constantino - constant@unb.br
Reuber A. Brandão – reuberbrandao@yahoo.com.br
Ricardo B. Machado –
r.machado@conservation.org.br
Roberto Cavalcante - rbcav@unb.br
Rosana Tidon – rotidon@unb.br
Denise F. Leite -nisefleite@hotmail.com
Samuel Bridgewater - s.bridgewater@rbge.org.uk
Silmary J. Gonçalves-Alvim –
silmaryalvim@uol.com.br
Vânia R. Pivelo - vrpivel@ib.usp.br
William A. Hoffmann - william-hoffmann@ncsu.edu

Revisão Técnica

Adelmar Gomes Bandeira
Amabilio José Aires de Camargo
Alexandre Francisco da Silva
Aldicir Scariot
Ary Teixeira de Oliveira Filho
Augusto César Franco
Carlos E. G. Pinheiro
Carlos H. B. A. Prado
Claudia Padovesi Fonseca
Christopher W. Fagg
Divino Brandão
Edson Junqueira
Edson Ryoiti Sujii
Eduardo Arcoverde de Mattos
Fabio Scarano
Glein Monteiro
Guarino R. Colli
Helena C. Morais
Hussan El Dine Zaher
Humberto Santos
Ivan Schiavini
Jeanine Maria Felfili
João Augusto A. Meira Neto
John D. Hay
José Carlos Sousa Silva
José Maria Cardoso da Silva
José Roberto R. Pinto
José Roberto Pujol-Luz
Jucelino A. Azevedo
Keith S. Brown Jr.
Leandro G. Oliveira
Leopoldo M. Coutinho
Ludmila M. S. Aguiar
Maria Lucia Meirelles
Miguel A. Marini
Miguel Trefaut Rodrigues
Mundayatan Haridassan
Nabil J. Eid
Nilton Fiedler
Paulo César Motta
Paulo Eugenio A. M. de Oliveira
Raimundo Paulo Barros Henriques
Reginaldo Constantino
Ricardo B. Machado
Rosana Tidon
Silvio T. Spera
Vânia R. Pivello
Vitor Osmar Becker

Introdução

O conhecimento das causas e conseqüências da destruição, fragmentação e depauperamento dos *habitats* naturais é fundamental para a compreensão e conservação de amostras funcionais representativas dos ecossistemas naturais e dos recursos biológicos. Dentre os ecossistemas tropicais que sofrem com aceleradas taxas de destruição destaca-se o Cerrado, esta vasta região do Brasil. Embora seja o segundo bioma brasileiro em extensão, cobrindo quase um quarto do território nacional, sua biodiversidade ainda é pouco conhecida, o que parece irônico, pois se trata da mais rica e ameaçada savana tropical do planeta.

O conhecimento sobre o Cerrado vem sendo acumulado, porém o que é conhecido e a capacidade em transformar o conhecimento em ações práticas tem sido muito inferior à velocidade em que este bioma está desaparecendo. Diferente de outros biomas brasileiros, como a Amazônia e a Floresta Atlântica, nem mesmo a proporção de *habitats* naturais do Cerrado é conhecida. A paisagem natural do Cerrado, manifestada em muitas fisionomias de vegetação que hospedam espécies endêmicas, conhecimentos tradicionais, culturas particulares e cenários deslumbrantes está rapidamente sendo transformada em monoculturas de soja e algodão e pastagens para gado. A facilidade com que a vegetação pode ser removida, em comparação àquelas de outros biomas, clima e solos propícios à agricultura e pecuária, juntamente à falta de ordenamento na ocupação da paisagem e uso dos recursos naturais poderá trazer conseqüências desastrosas. Não somente a biodiversidade será afetada em sua composição, mas também os serviços advindos de ecossistemas, como a ciclagem de nutrientes, a recarga dos aqüíferos e o fluxo das águas, dentre muitos outros, comprometendo a qualidade de vida das populações e a sustentabilidade das atividades econômicas e sociais da região.

Este livro está organizado em quatro seções principais: *Determinantes Abióticos*, *Comunidades de Plantas*, *Comunidades de Animais*, e *Conservação*. Na primeira seção são apresentados textos sobre solos, hidrologia, palinologia e as queimadas no Cerrado. Na segunda seção, os textos tratam da biodiversidade, composição e estrutura da vegetação, comparações ecológicas entre espécies e ecofisiologia de plantas. Na terceira e maior seção, textos tratando da biodiversidade, distribuição, biogeografia, caracterização da fauna do Cerrado e comparações entre áreas protegidas e não protegidas são apresentados. Este volume é finalizado com a quarta seção, composta de textos com perspectivas e desafios para a conservação e manejo dos recursos naturais do Cerrado.

Esta publicação é uma amostra da capacidade dos pesquisadores, demonstrada em suas pesquisas no Cerrado, baseada na perseverança e dedicação de muitos que acreditam que é possível trilhar um caminho diferente daquele com base unicamente na destruição dos ecossistemas naturais. A informação sobre os ecossistemas e espécies do Cerrado ainda é necessária, assim como ações que efetivamente garantam

amostras significativas e funcionais desse bioma às gerações futuras e um uso racional dos recursos naturais existentes, com respeito às sociedades dessa região. É nosso desejo e esperança que a informação aqui contida seja útil para a promoção da pesquisa e formas mais sustentáveis de utilização dos recursos do bioma Cerrado.

Aldicir Scariot
José Carlos Sousa-Silva
Jeanine M. Felfili
(Organizadores)

Sumário

Apresentação V
Homenageados VII
Autores e Revisores IX
Introdução XI

Capítulo síntese 25

PARTE I – Determinantes abióticos

Capítulo 1. Classes de solo em relação aos controles da paisagem do bioma Cerrado. 47

Capítulo 2. Estimativa da produção hídrica superficial do Cerrado brasileiro. 61

Capítulo 3. Influência da história, solo e fogo na distribuição e dinâmica das fitofisionomias no bioma Cerrado. 73

Capítulo 4. Efeitos do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado. 93

Capítulo 5. Alguns aspectos sobre a Paleoecologia dos cerrados. 107

PARTE II – Comunidades de plantas

Capítulo 6. Biodiversidade, estrutura e conservação de florestas estacionais deciduais no Cerrado. 121

Capítulo 7. Diversidade alfa e beta no cerrado *strictu sensu*, DF, GO, MG e BA. 141

Capítulo 8. Ecologia comparativa de espécies lenhosas de cerrado e de mata. 155

Capítulo 9. Competição por nutrientes em espécies arbóreas do cerrado. 167

Capítulo 10. Biodiversidade de forma e função: implicações ecofisiológicas das estratégias de utilização de água e luz em plantas lenhosas do Cerrado. 179

Capítulo 11. Balanço de carbono em duas espécies lenhosas de Cerrado cultivadas sob irradiação solar plena e sombreadas. 197

PARTE III – Comunidades de animais

Capítulo 12. A importância relativa dos processos biogeográficos na formação da avifauna do Cerrado e de outros biomas brasileiros. 219

Capítulo 13. A biodiversidade dos cerrados: conhecimento atual e perspectivas, com uma hipótese sobre o papel das matas galerias na troca faunística durante ciclos climáticos. 235

Capítulo 14. As origens e a diversificação da herpetofauna do Cerrado. . 247

Capítulo 15. Pequenos mamíferos de Cerrado: distribuição dos gêneros e estrutura das comunidades nos diferentes *habitats*. 265

Capítulo 16. Biodiversidade de insetos galhadores no Cerrado. 283

Capítulo 17. Estudos comparativos sobre a fauna de borboletas do Distrito Federal: implicações para a conservação. 295

Capítulo 18. Abundância e amplitude de dieta de lagartas (Lepidoptera) no cerrado de Brasília (DF) 305

Capítulo 19. Padrões de diversidade e endemismo de térmitas no bioma Cerrado. 319

Capítulo 20. Drosofilídeos (Diptera, Insecta) do Cerrado. 335

Capítulo 21. A complexidade estrutural de bromélias e a diversidade de artrópodes, em ambientes de campo rupestre e mata de galeria no Cerrado do Brasil Central. 353

PARTE IV – Conservação

Capítulo 22. Desafios para a conservação do cerrado face às atuais tendências de uso e ocupação. 367

Capítulo 23. Ocupação do bioma Cerrado e conservação da sua diversidade vegetal. 383

Capitulo 24. Manejo de fragmentos de Cerrado visando a conservação da biodiversidade. 401

Capítulo 25. Caracterização dos ecossistemas aquáticos do Cerrado. 415

Capítulo 26. Perspectivas e desafios para conservar a biodiversidade do Cerrado no século 21 431

Lista de Figuras

PARTE I – Determinantes abióticos

Capítulo 1

Classes de solo em relação aos controles da paisagem do bioma Cerrado

Figura 1. Fatores de formação de solo e pedogênese 49

Figura 2. Índices pluviométricos do bioma Cerrado 55

Figura 3. Fluxograma de identificação dos controles da paisagem das classes Neossolo Quartzarênico e Latossolos 56

Figura 4. Fluxograma de identificação dos controles da paisagem das classes de solos com B textural e B incipiente 56

Figura 5. Fluxograma de identificação dos controles da paisagem das classes de solos sob ambiente de hidromorfismo 57

Capítulo 2

Estimativa da produção hídrica superficial do Cerrado Brasileiro

Figura 1. Representação dos limites do Cerrado em relação às grandes bacias hidrográficas do Brasil. 65

Figura 2. Distribuição espacial da precipitação média anual no Cerrado. 66

Figura 3. Estações utilizadas no trabalho, numeradas de 1 a 34, e suas respectivas áreas de Cerrado, diferenciadas por cores, de acordo com a bacia hidrográfica em que estão inseridas. 67

Capítulo 3

Influência da história, solo e fogo na distribuição e dinâmica das fitofisionomias no bioma Cerrado.

Figura 1. Distribuição geográfica do bioma do Cerrado no Brasil. As áreas disjuntas nos outros biomas adjacentes são indicadas. 77

Figura 2. Diagrama de bloco da distribuição das fisionomias de cerrado *sensu lato* em relação à profundidade do solo na vertente de um vale. 78

Figura 3. Distribuição dos valores de saturação de bases (%) e razão ki nas áreas com cerrado *sensu lato* e florestas estacionais no Brasil central. 80

Figura 4. Ocorrência potencial das fisionomias de cerrado sensu lato em função da profundidade e do conteúdo de água na superfície do solo no fim da estação seca. Cc – capacidade de campo; Pm – ponto de murchamento; CL – campo limpo; CS – campo sujo; Css – cerrado sensu stricto; CD – cerradão. 82

Figura 5. Representação da hipótese de Lund (1835) do efeito do fogo na evolução da vegetação no bioma dos cerrados. O fogo transforma o cerradão em cerrado, que pela continuidade do fogo é substituído pelo campo, que pode ser mantido pelo fogo periódico. 82

Figura 6. Esquema dos efeitos do fogo nos processos que determinam a fisionomia aberta na vegetação dos cerrados. As setas mais grossas indicam os principais processos. 84

Figura 7. Modelo conceitual de sucessão e regressão das fisionomias dos cerrados, em função da profundidade do solo e do fogo no Brasil central. 87

Capítulo 5

Alguns aspectos sobre a Paleoecologia dos Cerrados

Figura 1. Cronologia das mudanças do clima durante os últimos 36 mil anos. À esquerda, seqüência das mudanças nos altos Andes tropicais. No centro, mudanças do clima em sete áreas de cerrado. À direita, mudanças em duas áreas de mata dentro da região de cerrados. Modificado de Salgado-Labouriau (1997). 113

Parte II - Comunidades de plantas

Capítulo 6

Biodiversidade, estrutura e conservação de florestas estacionais deciduais no Cerrado.

Figura 1. Localização geográfica da bacia do rio Paranã (GO e TO) e distribuição das Florestas Estacionais Deciduais no Brasil (IBGE 1983) e suas respectivas classes de solos de ocorrência (EMBRAPA 1981) na escala de 1:5.000.000, segundo o novo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA 1999). 125

Figura 2. Classificação pelo método de TWINSPAN de 11 fragmentos de Floresta Estacional Decidual Submontana intactos (i) e explorados (e) em áreas de planaltos (p) e afloramentos calcários (ac) no município de São Domingos, Vale do Paranã (GO), em áreas amostradas nas fazendas São Domingos (SD), Flor do Ermo (FE), Traçadal (FT), Olho d'Àgua (OA), Manguinha (FM), Cruzeiro do Sul (CS), São Vicente (SV), Canadá (FC) e São José (SJ). 133

Capítulo 7

Diversidade alfa e beta no cerrado sentido restrito, Distrito Federal, Goiás, Minas Gerais e Bahia

Figura 1. Principais Unidades Fisiográficas do Brasil Central estudadas . 144

Figura 2. Locais de estudo em destaque nos Sistemas de terra nas Unidades Fisiográficas estudadas. 145

Figura 3. Diversidade beta expressa pelo posicionamento das 15 áreas de cerrado sensu stricto nos eixos de ordenação pelo método DECORANA. 151

Capítulo 8

Ecologia comparativa de espécies lenhosas de cerrado e de matas. 159

Figura 1. Comparação da resposta ao fogo de espécies de mata e de cerrado

Figura 2. Comparação da espessura da casca de dez pares de espécies de cerrado e mata de galeria. 160

Figura 3. A) Razão raiz/parte aérea de espécies de cerrado e de mata. B) Alturas de plântulas de espécies de cerrado e de mata C) Razão de área foliar (área foliar por unidade de peso total da planta) de espécies de cerrado e de mata. 161

Capítulo 9

Competição por nutrientes em espécies arbóreas do cerrado

Figura 1. Relação entre a biomassa e o número de árvores das 35 espécies em um cerrado em Latossolo Vermelho no Distrito Federal (Silva, 1990). 174

Figura 2. Compartilhamento da biomassa aérea entre as 35 espécies arbóreas em um cerrado em Latossolo Vermelho no distrito Federal (Silva, 1990) 174

Figura 3. Densidade relativa das 35 espécies arbóreas em um cerrado em Latossolo Vermelho no Distrito Federal (Silva, 1990) 175

Figura 4. Relação entre a concentração foliar de nutrientes e o número de árvores das 35 espécies em um cerrado em Latossolo Vermelho no Distrito Federal (Silva, 1990). 176

Capítulo 10

Biodiversidade de forma e função: implicações ecofisiológicas das estratégias de utilização de água e luz em plantas lenhosas do Cerrado.

Figura 1. Variações sazonais na porcentagem de folhas em ramos de 10 indivíduos de *Caryocar brasiliense* (A) e *Myrsine guianensis* (B) em uma área de cerrado *sensu stricto* da Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF. 187

Figura 2. Variação da taxa de assimilação líquida de CO_2 em função da densidade de fluxo de fótons na faixa fotossinteticamente ativa (DFF) em folhas de *Blepharocalyx salicifolius* (3 folhas) e *Sclerolobium paniculatum* (2 folhas) em condições naturais em um cerrado da Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. 189

Figura 3. Eficiência fotossintética em resposta a variações na densidade de fluxo de fótons na faixa fotossinteticamente ativa (DFF) de folhas de indivíduos jovens de *Qualea grandiflora* em uma área de campo sujo e de cerradão na Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. 191

Capítulo 11

Balanço de carbono em duas espécies lenhosas jovens de Cerrado cultivadas sob irradiação solar plena e sombreadas

Figura 1. Curso diário do fluxo de fótons fotossinteticamente ativos (FFFA) nos locais onde as plantas jovens de *Cybistax antisyphilitica* e *Tabebuia chrysotricha* foram cultivadas. 202

Figura 2. Fotossíntese líquida (A) expressa em área (μmol m^{-2} s^{-1}) em função do fluxo de fótons fotossinteticamente ativos (FFFA) em folíolos totalmente expandidos de *Cybistax antisyphilitica* e *Tabebuia chrysotricha* aos 240 e 360 dias após a semeadura (DAS), cultivadas sob sol. 206

Figura 3. Fotossíntese líquida (A) expressa em massa (μmol kg^{-1} s^{-1}) em função do fluxo de fótons fotossinteticamente ativos (FFFA) em folíolos totalmente expandidos de *Cybistax antisyphilitica* e *Tabebuia chrysotricha* aos 240 e 360 dias após a semeadura (DAS), cultivadas sob sol 206

Figura 4. Valores médios (colunas) e desvio padrão (linhas acima das colunas) da área foliar total, massa específica foliar (MEF), razão da área foliar (RAF) e número de folíolos das espécies lenhosas jovens *Cybistax antisyphilitica* e *Tabebuia chrysotricha* aos 240 e 360 dias após a semeadura (DAS), cultivadas sob sombra e sob pleno sol 208

Figura 5. Valores médios e desvio padrão da massa seca total, altura, diâmetro do caule e razão da massa seca raiz/parte aérea das espécies lenhosas jovens *Cybistax antisyphilitica* e *Tabebuia chrysotricha* aos 240 e 360 dias após a semeadura (DAS), cultivadas sob sombra e sob pleno sol. 209

Figura 6 Fotossíntese líquida expressa em área (μmol m^{-2} s^{-1}) em função da concentração de CO_2 atmosférico em folíolos totalmente expandidos de plantas jovens de *Cybistax antisyphilitica* e *Tabebuia chrysotricha* aos 240 e 360 dias após a semeadura (DAS), cultivadas sob pleno sol e sob sombra. 210

Figura 7. Fotossíntese líquida expressa em massa (μmol kg^{-1} s^{-1}) em função da concentração de CO_2 atmosférico em folíolos totalmente

expandidos de plantas jovens de *Cybistax antisyphilitica* e *Tabebuia chrysotricha* aos 240 e 360 dias após a semeadura (DAS), cultivadas sob sol e sob sombra. 210

Figura 8. Fotossíntese líquida expressa em área (μmol m^{-2} s^{-1}) em função da concentração interna de CO_2 (Ci) em folíolos totalmente expandidos de plantas jovens de *Cybistax antisyphilitica* e *Tabebuia chrysotricha* aos 240 e 360 dias após a semeadura (DAS), cultivadas sob pleno sol e sob sombra. 212

PARTE III – Comunidades de animais

Capítulo 12

A importância relativa dos processos biogeográficos na formação da avifauna do Cerrado e de outros biomas brasileiros

Figura 1. O bioma do Cerrado no contexto da América do Sul. Note a posição central do Cerrado no continente 222

Figura 2. Localidades de amostragem de aves no Cerrado: (a) todas as localidades e (b) somente as localidades consideradas como "minimamente amostradas" (modificado a partir de Silva 1995c). 226

Figura 3. Curvas de descobrimento de espécies de aves dependentes, semidependentes e independentes de floresta no bioma do Cerrado (curvas geradas a partir do apêndice 1 de Silva, 1995b, com informações novas apresentadas neste capítulo). 227

Figura 4. A contribuição relativa da produção de espécies (especiação intra-regional) e intercâmbio biótico (colonização de uma região por espécies de biomas adjacentes) na diversidade regional de aves em cinco grandes biomas brasileiros: Amazônia, Floresta Atlântica, Cerrado, Caatinga e Pantanal. 230

Capítulo 13

A biodiversidade dos Cerrados: conhecimento atual e perspectivas, com uma hipótese sobre o papel das matas galerias na troca faunística durante ciclos climáticos.

Figura 1: Esquema hipotético para explicar o possível papel assimétrico desempenhado pelas matas de galeria no enriquecimento faunístico de áreas florestadas durante ciclos climáticos. 243

Capítulo 14

As origens e a diversificação da herpetofauna do Cerrado

Figura 1. Cladograma de áreas, obtido através de Análise de Parsimônia de Endemismos de 213 espécies de lagartos em 32 localidades neotropicais 258

Capítulo 15

Pequenos mamíferos de Cerrado: distribuição dos gêneros e estrutura das comunidades nos diferentes *habitats*.

Figura 1. Mapa do Brasil central com a localização das áreas amostradas. 269

Figura 2. Número de gêneros e espécies de pequenos mamíferos capturados em sítios na região do Cerrado. 272

Figura 3. Abundância relativa média dos gêneros de pequenos mamíferos em função da freqüência de ocorrência. 272

Figura 4. Relação entre cada tipo de *habitat* e a média dos índices de riqueza. 273

Figura 5. Resultados da Análise de Correspondência Não-tendenciada (DCA) para os sítios amostrados. 273

Capítulo 16

Biodiversidade de insetos galhadores no Cerrado

Figura 1. Influência da riqueza de espécies de Leguminosae, do conteúdo de nutrientes (MO, P, K, Mg e Fe) e da capacidade total de troca de catíons (CTC) do solo sobre a riqueza de insetos galhadores (índices de correlação de Pearson[P] e Spearman[S]). 289

Capítulo 17

Estudos comparativos sobre a fauna de borboletas do Distrito Federal: implicações para a conservação

Figura 1. Dendrogramas baseados na similaridade da fauna de borboletas em seis áreas de conservação (PNB, EEAE, EEJB, IBGE, FAL e RCO) e em três áreas "não protegidas" do Distrito Federal. 300

Capítulo 18

Abundância e amplitude de dieta de lagartas (Lepidoptera) no cerrado de Brasília (DF)

Figura 1. Porcentagem de espécies de Lepidoptera (n = 302) monófagas (uma espécie de planta), oligófagas (um gênero ou uma família) e polífagas (mais de uma família) no cerrado do Distrito Federal. 312

Figura 2. Porcentagem de espécies polífagas em diferentes famílias de Lepidoptera, em cerrado *sensu stricto* do Distrito Federal. 314

Capítulo 19

Padrões de diversidade e endemismo de térmitas no bioma Cerrado

Figura 1. Distribuição do esforço de inventário de cupins no Cerrado e algumas savanas amazônicas. 324

Figura 2. Composição taxonômica da fauna de cupins de cinco áreas de cerrado. 328

Figura 3. Composição de grupos funcionais na fauna de cupins de cinco áreas de cerrado. 328

Figura 4. Dois padrões comuns de distribuição geográfica de espécies de cupins no Cerrado. 330

Capítulo 21

A complexidade estrutural de bromélias e a diversidade de artrópodes, em ambientes de campo rupestre e mata de galeria no Cerrado do Brasil Central

Figura 1. Localização da área de estudo (Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros) no estado de Goiás, Brasil. 357

Figura 2. Número cumulativo de espécies de artrópodos em função do número de bromélias examinadas na área de campo rupestre do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (GO). 359

Figura 3. Número cumulativo de espécies de artrópodos em função do número de bromélias examinadas na área de mata de galeria do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (GO). 360

Figura 4. Análise discriminante canônica realizada com as medidas morfométricas de quatro espécies de bromélias nas áreas de campo rupestre e mata de galeria do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (GO). 361

Figura 5. Relação entre a abundância de indivíduos (Log) e o diâmetro do copo das bromélias nas áreas de amostragem do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (GO). 361

Capítulo 23

Ocupação do bioma Cerrado e conservação da sua diversidade vegetal

Figura 1. Estimativa de ocupação do Cerrado em 1996 (Sano et al., 2001) 386

Figura 2. Evolução da produção de grãos em toneladas na área do domínio do bioma Cerrado. Fonte: Embrapa Cerrados - Palestra Institucional 391

PARTE IV – Conservação

Capítulo 25

Caracterização dos ecossistemas aquáticos do Cerrado

Figura 1. Esquema geral do gradiente longitudinal de zonas úmidas do bioma Cerrado 422

Lista de Tabelas

PARTE I – Determinantes Abióticos

Capítulo 1

Classes de solo em relação aos controles da paisagem do bioma Cerrado

Tabela 1. Relações entre cor do solo associado às classes de solo e os controles geológicos, geomorfológicos, climático, hídricos, e fitofisionômicos da paisagem. 58

Capítulo 2

Estimativa da produção hídrica superficial do Cerrado Brasileiro

Tabela 1. Análise dos dados hidrométricos das estações sob influência do bioma Cerrado. 68

Tabela 2. Estimativa da vazão gerada na região de Cerrado sem cobertura das estações fluviométricas utilizadas. 69

Tabela 3. Produção hídrica do Cerrado por bacia hidrográfica. 69

Capítulo 5

Alguns aspectos sobre a Paleoecologia dos Cerrados

Tabela 1. Distribuição dos gêneros das famílias mais freqüentes de Angiospermas na região dos cerrados. Baseada na lista dada por Mendonça *et al.* (1998) 111

Parte II - Comunidades de plantas

Capítulo 6

Biodiversidade, estrutura e conservação de florestas estacionais deciduais no Cerrado.

Tabela 1. Distribuição do volume de precipitação e da temperatura média por Estado de ocorrência das Florestas Estacionais Deciduais no Brasil. 126

Tabela 2. Estrutura da comunidade de árvores de Floresta Estacional Decidual Submontana de fragmentos intactos (i) e explorados (e) em planaltos (p) e afloramentos calcários (ac) no município de São Domingos, Vale do Paranã (GO), em áreas amostradas nas fazendas São Domingos (SD), Flor do Ermo (FE), Traçadal (FT), Olho d'Água (OA), Manguinha (FM), Cruzeiro do Sul (CS), São Vicente (SV), Canadá (FC) e São José (SJ). 131

Tabela 3. Rol e posição das 10 espécies arbóreas mais importantes em valor de importância (VI) amostradas em fragmentos de Floresta Estacional Decidual Submontana, São Domingos, Vale do Paranã, GO, em áreas amostradas nas fazendas São Domingos (SD), Flor do Ermo (FE), Traçadal (FT), Olho d'Água (OA), Manguinha (FM), Cruzeiro do Sul (CS), São Vicente (SV), Canadá (FC) e São José (SJ). 132

Capítulo 7

Diversidade alfa e beta no cerrado sentido restrito, Distrito Federal, Goiás, Minas Gerais e Bahia

Tabela 1. Latitude, longitude, altitude (m) e precipitação média anual (mm) nos locais de estudo no Brasil Central. 146

Tabela 2. Riqueza de espécies e diversidade alfa da flora lenhosa do cerrado *sensu stricto,* incluindo plantas a partir de 5cm de diâmetro a 0.30m do nível do solo, em 15 locais de estudo, inclusos em três Unidades Fisiográficas. 149

Tabela 3. Similaridade da flora lenhosa do cerrado *sensu stricto*, em plantas a partir de 5cm de diâmetro a 0,30m do nível do solo, em 15 locais inclusos em três Unidades Fisiográficas Espigão Mestre do São Francisco, Chapada dos Veadeiros e Chapada Pratinha no Brasil Central. 150

Capítulo 9

Competição por nutrientes em espécies arbóreas do cerrado

Tabela 1. Disponibilidade de nutrientes em um Latossolo Vermelho (Fazenda Água Limpa, DF) e um Neossolo Quartzarênico (Parque Nacional Grande Sertão Veredas, MG) sob vegetação nativa de cerrado (sentido restrito). 171

Tabela 2. Concentrações foliares de nutrientes em espécies arbóreas de um cerrado (sentido restrito) em Latossolo Vermelho no Distrito Federal (Silva, 1990). 173

Capítulo 11

Balanço de carbono em duas espécies lenhosas jovens de Cerrado cultivadas sob irradiação solar plena e sombreadas

Tabela 1. Características químicas do solo utilizado para o crescimento das espécies jovens *Cybistax antisyphilitica* e *Tabebuia chrysotricha.* 201

Tabela 2. Valores máximos ± erro padrão da fotossíntese expressa em área 207

Tabela 3. Valores máximos ± erro padrão da fotossíntese líquida em função da concentração de CO_2 expressa em área 209

PARTE III – Comunidades de animais

Capítulo 12

A importância relativa dos processos biogeográficos na formação da avifauna do Cerrado e de outros biomas brasileiros

Tabela 1. Novas espécies de aves registradas para o bioma Cerrado após a publicação de Silva (1995b). 224

Capítulo 14

As origens e a diversificação da herpetofauna do Cerrado

Tabela 1 - Matriz utilizada na análise de parsimônia de endemismos baseada na distribuição de 213 espécies de lagartos em 32 localidades neotropicais 255

Capítulo 15

Pequenos mamíferos de Cerrado: distribuição dos gêneros e estrutura das comunidades nos diferentes *habitats*.

Tabela 1. Gêneros de pequenos mamíferos encontrados nos estudos realizados em Cerrado. 271

Capítulo 16

Biodiversidade de insetos galhadores no Cerrado

Tabela 1. Distribuição do número de espécies de insetos galhadores e de espécies vegetais (total e com galhas) nas famílias de plantas predominantes no cerradão, cerrado *sensu stricto*, campo sujo e canga, no sudeste do Brasil. 287

Tabela 2. Matriz de similaridade florística (índice de Sorensen) entre as fisionomias de vegetação amostradas, no sudeste do Brasil. ... 288

Capítulo 17

Estudos comparativos sobre a fauna de borboletas do Distrito Federal: implicações para a conservação

Tabela 1. As principais unidades de conservação do Distrito Federal. 297

Tabela 2. Número de espécies em vários taxa de borboletas encontradas nos parques, reservas e outras localidades "não protegidas" do Distrito Federal. 299

Capítulo 18

Abundância e amplitude de dieta de lagartas (Lepidoptera) no cerrado de Brasília (DF)

Tabela 1. Exemplos de espécies de Lepidoptera com local tipo na região dos Cerrados brasileiros (Heppner, 1984, 1995; Thöny, 1997). 310

Tabela 2. Exemplos de espécies e gêneros reconhecidamente novos na fauna de lagartas folívoras considerada neste trabalho (V. O. Becker, com. pes.) e suas plantas hospedeiras. 310

Tabela 3. Famílias de Lepidoptera com o número total de espécies, espécies representadas por apenas um adulto, espécies raras (2 a 10 adultos), espécies comuns (mais de 10 adultos) e o número de espécies polífagas entre as raras e as comuns. 311

Tabela 4. Exemplos de lagartas polífagas em plantas do cerrado de Brasília e suas amplitudes de dieta. 314

Tabela 5. Exemplos de lagartas comuns e monófagas e suas plantas hospedeiras no cerrado da Fazenda Água Limpa, DF. 314

Capítulo 19

Padrões de diversidade e endemismo de térmitas no bioma Cerrado

Tabela 1. Térmitas registrados em vegetação de cerrado e fauna conhecida de algumas regiões ou localidades. 325

Capítulo 20

Drosofilídeos (Diptera, Insecta) do Cerrado

Tabela 1. Relação das espécies de drosofilídeos registradas no Bioma Cerrado 339

Capítulo 21

A complexidade estrutural de bromélias e a diversidade de artrópodes, em ambientes de campo rupestre e mata de galeria no Cerrado do Brasil Central

Tabela 1. Relação das morfoespécies de artrópodes com número de indivíduos encontrados nas bromélias de campo rupestre e mata de galeria do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (GO). 358

PARTE IV – Conservação

Capítulo 23

Ocupação do bioma Cerrado e conservação da sua diversidade vegetal

Tabela 1. Espécies lenhosas presentes em mais de 50% dos 376 levantamentos comparados [Os valores em parênteses são das porcentagens encontradas respectivamente em levantamentos anteriores Ratter and Dargie (1992) e Ratter *et al.* (1996)] 390

Tabela 2. Transformações na pesquisa, educação e nas políticas públicas propostas para mudar o entendimento sobre o valor ambiental do bioma Cerrado 395

Capítulo 25

Caracterização dos ecossistemas aquáticos do Cerrado

Tabela 1. Riqueza estimada (ordem de grandeza) de espécies da biota aquática do Cerrado. 424

Capítulo Síntese

Biodiversidade, ecologia e conservação do Cerrado: avanços no conhecimento.

FOTO: GUARINO COLLI

Jeanine Maria Felfili
Departamento de Engenharia Florestal
Universidade de Brasília - Brasília, DF
José Carlos Sousa-Silva
Embrapa Cerrados - Planaltina, DF
Departamento de Engenharia Florestal - UnB
Aldicir Scariot
Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia
Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD) - Brasília, DF

DIVERSIDADE SOB AMEAÇA

Dentro de um mesmo bioma (Allaby, 1992), os padrões fitogeográficos estão, em geral, vinculados a determinantes físicos como solo, relevo e topografia, que no caso do Brasil Central foram sobrepostos em um zoneamento publicado por Cochrane *et al*. (1985). Estes identificaram um total de 70 sistemas de terra em 25 Unidades Fisiográficas. Um sistema de terras é uma área, ou grupo de áreas, no qual existe um padrão recorrente de clima, paisagem e solos, ou seja, no bioma Cerrado existe uma diversidade de paisagens, tanto constituída por diferentes fisionomias de vegetação vinculadas a fatores físicos e fisiográficos, como por um mesmo tipo de vegetação com distintos padrões de composição florística também relacionadas às condições do meio (Felfili & Silva Júnior, nesta publicação), sugerindo a necessidade de estratégias de manejo e conservação que considerem os padrões recorrentes de paisagens disjuntas ao longo do extenso bioma, que se distribui por mais de 20 graus de latitude.

Esta diversidade de paisagens determina uma grande diversidade florística, que coloca a flora do bioma Cerrado como a mais rica entre as savanas do mundo, com 6.429 espécies já catalogadas (Mendonça *et al.* 1998). A biota, com grande percentual de endemismo na flora, com valores estimados por Silva & Bates (2002), da magnitude de 44% para plantas vasculares, 30% para anfíbios, 20% para répteis, 12% para mamíferos e 1,4% para aves, é resultante de uma longa e dinâmica história evolutiva conforme sugerem Silva & Santos (nesta publicação).

As interfaces com outros biomas são particularmente importantes no Cerrado, pois este se limita com todos os demais biomas de terras baixas da América do Sul conforme salientado por Silva & Santos (nesta publicação), ressaltando-se os ambientes contrastantes como as interfaces entre Cerrado e Caatinga e aquelas entre Cerrado e Florestas Tropicais úmidas.

O Cerrado contém as três maiores bacias hidrográficas sul-americanas. Do ponto de vista hidrológico, por compreender zonas de planalto, a região possui diversas nascentes de rios e, conseqüentemente, importantes áreas de recarga hídrica, que contribuem para grande parte das bacias hidrográficas brasileiras (Lima & Silva, nesta publicação). Seis das oito grandes bacias hidrográficas brasileiras têm nascentes na região: a bacia Amazônica (rios Xingu, Madeira e Trombetas), a bacia do Tocantins (rios Araguaia e Tocantins), a bacia Atlântico Norte/Nordeste (rios Parnaíba e Itapecuru), a bacia do São Francisco (rios São Francisco, Pará, Paraopeba, das Velhas, Jequitaí, Paracatu, Urucuia, Carinhanha, Corrente e Grande), a bacia Atlântico Leste (Rios Pardo e Jequitinhonha) e a bacia dos Rios Paraná/Paraguai (rios Paranaíba, Grande, Sucuriú, Verde, Pardo, Cuiabá, São Lourenço, Taquari, Aquidauana). Com relação à importância relativa do Cerrado no sistema hídrico, este abrange 78% da área da bacia do Araguaia-Tocantins, 47% do São Francisco e 48% do Paraná/Paraguai. A região contribui com 71% da produção hídrica na bacia do Araguaia/Tocantins, 94% no São Francisco e 71% no Paraná/Paraguai (Lima & Silva nesta publicação). O Cerrado, com 24% do território nacional, contribui com 14% da produção hídrica superficial brasileira, mas, quando se exclui a bacia Amazônica da análise, verifica-se que o Cerrado passa a representar 40% da área e 43% da produção hídrica total do restante do país. É de primordial importância, a contribuição hídrica superficial do Cerrado para o Nordeste do Brasil, região freqüentemente assolada por secas. No entanto, as áreas de recarga dos aqüíferos estão sendo desmatadas, convertidas em áreas para pastagens e cultivos agrícolas, impermeabilizadas por conglomerados urbanos e sendo utilizadas como fontes para sistemas de irrigação, instalados sem o adequado planejamento.

Por estas razões, inclusive, o Cerrado foi identificado como um dos mais ricos e ameaçados ecossistemas mundiais, um "hot spot" da biodiversidade (Mittermeier *et al*. 1999). Alho (nesta publicação) explica que o conceito de "hot spot" se apóia em duas bases, endemismo e ameaça: as espécies endêmicas são mais restritas em distribuição, mais especializadas e mais susceptíveis à extinção em face das mudanças ambientais provocadas pelo homem, em comparação com as espécies que têm distribuição geográfica ampla. O endemismo de plantas é escolhido como o primeiro critério para definir um "hot spot", pois estas dão suporte a outras formas de vida. O grau de ameaça é a segunda base do conceito de "hot spot" e é, fortemente, definido pela extensão de ambiente natural perdido, isto é, quando a área perdeu pelo menos 70% de sua cobertura original, onde se abrigavam espécies endêmicas. Nesse mesmo estudo, é sugerido que dos 1.783.200 km2 originais do Cerrado, restam intactos somente 356.630 km2, ou apenas 20% do bioma original, justificando a caracterização desse bioma como "hot spot".

DETERMINANTES E PROCESSOS

Os principais fatores considerados responsáveis pelos padrões e processos das comunidades de savanas são estacionalidade climática, disponibilidade hídrica, características edáficas como profundidade, textura e disponibilidade de nutrientes no solo, fogo e herbivoria. No Cerrado, o papel da herbivoria tem sido minimizado pela ausência de grandes populações de herbívoros de grande porte, apesar da

intensa herbivoria por insetos. Henriques (nesta publicação) enfatiza também eventos históricos, dentre os determinantes do Cerrado. Este autor sugere que parte das diferenças observadas entre as fitofisionomias no Cerrado *sensu lato* pode ser explicada pela profundidade e umidade do solo. Devido à capacidade da matéria orgânica em reter nutrientes, os solos das fisionomias com maior cobertura vegetal (cerrado e cerradão) tornam-se mais férteis do que aqueles com menor cobertura (Campo limpo e Campo sujo) , ou seja, a dinâmica da vegetação assegura a sua manutenção.

A antiga hipótese de que a vegetação do Cerrado é uma formação vegetal secundária resultante do corte e queima das florestas pelo homem ainda não foi comprovada (Salgado – Labouriau – nesta publicação). Pois, o registro palinológico mostra que o Cerrado é uma vegetação resiliente, que tem sido queimada freqüentemente por, pelo menos, 40.000 anos, enquanto os indígenas, responsáveis por queimadas, estabeleceram-se no Cerrado há cerca de 10.000 anos. Conforme a autora, entre 28.000 e 20.000 AP, durante o último máximo glacial, o Cerrado era frio e úmido com a presença de pólen de espécies do gênero *Byrsonima, Neea* e das Leguminosae *Andira, Cassia, Stryphnodendron*. Pólen de espécies das famílias Combretaceae, Gramineae, Melastomataceae, Myrtaceae e Palmae também coexistiram na região. Além de espécies de Cerrado encontravam-se também pólen de plantas arbóreas típicas de formações florestais dos gêneros *Rapanea, Hedyosmum, Ilex, Celtis, Salacia, Symplocos, Podocarpus,* de espécies de Cunoniaceae e Moraceae. Depois de 5.000 AP, lagos, pântanos e veredas começam a se formar nos cerrados do Brasil Central e o clima passou para semi-úmido com uma estação seca prolongada de três a cinco meses, conforme a localidade.

A estacionalidade do clima tem sido considerada como determinante das fisionomias savânicas do bioma Cerrado, assim como exerce grande influência sobre as Florestas Estacionais Deciduais e Semideciduais. Já o lençol freático, próximo à superfície do solo compensa os efeitos da estacionalidade para as Matas de Galeria permitindo a ocorrência de floresta tropical com vinculações florísticas às demais formações tropicais úmidas brasileiras.

O clima do Cerrado apresenta duas estações bem definidas, uma seca, que tem início no mês de maio, terminando no mês de setembro, e outra chuvosa, que vai de outubro a abril, com precipitação média anual variando de 600 a 2.000 mm, com a ocorrência freqüente de veranicos, períodos sem chuva, na estação chuvosa desta região (Assad, 1994). A diversidade fisionômica das formações vegetais resulta em uma exploração diferenciada da água disponível ao longo do perfil do solo e as variações em altura, tamanho de copas, densidade de gramíneas. Outras características proporcionam gradientes luminosos distintos tanto no transcurso da paisagem e como ao longo da estrutura vertical da vegetação, resultando em diferenças acentuadas no nível de sombreamento a que uma planta pode estar exposta no decorrer de seu desenvolvimento. Além disso, a estação das chuvas caracteriza-se por uma alta nebulosidade o que reduz consideravelmente a intensidade luminosa e, provavelmente, afetando o balanço de carbono das folhas, mesmo em ambientes expostos, conforme citado por Franco (nesta publicação). Conforme este autor, espera-se que plantas lenhosas do

Cerrado possuam uma variedade de estratégias de utilização de água e luz, com efeitos marcantes da sazonalidade no balanço de carbono de espécies com diferentes fenologias. Plantas lenhosas do Cerrado apresentam taxas, relativamente, altas de assimilação máxima de CO_2, entretanto, o investimento maciço em estruturas subterrâneas representa um dreno importante dos produtos fotossintéticos que poderia ser investido em crescimento da parte aérea (Franco, nesta publicação).

Alterações no metabolismo do carbono, na utilização da irradiação e na alocação de biomassa para os compartimentos da planta, certamente, ajustaram a capacidade de assimilação com as demandas de carbono, mantendo o crescimento de *Cybistax antisyphilitica* e *Tabebuia chrysotricha*, estudadas por Prado *et al*. (nesta publicação), sob taxas menores na condição de sombra. Os resultados demonstraram a capacidade de aclimatação de longo prazo à reduzida irradiação incidente em diferentes níveis de organização da planta, explicando, ao menos em parte, a ampla distribuição destas duas espécies nas diversas fisionomias do Cerrado.

O efeito da luz na germinação, crescimento e desenvolvimento de espécies nas formações florestais, inclusive nas Matas de Galeria, já é bastante entendido com a possibilidade de separação das espécies em grupos funcionais relativos à tolerância ao sombreamento (Felfili & Abreu 1999; Felfili *et al*. 2001). Nos ambientes savânicos de Cerrado, que se caracterizam por um estrato herbáceo contínuo, entrecortado por um estrato arbóreo de densidade variável verifica-se também um gradiente lumínico ao longo dos estágios de desenvolvimento das plantas. O nível de sombreamento a que uma planta lenhosa no Cerrado estará exposta vai variar em função do seu tamanho e da estrutura da vegetação, ou seja, na fase inicial de crescimento quando germina sob a camada graminosa, uma planta estará sujeita a níveis de sombreamento muito superiores àqueles que encontrará na sua fase adulta, depreendendo-se que, mesmo em ambientes savânicos no Cerrado o sombreamento pode ser um fator limitante no estabelecimento e desenvolvimento das plantas.

A maior sensibilidade ao fogo das espécies florestais sugere que esse fator tem sido importante em limitar a distribuição atual de florestas (principalmente, Cerradão) no bioma Cerrado. Hoffmann (nesta publicação) com base em experimentos em viveiro com espécies congêneres de Cerrado e Mata de Galeria constatou essa diferença na sensibilidade ao fogo e sugeriu que esta tem um importante papel na dinâmica do ecótono Cerrado-Mata. Apesar das florestas serem menos inflamáveis do que Cerrado, o fogo ocasionalmente penetra nelas, causando grandes danos devido à baixa tolerância de espécies florestais ao fogo (Felfili 1997).

As diferenças em repartição de biomassa entre espécies florestais, que investem mais em parte aérea e em espécies de Cerrado com comportamento contrário, corroboram os resultados encontrados por Paulilo & Felippe (1998), Moreira & Klink (2000) e Felfili *et al*. (2001). A consistência dessas características dentre as espécies em cada ambiente indica evolução convergente, que é uma forte evidência de que essas características são adaptações aos ambientes de Cerrado e de Mata, conforme sugerido por Wanntorp *et al*. (1990). Em matas, onde a luz é considerada um dos principais fatores que limitam o crescimento de plântulas, espécies com porte alto e um grande investimento em área foliar teriam mais sucesso na competição por luz. Em Cerrado, a luz é abundante, mas água e nutrientes, provavelmente, são mais

limitantes, o maior investimento em raízes seria mais vantajoso, conforme sugerem Gleeson & Tilman (1992).

As principais classes de solo que suportam o Cerrado sentido restrito na região central do Planalto Central brasileiro são Latossolos Vermelhos (46%) e Neossolos Quartzarênicos (Haridasan, nesta publicação). São solos profundos e bem drenados, e não apresentam restrições ao crescimento radicular das árvores. Estas classes representam respectivamente, cerca de 46 e 15% da superfície total da região (Reatto & Martins, nesta publicação). Haridasan (nesta publicação), citando Burnham (1989) e Nepstad *et al*. (2001), sugere que com o alto grau de intemperismo e profundidade do solo, geralmente maior que 2m, as camadas inferiores não devem desempenhar nenhum papel significativo na nutrição mineral das plantas nativas do Cerrado o que leva à improbabilidade do aproveitamento de formas de P e K consideradas indisponíveis (não extraídas pelos extratores convencionais como de Mehlich e de Bray). Haridasan considera que a manutenção deste ecossistema deve depender de uma reciclagem fechada e eficiente de macronutrientes (P, K, Ca e Mg), ainda existindo a possibilidade de entrada de quantidades pequenas através de precipitação, como preconizado por Coutinho (1979).

Quando a profundidade do solo torna-se limitante, por causa de concreções lateríticas ou ferruginosas ou afloramento de rochas, a fisionomia comum é de Campo cerrado ou Cerrado rupestre (Ribeiro & Walter 1998). Nestes ambientes, a distribuição de raízes está concentrada nas camadas mais superficiais, diminuindo drasticamente com a profundidade (Abdala *et al*. 1998, Delitti *et al*. 2001). Apesar da alta biodiversidade de espécies arbóreas em comunidades nativas do Cerrado sentido restrito em solos distróficos, relativamente, poucas espécies constituem as maiores populações (Felfili *et al*., 2004) e segundo Haridasan (nesta publicação) contribuem para a maior parte da biomassa e estoque de nutrientes. As concentrações de nutrientes foliares variam bastante entre estas espécies. As espécies mais abundantes, entretanto, parecem ser menos exigentes em nutrientes por apresentarem relativamente menores concentrações foliares e maiores números de indivíduos.

O estabelecimento e desenvolvimento das plântulas estão relacionados ao intervalo entre queimas, com queimadas freqüentes favorecendo a reprodução vegetativa, pois com pequenos intervalos entre queimadas, as plântulas não se desenvolvem o suficiente para atingir o tamanho crítico de escape ao fogo, cujo efeito, na época seca seria mais negativo (Miranda, nesta publicação, com base em Whelan, 1995). Vale ressaltar que os incêndios naturais, apesar de ocorrerem há milhares de anos no Brasil Central, eram provavelmente menos concentrados na estação seca do que atualmente, pois alguns seriam causados por raios durante tempestades que, em geral, ocorrem a partir do início das chuvas, enquanto ainda há muito material combustível acumulado. Apesar de muitas espécies de plantas dos ambientes savânicos do Cerrado apresentarem características morfológicas que conferem resistência ao fogo, os incêndios em intervalos muito curtos desfavorecem a camada lenhosa (Felfili *et al,* 2000; Moreira, 2000) contribuindo para que vegetação mais aberta suceda aos Cerrados mais densos.

Henriques (nesta publicação) sugere que cada tipo fisionômico do Cerrado *sensu lato* pode ser considerado como um tipo de vegetação clímax. Na ocorrência

do fogo, todos os tipos fisionômicos sofrem um processo de regressão para uma fisionomia (estágio) mais aberta, com desenvolvimento do estrato inferior dominado por gramíneas e diminuição do componente lenhoso arbustivo. Considerando que a região do bioma Cerrado pode estar com freqüência de fogo acima do regime normal, devido à ação antrópica, é provável que as fisionomias abertas, em particular a de Cerrado *sensu stricto* em áreas sem impedimento edáfico, estejam em diferentes estágios sucessionais após o fogo. Vale ressaltar que uma fisionomia só pode alcançar sua plenitude em função da capacidade de carga do ambiente, ou seja, mesmo protegido de fogo, um campo úmido em solo hidromórfico não se tornará um Cerrado típico, assim como, um Campo rupestre não se tornará uma Mata de Galeria. Por outro lado, um Cerrado ralo sobre Latossolo profundo e bem drenado, protegido, pode tornar-se um Cerrado denso, pois esta última, seria a formação clímax que estava aberta pela recorrente ocorrência de incêndios.

PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO E IMPLICAÇÕES PARA CONSERVAÇÃO E MANEJO

Na análise comparativa de pequenos mamíferos no Cerrado, Vieira e Palma (nesta publicação) verificaram que as comunidades de pequenos mamíferos do Cerrado podem ser divididas em três conjuntos, segundo sua composição: comunidades em florestas, comunidades em áreas abertas (secas ou úmidas) e comunidades em savanas (cerrados com diferentes graus de cobertura arbórea). A riqueza de espécies de pequenos mamíferos no Cerrado atinge valores máximos em Matas Ciliares e de Galeria, seguidas pelas Florestas Mesofíticas. Estes autores destacam as comparações em escala regional realizadas com comunidades de répteis e anfíbios (Colli *et al.*, 2002) e pequenos mamíferos (Marinho-Filho *et al.*, 1994). Rodrigues (nesta publicação), parte da premissa que, com raras exceções, as espécies da herpetofauna do Cerrado freqüentam livremente ou toleram a Mata de Galeria, possuindo assim pré-adaptações mínimas para permanecerem em áreas florestadas. A fauna de floresta, ao contrário, é estritamente umbrófila e, praticamente, não tolera ambientes abertos. O autor refere-se a trabalhos de Silva (1995a, 1995b), Cartelle (2000) e Fonseca *et al.* (2000), que apresentaram hipóteses para explicar a distribuição atual e pretérita e a composição da fauna do Cerrado e os que buscaram evidências sobre a importância das Matas de Galeria na dispersão de aves amazônicas e da Floresta Atlântica nos Cerrados (Silva, 1996; Willis, 1992).

No que toca à vegetação, estudos comparativos de inventários de comunidades têm sido realizados para detectar padrões fitogeográficos, diferenciando a região em zonas fitogeográficas caracterizadas por táxons distintos (Ratter & Dargie, 1992; Ratter *et al.*, 1996; Ratter *et al.*, 2003; Castro, 1994 e Castro *et al.*, 1999) assim como associar os padrões de distribuição, com base em amostragens padronizadas, a fatores ambientais (Felfili & Silva Júnior, 1993, 2001 e nesta publicação; Felfili *et al.* 1994, 1997, 2004).

A análise dos padrões fitogeográficos e de diversidade de comunidades vegetais do Cerrado *sensu stricto* apresentada por Felfili & Silva Júnior (nesta publicação) indica que o Cerrado *sensu stricto* é uma rica e diversa fitofisionomia, com elevada

diversidade alfa. O relacionamento positivo entre os padrões de diversidade e as características físicas do ambiente, também verificado por Felfili & Silva Júnior (2001), trazem a possibilidade de modelagem desses padrões de acordo com zoneamentos fisiográficos e fisionômicos tais como o elaborado por Cochrane *et al*. (1985). Os autores verificaram também que a diversidade beta é baixa nas comunidades de Cerrado *sensu stricto* quando as comparações são baseadas em presença e ausência de espécies devido a um elevado número de espécies comuns entre diferentes locais. Porém, esta se torna elevada nas comparações baseadas na densidade de espécies ou seja, a diversidade beta é elevada devido a uma distribuição de indivíduos por espécies muito desigual nos locais ao longo do bioma, apesar de um grande número de espécies ocorrerem em comum. A densidade de espécies é, portanto, um importante parâmetro para tomada de decisões quanto à conservação e manejo do Cerrado. No estabelecimento de unidades de conservação torna-se importante verificar tanto a ocorrência das espécies, como o tamanho de suas populações. No delineamento de estratégias para manejo e extrativismo sustentável, tornam-se fundamentais avaliações quantitativas, com precisão suficiente para o planejamento da produção em nível regional.

Quanto à representatividade das unidades de conservação em relação aos padrões de diversidade beta, aqui estudados, verificou-se que a configuração original do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros é insuficiente para proteger a diversidade florística daquela Chapada. Que todas as unidades de conservação da Chapada Pratinha estão concentradas no Distrito Federal, deixando as terras baixas da Chapada que incluem Paracatu-MG e Patrocínio-MG desprotegidas e que o Parque Grande Sertão Veredas é bastante representativo do Espigão Mestre (Felfili & Silva Júnior, nesta publicação).

Ribeiro *et al*. (nesta publicação), em termos de Cerrado sentido restrito, citam que as análises biogeográficas realizadas por Castro (1994), Castro e Martins (1999), Ratter & Dargie (1992), Ratter *et al*. (1996) e Ratter *et al*. (2003) com base em presença e ausência de espécies permitiram a identificação de padrões de distribuição da flora do bioma. Ratter *et al*. (1996) reconheceram os grupos Sul (São Paulo e sul de Minas Gerais), Este-sudeste (principalmente, Minas Gerais), Central (Distrito Federal, Goiás e porções de Minas Gerais), Centro-oeste (a maior parte de Mato Grosso, Goiás e Mato Grosso do Sul), e Norte (principalmente Maranhão, Tocantins e Pará), assim como um grupo de vegetação savânica disjunta na Amazônia. Neste estudo, os autores mostraram não apenas que a diversidade tende a ser menor nos sítios com solos relativamente mais férteis, onde existe a dominância de espécies indicadoras como *Callisthene fasciculata, Magonia pubescens, Terminalia argentea e Luehea paniculata* mas também a existência de intensa heterogeneidade entre os sítios amostrados (diversidades beta e gama). O padrão de diversidade das espécies lenhosas é principalmente constituído de um grupo restrito de 300 espécies (cerca de 1/3 do total) relativamente comuns e 2/3 de espécies bastante raras, muitas das quais poderiam ser classificadas como acessórias (Ratter *et al*. 2003). Este padrão de oligarquia de um grupo de espécies comuns e muitas outras espécies raras, também foi verificado para as Matas de Galeria (Silva Júnior *et al*. 2001). Os autores consideram também que a intensa heterogeneidade florística local e regional aqui destacada deve ser considerada para o estabelecimento de Unidades de Conservação, onde se

torna necessário proteger muitas áreas para representar adequadamente a biodiversidade local e regional de plantas lenhosas. Os dados disponíveis evidenciam que, para ser efetiva, a conservação deve ser fundamentada na integração entre as fisionomias.

A similaridade florística entre as fisionomias florestais e savânicas é baixa, Felfili & Silva Júnior (1992) comparando Matas de Galeria, Cerrado *sensu stricto* e Cerradão da Fazenda Água Limpa, Distrito Federal, verificaram uma pequena sobreposição de espécies lenhosas entre Cerrado *sensu stricto* e Matas de Galeria, enquanto que o Cerradão foi composto de uma mistura de espécies do Cerrado e das Matas de Galeria. Analisando-se a lista de espécies vasculares elaborada por Mendonça *et al*. (1998) confirma-se esse padrão e verifica-se também que as florestas estacionais em solos férteis apresentam uma flora diferenciada tanto do Cerrado como das Matas de Galeria e que o Cerradão nos solos distróficos apresenta uma flora composta de espécies de Cerrado *sensu stricto* e de Mata de Galeria, mas quando ocorre em solos mesotróficos apresenta também, elementos de florestas estacionais deciduais e semideciduais configurando-se como uma fisionomia de transição com uma estrutura própria, mas com uma flora mista, composta de espécies das formações adjacentes. O Carrasco é uma fisionomia que ocorre principalmente na zona de transição Cerrado/ Caatinga (Felfili & Silva Júnior 2001) e também se configura como uma fisionomia de transição.

Scariot e Sevilha (nesta publicação) consideram, baseados em aspectos florísticos e fisionômicos, que entre as formações brasileiras, as Florestas Estacionais Deciduais estão mais associadas às Caatingas arbóreas, com espécies tidas como típicas dessa formação, tais como *Myracruodruon urundeuva* Fr. All. (aroeira), *Schinopsis brasiliensis* Engl. (braúna), *Cavanillesia arborea K* Schum. (barriguda), *Amburana cearensis* (Fr. All.) A. C. Smith (cerejeira) e *Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standl. (ipê roxo) entre outras, apesar dessas florestas poderem apresentar semelhança também com outros tipos de vegetações adjacentes, dada a interpenetração de espécies dessas outras formações. Da mesma forma, florística e estruturalmente, o componente arbóreo das Florestas Estacionais Deciduais de áreas planas e de afloramentos calcários de uma mesma região, como é o caso da bacia do rio Paranã, pode formar associações distintas (Scariot & Sevilha 2003; nesta publicação).

Não obstante a singularidade das florestas estacionais deciduais, a riqueza em espécies de importância madeireira, a alta taxa de desmatamento e o impacto da perturbação antrópica nos remanescentes, poucas unidades de conservação contemplam essa fitofisionomia (Sevilha *et al.*, 2004). Essencial na extensa região do vale do rio Paranã, onde ainda existem áreas dessa vegetação, é a imediata implantação de novas unidades de conservação que permitam a conservação e a preservação de amostras significativas da biodiversidade, da rica variedade de fitofisionomias e das nascentes dos cursos de água e que assegurem, ainda, o fluxo gênico entre populações isoladas. Scariot & Sevilha (nesta publicação) sugerem, que neste contexto, a implementação de corredores ecológicos é um objetivo maior a ser perseguido. Os corredores ecológicos são uma das formas de planejamento regional que visam manter sistemas de áreas protegidas em uma matriz de uso humano da paisagem. Esses autores destacam que, em um corredor ecológico, são desenhadas e implementadas conexões entre áreas protegidas, de forma que os biomas naturais

não sejam ilhados como resultado da ação antrópica. Ao combater a fragmentação, mantêm-se os processos de migração, dispersão, colonização e intercâmbio genético que permitem a sobrevivência da biota nativa na paisagem. Em termos de ecossistema, também são mantidos os fluxos de matéria e energia que sustentam a produtividade natural (Cavalcanti, nesta publicação).

Silva & Sousa (nesta publicação) relatam que nas últimas décadas foram desenvolvidos estudos biogeográficos sobre as avifaunas dos cinco grandes biomas brasileiros, permitindo assim estimar a importância relativa da especiação versus intercâmbio biótico no processo de formação das avifaunas desses biomas e propor um primeiro modelo. Com base no modelo, a produção de espécies parece ser o principal fator que leva à alta diversidade regional de espécies na Amazônia e Floresta Atlântica enquanto que nas avifaunas da Caatinga, Cerrado e Pantanal, o intercâmbio biótico teve um papel mais importante na determinação da diversidade regional de aves do que a produção de espécies. Em contraste com as avifaunas das três áreas de formações abertas, as avifaunas da Amazônia e da Floresta Atlântica são compostas por uma grande porcentagem de espécies endêmicas, muitas das quais são restritas a somente uma porção da região. O Pantanal não possui endemismos em aves e muito da sua avifauna é composta por elementos biogeográficos dos biomas adjacentes. A Caatinga e o Cerrado possuem muito mais espécies endêmicas do que o Pantanal, mas em ambos os biomas o grande número de espécies que têm os centros de suas distribuições localizados em outros biomas é muito significativo. Na Caatinga, os elementos de outros biomas estão principalmente nas florestas úmidas encontradas nas encostas de planaltos residuais (localmente denominados de "brejos") ou nas transições ecológicas com relevo complexo (Chapada da Diamantina) para a Floresta Atlântica e Cerrado. No Cerrado, os elementos dos outros biomas estão principalmente nas Matas de Galeria, que cobrem menos de 10% da região, e nas Florestas Estacionais (Matas Secas), que estão restritas a manchas de solos derivados de rochas básicas, nas depressões localizadas entre planaltos. Os "brejos" e as Matas de Galeria apresentam vínculos florísticos com a Floresta Atlântica (Felfili *et al*. 2001) e as Matas Secas ou Florestas Estacionais Deciduais apresentam elementos florísticos comuns com a Caatinga arbórea (Andrade Lima, 1981, Felfili 2003) e com as florestas semideciduais do Sudeste, para fins conservacionistas, hoje classificadas como Floresta Atlântica, ou seja, a avifauna de outros biomas presentes nas formações abertas são dependentes das formações florestais extra Cerrado ou extra Caatinga que existem nos limites dos respectivos biomas.

Um planejamento biorregional de conservação deve ter como objetivo manter os processos biogeográficos responsáveis pela diversidade regional de espécies. Esse planejamento deveria tanto manter a produção de espécies e o intercâmbio biótico com os biomas adjacentes como evitar a extinção em massa das espécies devido às modificações ambientais causadas pelas atividades humanas. No Pantanal e no Cerrado, extensos corredores ribeirinhos são essenciais para garantir o fluxo permanente de populações e espécies dos biomas adjacentes para essas regiões. No caso do Cerrado, as florestas ribeirinhas possuem também muitas espécies endêmicas. Para a conservação das espécies endêmicas das áreas abertas do Cerrado, lugares estratégicos devem ser selecionados com base nos padrões de variação da abundância destas espécies ao longo da região. Mais especificamente, um esforço especial de

conservação deve ser direcionado para as três áreas de endemismo reconhecidas para aves na região: o vale do rio Araguaia, o vale do rio Paranã e suas florestas secas e a Chapada Diamantina com os seus campos rupestres (Silva & Bates, 2002).

Colli (nesta publicação) avalia que os principais eventos de vicariância que afetaram a herpetofauna sul-americana, em geral, e do Cerrado, em particular, foram em primeiro lugar, a diferenciação climática latitudinal e formação de províncias florísticas ao final do Cretáceo e início do Terciário, que criou uma dicotomia entre espécies de paisagens abertas, sob climas temperados e secos, versus espécies de paisagens florestais, sob climas tropicais e úmidos. Em segundo lugar, a herpetofauna foi subdividida pela formação da Cordilheira dos Andes a partir do Oligoceno, resultando na divergência de elementos cis- versus trans-Andeanos. Depois, a grande transgressão marinha do Mioceno promoveu uma maior diferenciação entre a herpetofauna do Planalto Central Brasileiro em relação à do sul do continente. Em seguida, o soerguimento do Planalto Central Brasileiro estimulou a diversificação da herpetofauna do Cerrado, entre elementos dos platôs versus aqueles das depressões interplanálticas. Finalmente, flutuações climáticas no Quaternário promoveram mais especiação, principalmente em encraves de vegetação nas regiões de contato entre o Cerrado e as Florestas Amazônica e Atlântica. A esses eventos de vicariância, há que se acrescentar o enriquecimento adicional da herpetofauna de paisagens abertas, incluindo o Cerrado, pela chegada de imigrantes das Américas Central e do Norte. Essa seqüência de eventos presumivelmente deixou suas marcas, seja na composição atual da herpetofauna dos biomas, seja nas filogenias dos clados sul-americanos, o que pode ser verificado por meio de análises biogeográficas.

Baseado em dados da literatura, na análise de coleções zoológicas e em levantamentos, Pinheiro (nesta publicação) apresenta uma lista contendo 645 espécies de borboletas efetivamente registradas no Distrito Federal, indicando uma expressiva riqueza, mas, mesmo assim, aproximadamente um terço de todas as borboletas que ocorrem no Brasil Central (cerca de 210 espécies), nunca foi registrado em qualquer unidade de conservação do Distrito Federal. Este fato é atribuído pelo autor, à ausência nas Unidades de Conservação do DF em pelo menos duas das fisionomias de vegetação de Cerrado que se constituem no *habitat* preferido de uma grande variedade de espécies de borboletas: (1) as florestas semideciduais (também conhecidas como florestas mesofíticas), que no DF ocorrem principalmente em regiões de solos calcários, como na região de Sobradinho, na chapada da Contagem e na região da Fercal, e (2) as Matas de Galeria associadas a rios de médio e grande porte, geralmente mais densas e mais extensas do que aquelas encontradas ao longo dos pequenos córregos e ribeirões presentes nos parques e reservas. O autor considera que nas últimas décadas, o Distrito Federal vem passando por um intenso processo de urbanização e pelo desenvolvimento de várias atividades econômicas que levam inexoravelmente à destruição dos *habitats* naturais e, conseqüentemente, à perda em biodiversidade. Com o avanço da urbanização, muitas das unidades de conservação vêm sendo transformadas em verdadeiras "ilhas de vegetação", geograficamente isoladas de outras unidades. Neste trabalho verifica-se que mesmo ambientes com pouca representatividade em área no bioma Cerrado estão revestidos de grande importância para estratégias de conservação da biodiversidade. As florestas estacionais que

ocorrem em fragmentos naturais e antrópicos no Brasil Central, arranjadas como trampolins naturais de biodiversidade (Felfili, 2003), aproximam as extensas formações estacionais da região da Caatinga, do Pantanal e do Chaco. Proporcionando, assim, *habitats* exclusivos para uma flora (Scariot & Sevilha, nesta publicação, Pott & Pott 2003, Nascimento *et al*. 2004) e fauna de borboletas (Pinheiro, nesta publicação) de distribuição restrita a este tipo de formação e que, em geral, não estão contempladas nas Unidades de Conservação existentes. No Distrito Federal, as Florestas Estacionais ocorrem na região da FERCAL, na APA de Cafuringa, fora das principais unidades de conservação.

Os estudos sobre amplitude de dieta dos herbívoros, principalmente na região tropical, podem esclarecer algumas questões ecológicas, entre elas as estimativas de riqueza de espécies locais e regionais (Diniz & Morais, nesta publicação). Estas autoras consideram que no Cerrado do Distrito federal, cerca de 47% das espécies de lagartas (Lepidoptera) folívoras foram encontradas em apenas uma espécie de planta (monófagas), enquanto 20% são oligófagas, ocorrendo em apenas uma família de planta e 33% são polífagas, que se alimentam de várias famílias de plantas. Isto reforça a idéia de que as lagartas têm uma amplitude de dieta estreita nos trópicos e por isso a necessidade de conservação da biodiversidade. Aguiar *et al*. (nesta publicação) analisando a complexidade estrutural de bromélias e a diversidade de artrópodes, em ambientes de campo rupestre e Mata de Galeria no Cerrado do Brasil Central constaram diferenças significativas entre esses *habitats*, ressaltando, também, a importância da conservação do mosaico vegetacional do bioma Cerrado.

Fernandes & Gonçalves-Alvim (nesta publicação), citando Lara & Fernandes (1996), sugerem que a fauna de insetos galhadores no Cerrado é uma das mais ricas do mundo. Tidon *et al*. (nesta publicação) informam que foram identificados três gêneros de Drosophilidae no bioma Cerrado. *Drosophila*, o maior desses três gêneros na região Neotropical, contempla 55 das 57 espécies listadas, enquanto *Scaptodrosophila e Zaprionus* estão representados por apenas uma espécie cada. Dentre as 57 espécies de drosofilídeos reconhecidas, 48 são endêmicas da região Neotropical e nove nela introduzidas. Várias dessas espécies são sinantrópicas e colonizaram a área após a chegada do homem, alterando a composição da fauna drosofiliana da região. Espécies da fauna nativa são encontradas em todas as fitofisionomias do Bioma, demonstrando o alto grau de plasticidade adaptativa dessa família. Um dado preocupante é que das nove espécies introduzidas na região Neotropical e registradas no bioma Cerrado, sete foram capturadas pelas autoras na Reserva Ecológica do IBGE e no Parque Nacional de Brasília, Unidades de Conservação do Distrito Federal. Isso sugere que, embora mantidas como reservas ambientais, essas áreas estão sofrendo colonizações de espécies introduzidas, que podem alterar a fauna nativa da região.

Devido a sua capacidade incomum de digerir celulose, os térmitas são um grupo funcional dominante no Cerrado, com grande impacto no fluxo de energia, ciclagem de nutrientes e formação do solo. Uma fauna extremamente diversa depende dos cupins para alimento ou abrigo. Por outro lado, a conversão de cerrados em agrossistemas, freqüentemente, leva a desequilíbrios que transformam algumas espécies de térmitas em pragas agrícolas (Constantino, nesta publicação). Os cupins do bioma Cerrado podem ser divididos em quatro grupos funcionais: xilófagos,

humívoros, comedores de folhas da serapilheira (litter) e intermediários (espécies que não se enquadram claramente em nenhum dos outros grupos), sendo uma característica importante da fauna do Cerrado, a abundância e diversidade de comedores de folhas mortas. As principais diferenças da termitofauna de Cerrado em relação à de florestas são: a) menor proporção de xilófagos; b) maior proporção de comedores de folhas da serapilheira. Dois padrões comuns de distribuição geográfica podem ser estabelecidos com base em grupos mais bem conhecidos, sugere o autor citando Cancello & Myles (2000). Algumas espécies, como *Serritermes serrifer*, ocorrem em boa parte do Cerrado e em algumas savanas amazônicas, mas têm um limite sul que corresponde aproximadamente à divisa entre Minas Gerais e São Paulo. Várias outras, como *Labiotermes brevilabius* e *Procornitermes araujoi,* ocorrem numa área menor, de São Paulo a Goiás. É provável também que existam dois outros padrões comuns. O primeiro corresponderia à porção noroeste, incluindo parte de Goiás até Rondônia, onde ocorrem *Spinitermes allognathus* e *Spinitermes robustus*. O segundo seria a parte nordeste, em Tocantins, Maranhão, Piauí e Bahia. A fauna dessa última área é praticamente desconhecida, mas uma espécie nova, *Noirotitermes noiroti*, foi descoberta recentemente num Cerrado do Piauí.

A diversidade de espécies da ictiofauna no Cerrado é bastante expressiva contendo mais de 500 das quase 3.000 espécies de peixes na América do Sul (Fonseca, nesta publicação). Conforme a autora, os cursos d'água que nascem nesta região do Cerrado fluem naturalmente para as bacias contíguas, constituindo muitas vezes corredores ecológicos para muitas espécies aquáticas. Dependendo da capacidade de adaptação das espécies, aliada às condições adequadas para o seu estabelecimento em outras regiões, os deflúvios do Cerrado podem representar caminhos de dispersão de espécies aquáticas. Dessa forma, o Cerrado brasileiro representa uma das áreas indispensáveis para a preservação da diversidade biológica aquática e do seu patrimônio genético. Citando Conservation International (1999), a autora considera que as áreas de conexão entre as bacias, que compreendem as suas cabeceiras de drenagem, são focos de endemismo para muitas espécies de água doce, representando uma das áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade aquática.

PROPOSTAS PARA CONSERVAÇÃO

Alho (nesta publicação) ressalta que tem sido difícil persuadir os políticos, diante da pressão social, de que o combate à pobreza, à miséria, e também o desejo de desenvolvimento econômico e social, pressupõem a necessidade de conservação da natureza. A perda da biodiversidade, alcançada pela extinção irremediável de espécies de flora e fauna só agrava os problemas da população humana. A prática tem demonstrado que, no caso de destruição da natureza, a população local pobre é a primeira que sofre a conseqüência da degradação da natureza. Este autor considera que o conceito de biodiversidade se apóia num tripé: diversidade de espécies (representando o número de formas de vida no nível de espécies e suas populações), diversidade genética (representando as diversas variedades sub-específicas ou genéticas das formas de vida) e diversidade ecossistêmica (representando as diversas paisagens naturais como Campo, Campo sujo, Campo úmido, Cerrado no sentido restrito, Campo cerrado, Cerradão, Mata Seca, Mata-Ciliar e de Galeria, Vereda e

outras). E, que cada um desses elementos pode sofrer influência de pelo menos três tipos de pressão: física (degradação ou perda de *habitats*), química (ação de contaminantes ambientais e poluição), e biológica (introdução de espécies exógenas, perturbação na cadeia trófica, eliminação de espécies-chave da comunidade ecológica) e outros fatores. Aponta que há diversas causas ou fatores identificados como ameaças ao Cerrado: (a) de ordem institucional (dificuldade de aplicar a legislação ambiental existente, deficiências na fiscalização e carência de conscientização ambiental); (b) fogo; (c) desmatamentos; (d) expansão agrícola e pecuária (sem ordenamento ecológico-econômico); (e) contaminantes ambientais (emprego desordenado de pesticidas, herbicidas e outros tóxicos ambientais, provocando poluição das águas e do solo); (f) erosão (assoreamento de corpos d'água, lixiviação e perda de solos devido ao emprego de técnicas não apropriadas de uso do solo); (g) uso predatório de espécies (sobre-explotação de espécies da flora e fauna); (h) implantação de grandes obras de infra-estrutura (impactos causados pela abertura de rodovias, hidrovias, hidrelétricas e outras obras); (i) turismo desorganizado e predatório e outras causas. A degradação e perda de *habitats* naturais, oriundas de diversas causas, são as maiores ameaças identificadas sendo necessária a adoção pelo governo e sociedade das diretrizes elaboradas para o Cerrado pelo grupo de trabalho criado pela Portaria do Ministério do Meio Ambiente e Recursos Hídricos, número 298 de 11 de agosto de 1999.

Pivelo (nesta publicação) sugere que apenas a criação de unidades de conservação não é suficiente para a manutenção do patrimônio natural, mas é também necessário que medidas de manejo sejam adotadas para estas áreas, bem como para toda a paisagem onde se inserem. Intervenções nos ecossistemas protegidos são necessárias para direcionar seus processos e evitar ou remediar problemas que os levem à deterioração. Dentre as constantes pressões antrópicas sobre o Cerrado, a autora destaca as queimadas, invasões para sua ocupação com moradias e agricultura de subsistência, entrada de gado, retirada de lenha e de espécies medicinais, além da invasão biológica por espécies exóticas. Dentre os problemas enfrentados pelas unidades de conservação do Cerrado, três são destacados devido à freqüência com que ocorrem e à magnitude dos danos decorrentes: incêndios causados por queimadas acidentais, invasões biológicas e fragmentação de *habitats*. Pivelo pondera que é ampla a gama de dados já obtidos para o Cerrado, úteis para subsidiar seu manejo, entretanto grande parte desse conhecimento biológico e fisiográfico está sob forma descritiva e necessita ser organizado, analisado e trabalhado sob uma perspectiva prática, e ainda integrado a aspectos sociais e econômicos, para sua utilização no manejo ambiental. Mais do que isso, a informação precisa chegar aos agentes - os técnicos responsáveis pelas unidades de conservação - e aos tomadores de decisões, que elaboram as diretrizes e normas a serem adotadas.

Cavalcanti (nesta publicação) alerta que a capacidade de sustentação extrativa de ecossistemas nativos é extremamente limitada e oferece poucas perspectivas de ampliação como instrumento para promoção de conservação. Por outro lado, o uso de paisagens naturais para fornecimento de serviços, onde não há necessidade de remoção de matéria ou energia do sistema, permite um crescimento de escala considerável, restando o desafio de promover um processo de valoração para justificar sua manutenção. O autor informa que os esforços para conseguir valorar ecossistemas

naturais a título de serviços foram acelerados a partir da década de 1980. As principais classes são: (a) serviços de ecossistema: manutenção da água, manutenção de clima, fixação de carbono, controle de erosão e conservação do solo; (b) serviços biológicos: manutenção da biodiversidade, bioprospecção, controle de predadores, serviços de polinizadores, entre outros e; (c) serviços sociais/culturais: manutenção de identidade cultural de populações locais, símbolo e local para rituais sociais e religiosos, ecoturismo e turismo de aventura, lazer, manutenção da qualidade de vida. Entretanto, Cavalcanti pondera, que na sociedade moderna, os serviços públicos, em geral, assim como os recursos naturais têm sido sistematicamente não valorados, sub-valorados, ou então têm seus custos subsidiados. Dessa forma, o real valor dos ecossistemas naturais é invisível para a maioria da população e não conseguem enfrentar em termos econômicos os outros usos potenciais da terra em que os retornos são valorados de forma mais transparente. O ambiente terrestre é um ambiente biológico, os principais elementos que mantém as condições de vida na terra são conseqüências da transformação biológica do planeta durante o último bilhão de anos. O teor de oxigênio na atmosfera, as condições climáticas locais como temperatura, precipitação, umidade, ventos e o teor de água no solo são todos mediados e em boa parte determinados pelas paisagens biológicas. A sustentação da vida humana, também, em última instância depende da transformação biológica da energia solar em alimentos, mediada pela fotossíntese. Desta forma é paradoxal que grande parte da população humana dê maior valor aos elementos tecnológicos de uma sociedade de consumo do que aos biológicos na determinação de nossa qualidade de vida e sustentabilidade. Uma estratégia de proteção ambiental agrega valor significativo para a viabilidade da ocupação humana de uma região. O custo de não proteger áreas-chave é muito alto. No Cerrado, onde a precipitação se concentra em seis meses do ano, a perenização dos rios depende de armazenamento de água subterrânea, nos grandes sistemas de chapadões da Serra Geral.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Da abordagem multidisciplinar contida neste capítulo-síntese, depreende-se que o Brasil Central contém um mosaico de fisionomias savânicas e florestais, onde o Cerrado *sensu stricto* sobre Latossolos profundos e bem drenados domina, entretanto, uma grande variedade de fisionomias intercala-se com esta. Ou seja, em uma escala ampla, a vegetação do Cerrado constitui-se em grandes manchas ou fragmentos naturais que se intercalam estando a conectividade vinculada à manutenção do mosaico de fisionomias associadas. Há diferenciações florísticas e estruturais entre fisionomias, no entanto, há também diferenciações florísticas em uma mesma fisionomia ao longo do espaço territorial. Em geral, estas diferenças estão vinculadas a padrões recorrentes de características fisiográficas, gerando a necessidade de estratégias de manejo e conservação que considerem os padrões recorrentes de paisagens disjuntas ao longo do extenso bioma, que se distribui por mais de 20 graus de latitude.

As interfaces com outros biomas são particularmente importantes no Cerrado, ressaltando-se os ambientes contrastantes como as interfaces entre Cerrado e Caatinga e aquelas entre Cerrado e Florestas Tropicais Úmidas.

Esta diversidade de paisagens determina uma grande diversidade florística, que coloca a flora do bioma Cerrado como a mais rica dentre as savanas do mundo. A estacionalidade do clima tem sido considerada como determinante das fisionomias savânicas do bioma Cerrado, assim como exerce grande influência sobre as florestas estacionais deciduais e semideciduais. Já o lençol freático, próximo à superfície do solo, compensa os efeitos da estacionalidade para as Matas de Galeria permitindo a ocorrência de floresta tropical com vinculações florísticas às demais formações tropicais úmidas brasileiras, enquanto a fertilidade do solo propicia a existência das florestas estacionais. Profundidade do solo, umidade e a ciclagem de nutrientes determinam as fisionomias de Cerrado *sensu lato* sobre solos distróficos.

A maior sensibilidade ao fogo das espécies florestais sugere que esse fator tem sido importante em limitar a distribuição atual de florestas (principalmente, Cerradão) no bioma Cerrado. Os incêndios naturais, apesar de ocorrerem há milhares de anos no Brasil Central, eram provavelmente menos concentrados na estação seca do que atualmente, pois alguns seriam causados por raios durante tempestades que, em geral ocorrem a partir do início das chuvas, enquanto ainda há muito material combustível acumulado. Apesar de muitas espécies de plantas dos ambientes savânicos do Cerrado apresentarem características morfológicas que conferem resistência ao fogo, os incêndios em intervalos muito curtos desfavorecem a camada lenhosa contribuindo para que vegetação mais aberta suceda aos cerrados mais densos. Considerando que a região do bioma Cerrado pode estar com freqüência de fogo acima do regime normal, devido à ação antrópica, é provável que as fisionomias abertas, em particular a de Cerrado *sensu stricto* em áreas sem impedimento edáfico, estejam em diferentes estágios sucessionais após o fogo.

A fauna do bioma contém, em geral, elementos dos biomas adjacentes atribuindo-lhe um caráter generalista, mas vários grupos são restritos a ambientes específicos. A avifauna é composta por elementos biogeográficos dos biomas adjacentes. Um planejamento biorregional de conservação deve ter como objetivo manter os processos biogeográficos responsáveis pela diversidade regional de espécies. Mamíferos do Cerrado, por exemplo, podem ser divididos em três conjuntos, segundo sua composição: comunidades em florestas, comunidades em áreas abertas (secas ou úmidas) e comunidades em savanas (cerrados com diferentes graus de cobertura arbórea). Já as espécies da herpetofauna do Cerrado freqüentam livremente ou toleram a Mata de Galeria, possuindo assim pré-adaptações mínimas para permanecerem em áreas florestadas enquanto a herpetofauna de floresta, ao contrário, é estritamente umbrófila e, praticamente, não tolera ambientes abertos.

Um planejamento biorregional para conservação da fauna e da flora deveria tanto manter a produção de espécies e o intercâmbio biótico com os biomas adjacentes como evitar a extinção em massa das espécies devido às modificações ambientais causadas pelas atividades humanas. No Pantanal e no Cerrado, extensos corredores ribeirinhos são essenciais para garantir o fluxo permanente de populações e espécies dos biomas adjacentes para essas regiões. A manutenção do mosaico de paisagens nesses corredores será fundamental para garantir a conservação da biodiversidade do bioma Cerrado e a diversidade genética não só deste bioma, mas como daqueles limítrofes.

As florestas estacionais em afloramento calcáreos dispersos ao longo do bioma Cerrado, em especial no Vale do Paranã em Goiás, abrigam elementos da flora e da fauna comuns à Caatinga, à Chiquitania e ao Chaco, Incluindo-se araras azuis e madeiras de lei como a aroeira e o ipê que estão ameaçadas pela exploração de calcáreo e pela extração madeireira, merecendo especial cuidado no estabelecimento de um sistema de unidades de conservação que preserve a configuração espacial dos fragmentos na diagonal central do Brasil.

Do ponto de vista hidrológico, por conter zonas de planalto, a região possui diversas nascentes de rios e, conseqüentemente, importantes áreas de recarga hídrica, que contribuem para grande parte das bacias hidrográficas brasileiras; sendo necessário um adequado planejamento para ocupação dessas áreas com a aplicação da legislação ambiental e o estabelecimento de um sistema de unidades de conservação que proteja tanto a biodiversidade como os recursos hídricos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abdala, G. C., L. S. Caldas; M. Haridasan & G. Eiten, 1998. Above and belowground organic matter and root:shoot ratio in a cerrado in central Brazil. *Braz. J. Ecol.* 2: 11-23.

Allaby, M. 1992. *The concise oxford dictionary of botany*. Oxford. Oxford University Press. 442p.

Andrade Lima, D. 1981. The Caatinga dominium. *Revta Bras. Bot.* v. 4, p. 149-153.

Assad, E.D. (ed.) 1994. *Chuva nos cerrados*. Análise e espacialização. Embrapa/SPI. Brasília. 423p.

Burnham, C. P. 1989. Pedological processes and nutrient supply from parent material in tropical soils. *In* Proctor, J. 1989. *Mineral nutrients in tropical and savannah ecosystems.* p. 27-41. Blackwell, Oxford, UK.

Cancello, E.M. & T.G. Myles, 2000. Noirotitermes noiroti (Isoptera, Termitidae, Nasutitermitinae): a new genus and new species from northeastern Brazil. *Sociobiology* 36(3):531-546.

Castro, A. A. J. F. 1994. *Comparação florístico-geográfia (Brasil) e fitossociológica (Piauí – São Paulo) de amostras de Cerrado.* Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, SP, Brasil.

Castro, A. A. J. F., F. R. Martins, J. Y. Tamashiro & G. J. Shepherd. 1999. How rich is the flora of the Brazilian cerrados? *Ann. Missouri Bot. Gard*. 86: 192-224.

Cochrane, T. T. ; L.G. Sanchez; L.G. Azevedo; J. A. Porras & C.L. Garver, 1985. *Land in tropical America*. Cali. CIAT/EMBRAPA- CPAC. 3 vols.

Cartelle, C. 2000. Pleistocene mammals of the Cerrado and Caatinga of Brazil. pp. 27-46. *In* J. F. Eisenberg & K. H. Redford (eds.), *Mammals of the neotropics*, The central neotropics, Vol. 3. The University of Chicago Press, Chicago.

Colli, G.R., Reis, R.P. & Araújo, A.F.B. 2002 The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna. Pp 223-241. *In*: Oliveira, P.S. and R. J. Marquis, (Eds.). *The cerrados of Brazil:* ecology and natural history of a Neotropical savanna. p. 223-2452. Columbia University Press, New York.

Delitti, W. B. C., J. G. Pausas & D. M. Burger, 2001. Belowground biomass seasonal variation in two Neotropical savannahs (Brazilian Cerrados) with different fire histories. *Ann. For. Sci*. 58:713-721.

Felfili, J. M.; M. C. Silva Junior, 1992. Floristics composition, phytosociology and comparison of cerrado and gallery forest at Fazenda Água Limpa. Pp. 393-415.*In*: Furley, P.A.;

Proctor, J. & J.A. Ratter (Org.). *Nature and dynamics of forest/savanas boundaries.* p. 339-415. Blackwells, London.

_____& M.C. Silva Júnior. 1993.A comparative study of cerrado (sensu stricto) vegetation in central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. 9: 277-289.

_____& M.C. Silva Júnior (orgs.) 2001. *Biogeografia do bioma Cerrado. Estudo fitofisionômico na chapada do espigão Mestre do São Francisco*. UnB. Brasília, DF.

_____; T.S. Filgueiras; M. Haridasan; M.C., Silva Júnior, R. Mendonça & A.V. Rezende, 1994 Projeto biogeografia do bioma cerrado: vegetação e solos. *Cadernos de geociências* do IBGE 12: 75-166.

_____. 1997. Comparison of the dynamics of two gallery forests in Central Brasil. p. 115-124. *In*: *Proceedings of the international symposium on assessment and monitoring of forests in the Tropics.* Universidade de Brasília, Brasília.

_____; M. C. Silva Júnior; A. V. Rrezende; P. E. Nogueira; B. M. T. Walter; M. A. Silva & J. I. Encinas, 1997. Comparação florística e fitossociológica do cerrado nas Chapadas Pratinha e dos Veadeiros. *In*: Leite, L. & Saito, C. *Contribuição ao conhecimento ecológico do cerrado*. p. 6-11. UnB. Brasília-DF.

_____ & H. A. M. Abreu, 1999. Regeneração natural de *Roupala montana* Aubl., *Piptocapha macropoda* Back. e *Persea fusca* Mez. em quatro condições ambientais em mata de galeria na mata de galeria do Gama-D.F. *Cerne* . 6(2): 125-132.

_____; A. C. Franco; C. W. Fagg & J. C. Sousa-Silva, 2001. Desenvolvimento inicial de espécies de mata de galeria. In J.F. Ribeiro, C.E.L. Fonseca & J.C. Sousa-Silva (Eds.). *Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria.* p. 779-881. EMBRAPA, Planaltina, DF.

_____. 2003. Fragmentos de florestas estacionais do Brasil Central: diagnóstico e proposta de corredores ecológicos. *In*: Costa, R.B. (Org.) *Fragmentação florestal e alternativas de desenvolvimento rural na região Centro-Oeste.* Campo Grande: UCDB. p. 139-160.

_____; M. C. Silva Júnior; A.C. Sevilha; C.W. Fagg; B. M. T. Walter; P. E. Nogueira & A. V. Rezende. 2004. Diversity, floristic and structural patterns of cerrado vegetation in central Brasil. *Plant Ecology* 175: 37-46.

Fonseca, G. A. B., G. Hermann & Y. L. Leite, R. 2000. Macrogeography of brazilian mammals. pp. 549-563. *In* Eisenberg, J. F. & Redford, K. H. (Eds.). *Mammals of the Neotropics:* the Central Neotropics. Vol. 3. The University of Chicago Press.

Gleeson, S. K. & D. Tilman 1992. Plant allocation and the multiple limitation hypothesis. *American Naturalist* 139: 1322-1343.

Lara, A.C.F. & G.W. Fernandes, 1996. The highest diversity of galling insects: Serra do Cipó, Brazil. *Biodivers. Lett.* 3: 111-114.

Marinho-Filho, J., M.L. Reis, P.S. Oliveira, E. M. Vieira & M.N. Paes, 1994. Diversity standards and small mammal numbers: conservation of the cerrado biodiversity. *Anais Acad. Bras. Ciênc.* 66 (Supl. 1):149-156.

Mittermeyer, R.A.; N. Myers & C.G. Mittermeyer, 1999. *Hotspots Earth´s biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions.* New York. CEMEX, Conservation International. 430p.

Mendonça, R. C.; J. M. Felfili; B. M. T. Walter, M. C. Silva Júnior, A. V. Rezende; T. S. Filgueiras & P. E. N. Silva, (1998). Flora vascular do cerrado. In: Sano, S. M., & Almeida, SD. P., (Eds). *Cerrado: ambiente e flora*. Planaltina, DF, Brazil: EMBRAPA-CPAC. p. 288-556.

Moreira, A. G. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. *J. Biogeogr.* 27: 0121-1029.

Moreira, A. G. & C. A. Klink, 2000. Biomass allocation and growth of tree seedlings from two contrasting Brazilian savannas. *Ecotropics* 13: 43-51.

Nascimento, A. R. T., Felfili, J. M., E. M. Meirelles, 2004. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um remanescente de floresta estacional decidual de encosta, Monte Alegre, GO, *Brasil Acta Botânica Brasilica*. 18(3): 659-669.

Nepstad, D.; Moutinho, P. R. S. & Markewitz, D. 2001. The recovery of biomass, nutrient stocks, and deep soil functions in secondary forests. *In* McClain, M. E.; R. L. Victoria & J. E. Richey (Eds.) *Biogeochemistry of the Amazon basin and its role in a changing world.* Oxford University Press, New York. 139-155.

Paulilo, M. T. S. & G. M. Felippe, 1998. Growth of the shrub-tree flora of the Brazilian cerrados: a review. Trop. Ecol. 39: 165-174.

Pott, A. & J. V. Pott. Espécies de fragmentos florestais do Mato Grosso do Sul. *In*: Costa, R.B. (Org.) *Fragmentação florestal e alternativas de desenvolvimento rural na região Centro-Oeste*. p. 26-52. Campo Grande: UCDB.

Ratter, J.A. & T. C. D. Dargie, 1992. An analysis of the Floristic Composition of 26 Cerrado Areas in Brazil. *Edinb. J. Bot*. 49: 235-250.

Ratter, J. A.; Bridgewater, S.; Atkinson, R & J. F. Ribeiro, 1996. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation II: comparison of the woody vegetation of 98 areas. *Edinb. J. Bot*. 53: 153-180.

Ratter, J. A.; S. Bridgewater & J. F. Ribeiro, 2003. Analysis of the floristic composition of the brazilian cerrado vegetation III: comparison of the woody vegetation of 376 areas. *Edinb. J. Bot*. 60 (1) : 57 – 109.

Ribeiro, J. F. & B. M. T. Walter. 1998. Fitofisionomias do bioma cerrado. *In* Sano, S. M. & S. P. Almeida (Eds.) *Cerrado: ambiente e flora*. p. 89-166. EMRAPA-CPAC, Planaltina, DF.

Silva Júnior, M. C.; J. M. Felfili; B. M. T. Walter; P. E. Nogueira; A. V. Rezende; R.O. Morais & M. G. G. Nóbrega 2001. Análise da flora arbórea de Matas de Galeria no Distrito Federal: 21 levantamentos. *In* J. F. Ribeiro, C. E. L. da Fonseca e J. C. Sousa-Silva (Eds.). *Cerrado caracterização e recuperação de matas de galeria.* p. 143-191. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, Brasil.

Silva, J. M. C. 1996. The distribution of Amazonian and Atlantic forest elements in the gallery forests of the Cerrado region. *Ornitologia Neotrop*.l 7:1-18.

Silva, J.M.C. & J. M. Bates, 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. *Bioscience* 52:225-233.

Scariot, A. & A. C. Sevilha. 2003. Desmatamento e fragmentação do Cerrado: destruição das florestas estacionais e a conservação da biodiversidade. p. 163-169 *In:* V. Claudino-Sales, ed. *Ecossistemas brasileiros: manejo e conservação*. Fortaleza, CE.

Sevilha, A. C., A. O. Scariot & Noronha, S. 2004. Estado atual da representatividade de unidades de conservação em Florestas Estacionais Deciduais no Brasil. *Anais do 55º Congresso Nacional de Botânica.* Viçosa, MG.

Wanntorp, H. E., D. R. Brooks; T. Nilsson; S. Nylin; F. Ronquist; S. C. Stearns & N. Wedell, 1990. Phylogenetic approaches in ecology. *Oikos* 57:119-132.

Willis, E. O. 1992. Zoogeographical origins of eastern Brazilian birds. *Ornitologia Neotrop*., 3:1-15.

Whelan, R. J. 1995. *The ecology of fire.* Cambridge University Press, London, UK.

Parte I

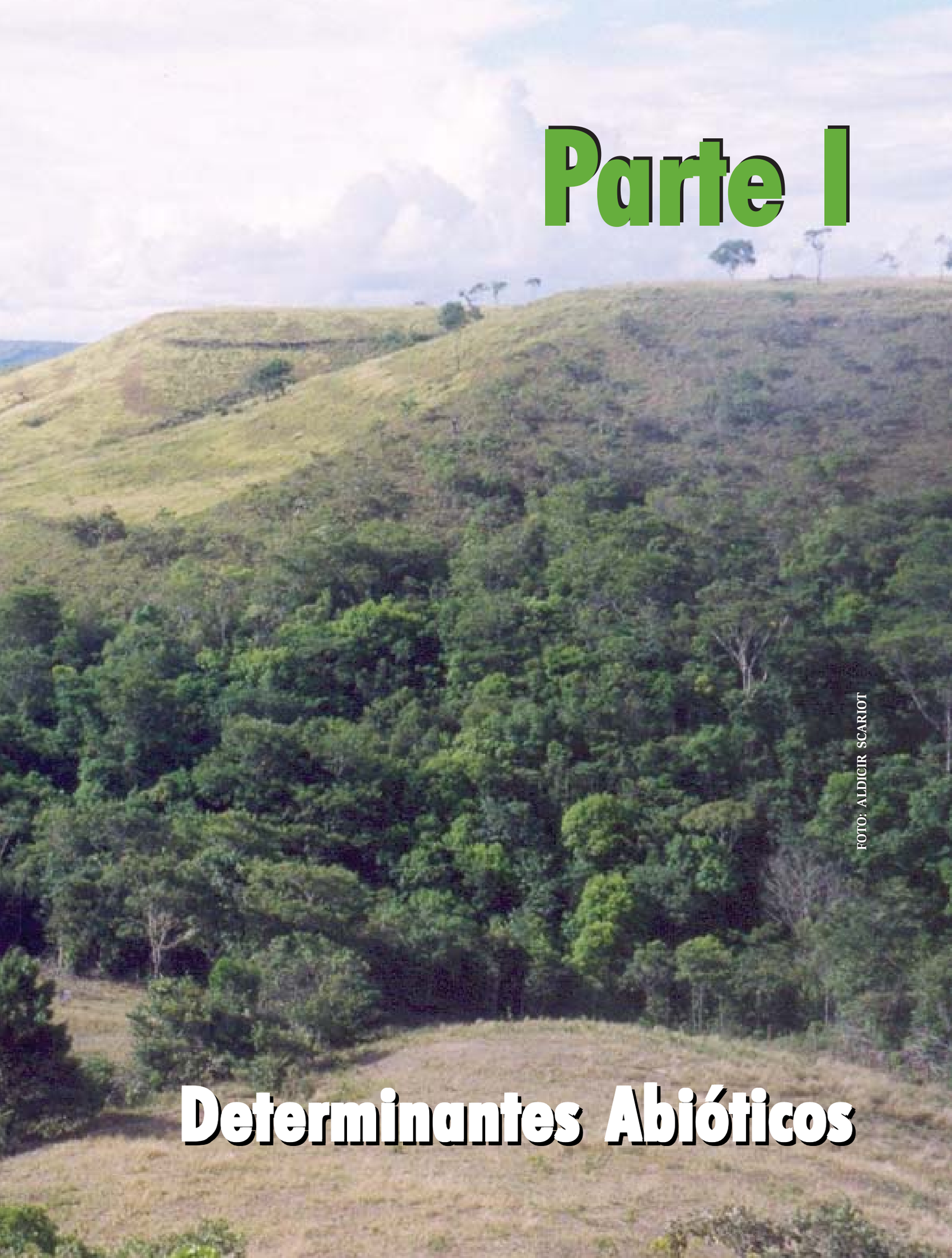


FOTO: ALDICIR SCARIOT

Determinantes Abióticos

Capítulo 1

Classes de solo em relação aos controles da paisagem do bioma Cerrado

FOTO: EDER MARTINS

Adriana Reatto
Éder de Souza Martins
Embrapa Cerrados
Planaltina, DF

INTRODUÇÃO

O conceito de paisagem pode ser definido no espaço como um território, ou uma região resultante de ações estáticas e dinâmicas em uma escala de observação. Essas ações são reflexos das interações entre diversos fatores ambientais que podem ser subdivididos em bióticos, ação dos organismos e do homem, e abióticos, ação do clima, características das rochas, relevo, que se interagem e se modificam ao longo do tempo. A definição clássica de solo é o resultado de cinco variáveis *interdependentes*, denominadas fatores de formação do solo, que são: clima, organismos, material de origem, relevo e tempo. O material de origem e o relevo são considerados fatores ambientais passivos, que se modificam pela atuação dos outros fatores. Os outros fatores ambientais – clima e organismos – são considerados ativos. O clima age sobre as rochas, transformando-as em solos e sedimentos (Figura 1).

Este capítulo tem como objetivo estudar as relações entre as classes de solos e os controles de paisagem[1] nos seguintes domínios físicos: geológico, geomorfológico, hídrico, climático e fitofisionômico.

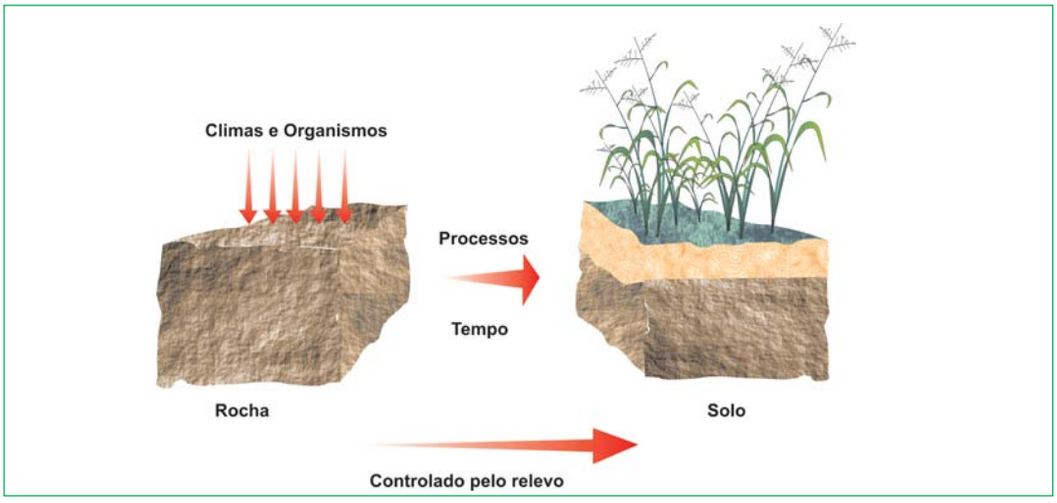


Figura 1
Fatores de formação do solo e pedogênese.

[1] Controle de paisagem será abordado no texto como um domínio físico de fatores ambientais inter-relacionados com as classes de solos: composição e estrutura dos materiais de origem, formas de relevo, comportamento hídrico, clima e fitofisionomia.

PRINCIPAIS CLASSES DE SOLOS DO BIOMA CERRADO

Latossolos

São solos altamente intemperizados, resultantes da remoção de sílica e de bases trocáveis do perfil (Buol *et al.*, 1981; Resende *et al.*, 1995). Na paisagem ocorre em relevo plano a suave-ondulado, solo muito profundo, poroso, de textura homogênea ao longo do perfil e de drenagens variando de bem, forte a acentuadamente drenado. No bioma Cerrado, estima-se uma ocorrência de aproximadamente 46% da superfície total da região com base no Mapa de Solos do Brasil na escala 1:5.000.000, (Reatto *et al.*, 1998). Esta classe é representada por: Latossolo Vermelho (LV), correspondendo ao Latossolo Roxo e ao Latossolo Vermelho-Escuro, na antiga classificação (Camargo *et a*l., 1987), com 22,1 % da área do bioma Cerrado; Latossolo Vermelho Amarelo (LVA), denominados de Latossolo Vermelho Amarelo e Latossolo Amarelo, na antiga classificação (Camargo *et al.*, 1987), com 21,6% da área e Latossolo Amarelo (LA) denominados de Latossolo Amarelo e Latossolo Variação Una, na antiga classificação (Camargo *et al.*, 1987), com 2,0% da área. A composição mineralógica destes solos é dominada por silicatos como a caulinita e (ou) sob a forma de óxidos e oxihidróxidos de Fe e Al como hematita, goethita, gibbsita e outros. Os respectivos controles físicos da paisagem para essas classes de solos podem ser visualizados na Tabela 1.

Neossolos Quartzarênicos

Geralmente são solos profundos (com menos 2m), apresentando textura arenosa ou franco-arenosa, constituídos essencialmente de quartzo, com máximo de 15% de argila, são muito porosos e excessivamente drenados, normalmente em relevo plano ou suave-ondulado. No bioma Cerrado, estima-se uma ocorrência de aproximadamente 15% da superfície total da região (Reatto *et al.*, 1998), denominados de Areias Quartzosas, na antiga classificação (Camargo *et al.*, 1987).

Estes solos possuem baixa capacidade de troca catiônica em conseqüência dos teores baixos em argila e de matéria orgânica, mineralogicamente são dominados por quartzo, portanto com baixa reserva de nutrientes para as plantas. Os respectivos controles físicos da paisagem para essas classes de solos podem ser visualizados na Tabela 1.

Argissolos

Formam classes de solos bastante heterogênea, que tem em comum aumento substancial no teor de argila com a profundidade e (ou) evidências de movimentação de argila do horizonte superficial para o horizonte subsuperficial, denominado de B textural. No bioma Cerrado, estima-se uma ocorrência de aproximadamente de 15% da superfície total da região (Reatto *et al.*, 1998), denominados de Argissolo Vermelho (PV), com 6,9 % da área e Argissolo Vermelho Amarelo (PVA), com 8,2% e na antiga classificação (Camargo *et al.*, 1987), respectivamente Podzólico Vermelho Escuro e Podzólico Vermelho Amarelo. Ocupam, na paisagem, a porção inferior das encostas, em geral nas encostas côncavas, onde o relevo apresenta-se ondulado (8 a 20% de

declive) ou forte-ondulado (20 a 45% de declive). Os respectivos controles físicos da paisagem para essas classes de solos podem ser visualizados na Tabela 1.

Nitossolos Vermelhos

Classes de solos derivados de rochas básicas e ultrabásicas, ricas em minerais ferromagnesianos, ou com influência de carbonatos no material de origem, apresentam semelhança com os Argissolos porém com gradiente textural menos expressivo. Sua cor vermelha-escura tende à arroxeada. Possui estrutura normalmente bem desenvolvida no horizonte B textural (Bt), conferida por ser prismática ou em blocos subangulares. A cerosidade em geral é expressiva. No bioma Cerrado, estima-se uma ocorrência de aproximadamente de 1,7% da superfície total da região (Reatto *et al.*, 1998), denominados de Terra Roxa Estruturada, na antiga classificação (Camargo *et al.*, 1987). Ocupam as porções média e inferior de encostas onduladas até forte-onduladas. A vegetação original, quando remanescente, normalmente é Mata Seca Semidecídua. Os respectivos controles físicos da paisagem para essas classes de solos podem ser visualizados na Tabela 1.

Cambissolos

Geralmente apresentam minerais primários facilmente intemperizáveis, teores mais elevados de silte, indicando baixo grau de intemperização e com um horizonte B incipiente. Podem ser desde rasos a profundos, com profundidade atingindo entre 0,2 a 1m. São identificados no campo pela presença de mica na massa do solo em alguns solos, outros pela sensação de sedosidade na textura, devido ao silte. No Cerrado correspondem a aproximadamente 3,1% (Reatto *et al.*, 1998). Geralmente estão associados a relevos mais movimentados (ondulados e forte-ondulados), mas não exclui os relevos planos a suave-ondulados. Os respectivos controles físicos da paisagem para essas classes de solos podem ser visualizados na Tabela 1.

Chernossolos

Correspondem às antigas classes Brunizém e Brunizém Avermelhado (Camargo *et al.*, 1987). São solos não-hidromórficos, pouco profundos, eutróficos, com um horizonte A chernozêmico[2] sob um horizonte B textural ou B incipiente, com argila de atividade alta. São solos com boa disponibilidade de nutrientes. No bioma Cerrado correspondem a menos de 0,1% (Reatto *et al.*, 1998). Os respectivos controles físicos da paisagem para essas classes de solos podem ser visualizados na Tabela 1.

Plintossolos

Estas classes correspondem às antiga Laterita Hidromórfica (Adámoli *et al.*, 1986) e (ou) Concrecionários Lateríticos (Resende *et al.*, 1988). São solos minerais, hidromórficos, com séria restrição à percolação de água, encontrados em situações de alagamento temporário e, portanto, escoamento lento em épocas atuais ou pretéritas as quais não são mais evidenciados situações de hidromorfismo. Ocorrem em relevo plano e suave-ondulado, em áreas

[2] **Horizonte A Chernozêmico** - Horizonte mineral de cor escura e saturação em bases maior ou igual a 65%, com predomínio de Ca e Mg. O carbono orgânico apresenta valores iguais a maiores que 0,6%. A estrutura apresenta agregação e grau de desenvolvimento moderado ou forte. A espessura pode variar, sendo maior ou igual a: 10cm se o solo não tiver horizontes B e C; 18cm para solos com espessura < 75cm; para solos com espessura maiores ou igual a 75cm.

deprimidas e nos terços inferiores da encosta os Plintossolos Háplicos, com 6% da área ou nas bordas das chapadas os Plintossolos Pétricos, correspondendo a 3% da área total do Cerrado (Reatto *et al.*, 1998). Os respectivos controles físicos da paisagem para essas classes de solos podem ser visualizados na Tabela 1.

Gleissolos

São solos hidromórficos, que ocupam geralmente as depressões da paisagem, sujeitas a inundações. Apresentam drenagem dos tipos: mal drenado ou muito mal drenado, ocorrendo, com freqüência, espessa camada escura de matéria orgânica mal decomposta sobre uma camada acinzentada (gleizada), resultante de ambiente de oxirredução. No Cerrado, a área estimada desses solos é de 2,3%, denominados de Gleissolo Melânico (Gley Húmico) e Gleissolo Háplico (Gley Pouco Húmico), na antiga classificação (Camargo *et al.*, 1987). Os respectivos controles físicos da paisagem para essas classes de solos podem ser visualizados na Tabela 1.

Neossolos Litólicos

São solos rasos, associados a muitos afloramentos de rocha. No Cerrado correspondem a aproximadamente 7,3% (Reatto *et al.*, 1998), denominados de Solos Litólicos, na antiga classificação (Camargo *et al.*, 1987). São pouco evoluídos, com horizonte A assentado diretamente sobre a rocha (R) ou sobre o horizonte C pouco espesso. Normalmente ocorrem em áreas bastante acidentadas, relevo ondulado até montanhoso.

Neossolos Flúvicos

São solos minerais, pouco evoluídos, formados por uma sucessão de camadas estratificadas sem relação pedogenética entre si e comumente acompanhada por uma distribuição irregular de matéria orgânica variando de estrato para estrato. Esta classe era denominada de Aluvial segundo Camargo *et al.*, 1987. Os respectivos controles físicos da paisagem para essas classes de solos podem ser visualizados na Tabela 1.

Organossolos Mésico ou Háplico

Compreendem solos pouco evoluídos, constituídos por material orgânico proveniente de acumulações de restos vegetais em grau variável de decomposição, acumulados em ambiente mal drenado, de coloração escura, (Embrapa, 1999). Esta classe era denominada de Orgânico, segundo Camargo *et al.*, 1987. Os respectivos controles físicos da paisagem para essas classes de solos podem ser visualizados na Tabela 1.

CONTROLES DA PAISAGEM NO BIOMA CERRADO

Controle geológico

De acordo com Almeida *et al.*, 1984, o Brasil possui 10 províncias estruturais, sendo que seis destas estão situadas no bioma Cerrado. As províncias são as seguintes: Tocantins, Paraná, Parnaíba, Tapajós, São Francisco e Mantiqueira. Tocantins ocupa a região nuclear do Cerrado, representando mais de 60%, enquanto as outras estão situadas nas transições com outros biomas.

As rochas que ocorrem na Província Tocantins têm sua composição bastante variável. No setor leste desta província dominam rochas metassedimentares de composição pelítica (compostas por materiais onde dominam frações argila e silte), psamítica (compostas por fração areia ou maior) e carbonáticas. No setor

central ocorrem grandes variações de tipos petrográficos. Rochas metaígneas máfico-ultramáficas (ex. Maciço Máfico-Ultramáfico de Niquelândia, Complexo Máfico-Ultramáfico de Itauçu-Anápolis) e ácidas (ex. granitos de Rubiataba) ocorrem adjacentes às rochas metassedimentares pelíticas. No setor centro-oeste dominam rochas granito-gnáissicas entrecortadas por matabasitos, de composição básica. No setor noroeste dominam rochas metassedimentares de composição psamítica e pelítica. Essas variações de composição litológica condicionam os tipos de perfis de intemperismo da região, as características de fertilidade natural dos solos e condiciona as formas de relevo.

Controle geomorfológico

As paisagens do domínio morfoclimático do Cerrado, definidas por superfícies residuais de aplainamento – designadas como chapadas – com diferentes graus de dissecação, resultam de uma prolongada interação de regime climático tropical semi-úmido com fatores lito-estruturais, edáficos e bióticos (Ab'Saber, 1977).

Os resíduos de aplainamento são fortemente controlados pela lito-estrutura. Há uma tendência geral dos resíduos de aplainamento serem mais extensos, quando o acamamento das rochas é próximo da horizontal. De forma inversa, a dissecação aumenta sua influência, quando o acamamento apresenta caimento elevado (Martins, 2000).

Ocorrem dois principais tipos morfológicos de resíduos de superfícies de aplainamento. O tipo I ocorre sobre rochas metamórficas (Ia) e sedimentares (Ib), na porção nuclear do Cerrado e nas bacias intracratônicas, respectivamente. A característica morfológica que define esse tipo de superfície é a sua posição nas porções mais elevadas da paisagem.

O subtipo (Ia) apresenta perfis de intemperismo espessos, da ordem de dezenas a centenas de metros. Ocorre nível de couraça laterítica em seu topo ou na base do horizonte de *solum*, em diversos graus de degradação física e química. A dissecação deste subtipo é controlada pela organização e composição das rochas. Quando a rocha não mostra variações laterais em sua composição, as vertentes dissecadas dos resíduos tendem a ser côncavas e a apresentar transição brusca entre as porções planas de topo e as porções íngremes de encosta. Por outro lado, quando as variações laterais na composição das rochas são importantes, as vertentes dos resíduos tendem a apresentar uma borda convexa, na forma de uma transição suave entre as porções planas de topo e as porções íngremes de encosta. O recuo dos resíduos de aplainamento é limitado geralmente pelo nível de couraça laterítica.

O subtipo (Ib) é o mais comum de se desenvolver sobre rochas sedimentares. Rampas longas, na forma de *cuestas*, condicionadas pelo caimento suave das camadas é o mais típico dessas regiões. A dissecação tende a ser linear, acompanhando zonas de fraturas e (ou) de falhas.

O tipo II ocorre sobre rochas metamórficas, especialmente nas porções periféricas e em algumas bacias hidrográficas na porção nuclear do bioma Cerrado, principalmente as tributárias do rio Tocantins, como é o caso do vão do Paranã e na planície do Tocantinzinho. Os limites do bioma Cerrado, sobre rochas metamórficas e ígneas apresentam esse tipo de superfície. Ocorre também nas porções mais elevadas da Chapada dos

Veadeiros. Geralmente, está associada a relevos na forma de serras.

Essas extensas superfícies planas são retocadas por córregos e rios, com baixo grau de aprofundamento de drenagem. A característica que define o tipo II é a presença de relevos mais positivos que a superfície plana, na forma de *inselbergs* e conjuntos de serras. Outra característica importante é o pequeno desenvolvimento do perfil de intemperismo, com rochas frescas aflorantes ou em pequena profundidade, na ordem de alguns metros. A presença de couraças lateríticas também é comum, mas pouco desenvolvidas e geralmente associadas a horizonte de linha de pedras (ing., *stone line profiles*).

As regiões dissecadas, adjacentes aos resíduos de aplainamento descritos, são controladas também pela lito-estrutura.

As porções dissecadas, adjacentes às superfícies do tipo I, geralmente apresentam saprólitos e (ou) solos espessos, aumentando a influência destes no desenvolvimento das drenagens. As porções dissecadas associadas ao tipo II, geralmente apresentam saprólitos e solos rasos, aumentando a influência da rocha no desenvolvimento das drenagens.

Controle hídrico

A maior densidade de drenagem em relevo acidentado no bioma Cerrado está associada à maior abundância das Matas de Galeria, controlada por materiais com baixa permeabilidade. A menor densidade de drenagens está associada a materiais com alta permeabilidade e menor abundância de Matas de Galeria (Martins *et al.*, 2001). Esses materiais podem constituir rochas, saprólitos ou solos. As rochas, saprólitos e solos argilosos de estrutura maciça tendem a apresentar permeabilidade baixa. As rochas e saprólitos arenosos, além dos solos com estrutura granular, tendem a apresentar permeabilidade elevada.

As drenagens formadas sobre rochas metamórficas geralmente são assimétricas devido ao caimento das camadas. As vertentes que apresentam inclinação no mesmo sentido do caimento das camadas tendem a ser mais suaves e a apresentar solos mais desenvolvidos que as vertentes que apresentam inclinação oposta ao sentido do caimento das camadas. Neste último caso, a transição entre a vertente e o canal de drenagem tende a ser brusca, em relevos movimentados.

Estas vertentes e as áreas com maior densidade de drenagens geralmente apresentam menor aptidão agrícola e são típicas de agricultura familiar ou de subsistência, o que leva o agricultor a utilizar os recursos das Matas de Galeria como forma de capitalização.

Controle climático

O bioma Cerrado apresenta características climáticas próprias, com precipitações variando entre 600 a 800mm no limite com a Caatinga e de 2.000 a 2.200mm na interface com a Amazônia (Figura 2). Com esta particularidade, existe uma grande variabilidade de solos, bem como, diferentes níveis de intemperização.

Dois parâmetros devem ser considerados, uma vez que definem o clima estacional do bioma: a precipitação média anual de 1.200 a 1.800mm e a duração do período seco, que oscila entre cinco a seis meses, denominado de veranico. Na região amazônica o *déficit*

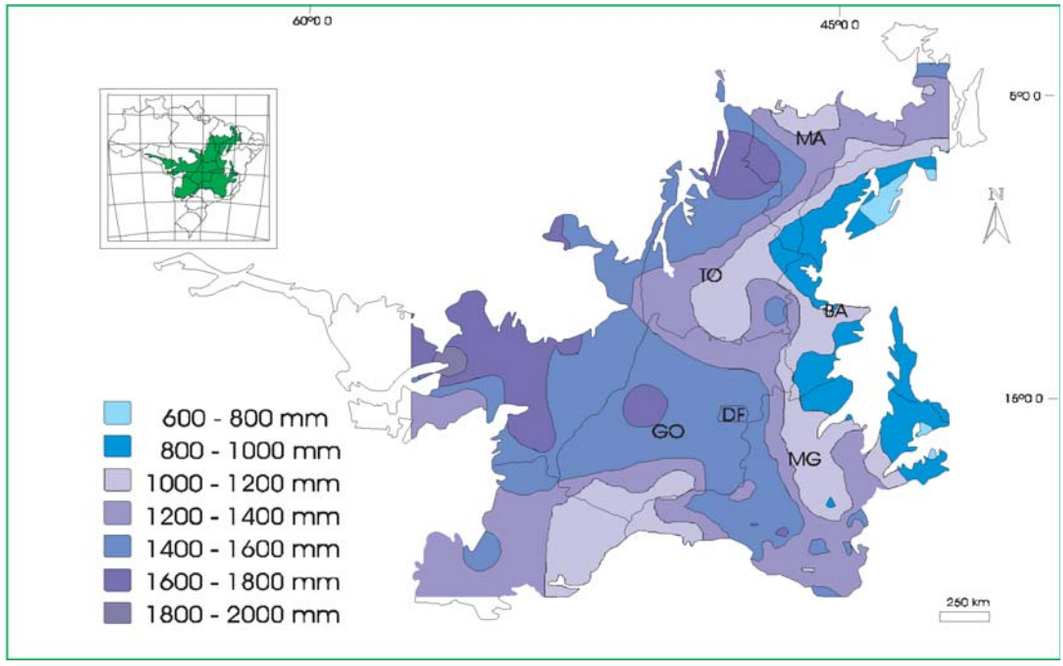


Figura 2 Índices pluviométricos do bioma Cerrado. **Fonte** Laboratório de Biofísica Ambiental, Embrapa Cerrados.

hídrico é inferior a três meses e na Caatinga entre sete a oito meses (Adámoli *et al.*, 1986; Assad e Evangelista, 1994).

Controle fitofisionômico

O bioma Cerrado apresenta vegetação cujas fisionomias englobam formações florestais, savânicas e campestres. Em sentido fisionômico, **floresta** é a área com predominância de espécies arbóreas, onde há formação de dossel, contínuo ou descontínuo. As formações florestais são representadas por Mata Ciliar, Mata de Galeria, Mata Seca e Cerradão. **Savana** é a área com árvores e arbustos espalhados sobre um estrato graminoso onde não há formação de dossel contínuo. As formações savânicas são representadas por Cerrado: denso, típico, ralo e rupestre; Vereda, Parque de Cerrado e Palmeiral. O termo **campo** designa áreas com predomínio de espécies herbáceas e algumas arbustivas, observando-se a inexistência de árvores na paisagem. As formações campestres são representadas por Campo: sujo, limpo e rupestre (Ribeiro *et al.*, 1983 e Ribeiro & Walter, 1998).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A **cor do solo** é uma característica intrínseca de cada classe de solo, a ela é atribuída uma importância muito grande na identificação e distinção dos solos. Assim, por intermédio da cor, pode-se compreender o comportamento do ambiente que nos cerca, já que o solo está associado aos controles da paisagem nos seus aspectos geológicos, geomorfológicos, climáticos, hídricos e fitofisionômicos (Resende et al., 1988; Prado, 1991, 1995a, 1995b). Por meio da caderneta de Munsell (1975) a padronização das cores tornou-se universal e compreendida nos diversos campos da ciência do solo, principalmente na pedologia, onde por intermédio do matiz, valor e croma dos solos é possível diferenciá-los em classes. A Tabela 1 procura enfatizar como a cor é capaz de diagnosticar a relação das classes de solos com os controles da paisagem. A Figura 3 mostra uma chave

de identificação para distinguir as classes Neossolo quartzarênico de Latossolos, por meio dos controles da paisagem, especifica-mente o geológico. A Figura 4 indica como o controle geomorfológico associado ao controle pedogenético distingue as classes com B textural e B incipiente. Já a Figura 5, por intermédio dos controles geomorfológicos e hídricos variados, identifica as classes de solos em ambiente de hidromorfismo.

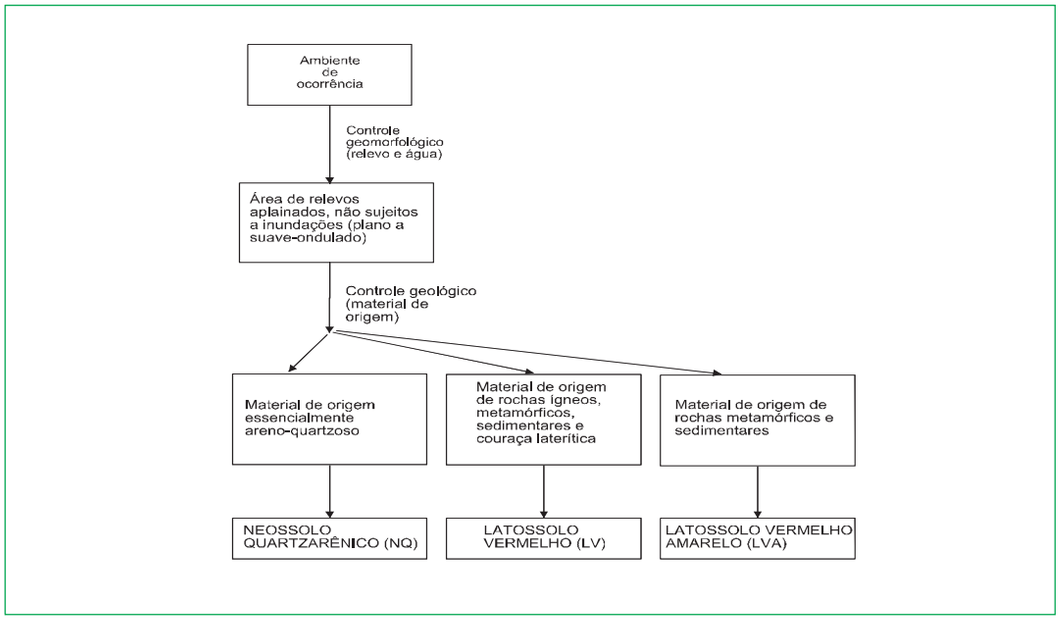


Figura 3
Fluxograma de identificação dos controles da paisagem de Neossolo Quartzarênico e Latossolos .

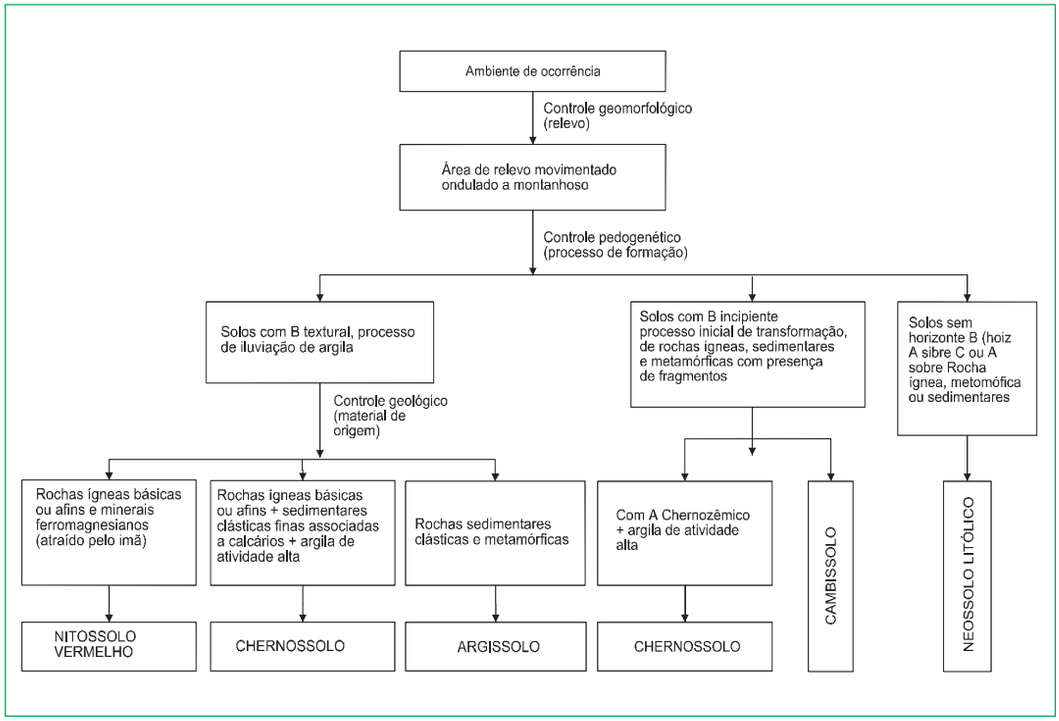


Figura 4
Fluxograma de identificação dos controles das classes de solos com B textural e B incipiente.

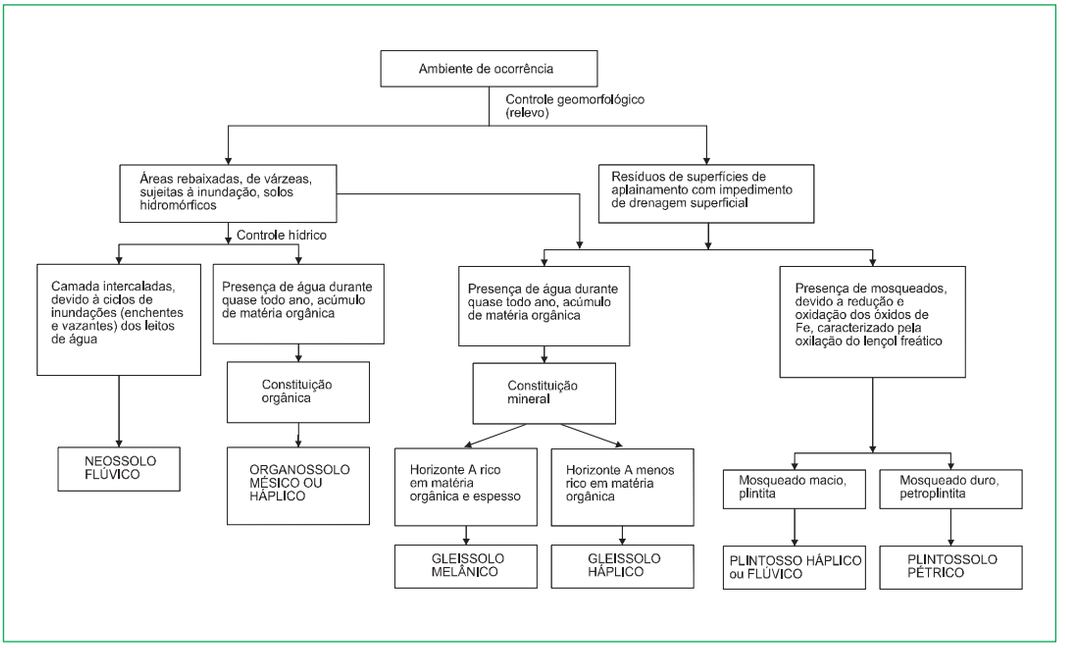


Figura 5
Fluxograma de identificação dos controles da paisagem das classes de solo sob hidromorfismo.

Tabela 1. **Relações entre cor do solo associado às classes de solo e os controles geológicos, geomorfológicos, climático, hídricos, e fitofisionômicos da paisagem.**

COR	MATIZES (Munsell,1975)	CLASSES DE SOLO	CONTROLES DA PAISAGEM
Vermelha Presença de hematita (α-Fe_2O_3)	10R; 2,5YR, 5YR3/4	LATOSSOLO VERMELHO (LV)	**Geológico**: Material de origem de rochas ígneas básicas (basalto, gabro), sedimentares (folhelhos, argilitos, ritmitos e margas), metamórficas (ardósia, filito, xisto, matargilitos, metasiltitos, metarritmitos e anfibolitos), sedimentos argilosos a argilo-arenosos. **Geomorfológico**: Relevo plano a suave-ondulado, solos profundos a muito profundos. Nas chapadas elevadas como resíduos em topos convexos. Extensivos nas chapadas baixas e superfícies planas embutidas. **Climático**: Clima regional variável e pedoclima seco. **Hídrico**: Perfil sem impedimento de drenagem, podendo ser excessiva, forte e acentuada. **Fitofisionômico**: cerradão, cerrado denso, cerrado típico.
		ARGISSOLO VERMELHO (PV)	**Geológico**: Material de origem de rochas sedimentares (ritmitos, folhelhos e argilitos), metamórficas (ardósia, filito, xisto e metarritmito), rochas ígneas ácidas (granitoides e gnaisses) e sedimentos argilosos a argiloarenosos. **Geomorfológico**: Relevo suave-ondulado a ondulado, solos pouco profundos a profundos. Ocorre em encostas côncavas ou convexas que limitam superfícies aplainadas e(ou) *inselbergs*. **Climático**: Clima regional variável e pedoclima seco. **Hídrico**: Perfil com pouco impedimento de drenagem, podendo ser moderada a boa. **Fitofisionômico**: cerradão, cerrado denso e cerrado típico.
		NITOSSOLO VERMELHO (NV)	**Geológico**: Material de origem de rochas ígneas básicas (basalto, gabro), sedimentares (calcários e margas), e metamórficas (xistos e anfibolitos). **Geomorfológico**: Relevo suave-ondulado a ondulado, solos pouco profundos a profundos. Ocorre em encostas côncavas ou convexas que limitam superfícies aplainadas e(ou) *inselbergs*. **Climático**: Clima regional variável e pedoclima seco. **Hídrico**: Perfil com pouco impedimento de drenagem, podendo ser moderada a boa. **Fitofisionômico**: cerradão, cerrado denso, cerrado típico e mata seca (sempre-verde, semidecídua e decídua).
		CAMBISSOLO (C)	**Geológico**: Material de origem de rochas ígneas básicas (basalto, gabro), sedimentares (folhelhos, argilitos, siltitos, ritmitos e margas), metamórficas (ardósia, filito, xisto, metasiltitos, metargilitos, metarritmitos e anfibolitos), rochas ígneas ácidas (granitoides e gnaisses), sedimentos argilosos a argilo-arenosos e couraças lateríticas. **Geomorfológico**: Relevo suave-ondulado a ondulado e montanhoso, solos rasos a pouco profundos. Ocorre em encostas de superfícies aplainadas e relevos residuais. **Climático**: Clima regional variável e pedodima seco. **Hídrico**: Perfil com impedimento de drenagem com classe moderada. **Fitofisionômico**: cerrado típico e cerrado ralo.
		CHERNOSSOLOS (M)	**Geológico**: Material de origem de rochas ígneas básicas (basalto, gabro), sedimentares (margas), metamórficas (xistos e anfibolitos). **Geomorfológico**: Relevo suave-ondulado a ondulado, solos pouco profundos a profundos. Ocorre em encostas côncavas ou convexas que limitam superfícies aplainadas e/ou inselbergs. **Climático**: Clima regional variável e pedoclima seco. **Hídrico**: Perfil com pouco impedimento de drenagem, podendo ser moderada a boa. **Fitofisionômico**: cerradão, cerrado denso, cerrado típico e mata seca (sempre-verde, semidecídua e decídua).
Vermelho amarelada Goethita (α-FeOOH) é o mineral de ferro predominante. Hematita presente em pequenas quantidades.	5YR5/6; 7,5YR	LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO (LVA)	**Geológico**: Material de origem de rochas sedimentares (folhelhos, argilitos, ritmitos e margas), metamórficas (ardósia, filito, xisto, metargilitos, metasiltitos, metarritmitos e anfibolitos), sedimentos argilosos a argilo-arenosos e couraças lateríticas. **Geomorfológico**: Relevo plano a suave-ondulado, solos profundos a muito profundos. Nas chapadas elevadas como resíduos em topos convexos. Extensivos nas chapadasbaixas. **Climático**: Clima regional variável e pedoclima seco. **Hídrico**: Perfil sem impedimento de drenagem, podendo serforte e acentuada. **Fitofisionômico**: cerradão, cerrado denso, cerrado típico.
		ARGISSOLO VERMELHO AMARELO (PVA)	**Geológico**: Material de or igem de rochas sedimentares (ritmitos, folhelhos e argilitos), metamórficas (ardósia, filito, xisto e metarritmito), rochas ígneas ácidas (granitoides e gnaisses) e sedimentos argilosos a argiloarenosos. **Geomorfológico**: Relevo suave-ondulado a ondulado, solos pouco profundos a profundos. Ocorre em encostas côncavas ou convexas que limitam superfícies aplainadas e(ou) *inselbergs*. **Climático**: Clima regional variável e pedoclima seco. **Hídrico**: Perfil com pouco impedimento de drenagem, podendo ser moderada aboa. **Fitofisionômico**: cerrado típico.
		CAMBISSOLO (C)	**Geológico**: Material de origem de rochas sedimentares (folhelhos, argilitos, siltitos, ritmitos e margas), metamórficas (ardósia, filito, xisto, metasiltitos, metargilitos, metarritmitos e anfibolitos) , rochas ígneas ácidas (granitoides e gnaisses) **Geomorfológico**: Relevo suave-ondulado a ondulado e montanhoso, solos rasos a pouco profundos. Ocorre em encostas de superfícies aplainadas e relevos residuais. **Climático**: Clima regional variável e pedoclima seco. **Hídrico**: Perfil com impedimento de drenagem com classe moderada. **Fitofisionômico**: cerrado típico, cerrado ralo, campo sujo seco, campo rupestre.
Vermelha, Vermelho amarelada, Amarelada e Desbotada		NEOSSOLO QUARTZARÊNICO (RQ)	**Geológico**: Material de origem de sedimentos: arenosos, areno-quartzosos, areno-ferruginosos e arenosos intercalados com rochas carbonáticas. **Geomorfológico**: Relevo plano, solos profundos a muito profundos. Nas chapadas elevadas como resíduos em topos convexos. Extensivos nas chapadas baixas. **Climático**: Clima regional variável. **Hídrico**: Perfil com excessiva drenagem, com permeabilidade rápida. **Fitofisionômico**: cerradão, cerrado denso, cerrado típico.
Amarelada Presença de caulinita. Baixos teores de goethita e ausência da hematita.	7,5YR6/8 10YR, 2,5Y	LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO (LVA)	**Geológico**: Material de origem de sedimentos argilosos e argilo-arenosos. **Geomorfológico**: Relevo plano, solos profundos a muito profundos. Nas chapadas elevadas como resíduos em topos convexos. Extensivos nas chapadas baixas. **Climático**: Clima regional variável e pedoclima úmido, distribuição principalmente nas zonas úmidas costeiras **Hídrico**: Perfil com boa drenagem, mas com permeabilidade restrita e infiltração lenta. **Fitofisionômico**: cerradão, cerrado denso, cerrado típico.
Mosqueada, multicolorida. O ferro se encontra na forma reduzida em condições anaeróbicas. Ocorrem em função da oscilação do nível do lençol freático	mosqueado	PLINTOSSOLO (FT)	**Geológico**: Material de origem de sedimentos argilosos e argilo-arenosos. e couraças lateríticas **Geomorfológico**: Relevo plano e suave-ondulado, áreas deprimidas, em planícies aluvionais, nos terços inferiores das encostas, onde há restrição de drenagem, em ambiente hidromórfico, mas pode aparecer também em bordas de chapadas onde o controle laterítico se toma presente, sendo comum o Plintossolo Pétrico (PP), em ambiente de hidromorfismo remoto. **Climático**: Clima regional variável e estação seca definida. **Hídrico**: Perfil com drenagem imperfeita, com permeabilidade restrita e infiltração lenta e alagamento temporário. **Fitofisionômico**: campo sujo úmido, parque de cerrado e mata de galeria, campo sujo com murunduns.
Cinza Horizonte glei, caracterizado pela intensa redução do ferro, devido à água estagnada.	GLEY 2,5/N; 2,5Y6/1 a 2,5/1	GLEISSOLOS GLEISSOLO HÁPLICO (GX) GLEISSOLO MELÂNICO (GM)	**Geológico**: Material de origem de sedimentos argilosos e argilo-arenosos, por aportes de coluviação ou de aluvionamento. **Geomorfológico**: Relevo plano, áreas deprimidas, em plan ícies aluvionais, normalmente próxima ao leito dos rios, em ambiente hidromórfico. **Climático**: Clima regional variável. **Hídrico**: Perfil mal a muito mal drenado, com permeabilidade restrita e infiltração lenta e alagamento temporário. **Fitofisionômico**: campo sujo úmido, parque de cerrado, mata de galeria, vereda, buritizal, campo limpo seco, campo limpo úmido, campo limpo com murunduns.
Variada, intercalada Presença de matéria orgânica em camadas estratificadas diferenciadas pela cor		NEOSSOLO FLÚVICO (RU)	**Geológico**: Material de origem de sedimentos argilosos e argilo-arenosos, por aportes de aluvionamento, em depósitos recentes de origem fluvial, lacustre ou marinha. **Geomorfológico**: Relevo plano, restrito à margens de cursos d'água, lagoas e planícies costeiras onde geralmente ocupam pequenas porções de várzeas. **Climático**: Clima regional variável. **Hídrico**: Perfil mal a muito mal drenado, com permeabilidade restrita e infiltração lenta e alagamento temporário. **Fitofisionômico**: campo limpo úmido, mata de galeria, vereda e buritizal.
Preta	preta	ORGANOSSOLO MÉSICO (OY) ou ORGANOSSOLO HÁPLICO (OX)	**Geológico**: Material de origem de constituição orgânica. **Geomorfológico**: Relevo plano, restrito à margens de cursos d'água, lagoas e planícies costeiras onde geralmente ocupam pequenas porções de várzeas. **Climático**: Clima regional variável. **Hídrico**: Perfil mal a muito mal drenado, com permeabilidade restrita e infiltração lenta e alagamento temporário. **Fitofisionômico**: campo limpo úmido, mata de galeria, vereda e buritizal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ab'Saber, A N. *Os domínios morfoclimáticos na América do Sul,* primeira aproximação. Geomorfologia, São Paulo, (52):17-28. 1977.

Assad, E. D. & Evangelista, B. A. Análise freqüencial da precipitação pluviométrica. *In*: Assad, E. D. coord. *Chuvas nos Cerrados:* análise e espacialização. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados. Brasília: EMBRAPA-CPAC: EMBRAPA-SPI, 1994. p. 25-42.

Adámoli, J.; Macedo, J.; Azevedo, L. G.; Madeira Neto, J. Caracterização da região dos cerrados *In:* GOEDERT, W.J. *Solos dos cerrados* tecnologias e estratégias de manejo. [Planaltina, DF]: EMBRAPA-CPAC / São Paulo: Nobel, 1986. p.33-74.

Almeida F.F.M. & Hasui Y. *O Pré-Cambriano do Brasil*, Ed. Edgard Blücher Ltda., São Paulo, 501 p., 1984.

Buol, S. W.; Holf, F.D.; Mc Cracken, Y. *Genesis y classificacion de suelos.* Editorial Irillas: México, 1981. 417p.

Camargo, M.N.; Klamt, E.; Kauffman, J.H. Classificação de solos usada em levantamentos pedológicos no Brasil. *Boletim Informativo da S.B.C.S.* v. 12, n. 1, p. 11-33, 1987.

Embrapa. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). *Sistema brasileiro de classificação de solos.* Rio de Janeiro, Embrapa Produção de Informação, 1999. 412p.

Martins, E. S. *Petrografia, mineralogia e geomorfologia de rególitos lateríticos no Distrito Federal.* Tese Doutorado, Universidade de Brasília, Instituto de Geociências, Brasília-DF, 2000. 196 p.

_____; Reatto, A, Correia, J. R. Fatores ambientais que controlam as paisagens de Matas de Galeria no Bioma Cerrado: exemplos e hipóteses. *In*: Ribeiro, J. F., Fonseca, C. E. L., Sousa-Silva, J. C. *Cerrado:* caracterização e recuperação de Matas de Galeria. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001. p.79-114.

Munsell, *Color soil charts* . Baltimore, 1975. n.p.

Oliveira, J.B.; Jacomine, P.K.T.; Camargo, M.N. *Classes gerais de solos do Brasil: guia auxiliar para seu reconhecimento.* Jaboticabal: FUNEP, 1992. 210p.

Prado, H. *Manejo do solo:* descrições pedológicas e suas implicações. São Paulo: Nobel, 1991. 117p.

_____. *Manual de classificação de solos do Brasil.* 2. ed. Jaboticabal: FUNEP, 1995a. 197p.

_____. *.A pedologia simplificada.* Piracicaba: POTAFOS, 1995b. 16p. (POTAFOS. Arquivo do Agrônomo, 1).

Reatto, A; Correia, J.R.; Spera, S.T. Solos do Bioma Cerrado: aspectos pedológicos. *In*: Sano, S.M.; Almeida, S.P., ed. *Cerrado: ambiente e flora*. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1998. p.47-83.

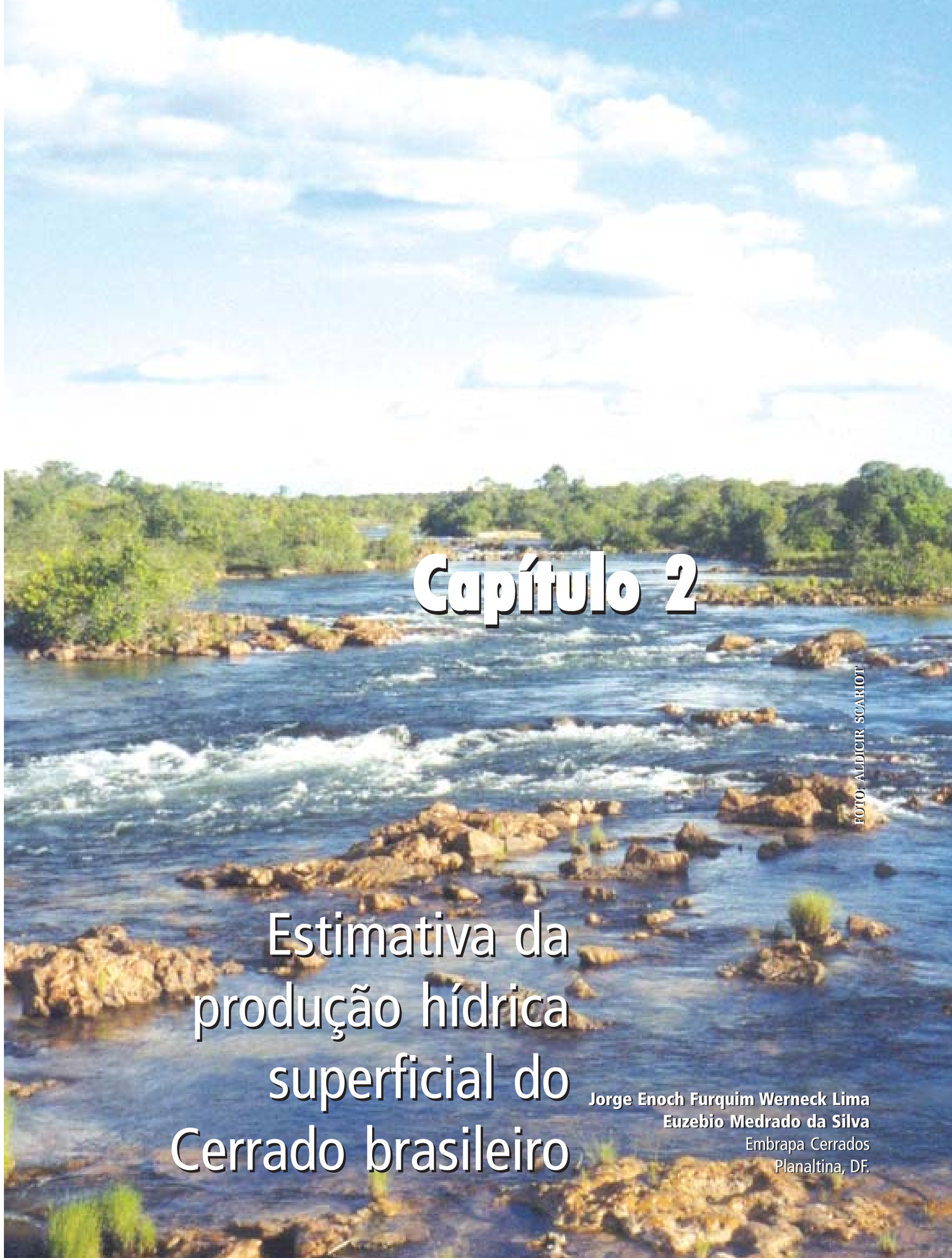
Resende, M.; Curi, N.;L; Resende, S.B.; Corrêa, G.F. *Pedologia: base para distinção de ambientes.* Viçosa: NEPUT, 1995. 304 p.

_____; Curi, N.; Santana, D.P. *Pedologia e fertilidade do solo:* interações e aplicações. Brasília: Ministério da Educação/ Lavras/ESAL; Piracicaba: POTAFOS, 1988. 83p.

_____; Ker, J.C.; Bahia Filho, A.F.C. Desenvolvimento sustentado do Cerrado. *In*: Alavarez, V.V.H.; Fontes, L.E.F.; Fontes, M.P.F. *Os solos nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado.* Viçosa: SBCS, 1996. p. 169-199.

Ribeiro, J.F.; Sano, S.M.; Macedo; Silava, J.A. *Os principais tipos fitofisionômicos da região dos cerrados.* Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1983. 28 P. (EMBRAPA-CPAC. Boletim de Pesquisa, 21).

_____& Walter, B. M. T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. *In*: Sano, S. M. & Almeida, S. P. ed. *Cerrado:* ambiente e flora. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1998. p. 89-152.



Capítulo 2

FOTO: ALDICIR SCARIOT

Estimativa da produção hídrica superficial do Cerrado brasileiro

Jorge Enoch Furquim Werneck Lima
Euzebio Medrado da Silva
Embrapa Cerrados
Planaltina, DF.

INTRODUÇÃO

O Cerrado constitui o segundo maior bioma brasileiro, ocupando uma área de aproximadamente 204 milhões de hectares (Adámoli *et al*. 1986), o que corresponde a cerca de 24% do território nacional. Com o aumento da população e, conseqüentemente, da demanda por alimentos e outros bens de consumo, nos últimos 40 anos, o Cerrado vem sendo ocupado e explorado de forma rápida e intensiva, principalmente para o desenvolvimento do setor agrícola.

Devido às aptidões naturais e às tecnologias desenvolvidas e amplamente difundidas para o aproveitamento agropecuário da região, em pouco tempo de exploração, o Cerrado já ocupa posição de destaque no cenário agrícola brasileiro, sendo atualmente responsável por aproximadamente 25% da produção de grãos e 40 % do rebanho nacional (Embrapa Cerrados, 2002).

Segundo Salati *et al*. (1999), a possibilidade de manutenção da sustentabilidade dos ecossistemas produtivos dentro de uma escala de tempo de décadas ou séculos, especialmente daqueles relacionados com a produção agrícola, dependerá de avanços tecnológicos, de mudanças de estruturas sociais e institucionais, bem como da implementação de mecanismos

de proteção dos recursos naturais centrados na conservação do solo, dos recursos hídricos e da biodiversidade.

Embora o Brasil possua cerca de 13% da produção e 18% da disponibilidade hídrica superficial de todo o planeta, a distribuição da água nas diversas regiões do país ocorre de forma irregular no tempo e no espaço. A região Amazônica, por exemplo, detém mais de 70% da água doce superficial do país e, entretanto, é habitada por apenas 5% da população brasileira. Sendo assim, apenas 27% dos recursos hídricos nacionais estão disponíveis para 95% da população (Lima, 2000).

A má distribuição espacial e temporal dos recursos hídricos, aliada ao aumento desordenado dos processos de urbanização, industrialização e expansão agrícola, faz com que problemas de escassez de água sejam cada vez mais comuns no Brasil. Exemplos de conflitos podem ser observados na bacia do rio São Francisco, onde as projeções da demanda por água para a irrigação, para a navegação, para o Projeto de Transposição, para o abastecimento humano e de animais e para a manutenção dos aproveitamentos hidrelétricos, mostram-se preocupantes em relação à disponibilidade hídrica da bacia. No Sudeste, evidenciam-se conflitos nos rios Paraíba do Sul, Piracicaba e Capivari, citando apenas alguns casos. No Sul, a grande demanda hídrica para a irrigação de arrozais e a degradação da qualidade da água, principalmente nas regiões de uso agropecuário intenso, são os casos que se destacam (Lima *et al.*, 1999).

Em se tratando da região Cerrado, segundo Rebouças *et al*. (1999), o Distrito Federal já é a terceira pior unidade federativa brasileira em disponibilidade hídrica superficial per capita por ano, superando apenas os Estados da Paraíba e de Pernambuco. Planejado, inicialmente, para chegar ao ano 2000, com aproximadamente 500 mil habitantes, neste mesmo ano já havia alcançado a marca de dois milhões (CODEPLAN & IBGE, 2000). Considerando o potencial hídrico superficial do Distrito Federal como igual a 2,8 km^3/ano (Rebouças *et al.*, 1999), e, sendo a sua população de dois milhões de habitantes, estima-se que a disponibilidade hídrica anual per capita da área seja de aproximadamente 1.400 m^3/hab.ano. Segundo a classificação apresentada por Beekman (1999), este valor configura um quadro de alerta quanto à possibilidade de ocorrência de conflitos, havendo a necessidade de um manejo cuidadoso dos recursos hídricos da região, de forma a minimizar as restrições sociais, econômicas e ambientais que a falta d'água pode ocasionar.

Apenas para citar um dos problemas já existentes no Distrito Federal, Dolabella (1996), efetuou o confronto entre a oferta e a demanda dos recursos hídricos da bacia do rio Jardim e constatou que estes estavam sendo superexplorados, indicando haver potencialidade para a ocorrência de conflitos e de degradação ambiental na região, em períodos críticos de seca.

Do ponto de vista hidrológico, por conter zonas de planalto, a região de Cerrado possui diversas nascentes de rios e, conseqüentemente, importantes áreas de recarga hídrica, que contribuem para grande parte das bacias hidrográficas brasileiras. Isso ressalta a importância do uso racional dos recursos naturais nestas áreas que, normalmente, possuem baixa capacidade de suporte (fragilidade), estando mais sujeitas a

problemas de assoreamento, contaminação (poluição) ou superexploração dos recursos hídricos.

Apenas para reforçar as informações supracitadas, as águas brasileiras drenam para oito grandes bacias hidrográficas, e destas, seis têm nascentes na região do Cerrado. São elas: a bacia Amazônica (rios Xingu, Madeira e Trombetas), a bacia do Tocantins (rios Araguaia e Tocantins), a bacia Atlântico Norte/Nordeste (rios Parnaíba e Itapecuru), a bacia do São Francisco (rios São Francisco, Pará, Paraopeba, das Velhas, Jequitaí, Paracatu, Urucuia, Carinhanha, Corrente e Grande), a bacia Atlântico Leste (rios Pardo e Jequitinhonha) e a bacia dos rios Paraná/Paraguai (rios Paranaíba, Grande, Sucuriú, Verde, Pardo, Cuiabá, São Lourenço, Taquari, Aquidauana, entre outros), conforme apresentado na Figura 1.

O clima do Cerrado pode ser dividido em duas estações bem definidas, uma seca, que tem início no mês de maio, terminando no mês de setembro, e outra chuvosa, que vai de outubro a abril, com precipitação média anual variando de 600 a 2.000 mm, conforme apresentado na Figura 2 (Assad, 1994). É importante ressaltar que durante o período chuvoso desta região é comum a ocorrência de veranicos, ou seja, períodos sem chuva (Assad, 1994). Portanto, para possibilitar a produção agropecuária nos períodos secos e(ou) assegurar a manutenção da produtividade quando ocorrem veranicos, o uso da água para a irrigação configura-se como uma alternativa importante para o desenvolvimento da região (Assad, 1994).

A grande preocupação quanto ao uso da água para irrigação é que, geralmente,

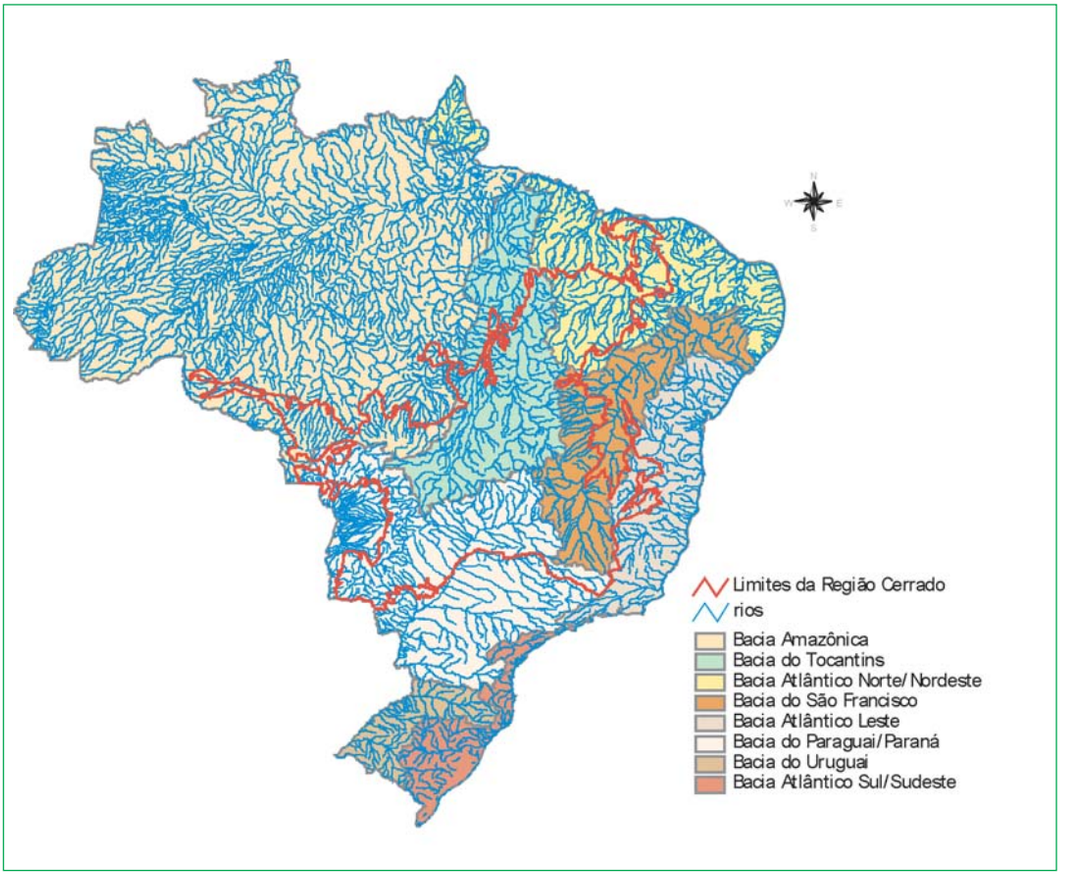


Figura 1
Representação dos limites do Cerrado em relação às grandes bacias hidrográficas do Brasil.

sua demanda aumenta nos períodos mais secos do ano, quando as vazões são reduzidas. Nessas ocasiões, os conflitos e os danos ambientais podem ser ampliados, ocorrendo com maior freqüência e intensidade.

Portanto, considerando a importância do Cerrado, no cenário hidrológico nacional, e a necessidade de que os recursos naturais da região sejam utilizados de forma racional, é essencial conhecer a produção e disponibilidade hídrica das áreas sob este bioma. O objetivo deste capítulo é apresentar uma avaliação preliminar da contribuição hídrica superficial do Cerrado para as grandes bacias hidrográficas brasileiras, visando subsidiar estudos mais aprofundados, além de ações e soluções para o desenvolvimento competitivo e sustentável dessa região.

MATERIAL E MÉTODOS

Para a execução deste trabalho, foram utilizados os dados de vazão das estações fluviométricas existentes no banco de dados "Hidro", sob gestão da Agência Nacional de Águas – ANA, disponível no *site* http://hidroweb.ana.gov.br. Como esses dados estão classificados como consistidos, eles foram usados diretamente neste trabalho.

Com base na localização das estações fluviométricas existentes na área de Cerrado e na disponibilidade de dados, foram selecionadas e analisadas 34 estações, para realização da estimativa da produção hídrica superficial média da área em estudo.

Por se tratar de uma avaliação de caráter preliminar, não foi analisada a simultaneidade dos dados de diferentes estações, portanto, a vazão média de longo termo (Qmlt), apresentada na Tabela 1, refere-se à média aritmética de toda a série existente no banco de dados para cada estação, utilizando valores diários. Além disso, foram adotadas outras simplificações que serão devidamente explicitadas no decorrer do trabalho.

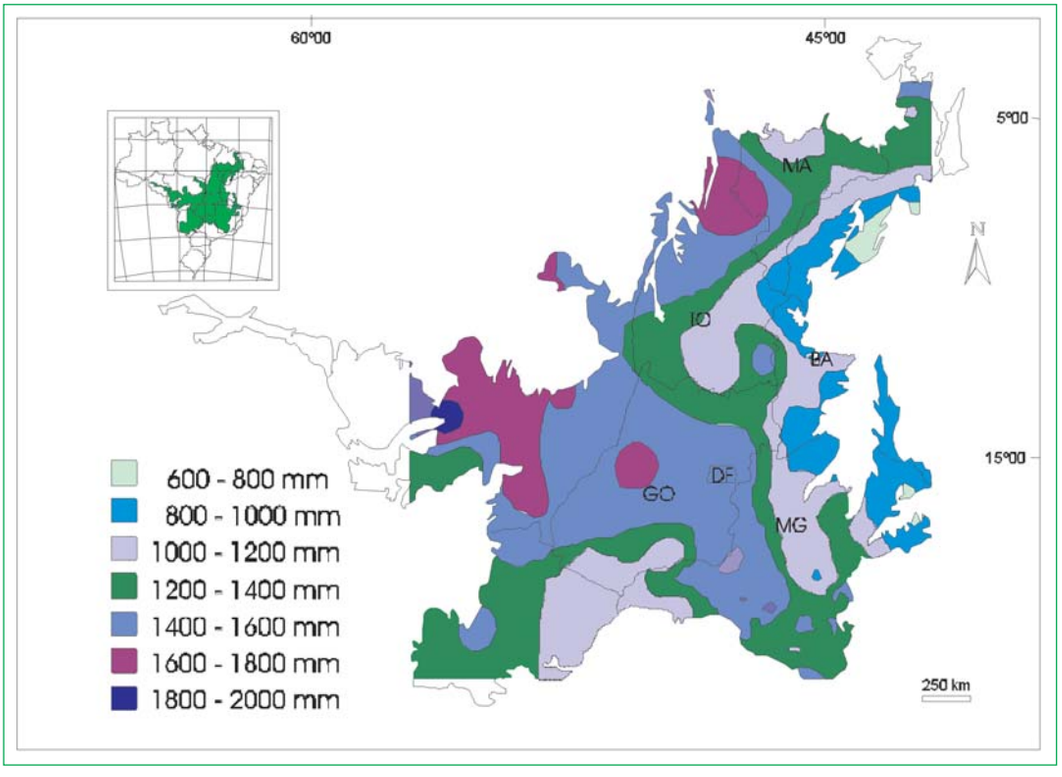


Figura 2
Distribuição espacial da precipitação média anual no Cerrado (Fonte: Assad, 1994).

Em muitos casos, apenas parte da área de drenagem de uma dada estação estava inserida no bioma Cerrado, de modo que foi necessário utilizar ferramentas de geoprocessamento (ArcView) para distinguí-las e determiná-las. Conhecida esta área e a vazão média da estação correspondente, estimou-se, proporcionalmente, a produção hídrica referente ao domínio do Cerrado.

A Figura 3 apresenta as estações utilizadas e suas respectivas áreas de Cerrado, bem como a bacia hidrográfica correspondente.

Observa-se na Figura 3, que os postos fluviométricos existentes não foram suficientes para cobertura completa da área de Cerrado. Foi necessária, então, para estimar a vazão total produzida neste bioma, a realização do estudo em duas etapas. Na primeira, foram determinadas a produção hídrica total e a vazão específica média nas áreas de Cerrado cobertas por estações fluviométricas, em cada bacia hidrográfica. Em seguida, utilizando a vazão específica média, obtida na primeira etapa, estimou-se a vazão gerada nas áreas sem cobertura de estações fluviométricas. Dessa forma, foi possível estimar a contribuição hídrica total deste bioma, para cada bacia hidrográfica brasileira, a partir da soma dos valores obtidos nas áreas sob Cerrado, com e sem cobertura de estações fluviométricas.

As áreas de Cerrado, integrantes das grandes bacias hidrográficas brasileiras, foram determinadas a partir da Figura 1, utilizando ferramentas de geoprocessamento. Estes valores estão apresentados na Tabela 2, sob o título "A Cerrado".

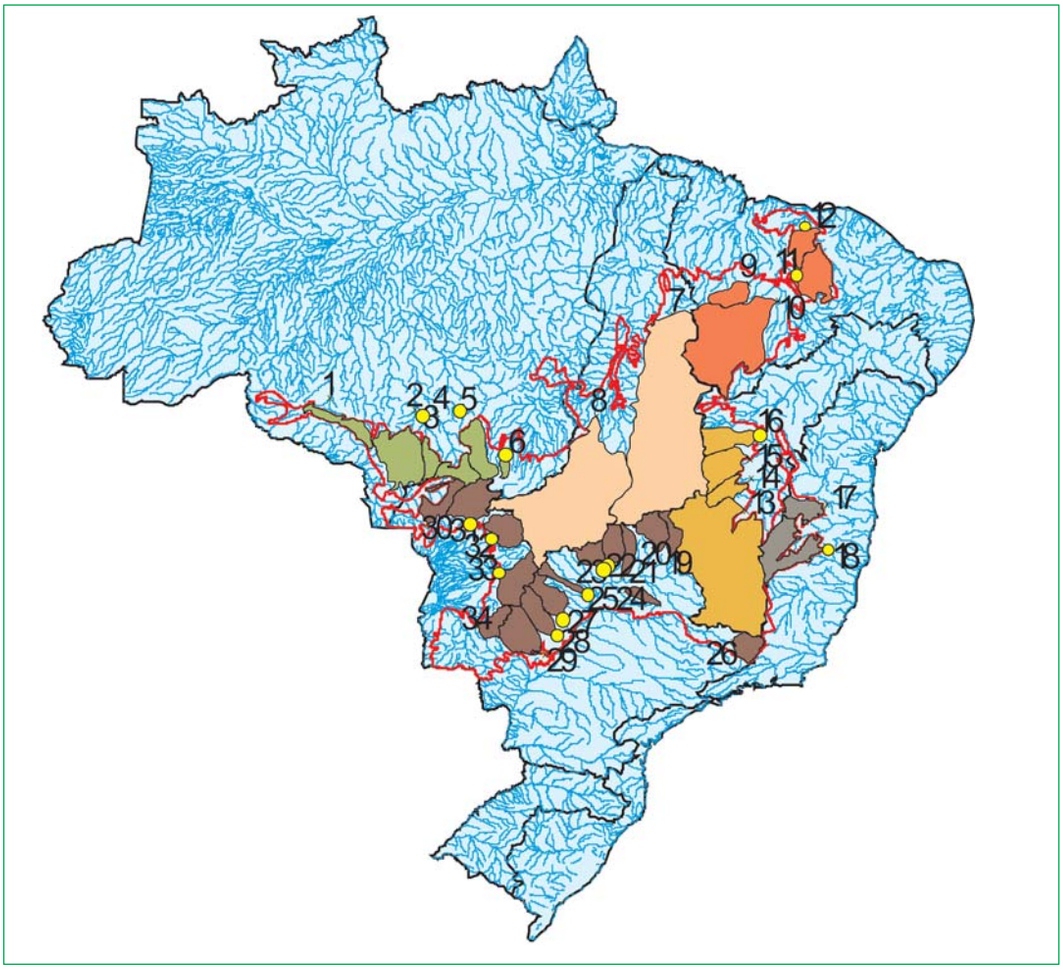


Figura 3
Estações utilizadas no trabalho, numeradas de 1 a 34, e suas respectivas áreas de Cerrado, diferenciadas por cores, de acordo com a bacia hidrográfica em que estão inseridas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 1 apresenta as estações fluviométricas utilizadas neste trabalho, suas respectivas áreas de drenagem e o período de dados usados na determinação da vazão média de longo termo e da vazão específica de cada posto. O item "A Cerrado" corresponde à fração da área de drenagem de uma dada estação, sob Cerrado. O parâmetro "Q Cerrado" representa a produção hídrica superficial estimada nas áreas de Cerrado, cobertas por estações fluviométricas.

Tabela 1. Análise dos dados hidrométricos das estações sob influência do bioma Cerrado.

Nº	Código	Estação	Rio	A. Dren. Km²	Período	Q mlt m³/s	Q esp. L/s.km²	A Cerrado km²	Q Cerrado m³/s
1	15560000	Jiparaná	Jiparaná	33.012	78-2000	753,50	22,83	16.150	368,62
2	17093000	Fontanílhas	Juruena	52.200	78-97	1.497,25	28,68	47.350	1.358,14
3	17095000	Faz. Tombador	Do Sangue	25.918	84-97	545,02	21,03	9.800	206,08
4	17120000	Porto dos Gaúchos	Arinos	36.913	73-94	762,13	20,65	15.165	313,11
5	17280000	Cachoeirão	Teles Pires	39.000	75-97	842,67	21,61	25.000	540,17
6	18420000	Faz. Itaguaçu	Ronuro	4.005	77-98	90,15	22,51	4.005	90,15
	Bacia 1			**191.048**		**4.490,72**	**24,49**	**117.470**	**2.876,27**
7	23300000	Carolina	Tocantins	276.520	62-2000	3995,08	14,45	276.520	3.995,08
8	26350000	São Félix do Araguaia	Araguaia	193.923	74-99	2695,99	13,90	193.923	2.695,99
	Bacia 2			**470.443**		**6.691,07**	**14,22**	**470.443**	**6.691,07**
9	33480000	Colinas	Itapecuru	14.850	68-2000	57,32	3,86	14.850	57,32
10	34311000	Barão de Grajaú	Parnaíba	140.240	83-2000	518,37	3,70	122.000	450,95
11	34770000	Prata do Piauí	Poti	42.200	64-2000	94,97	2,25	30.500	68,64
12	34980000	Tinguis	Longa	24.100	65-2000	149,01	6,18	15.500	95,84
	Bacia 3			**221.390**		**819,67**	**3,68**	**182.850**	**672,75**
13	44290002	Pedras de Maria da Cruz	São Francisco	191.063	86-99	1827,60	9,57	191.063	1.827,60
14	45260000	Juvenília	Carinhanha	15.600	86-99	140,40	9,00	14.000	126,00
15	45910001	Santa Maria da Vitória	Corrente	29.640	86-99	209,40	7,06	26.000	183,68
16	46550000	Barreiras	Grande	18.560	86-99	89,00	4,80	18.560	89,00
	Bacia 4			**254.863**		**2.266,40**	**8,92**	**249.623**	**2.226,28**
17	53630000	Inhobim	Pardo	16.040	63-97	21,80	1,36	15.000	20,39
18	54710000	Jequitinhonha	Jequitinhonha	53.298	39-96	353,15	6,63	41.000	271,66
	Bacia 5			**69.338**		**374,95**	**5,22**	**56.000**	**292,05**
19	60030000	Campo Alegre de Goiás	São Marcos	9.627	84-93	150,58	15,64	9.627	150,58
20	60545000	Pires do Rio	Corumbá	21.248	71-96	347,05	16,33	21.248	347,05
21	60680000	Ponte Meia Ponte	Meia Ponte	11.527	52-98	144,24	12,51	11.527	144,24
22	60772000	Faz. Santa Maria	Dos Bois	16.752	75-98	198,99	11,88	16.752	198,99
23	60798000	Maurilândia	Verde	12.826	74-95	234,56	18,29	12.826	234,56
24	60845000	Ituiutaba	Tijuco	6.154	42-95	94,12	15,29	6.154	94,12
25	60950000	Canastra	Corrente	6.882	72-98	108,32	15,74	6.882	108,32
26	61145000	Macaia	Grande	15.395	68-98	306,85	19,93	15.395	306,85
27	63003100	Porto Galeano	Sucuriú	19.260	84-98	336,88	17,49	19.260	336,88
28	63390000	Estrada Queiroz	Verde	20.180	83-98	222,26	11,01	20.180	222,26
29	63979000	Porto Uerê	Pardo	33.280	84-99	383,80	11,53	30.100	347,13
30	66070004	Caceres	Paraguai	32.774	65-95	541,05	16,51	17.000	280,64
31	66280000	Barão de Melgaço	Cuiabá	27.050	66-95	454,73	16,81	27.050	454,73
32	66460000	Acima do córrego Grande	São Lourenço	21.800	69-95	350,01	16,06	21.800	350,01
33	66870000	Coxim	Taquari	27.040	66-95	327,79	12,12	27.040	327,79
34	66945000	Aquidauana	Aquidauana	15.200	68-95	113,98	7,50	15.200	113,98
	Bacia 6			**296.995**		**4.315,21**	**14,45**	**278.041**	**4.018,13**
	Cerrado			**1.504.077**		**18.958,02**	**12,39**	**1.354.427**	**16.776,55**

Tomando-se por base a média da produção hídrica específica de cada estação (Tabela 1), observa-se que, na mesma bacia, em geral, estes valores são pouco variáveis. Entretanto, entre bacias, esta variação é bastante significativa, indicando que este parâmetro pode ser utilizado para indicar regiões com maior potencial para ocorrência de escassez de água, o que depende, também, da demanda local por recursos hídricos. A área de Cerrado presente na bacia Amazônica (bacia 1), por exemplo, registrou uma vazão específica média de 24,49 L/s.km², enquanto as bacias Atlântico Norte/Nordeste (bacia 3) e Atlântico Leste (bacia 5), apresentaram valores bem menores, 3,68 e 5,22 L/s.km², respectivamente.

A Tabela 2 contém a produção hídrica do Cerrado nas áreas desprovidas de monitoramento fluviométrico, calculada segundo procedimento descrito anteriormente.

Conforme indicado anteriormente, as vazões geradas nas zonas não-monitoradas foram obtidas, a partir das vazões específicas médias de cada bacia e suas respectivas áreas. Considerando que o percentual de contribuição das áreas de Cerrado, com e sem monitoramento, para cada bacia, varia, o mesmo vai ocorrer com a vazão específica média. Neste estudo, foi encontrado, para área monitorada, o valor de 12,39 L/s.km² e, para a não-monitorada, de 13,78 L/s.km².

A Tabela 3 apresenta o resumo dos resultados obtidos nesta análise, demonstrando a produção hídrica superficial do Cerrado e sua importância para seis das oito grandes bacias hidrográficas do país.

Tabela 2. Estimativa da vazão gerada na região de Cerrado sem cobertura das estações fluviométricas utilizadas.

Nº	Bacia	Área sob Cerrado	Monitorada*			Não-monitorada		
		(km²)	Área (km²)	%	Qesp. (L/s.km²)	Área (km²)	%	Q (m³/s)
1	Amazônica	210.000	117.470	56	24,49	95.530	44	2.266
2	Araguaia/Tocantins	590.000	470.443	80	14,22	119.557	20	1.700
3	Atlântico Norte/Nordeste	280.000	182.850	65	3,68	97.150	35	357
4	São Francisco	300.000	249.623	83	8,92	50.377	27	449
5	Atlântico Leste	60.000	56.000	93	5,22	4.000	7	21
6	Paraná/Paraguai	600.000	278.041	46	14,45	321.959	54	4.653
	Cerrado	**2.040.000**	**1.354.427**	**66**	**12,39**	**685.573**	**34**	**9.446**

Tabela 3. Produção hídrica do Cerrado por bacia hidrográfica.

Nº	Bacia	Área total**		Q total**		A Cerrado		Q Cerrado		Q esp
		(km²)	%	(m³/s)	%	(km²)	%	(m³/s)	%	(L/s.km²)
1	Amazônica*	3.900.000	46	133.380	73	210.000	5	5.142	4	24,49
2	Araguaia/Tocantins	757.000	9	11.800	6	590.000	78	8.391	71	14,22
3	Atlântico Norte/Nordeste	1.029.000	12	9.050	5	280.000	27	1.030	11	3,68
4	São Francisco	634.000	7	2.850	2	300.000	47	2.675	94	8,92
5	Atlântico Leste	545.000	6	4.350	3	60.000	11	313	7	5,22
6	Paraná/Paraguai*	1.245.000	15	12.290	7	600.000	48	8.671	71	14,45
7	Uruguai*	178.000	2	4.150	2	-	-	-	-	-
8	Atlântico Sul/Sudeste	224.000	3	4.300	2	-	-	-	-	-
	Brasil	**8.512.000**	**100**	**182.170**	**100**	**2.040.000**	**24**	**26.222**	**14**	**12,85**

* Produção hídrica em território brasileiro.
** SIH/ANEEL, 1999

Para melhor interpretação dos dados apresentados na Tabela 3, há na primeira linha, dados referentes à bacia 1, ou seja, à bacia Amazônica, que abrange 3,9 milhões de km² em território brasileiro, 46% da área do Brasil. A produção hídrica desta bacia é, em média, de 209.000m³/s (DNAEE, 1994), entretanto, no território brasileiro, ela é igual a 133.380m³/s. O complemento de sua vazão média provém dos países que estão a montante na bacia. A vazão gerada na fração brasileira da bacia Amazônica corresponde a 73% da produção hídrica nacional.

O item "A Cerrado" indica a área da bacia sob o bioma Cerrado, enquanto o "Q Cerrado" e o "Q esp." representam, respectivamente, a parte da vazão gerada e a vazão específica média obtidas nesta área.

Depreende-se da Tabela 3 que o Cerrado, mesmo englobando 24% do território nacional, contribui com apenas 14% da produção hídrica superficial brasileira. Entretanto, excluindo-se a bacia Amazônica da análise, verifica-se que o Cerrado passa a representar 40% da área e 43% da produção hídrica total do restante do país.

Conforme apresentado na Tabela 3, a vazão específica média das áreas sob o bioma Cerrado é de 12,85 L/s.km². Porém, dada a grande variabilidade deste valor entre as diferentes bacias hidrográficas, fica evidente a impossibilidade de uso de um único coeficiente desta natureza para toda a região de Cerrado. Em termos médios, esses valores apresentaram uma variação de 3,68 L/s.km² na bacia Atlântico Norte/Nordeste a 24,49 L/s.km² na bacia Amazônica.

Como a área de Cerrado na bacia Amazônica é pouco representativa, se excluída do cálculo da vazão específica média deste bioma, obtém-se o valor de 11,52 L/s.km², redução esta, considerada pequena em relação à disparidade entre os dados desta bacia e das demais.

Se para a bacia Amazônica a influência territorial e hidrológica do Cerrado é pouco representativa, com apenas 5% da área e 4% da sua produção hídrica, por outro lado, para as bacias Araguaia/Tocantins, São Francisco e Paraná/Paraguai, este bioma mostrou-se responsável por mais de 70% da vazão gerada. Deve-se salientar que a concentração populacional e a demanda por recursos hídricos são muito maiores nestas bacias que na Amazônica.

Na bacia Araguaia/Tocantins, o Cerrado representa 78% da área e 71% da sua produção hídrica, mesmo sendo parte desta bacia influenciada pela floresta Amazônica. A contribuição hidrológica da área de Cerrado é significativa, o que pode ser comprovado pela sua vazão específica de 14,22 L/s.km².

Na bacia Atlântico Norte/Nordeste, a contribuição da área sob Cerrado apresentou-se baixa, menor que a média da bacia, pois engloba 27% da área e produz apenas 11% da vazão.

A bacia do São Francisco é totalmente dependente, hidrologicamente, do Cerrado que, com apenas 47% da área, gera 94% da água que flui superficialmente na bacia. Merece destaque sua importância para o abastecimento hídrico da Região Nordeste, bem como para a produção de alimentos sob irrigação e a geração de energia hidrelétrica, fundamentais para o desenvolvimento regional e nacional.

Na bacia Atlântico Leste, a influência exercida pelo bioma Cerrado é muito

pequena, tendo em vista sua pequena representatividade em relação à área total da bacia e a baixa vazão específica apresentada.

Conforme supracitado, a bacia Paraná/Paraguai é outra que recebe importante contribuição hidrológica do Cerrado que, compreendendo 48% de sua área total, gera 71% da vazão média desta bacia.

É importante destacar que, apesar de toda a área analisada pertencer a um mesmo bioma, a disparidade entre as vazões específicas obtidas nas diferentes bacias hidrográficas demonstra que o parâmetro "cobertura vegetal", em termos globais, não teve tanta influência na estimativa da produção hídrica. Sendo assim, não é recomendável utilizar um único valor médio de vazão específica para toda a área de Cerrado.

Cabe ressaltar que, por serem dados médios, obtidos por meio de estimativas e aproximações, em escala regional, sem considerar o fator sazonal em sua análise e, por isso, as informações apresentadas não devem ser utilizadas para fins de gestão de recursos hídricos em escala local. Entretanto, elas podem ser importantes para a identificação de áreas prioritárias para estudos e ações, com vistas a evitar ou remediar conflitos pelo uso da água. Um exemplo claro e que ilustra a aplicação destas informações é a importância demonstrada da contribuição hídrica superficial do Cerrado para o Nordeste do Brasil e como este bioma deve receber especial atenção, em função do que representa para aquela região.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Fica evidente neste trabalho a grande importância que a região de Cerrado possui em relação à produção hídrica no território brasileiro, contribuindo para seis das oito grandes bacias hidrográficas do país.

Apesar de esta região ocupar 24% do território nacional e representar apenas 14% da sua produção hídrica superficial, observa-se, que excluindo-se a bacia Amazônica da análise, região de grande produção hídrica e onde vive pequena parcela da população do país, um aumento substancial nestes valores, que passam para 40% e 43%, respectivamente, estando, portanto, próximos à média do restante do Brasil.

Merece destaque a participação do Cerrado na geração de vazão para a bacia do rio São Francisco, fundamental para o desenvolvimento da Região Nordeste, tão carente em recursos hídricos.

Diante do exposto e sendo a área de Cerrado uma região com cabeceiras de bacias hidrográficas, locais, geralmente, com pequena capacidade de suporte, é fundamental a ampliação dos conhecimentos referentes ao seu comportamento hidrológico. Isso, porque, além dos prejuízos locais que o mau uso destes recursos pode provocar, estes efeitos podem ser propagados por extensões maiores, uma vez que ocorrem nas áreas de montante das bacias hidrográficas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adámoli, J.; J. Macedo; L. G. Azevedo; J. S. Madeira Neto, 1986. Caracterização da região dos cerrados. In: Goedert, W.J. (Ed.) *Solos dos cerrados:* tecnologias e estratégias de manejo. Planaltina: Embrapa-CPAC; São Paulo: Nobel. p.33-74.

Assad, E.D. (ed.) 1994. *Chuva nos cerrados.* Análise e espacialização. Embrapa/SPI. Brasília. 423p.

Beekman, G.B. 1999. *Gerenciamento integrado dos recursos hídricos.* Brasília: IICA. 64p.

CODEPLAN & IBGE. 2000. Projeção da população da Região Centro Oeste e Tocantins. In: *Correio Brasiliense* de 28 de janeiro, Caderno Cidade.

Dolabella, R.H.C. 1996. *Caracterização agroambiental e avaliação da demanda e da disponibilidade de recursos hídricos para a agricultura irrigada na bacia hidrográfica do rio Jardim – DF.* Dissertação de mestrado. Brasília: UnB/FT/EAG. 109p.

DNAEE. 1994. *Mapa de disponibilidade hídrica da Bacia Amazônica do Brasil.* Brasília.

Embrapa Cerrados. 2002. *II Plano Diretor Embrapa Cerrados 2000-2003.* Planaltina: Embrapa Cerrados. 32p.

Lima, J. E. F. W.; R. S. A. Ferreira; D. Christofidis, 1999. O uso da irrigação no Brasil. In. Freitas, M.A.V.(org.), *O Estado das águas no Brasil – 1999:* perspectivas de gestão e informação de recursos hídricos. Brasília, DF: ANEEL: SRH/MMA. p.73-82.

Lima, J.E.F.W. 2000. *Determinação e simulação da evapotranspiração de uma bacia hidrográfica do Cerrado.* Dissertação de Mestrado. Brasília: FAV/UnB. 75 p.

Rebouças, A.C.; B. Braga; J. G. Tundisi, 1999. *Águas doces no Brasil:* capital ecológico, uso e conservação. São Paulo: Escrituras ed. 717p.

Salati, E.; H. M. Lemos; E. Salati 1999. Água e o desenvolvimento sustentável. In: Rebouças, A.C.; Braga, B.; Tundisi, J.G. 1999. *Águas doces no Brasil:* capital ecológico, uso e conservação. São Paulo: Escrituras ed. p.39-62.

SIH/ANEEL. 1999. Informações hidrológicas brasileiras. Brasília: ANEEL. In: Setti, A.A.; J. E. F. W. Lima; A. G. M. Chaves; I. C. Pereira, 2000. *Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos.* Brasília: ANEEL: ANA. 328p.

Capítulo 3

FOTO: ALDICIR SCARIOTE

Influência da história, solo e fogo na distribuição e dinâmica das fitofisionomias no bioma do Cerrado

Raimundo Paulo Barros Henriques
Departamento de Ecologia
Universidade de Brasília
Brasília, DF.

INTRODUÇÃO

O bioma do Cerrado é provavelmente a maior savana do mundo, ocupando aproximadamente 2.000.000 km² no Brasil central, mais áreas disjuntas nos outros biomas adjacentes. Uma das principais questões sobre o bioma do Cerrado é a determinação dos fatores responsáveis pela sua distribuição e a dinâmica das suas fitofisionomias.

Frost *et al.* (1986) indicou quatro fatores, principais responsáveis pelos padrões e processos das comunidades de savanas: água, nutrientes, fogo e herbivoria. Para as savanas da região Neotropical, foram incluídos juntamente com os três primeiros fatores o clima e eventos históricos (Sarmiento & Monastério, 1975). A herbivoria tem pouca importância nas savanas da região Neotropical, devido à pequena biomassa de ungulados.

Este capítulo, propõe que a ocorrência e a dinâmica dos diferentes tipos de fitofisionomias no bioma do Cerrado resultam principalmente da influência de três fatores: história, solo e fogo. Um modo de abordar esta questão é observar quais os padrões e processos que ocorrem nas fitofisionomias que podem e não podem ser explicados usando estes fatores.

A seguir as idéias que serão examinadas ao longo deste trabalho:

(i) A ocorrência de áreas disjuntas com vegetação de cerrado *sensu lato* nos biomas adjacentes pode ser atribuída a uma maior distribuição geográfica da sua área contínua no Brasil central, no passado. Nesse caso, as atuais áreas disjuntas seriam remanescentes desta distribuição original. Com a mudança do clima para mais úmido, as áreas com cerrados ficaram isoladas em outros biomas;

(ii) Parte das diferenças observadas entre as fitofisionomias no cerrado *sensu lato* pode ser explicada pela profundidade e umidade do solo. Normalmente, a densidade e a altura da vegetação lenhosa aumentam proporcionalmente a esses fatores;

(iii) O terceiro fator importante é o fogo, que tem ampla ocorrência no bioma do Cerrado, provocando uma série de modificações na estrutura da vegetação.

A influência do fogo na dinâmica das fitofisionomias do Cerrado é um processo complexo ainda pouco conhecido. Após uma perturbação pelo fogo pode ocorrer uma fase de imigração de espécies, com crescimento no número de indivíduos e de área basal, sendo seguida de uma fase de homeostase, com equilíbrio nas taxas de imigração e extinção, recrutamento e mortalidade, respectivamente (Hallé *et al.*, 1978). Altas taxas de imigração de espécies, de recrutamento de indivíduos e incremento de biomassa sugerem que algumas áreas com fisionomia de cerrado *sensu stricto* e provavelmente, campo sujo, são comunidades fora do equilíbrio, estando atualmente em uma fase inicial de crescimento sucessional (Henriques & Hay, 2002). O tempo para uma comunidade em fase inicial de crescimento atingir a fase de equilíbrio (homeostática) na ausência do fogo vai depender de outros fatores ecológicos como: disponibilidade de água e nutrientes no solo e distância da fonte de propágulos.

Foram propostos por Pivello & Coutinho (1996) e Meirelles *et al.* (1997) modelos que, sugerem a evolução sucessional das fisionomias abertas para as fisionomias fechadas do cerrado *sensu lato*, em função de vários fatores ambientais. Nesses modelos, as formações abertas (campo limpo, campo sujo, etc.) são consideradas formas derivadas do cerradão e florestas estacionais, pela ação do homem (ex. fogo, pastoreio), para onde a vegetação invariavelmente converge na ausência de perturbações humanas.

Portanto, o conhecimento da história do solo e do fogo é fundamental para se conhecer a distribuição e a dinâmica das fitofisionomias no bioma do Cerrado. Este capítulo sintetiza o conhecimento atual sobre a influência desses fatores, na sua distribuição e propõe um modelo para explicar a dinâmica das fisionomias do cerrado *sensu lato,* em função do fogo e dos fatores edáficos.

TERMINOLOGIA E DEFINIÇÕES BÁSICAS

O bioma do Cerrado se distribui como área contínua no Brasil central e como áreas disjuntas em outros biomas (Figura 1), como na floresta Amazônica, Caatinga, floresta Atlântica, Pantanal e floresta de Pinheiro do sul do Brasil (Rizzini, 1979; Cole, 1986; Furley

& Ratter, 1988; Prance, 1996). O conceito de bioma empregado aqui, refere-se ao conjunto das unidades fisionômico–estrutural da vegetação que ocorrem na região do Cerrado, além das áreas disjuntas em outros biomas. Este conceito é semelhante ao usado por Oliveira-Filho & Ratter (2002), mas para uma conceituação diferente, veja Coutinho (2000). A vegetação predominante do bioma do Cerrado é formada por um mosaico heterogêneo de fisionomias vegetais, com as formações campestres em uma extremidade e as formações florestais em outra extremidade, formando um gradiente de altura-densidade (Eiten, 1972; 1982).

Embora existam diferenças entre os autores, usando a altura e a densidade de plantas lenhosas, podemos ordenar as fisionomias vegetais em quatro tipos principais (conhecidas como cerrado *sensu lato*): campo limpo; campo sujo; cerrado *sensu stricto*, cerradão (Figura 2). Este gradiente forma um *continuum* vegetacional, não havendo limites definidos entre uma fisionomia e outra, portanto, formas intermediárias podem ocorrer entre elas. Apenas por conveniência, foram reconhecidos alguns tipos predominantes de fitofisionomias e que serão usados ao longo desse trabalho. Em função das características estruturais, foram reconhecidos quatro tipos fisionômicos do cerrado *sensu lato*: campo limpo é a fisionomia com a mais alta cobertura de gramínea; campo sujo apresenta uma alta cobertura de gramíneas e uma baixa cobertura de arbustos; o cerrado *sensu stricto* apresenta uma menor cobertura de gramíneas, e uma maior cobertura arbustivo-arbórea e o cerradão é uma formação florestal que apresenta ausência de cobertura de gramíneas e a maior cobertura arbórea. No gradiente de cerrado *sensu lato*, o cerradão apresenta algumas espécies de arbustos

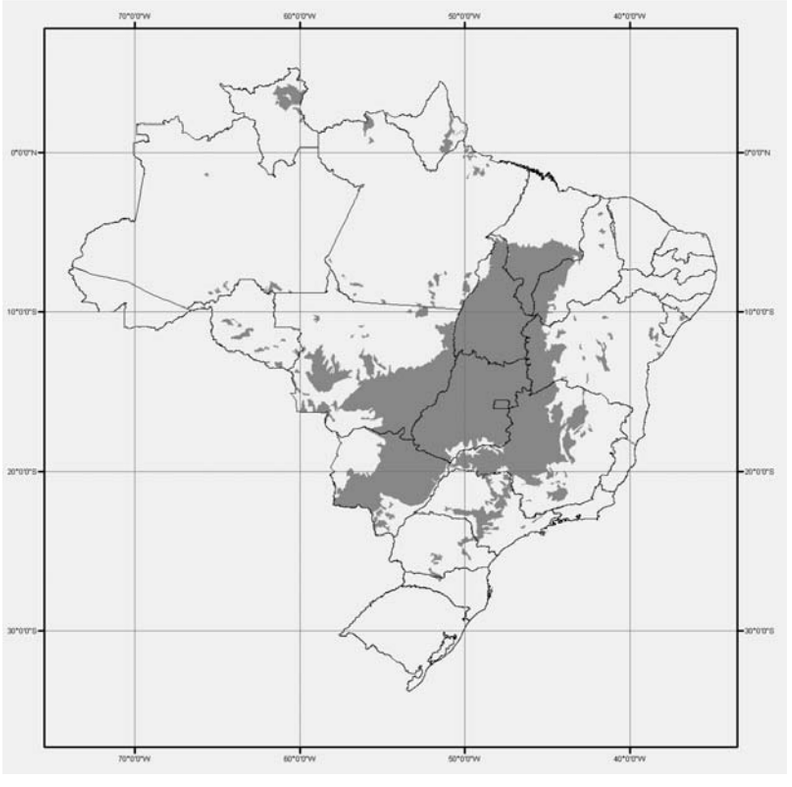


Figura 1
Distribuição geográfica do bioma do Cerrado no Brasil. As áreas disjuntas nos outros biomas adjacentes são indicadas.

e árvores restritas a esta fisionomia, como a árvore *Emmotun nitens* (Furley & Ratter, 1988), sendo aqui usada como indicadora da fisionomia de cerradão. Essa classificação dos tipos fisionômicos é aplicável, principalmente, para a região do Brasil central

O campo limpo, incluído neste gradiente, é a fisionomia que ocorre sobre solos Litossólicos, rasos (~30 cm de profundidade) (Eiten, 1978, 1979, 1984) não se refere, portanto, ao campo úmido ao lado das matas de galeria (Goldsmith, 1974). Estes campos possuem uma flora distinta com baixa afinidade florística com a flora herbácea do cerrado *sensu lato* (Araújo *et al.*, 2002).

A floresta estacional pode ocorrer em diferentes partes do gradiente fisionômico de vegetação de cerrado *sensu lato*. Esta fisionomia apresenta estreita afinidade florística com o cerradão (Rizzini 1963; 1979; Ratter *et al.*, 1971; 1973, 1977; 1978a; 1978b; Heringer *et al.*, 1977; Oliveira-Filho & Ratter, 1995). A floresta estacional pode ocorrer, no topo dos interflúvios sobre solos Latossolos férteis, derivados de rochas alcalinas ou nas vertentes inferiores aluviais sobre solos Podzólicos, derivados de rocha calcária, ao lado da mata de galeria (Ratter *et al.*, 1978a; 1978b; Eiten 1978; 1984).

Existem outras formações vegetais no bioma do Cerrado, com estruturas e fisionomias similares às do gradiente fisionômico do cerrado *sensu lato*, mas diferenciam-se pela composição florística e determinantes edáficos (ex. campos rupestres, campos úmidos, mata de galeria; Eiten, 1982) e que não serão tratadas neste capítulo.

A ORIGEM DA VEGETAÇÃO DISJUNTA DO CERRADO *SENSU LATO*

A ocorrência de áreas isoladas com vegetação de cerrado *sensu lato*, em outros biomas como, a floresta Amazônica, Caatinga, floresta Atlântica e floresta de Pinheiro no sul do Brasil (Figura 1), levou vários autores a proporem, que no passado houve uma distribuição mais ampla, da área

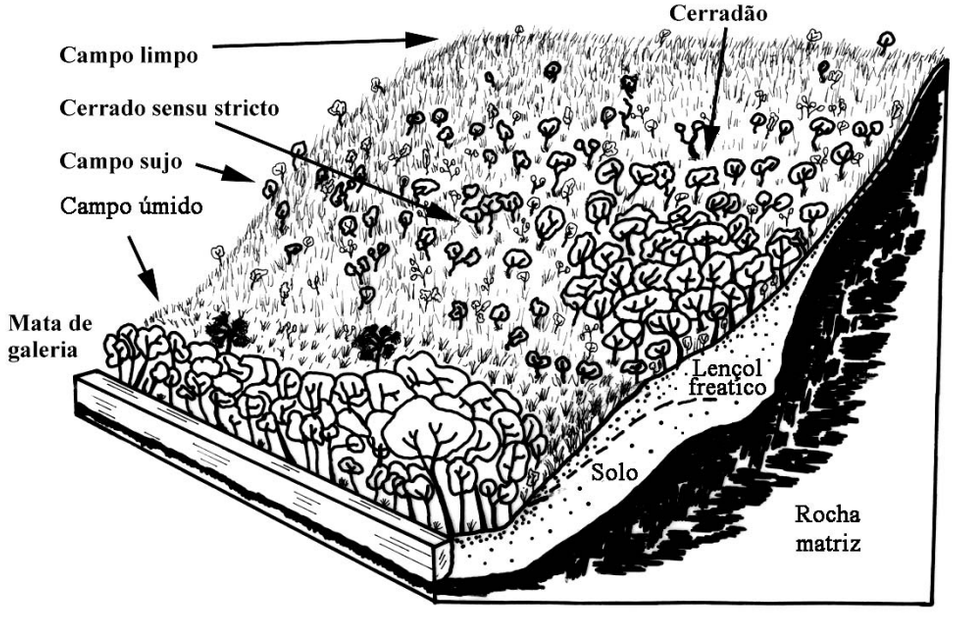


Figura 2
Diagrama de bloco da distribuição das fisionomias de cerrado *sensu lato* em relação à profundidade do solo na vertente de um vale.

contínua do bioma do Cerrado no Brasil central, (Hueck, 1957; Ab'Saber, 1963; 1971; Rizzini, 1979; Cole, 1986; Filho, 1993; Prance, 1996). Segundo esses autores, a distribuição mais extensa do bioma do Cerrado, seria decorrente de um clima mais seco que teria favorecido a distribuição da sua vegetação no passado.

A hipótese de uma distribuição pleistocênica para as áreas disjuntas dos cerrados é baseada em dois tipos de evidências (Gottsberg & Morawetz, 1986; Prance, 1996): (1) A similaridade florística entre as áreas disjuntas dos cerrados com a flora da sua área contínua de ocorrência no Brasil central, e (2) o baixo nível de endemismo de espécies nas áreas disjuntas da Amazônia e da floresta Atlântica. O teste desta hipótese requer o registro de polens no Quaternário que indiquem a ocorrência da flora do cerrado *sensu lato*, nas áreas intermediárias entre a região contínua do bioma do Cerrado do Brasil central e as áreas disjuntas nos outros biomas. Vários estudos detectaram a ocorrência de polens de *Curatella americana* e de outras espécies do cerrado *sensu lato*, em áreas atualmente com floresta de Pinheiro e floresta Atlântica no sudeste e sul do Brasil (Ledru *et al*., 1996; 1998; Behling, 1998; Behling & Hooghimstra, 2001). Estes resultados indicam que a vegetação do bioma do Cerrado do Brasil central se expandiu além do seu limite atual leste, sudeste e sul. As áreas disjuntas de cerrado *sensu lato* atualmente isoladas na floresta Atlântica e floresta de Pinheiro, na região Sul e Sudeste, são remanescentes desta distribuição mais extensa no passado (Hueck, 1957; Behling, 1998). A expansão das florestas úmidas, em direção à área central do bioma do Cerrado, pode ter ocorrido aproximadamente nos últimos 1.000 anos A. P. no sudeste e sul do Brasil (Behling & Hooghiemstra, 2001), o que indica um isolamento recente destas áreas.

A hipótese da distribuição do bioma do Cerrado, na área da floresta Amazônica durante os períodos mais secos do final do Pleistoceno e Holoceno, para explicar as ocorrências das áreas disjuntas de cerrado *sensu lato* neste bioma ainda é controversa (Colinvaux, 1979; 1997; Colinvaux *et al*., 1996). As evidências baseadas na presença de polens, indicadores da ocorrência de vegetação de cerrado *sensu lato*, demonstram que para as áreas atualmente com florestas úmidas no limite sudoeste e sul da Amazônia, esta vegetação esteve presente em vários períodos no final do Pleistoceno (65.000 A.P., 49.000 A. P., 41.000 A. P., 23.000 A. P., 13.000 A. P.) (Behling & Hooghiemstra, 2001; van de Hammem & Hooghiemstra, 2000).

DETERMINANTES EDÁFICOS DAS FISIONOMIAS DO CERRADO *SENSU LATO*

O gradiente fisionômico de vegetação no cerrado *sensu lato* apresenta uma variação inversa do componente lenhoso (densidade, altura) e do componente herbáceo, dominado por gramíneas (Goodland, 1971; Goodland & Ferri, 1979). Esta variação fisionômica - estrutural da vegetação foi correlacionada com a fertilidade do solo (Goodland & Pollard, 1973, Lopes & Cox, 1977), ocorrendo a maior densidade e altura de plantas lenhosas onde o solo apresentava maior fertilidade. No entanto, vários estudos encontraram resultados que não corroboram a existência desta correlação (Gibbs *et al*.,1983; Oliveira Filho *et al*., 1989; Moreira, 2000; Ribeiro *et al*., 1982;

Ruggiero *et al.*, 2002). Diferenças de escala e de metodologia podem explicar, em parte, os resultados conflitantes encontrados por esses autores.

Relativamente, espera-se maior fertilidade onde a vegetação é mais alta e densa, como no cerradão e floresta estacional, devido à maior contribuição da matéria orgânica para o solo nestas fisionomias. Devido à maior capacidade da matéria orgânica reter nutrientes, os solos das fisionomias com maior cobertura vegetal (cerrado, cerradão) tornam-se mais férteis do que aqueles com menor cobertura (campo limpo, campo sujo). Isto não indica que originalmente as áreas com formações de maior cobertura possuíssem solos mais férteis.

Diferenças na fertilidade do solo entre fisionomias foram registradas para dois subtipos de cerradão (Furley & Ratter, 1988), os distróficos, de baixa fertilidade e os mesotróficos, de maior fertilidade, principalmente na concentração de cálcio. Estas características nutricionais estavam associadas também a diferenças florísticas, com as espécies do primeiro subtipo classificadas como calcífugas e as do segundo como calcífilas. No entanto, a grande similaridade florística dos cerradões mesotróficos com as florestas estacionais (Ratter *et al.*, 1978; Oliveira Filho & Ratter, 1995), pode indicar que ambos pertençam ao mesmo tipo de unidade florístico-fisionômica.

A floresta estacional ocorre em solos com maior fertilidade (Ratter *et al.*, 1978a), associada a afloramentos de rochas básicas. A distribuição deste tipo de fisionomia independente do gradiente vegetacional do cerrado *sensu lato* é consistente com a sua associação aos substratos ricos em rochas básicas. Isto pode ser verificado na comparação das diferenças de duas características edáficas de 47 amostras de solos, para a região *core* dos cerrados em Goiás (Krejci *et al*, 1982). Observa-se que, as florestas estacionais ocorrem em solos com maior concentração de nutrientes do que as fisionomias de cerrado *sensu lato* (Figura 3). A saturação média de bases em solos de floresta estacional foi maior (55,6 ± 8,7) do que em solos dos cerrados (18,4 ± 14,7). Outra diferença observada foi na razão *ki*, o valor médio para os solos do cerrado *sensu lato* foi menor (1,5 ± 0,8) do que para os solos da floresta estacional (2,1 ± 0,9) (Figura 3). A razão *ki* (razão molecular do SiO_2 para Al_2O_3) mede o grau de latossolização e indica a maturidade do solo. Quanto maior o grau de latossolização mais jovem é o solo e maior o valor de *ki*. Independentemente da rocha matriz do solo, baixos valores de *ki* estão associados com baixos

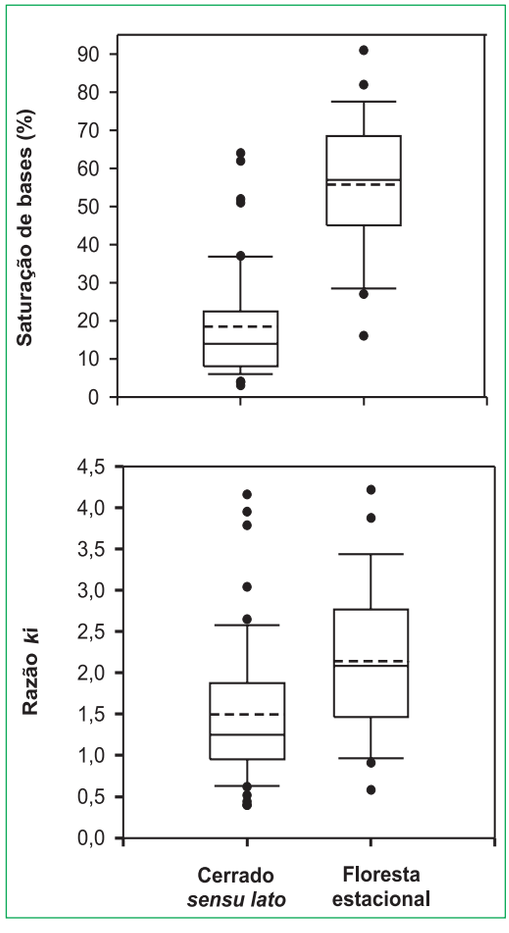


Figura 3
Distribuição dos valores de saturação de bases (%) e razão ki (razão molecular de SiO_2 para Al_2O_3, veja texto), nas áreas com cerrado *sensu lato* e florestas estacionais no Brasil central. A caixa para 95% dos valores, indica a média (linha contínua) a mediana (linha pontilhada) e o desvio padrão.

conteúdos de nutrientes. Com base no levantamento de solos do Estado de São Paulo, foi proposto por Eiten (1972), que o cerrado *sensu lato* ocorria apenas em solos que apresentassem um valor de *ki* inferior a 1,8 e que, onde o solo apresentasse baixo conteúdo de nutrientes (ex. Latossolo Vermelho - Amarelo textura arenosa e Regossolo), apenas *cerrado sensu lato* era observado.

A Figura 3 mostra que para a região do Brasil central, embora, exista sobreposição nos valores de *ki* entre o cerrado *sensu lato* e a floresta estacional, o valor máximo de *ki* foi de 1,9 para 95% dos valores, o qual foi inferior ao valor para as florestas estacionais (2,8). O valor máximo para o cerrado *sensu lato* observado no Brasil central, foi próximo ao valor de 1,8 registrado para o cerrado *sensu lato* para o Estado de São Paulo (Eiten 1972).

Todos estes resultados sugerem fortemente que as fisionomias de cerrado *sensu lato* diferentemente da floresta estacional, estão associadas a solos de grande maturidade, e altamente intemperizados, como indicado pelos baixos valores de *ki*, o que resultou em solos com baixo conteúdo de nutrientes e, na maioria dos casos, também com alta saturação de alumínio. Como sugerido por Eiten (1972), parece que o conteúdo de nutrientes, expresso pela soma de bases, e o valor de *ki* são os melhores fatores edáficos para separar o cerrado *sensu lato* da floresta estacional.

O primeiro modelo explicativo das diferenças fisionômicas para a vegetação primária do bioma do Cerrado foi realizado por Eiten (1972). Neste modelo, são indicados três fatores para explicar esta diferenciação: profundidade, drenagem e fertilidade do solo. Pelo exposto anteriormente, fica evidente que a fertilidade não explica as diferenças entre as fisionomias do cerrado *sensu lato*. As evidências para a influência da profundidade do solo na variação das fisionomias do cerrado *sensu lato* são baseadas nos resultados de Eiten, (1972, 1978, 1979, 1982, 1984, 1994) e Oliveira Filho *et al*. (1989). Devido ao baixo conteúdo de nutrientes, os aumentos da densidade e da altura da vegetação da fisionomia de cerradão são limitados pela profundidade do solo. Apenas em uma profundidade maior, o solo possuiu um estoque de nutriente suficiente para o desenvolvimento de uma maior biomassa da vegetação. Paralelamente, resultados de Franco (2002) e Kanegae *et al.* (2000) mostram que o conteúdo de água na superfície do solo (até 30cm) das fisionomias abertas para as fechadas no final da seca aumenta.

Baseado nos estudos acima e nas observações do autor no Distrito Federal, uma distribuição hipotética dos tipos fisionômicos de vegetação do cerrado *sensu lato* é apresentada, em função da profundidade e do conteúdo de água do solo, no fim da estação seca (Figura 4). As fisionomias são colocadas na sua posição relativa aos dois fatores ambientais e representam o potencial máximo de desenvolvimento da vegetação para as referidas condições ambientais. A figura mostra também que, a fisionomia que apresenta o mínimo impedimento edáfico para o desenvolvimento de espécies arbóreas é o cerradão. Neste caso, além disso, as condições para o estabelecimento e desenvolvimento de uma vegetação arbórea (cerradão) nas fisionomias abertas (ex. campo limpo e campo sujo), podem ser limitadas pelo conteúdo de água na estação seca e pelo menor estoque de nutrientes.

IDÉIAS PIONEIRAS SOBRE O PAPEL DO FOGO NO BIOMA DO CERRADO

A primeira hipótese para a origem das fisionomias abertas do cerrado *sensu lato* (campo limpo, campo sujo e cerrado *sensu stricto*) devido à influência do fogo tem início na primeira metade do século 19, com o trabalho de P. W. Lund "*Anotações sobre a vegetação nos planaltos do interior do Brasil, especialmente fito-históricas*" (Lund, 1835). Lund era um botânico sistemata, familiarizado com a flora e a fisionomia de várias áreas geográficas, particularmente São Paulo, Minas Gerais e Goiás, que conheceu em uma viagem de dois anos de duração (1833– 1835). Como resultado das suas observações, Lund sugeriu que o cerradão (Catanduva, como era chamado em São Paulo e Minas Gerais no século 19) era a vegetação florestal primária na região do bioma do Cerrado do planalto central e que, pela ação do fogo foi transformado em muitas áreas, nas fisionomias abertas de campos e de cerrado *sensu stricto* (Figura 5). Realizando observações independentes em Minas Gerais e Goiás, Saint-Hilaire (1827; 1831) chegou às mesmas conclusões. Posteriormente, outras observações, realizadas em São Paulo por Loefgren (1898; 1906; 1912), foram consistentes com a hipótese de Lund. Uma série de evidências

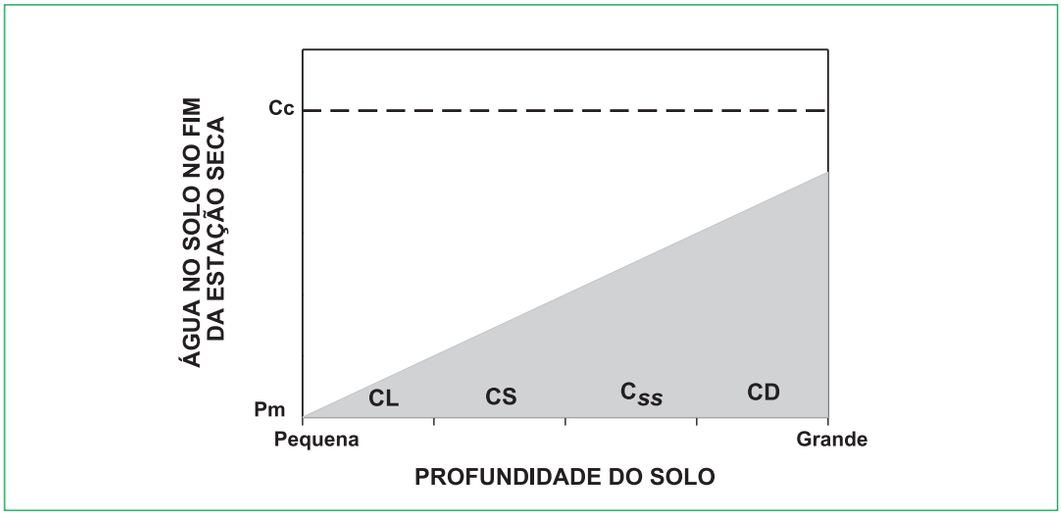


Figura 4
Ocorrência potencial das fisionomias de cerrado sensu lato em função da profundidade e do conteúdo de água na superfície do solo no fim da estação seca. Cc – capacidade de campo; Pm – ponto de murchamento; CL – campo limpo; CS – campo sujo; Css – cerrado sensu stricto; CD – cerradão.

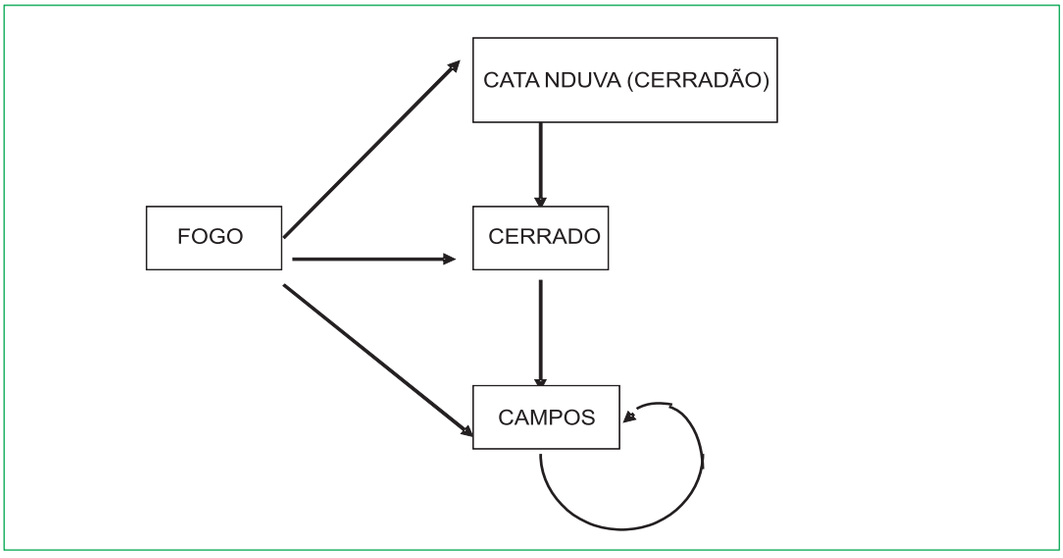


Figura 5
Representação da hipótese de Lund (1835) do efeito do fogo na evolução da vegetação no bioma dos cerrados. O fogo transforma o cerradão em cerrado, que pela continuidade do fogo é substituído pelo campo, que pode ser mantido pelo fogo periódico.

observacionais, realizadas depois destes estudos, sugerem que, em muitas áreas, o cerrado se originou pela ação do fogo no cerradão (Ab'Saber & Junior, 1951; Aubreville, 1959; Schnell, 1961; Eiten, 1972, Rizzini, 1963, 1979).

ECONOMIA DE ÁGUA E O CARÁTER SECUNDÁRIO DAS FISIONOMIAS ABERTAS DO CERRADO *SENSU LATO*

A hipótese de Lund de que, pela ação do fogo, o cerradão pode dar lugar às fisionomias abertas do bioma do Cerrado (campo limpo, campo sujo, cerrado *sensu lato*) foi aceita parcialmente por Warming (1892), que não achava possível que este processo tivesse ocorrido em tão grande extensão geográfica. A ocorrência de fisionomias abertas do cerrado *sensu lato* era atribuída à limitação por água. Warming, que considerava o cerrado uma vegetação adaptada à deficiência de água (xerofítica) (*sensu* Schimper 1903), supunha que as fisionomias abertas do cerrado *sensu lato*, ocorriam devido ao período seco e à precipitação menor que as das áreas de florestas (ex. floresta Atlântica). Esta hipótese foi refutada a partir dos resultados obtidos em uma série de estudos por Felix Rawitscher e colaboradores (Ferri, 1944; Rachid, 1947; Rawitscher *et al.*, 1943; Rawitscher, 1948; 1950, 1951). Os principais resultados destes estudos mostraram: (1) que as espécies mostravam de pequena a nenhuma adaptação fisiológica para a seca; (2) que a maioria das plantas lenhosas possuía sistemas radiculares profundos tendo acesso às camadas de solo com água; e (3) que o solo com fisionomia de cerrado *sensu stricto* apresentava água disponível para a vegetação o ano todo. Baseado nestas evidências, Rawitscher *et al.* (1943, 1948), refutam a hipótese de Warming (1892), de que a limitação por água era a causa da ausência das florestas em áreas ocupadas com fisionomias abertas do cerrado *sensu lato*, demonstrando também, que o conteúdo de água no solo poderia manter formações florestas. Rawitscher (1948) propõe que, em Emas, São Paulo, o cerrado *sensu stricto*, poderia ser uma vegetação secundária resultante da ação do fogo em uma fisionomia florestal primária. Concluindo, considera que o solo no cerrado *sensu lato,* tem condições de manter formações florestais, talvez do tipo cerradão, e que as fisionomias abertas poderiam ser formações secundárias resultantes da ação do fogo (Rawitscher, 1950; 1951).

IMPACTO DO FOGO NA VEGETAÇÃO DO CERRADO *SENSU LATO*

O fogo é um drástico agente de perturbação na vegetação do bioma do Cerrado com grande impacto na dinâmica das populações das plantas. O fogo causa a diminuição da altura da vegetação (Hoffmann & Moreira, 2002) e, uma mortalidade de plantas lenhosas variando de 13 a 16%, dez vezes maior em relação às áreas protegidas, incluindo árvores de 21cm de diâmetro e 8,5m de altura (Sato & Miranda, 1996). O fogo também tem um grande efeito na composição de espécies do cerradão, eliminando espécies características desta fisionomia e sensíveis ao fogo como, *Emmotum nitens*, *Ocotea pomaderroides* e *Alibertia edulis* (Hoffmann & Moreira, 2002).

A mortalidade das plântulas pelo fogo é ainda maior (33% a 100%), o

mesmo ocorrendo com as rebrotas de crescimento vegetativo (7% a 47%) (Hoffmann, 1996; 1999). Em áreas com até um ano depois de queimadas, o estabelecimento das plantas é também drasticamente reduzido (Hoffmann, 1996). Esse efeito é maior nas espécies características de cerradão, como *Alibertia macrophyla*, *Pera glabrata* e *Ocotea pomaderroides*.

Com maior freqüência de queimadas, as taxas anuais de crescimento populacional, favorecem as formas de crescimento menores (arbustos) em detrimento das maiores (árvores) (Hoffmann, 1999; Hoffmann & Moreira, 2002). O fogo também aumenta a importância da reprodução vegetativa, em relação à da reprodução sexuada (Hoffmann, 1998; 1999). Isto ocorre pela estimulação, pelo fogo, da reprodução vegetativa e do seu maior valor de sobrevivência em relação à das plântulas. Além disso, algumas espécies de plantas lenhosas reduzem drasticamente a produção de sementes ao nível populacional nas áreas recentemente queimadas (Hoffmann, 1998). Isto se reflete na redução do banco de sementes destas espécies nas áreas queimadas, em relação ao das áreas protegidas (Andrade, 2002). Nas áreas queimadas também ocorre um aumento da abundância das gramíneas e do seu banco de sementes (Miranda, 2002; Andrade, 2002). A maior abundância de gramíneas pode diminuir drasticamente a sobrevivência de plântulas de espécies lenhosas (Heringer, 1971).

Baseado nos resultados obtidos nesses estudos até o momento, a Figura 6 mostra um modelo geral descrevendo os efeitos do fogo na dinâmica da vegetação do cerrado *sensu lato*. Este modelo mostra as complexas relações entre os principais processos internos, modificando a vegetação. Algumas características deste modelo devem ser ressaltadas. Os processos mostrados na Figura 6 podem ocorrer em qualquer vegetação submetida ao efeito do fogo, mas alguns processos são mais importantes na vegetação dos cerrados, como exemplo, a reprodução vegetativa e o rápido aumento da abundância de gramíneas. A maior espessura das setas representa a sua importância relativa aos outros processos e também a importância da dependência entre os processos. A magnitude do efeito dos

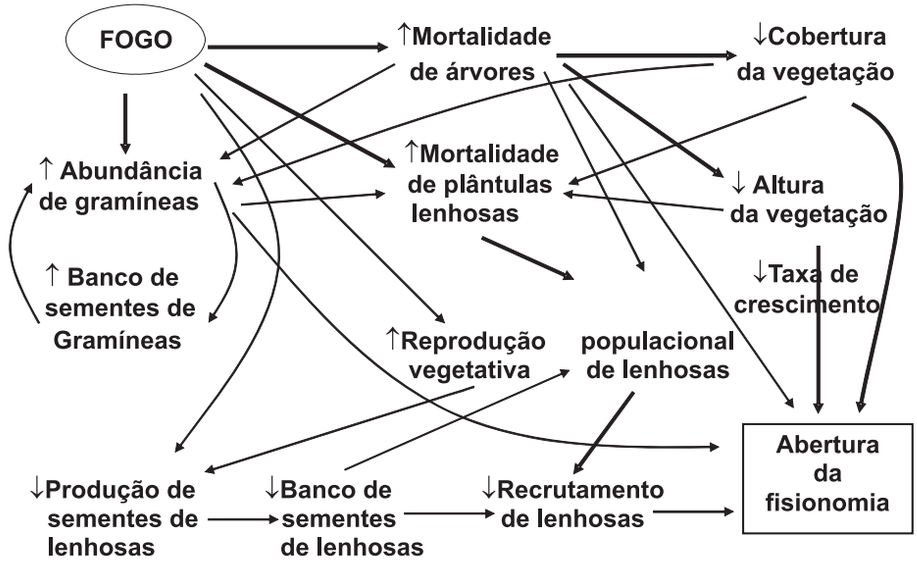


Figura 6
Esquema dos efeitos do fogo nos processos que determinam a fisionomia aberta na vegetação dos cerrados. As setas mais grossas indicam os principais processos.

processos na vegetação está na dependência da freqüência com que ocorre o fogo (Hoffmann, 1996; 1998; 1999). Além disso, os fatores externos não foram considerados neste modelo, como o efeito da variação de precipitação, a ocorrência de veranicos, herbivoria, geadas, ou fertilidade do solo, os quais podem mudar a importância relativa dos diferentes processos. Todos os processos apresentados na Figura 6 enfatizam o grande impacto causado pelo fogo na modificação das fisionomias dos cerrados, de fisionomia fechada para aberta, principalmente no que se refere à modificação de fisionomias com maior densidade/altura de lenhosas e baixa abundância de gramíneas (ex. cerradão) para uma fisionomia com baixa altura/densidade de lenhosas e alta cobertura de gramíneas (ex. cerrado *sensu stricto*, campo limpo, campo sujo).

Através de simulações de modelos populacionais, foi estimado que com uma freqüência de queima maior que quatro ou cinco anos, as populações de algumas espécies de árvores não podem se manter no cerrado *sensu lato* (Hoffmann, 1998; 1999). Nas condições típicas de queimadas nos cerrados, de uma vez a cada dois anos (Eiten, 1972), as fisionomias mais fechadas dos cerrados (ex. cerradão), podem estar sendo substituídas por fisionomias mais abertas (ex. campo limpo, campo sujo, cerrado *sensu stricto*), com drásticas modificações na composição de espécies. Nestas fisionomias abertas, são favorecidas as plantas não sensíveis ao fogo, que se reproduzem vegetativamente. As alterações na composição de espécies que acompanham esta substituição podem estar diminuindo drasticamente a diversidade das comunidades vegetais do cerrado *sensu lato*, como observado por Moreira (2000).

O CARÁTER SUCESSIONAL DAS FISIONOMIAS ABERTAS DOS CERRADOS

Coutinho (1982, 1990) realizou uma série de observações que mostraram que as fisionomias abertas dos cerrados, aumentavam de altura e densidade, com a proteção contra o fogo. No cerrado *sensu lato*, a proteção contra o fogo resulta em um progressivo aumento da vegetação lenhosa (Henriques & Hay, 2002; Hoffmann & Moreira, 2002). Portanto, onde as fisionomias abertas do cerrado (campo limpo, campo sujo, cerrado *sensu stricto*) não são determinadas por limitação edáfica (Figura 4), mas resultantes da ação do fogo em fisionomias mais fechadas, a sua proteção contra o fogo deve permitir a evolução sucessional em direção à fisionomia primária mais fechada.

Em um gradiente fisionômico iniciando em campo sujo e indo até o cerradão, no Brasil central, Moreira (2000) mostrou que, depois de 18 anos de proteção contra o fogo, as áreas protegidas apresentavam aumento significativo no número de plantas lenhosas e na riqueza de espécies, em relação às áreas não protegidas. Algumas espécies arbóreas do cerradão, como *Blepharocalix salicifolius e Sclerolobium paniculatum*, apresentaram maior abundância no cerradão protegido do fogo do que no queimado enquanto espécies características como *Emmotum nitens e Ocotea pomaderroides* (Furley & Ratter 1988), apenas foram encontradas no cerradão protegido do fogo.

Estudando a dinâmica das populações de plantas lenhosas de um

cerrado protegido do fogo, Henriques & Hay (2002) encontraram fortes evidências que suportam a hipótese de que o cerrado *sensu stricto* pode ser uma comunidade fora do equilíbrio, tendo uma natureza sucessional. Considerando a extensa ocorrência e a alta freqüência das queimadas no bioma do Cerrado é possível que esta hipótese possa ser aplicada para uma grande área, ocupada atualmente com as fisionomias abertas do cerrado *sensu lato*. Esta hipótese é corroborada pelos resultados de Hoffmann (1999), que mostram que a diminuição da freqüência de fogo, pode permitir o crescimento líquido positivo de populações de árvores, aumentando a densidade e cobertura de lenhosas.

Se a vegetação do cerrado *sensu lato*, protegido do fogo, incrementa em densidade e riqueza de espécies, quais seriam as trajetórias sucessionais para as fisionomias dos cerrados? Em uma análise de agrupamento de fisionomias queimadas e protegidas do fogo, Moreira (2000) encontrou maior similaridade florística entre as áreas protegidas de campo sujo e cerrado *sensu stricto* queimado, e cerrado *sensu stricto* protegido com cerradão queimado. Estes resultados sugerem uma seqüência sucessional do tipo campo sujo – cerrado – cerradão.

Usando fotografias aéreas, Durigan *et al.*, (1987) analisaram o comportamento das fisionomias do cerrado *sensu lato* após 22 anos de proteção contra o fogo em Assis, São Paulo. Seus resultados mostraram que a densidade e a altura da vegetação das fisionomias abertas evoluíram para uma fisionomia florestal mais densa, de porte mais alto após a proteção contra o fogo. A presença na fisionomia mais madura de *Platypodium elegans* e *Machaerium acutifolium*, espécies características da floresta estacional seca (Pennington *et al.*, 2000; Ratter *et al.*, 1978a,1978b), sugerem que esta fisionomia pode ter sido a vegetação primária nesta área. Do mesmo modo um penúltimo estágio que foi identificado na área, apresenta as espécies: *Bowdichia virgilioides* e *Caryocar brasiliense,* características do cerradão (Heringer *et al.*, 1977; Ratter, 1971, 1991). Esses resultados sugerem que, as áreas inicialmente com fisionomias abertas no estágio de campo sujo, foram substituídas por cerrado *sensu stricto*, as áreas com cerrado *sensu stricto* por cerradão e as com cerradão por floresta estacional, quando a área foi protegida do fogo.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Do que foi apresentado anteriormente, podemos observar que na ausência ou baixa freqüência do fogo, os diferentes tipos de vegetação no gradiente fisionômico podem ser resultantes de condições edáficas. E que cada um dos diferentes tipos fisionômicos é o estágio mais maduro que a vegetação pode alcançar em cada posição no gradiente edáfico. Nesse sentido, em termos sucessionais, no cerrado existem vários estágios finais de sucessão para a mesma condição climática. Esta idéia é consistente com o conceito de clímax-gradiente de Whittaker (1953), onde ocorre uma continuidade espacial dos diferentes tipos de comunidades clímax (gradiente fisionômico), variando paralelamente com o gradiente ambiental, e não necessariamente diferentes comunidades clímax discretas separadas, como no conceito de policlímax. Eiten (1972) também considerou o bioma Cerrado dentro do conceito clímax-gradiente de Whittaker.

Assim cada um dos tipos fisionômicos é considerado aqui como um tipo de clímax. Na ocorrência do fogo, todos os tipos fisionômicos sofrem um processo de regressão para uma fisionomia (estágio) mais aberta, com desenvolvimento do estrato inferior dominado por gramíneas e diminuição do componente lenhoso arbustivo – arbóreo (Figura 6). Com uma alta freqüência de queima, espécies arbóreas sensíveis ao fogo não conseguem manter uma taxa positiva de crescimento populacional, particularmente as espécies arbóreas do cerradão (Figura 6). Com a proteção contra o fogo pode se iniciar o processo de sucessão da vegetação. Um modelo conceitual resumindo as seqüências de estágios sucessionais hipotéticos é apresentado na Figura 7. Segundo este modelo, as fisionomias abertas dos cerrados (campo limpo, campo sujo e cerrado *sensu stricto*), ocorrendo em solos, profundos e estando protegidas do fogo, podem apresentar o estabelecimento e crescimento das populações de arbustos e árvores (Henriques & Hay, 2002; Hoffmann & Moreira, 2002). Este incremento na densidade é acom-

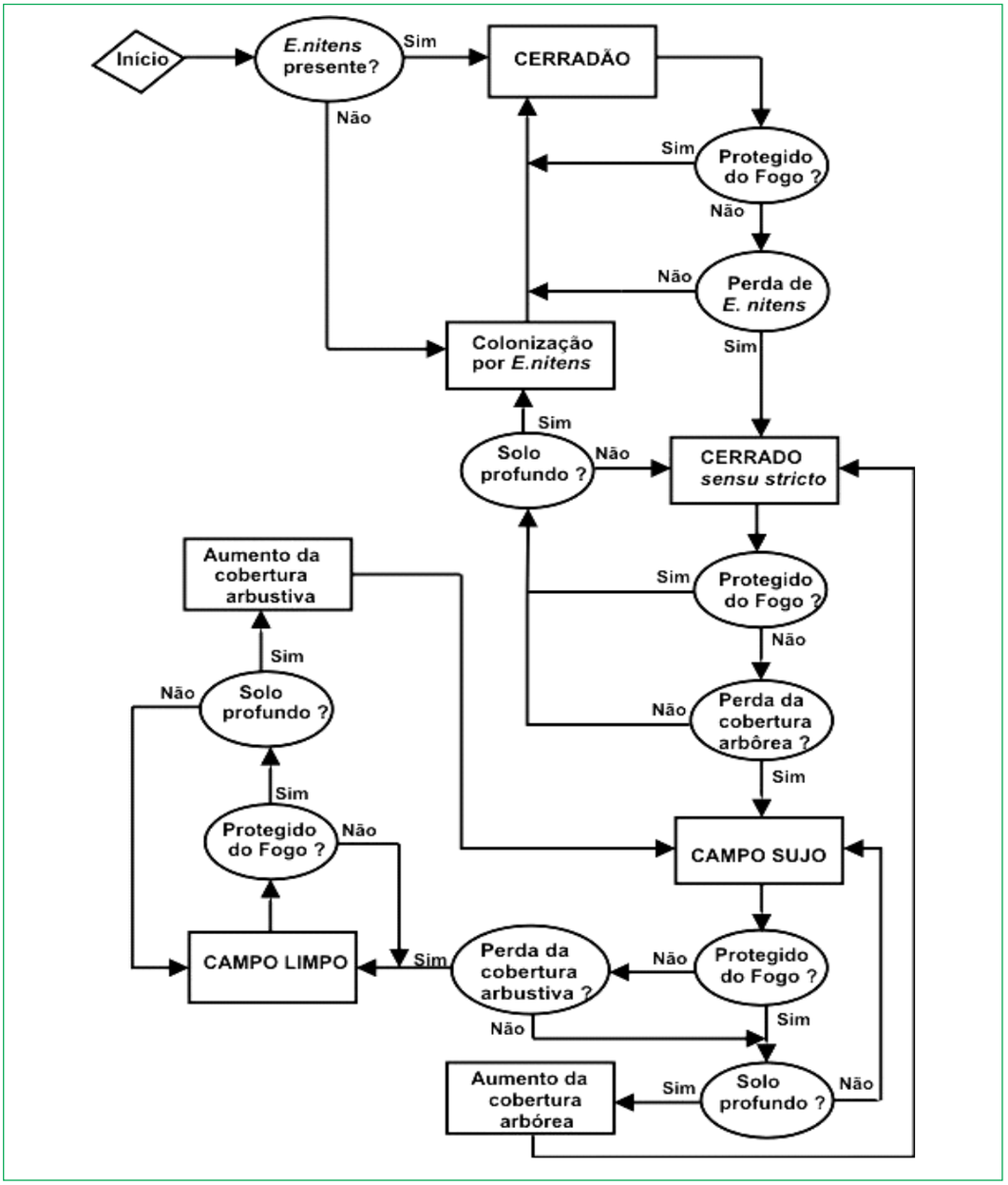


Figura 7
Modelo conceitual de sucessão e regressão das fisionomias dos cerrados, em função da profundidade do solo e do fogo no Brasil central.

panhado de aumento da cobertura e altura da vegetação. Se não houver impedimento edáfico (Figura 4), a vegetação poderá evoluir até uma fisionomia arbórea como o cerradão.

Considerando que a região do bioma do Cerrado pode estar apresentando uma freqüência de fogo acima do regime normal, devido à ação antrópica, é provável que as fisionomias abertas, em particular a de cerrado *sensu stricto* em áreas sem impedimento edáfico, estejam em diferentes estágios sucessionais após o fogo, em uma fisionomia com vegetação mais desenvolvida.

Esta hipótese tem várias implicações para estudos ecológicos de vegetação, principalmente em estudos fitossociológicos comparativos entre áreas com cerrado *sensu stricto*. Considerando que estas áreas podem ter diferentes histórias do fogo, e se acharem em diferentes estágios sucessionais, os resultados de análises de similaridade florística entre elas, podem apresentar nenhuma congruência espacial, por exemplo, com áreas próximas geograficamente apresentando menor similaridade florística do que áreas mais afastadas, por se encontrarem em diferentes estágios sucessionais após o fogo.

Este capítulo apresenta a existência de correspondência entre atributos e processos da vegetação em relação a três fatores fundamentais: história, solo e fogo. Esses três fatores são considerados os agentes que determinam a forma e a ocorrência das fitofisionomias do cerrado *sensu lato* e floresta estacional. No entanto, embora ajudem precisamente a entender os resultados disponíveis no momento, servindo para estabelecer futuras prioridades de pesquisa, são necessárias mais informações de modo a aceitar ou rejeitar as hipóteses aqui apresentadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ab'Saber, A. 1963. Contribuição a geomorfologia dos cerrados. In Ferri, M. G. (Ed) *Simpósio sobre o cerrado*. p. 117-124. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.

_____. 1971. A organização natural das paisagens inter e subtropicais brasileiras. In Ferri, M. G. (Coord) *III Simpósio do cerrado.* , 3. p. 1-14. Editora Edgard Blücher & Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.

_____ & M. C. Júnior, 1951. *Contribuição ao estudo do sudoeste goiano*. B. Geogr. 9: 123-138.

Andrade, L. A. Z. 2002. *Impacto do fogo no banco de sementes de cerrado sensu stricto*. Dissertação de Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.

Araújo, G. M. de, A. A. A. Barbosa, A. A. Arantes, & A. F. Amaral, 2002. Composição florística de vereda no município de Uberlândia, MG. *Rev. Bras. Bot. 4:* 475-493.

Aubréville, A. 1959. As florestas do Brasil: estudo fitogeográfico e florestal. *Anu. Bras. Econ. Flor*. 11: 201-232.

Behling, I. 1998. Late Quaternary vegetation and climatic changes in Brazil. *Rev. Palaeobot. Palynol*. 99: 143-156.

_____ & H. Hooghiemstra, 2001. Neotropical savanna environments in space and time: Late Quaternary interhemispheric comparison. *In* Markgraf, V. (Ed) *Interhemispheric climate linkages*. p. 307-323. Academic Press, New York.

Cole, M. M. 1986. The savannas. Biogeography and geobotany. Academic Press, Harcourt Brace Javanovich Publishers, Publishers. London, UK.

Colinvaux, P. A. 1979. The ice-age Amazon. Nature 278: 399-400.

_____. 1997. The ice-age Amazon and the problem of diversity. *In* NWO/ Huygenslezing 1997. p. 7-30. The Hague: Netherlands Organization for Sicentific Research.

_____. P. E. de, Oliveira, J. E. Moreno, M. C. Miller, & M. B. Bush, 1996. A long pollen record from lowland Amazonia: forest and cooling in glacial times. *Science* 274: 85-87.

Coutinho, L. M.1982. Ecological Effects of fire in Brasilien cerrado. *In* Huntley, B. J. & B. H. Walker, (eds) *Ecology of tropical savannas.* p. 273-291. Springer-Verlag, Berlin.

_____. 1990. Fire in the ecology of the Brazilian cerrado. *In* Goldmmer, J. G. (Ed) *Fire in the tropical biota*. p. 82-105. Springer Verlag, Berlin.

_____. 2002. O bioma do cerrado. *In* Klein, A. L. (Org.) *Eugen Warming e o cerrado brasileiro: um século depois*. p. 77-91. Editora da UNESP, São Paulo.

Durigan, G.; I. R. Saraiva; L. M. A. G. Garrido; M. A. O. Garrido & A. P. Filho, 1987. Fitossociologia e evolução da densidade da vegetação do cerrado. Assis. SP. *Bol. Tec. Inst. Flor*. 41: 59-78.

Eiten, G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *Bot. Rev.* 38: 201 – 341.

_____, 1978. Delimitation of the cerrado concept. *Vegetatio* 36: 169-178.

_____. 1979. Formas fisionômicas do cerrado. *Revista Brasileira de Botânica* 2: 139-148.

_____. 1982. Brazilian "savanas". *In* Huntley, B. J. & Walker, B. H. (Eds) *Ecology of tropical savanas*. P. 24 – 47. Springer Verlag, Berlim.

_____. 1984. Vegetation of Brazilia. *Phytoeconologia* 12: 271-292.

_____ 1994. Vegetação do cerrado. *In* Pinto, M. N. (Ed) *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas.* EDUNB e SEMATEC, Brasília, DF.

Ferri, M. G. 1944. Transpiração de plantas permanentes dos cerrados. *Bol. Fac. Fil. Cien. Letr. Univ. São Paulo, Botânica, 4:159-224.* 1993.

Filho, A. 1993. Cerrados amazônicos: fósseis vivos? Algumas reflexões. *Rev. Inst. Geol.* 14: 63-68.

Franco, A. C. 2002. Ecophysiology of woody plants. *In* Oliveira, P. S. & Marquis, R. S. *Ecology and Natural History of a Neotropical savanna:* The cerrados of Brazil. P. 178-197. The University of Columbia Press.

Frost, P., E. Medina, J. C. Menaut, Solbrig, O., Swift, M. & Walker, B. 1986. Responses of savannas to stress and disturbance. IUBS *Special Issue* no. 10:1-82.

Furley, P. A. & J. A. Ratter, 1988. Soil resources and plant communities of the central Brazilian cerrado and their development. *J. Biogeog*. 15: 96-108.

Gibbs, P. E.; H. F. Leitão Filho; & G. Shepherd, 1983. Floristic composition and community structure in an area of cerrado in SE Brazil. *Flora* 173: 433-449.

Goldsmith, F. B. 1974. Multivariate analysis of tropical grassland communities in Mato Grosso, Brazil. *J. Biogeog*. 1: 111-122.

Goodland, R. 1971. A physiognomic analysis of the 'cerrado'vegetation of central Brasil. *J. Ecol.* 59: 411-419.

_____ & M. G. Ferri, 1979. *Ecologia do cerrado.* EDUSP/Livraria Itatiaia Editora LTDA., São Paulo.

_____ & R. Pollard, 1973. The brazilian cerrado vegetation: A fertility gradient. *J. Ecol.* 6: 219-224.

Gottsberger, G. & W. Morawetz, (1986). Florístic, structural and Phytogeographical analysis of the savannas of Humaitá (Amazonas). *Flora* 178: 41-71.

Hallé, F., R. A. A. Oldeman, & P. B. Tomlinson, 1978. *Tropical trees and forests*. Springer Verlag, Berlim.

Henriques, R. P. B. & J. D. Hay, 2002. Patterns and dynamics of plant populations. *In* Oliveira, P. S. & R. S. Marquis, *Ecology and Natural History of a Neotropical savanna:* The cerrados of Brazil. p. 140-178. The University of Columbia Press.

Heringer, P. E. 1971. Propagação e sucessão de espécies arbóreas do cerrado em

função do fogo, do cupim, da capina e do aldrim (inseticida). *In* Ferri, M. G. *(Coord) III Simpósio do cerrado*. P. 167-174. Editora Edigard Bücher & Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.

Heringer, E. P., G. M., Barroso, J. A Rizzo & C. T. Rizzini, 1977. A flora do Cerrado. In Ferri, M. G. (Coord) *Simpósio sobre o cerrado base para a utilização agropecuária.* p. 211-232. Editora da Universidade de São Paulo & Editora Itatiaia, São Paulo.

Hoffmann, W. A. 1996. The effects of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. *J. Ecol.* 84: 383-393.

_____. 1998. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. *J. Ecol.* 35: 422-433.

_____. 1999. Fire and population dynamics of woody plants in a neotropical savanna: matrix model projections. *Ecology* 80: 1354-1369.

_____ & A. Moreira, 2002. The role of fire in population dynamics of woody plants. *In* Oliveira, P. S. & R. S. Marquis. *Ecology and Natural History of a Neotropical savanna:* The cerrados of Brazil. p. 159-177. The University of Columbia Press.

Hooghiemstra, H. 1997. *Tropical rain forest versus savanna:* two sides of a precious medal. NWO/Huygenslezing 1997. p. 31-43. The Hague: Netherlands Organization for Sicentific Research.

Hueck, K.1957. Sobre a origem dos campos cerrados do Brasil e algumas novas observações no seu limite meridional. Rev. Brasil. Geog. 19: 67-81.

Kanegae, M. F.; Braz, V. S. & Franco, A. C. 2000. Efeitos da seca sazonal e disponibilidade de luz na sobrevivência e crescimento de *Bowdichia virgilioides* em duas fitofisionomias típicas dos cerrados do Brasil Central. *Rev. Brasil. Bot*. 23: 457-466.

Krejci, L. C., Fortunato, F. F. & Corréa, P. R. S. 1982. Pedologia. Levantamento exploratório de solos. *In* Brasil. Ministério de Minas e Energia. *Projeto RADAMBRASIL.* Folha SD.23 Brasília, Rio de Janeiro. (Levantamento de Recursos Naturais, 29).

Ledru, M.P.; P. I. S. Braga; F. Soubiès; M. Fournier; L. Martin; K. Suguio & B. Turcq, 1996. The last 50,000 years in the Neotropics (Southern Brazil): evolution of vegetation and climate. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol. 123: 239-257.*

_____ *Salgado-Labouriau, M. L. & M. L. Lorscheitter, 1998.* Vegetation dynamics in southern and central Brazil during the last 10,000 yr B.P. *Rev. Palaeobot. Palynl*. 99: 131-142.

Löefgren, A. 1898. Ensaio para uma distribuição dos vegetais nos diversos grupos florísticos no Estado de São Paulo. *Bol. Com. Geog. Geol.* 11: 1-50.

_____. 1906. La flore de St. Paul. *Rev. Centr. Sci. Let. Art. Campinas* 5: 53-61.

_____. 1912. Ensaio preliminar para uma phytogeographia brasileira. *Rev. Centr. Sci. Let. Art. Campinas* 11: 27-47.

Lopes, A. S. & F. R. Cox, 1977. Cerrado vegetation in Brazil: An edaphic gradient. *Agron. J.* 69: 828-831.

Lund, P. W. 1835. Bemaerkninger over vegetation paa de indre hogsletter of Brasilien, isaer i plantehistorisk henseende *Kgl. Danske Videnskab. Selsk. Skrifter* 6: 145-188.

Meirelles, M. L., C. A. Klink, & J. C. S. Silva, 1997. Um modelo de estado y transiciones para el cerrado brasileño. *Ecotropicos* 10: 45-50.

Miranda, M. I. 2002. *Efeitos de diferentes regimes de queimadas sobre a comunidade de gramíneas do cerrado.* Dissertação de Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.

Moreira, A. G. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. *J. Biog*. 27: 1021-1029.

Oliveira Filho, A. T. & J. A. Ratter, 1995. A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species

distribution patterns. *Edinb. J. Bot.* 52: 141-194.

_____ & Ratter, J. A. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado biome. *In* Oliveira, P. S. & Marquis, R. S. *Ecology and Natural History of a Neotropical savanna*: The cerrados of Brazil. p. 91-120. The University of Columbia Press.

_____; Sheperd, G. J.; F. R. Martins & W. H. Stubblebine, 1989. Environmental factors affecting physiognomic and floristic variation in an area of cerrado in central Brazil. *J. Trop. Ecol*. 5: 413-431.

Pennington, R. T.; D. E. Prado & C. A. Pendry, 2000. Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. *J. Biog.* 27: 261-273.

Prance, G. T. 1996. Island in Amazonia. *Philos. Trans. Roy. Soc.* B 351: 823-833.

Pivello, V. R. & L. M. Coutinho, 1996. A quantitative successional model to assist in the management of Brazilian cerrados. *For. Ecol. Manag*. 87: 127-138.

Rachid, M. 1944. Transpiração e sistema subterrâneos da vegetação de verão dos campos cerrados de Emas. *Bol. Fac. Fil. Ciênc. Letr*. Univ. São Paulo, Botânica 5: 1-135.

Ratter, J. A. 1971. Some notes on two types of cerradão occurring in north eastern Mato Grosso. *In* Ferri, M. G. (Coord) *III Simpósio do cerrado.* p. 100-102. Editora Edigard Bücher & Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.

_____. 1991. Transitions between cerrado and forest vegetation in Brasil. *In* Furley, P. A.; J. Proctor & J. A.Ratter, (Eds) *Nature and Dynamics of forest-savanna boundaries. p. 417-429. Chapman & Hall, London.*

_____*;* G. P. Askew; R. F. Montgomery & D. R. Gifford, 1977. Observações adicionais sobre o cerradão de solos mesotróficos no Brasil central. *In* Ferri, M. G. (Coord) *IV Simpósio sobre o cerrado.* p. 303-316. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.

_____. & J. F. Ribeiro, 1996. Biodiversity of the flora of the cerrado. *In* Pereira, R. C. & Nasser, L. C. B. (Eds.) *Anais do VIII Simpósio sobre o cerrado*. p. 3-5. EMBRAPA, Planaltina.

_____; Richards, P. W., Argent, G. & Gifford, D. R. 1973. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso I. The woody vegetation types of the Xavantina-Cachimbo Expedition area. *Philos. Trans. Roy. Soc.* B 266: 449-492.

_____; Askew, G. P.; Montgomery, R. F. & Gifford, D. R.1978a. Observations on forests of some mesotrophic soils in central Brazil. *Rev. bras. Bot.* 1: 47-58.

Ratter, J. A.; Askew, G. P.; Montgomery, R. F. & Gifford, D. R.1978b. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso II. Forests and Soils of the Rio Suiá-Missu area. *Proc. Roy. Soc.* B 203: 191-208.

_____; Bridgewater, S.; Atkinson, R. & Ribeiro, J. F. 1996. Analysis of florístic composition of the Brazilian cerrado vegetation II: Comparison of the woody vegetation of 98 areas. *Einburg Journal of Botany* 53: 153-180.

_____; Ribeiro, J. F. & Bridgewater, S.1996. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Ann. Bot*. 80: 223-230.

Rawitscher, F. 1948. The water economy of the vegetation of the çampos cerrados' in southern Brazil. *J. Ecol.* 36: 16-32.

_____. 1950. O problema das savanas brasileiras e das savanas em geral. *Anu. Bras. Econ. Flor*. 3: 32-38.

_____. 1951. Novos ensinamentos da ecologia tropical. *Cienc. Cult. 3: 232-242.*

_____*;* Ferri, M. G. & Rachid, M. 1943. Profundidade dos solos e vegetação em campos cerrados do Brasil meridional. *An. Acad. Bras.* Ci 15: 267-294.

Ribeiro, J. F.; Silva, J. C. & Azevedo, L. G. 1982. Estrutura e composição florística em tipos fisionômicos dos cerrados e sua relação com alguns parâmetros do solo. *In Anais do XXXII Congr. Nac. Bot. P. 141-156. Sociedade Botânica do Brasil, Terezina.*

Rizzini, C. T. 1963. A flora do cerrado. *In* Ferri, M. G. (Ed) *Simpósio sobre o*

cerrado. p. 127-177. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.

_____. 1979. *Tratado de Fitogeografia do Brasil*. Aspectos florísticos. Editora Hucitec & Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.

Ruggiero, P. G. C, M. A. Batalha, V. R. Pivello & S. T. Meirelles 2002. Soil – vegetation relationships in cerrado (Brazilian savanna) and semideciduous forest, southeastern Brazil. *Plant Ecol.* 160: 1-16.

Saint-Hilaire, A. 1827. *Voyage aux sources du Rio de S. Francisco et dans la province de Goyaz.* Berlin Imprimeur-Librarie, Paris.

_____. 1831. Tableau de la végétation primitive dans la province de Minas Gerais. Ann. Sci. Nat. 24: 64-83.

Sarmiento, G. & M. Monastério, 1975. A critical consideration of the environmental conditions associated with the occurrence of savanna ecosystems in tropical america. *In* Golley, F. B. & Medina, E. (Eds) *Tropical ecological systems: trends in terrestrial and aquatic research.* p. 223-250. Springer-Verlag, New York.

Sato, M. N. & H. S. Miranda, 1996. Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado *sensu stricto* submetidas a diferentes regimes de queima. In Miranda, H. S., C. H. Saito, & B. F. S. de Souza Dias, (Eds) *Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga.* p. 102-111. Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, DF.

Schimper, A. F. W. 1903. *Plant-geography upon a physiological basis.* Caredon Press, Oxford.

Schnell, R. 1961. Le probléme des homologies phytogeographiques entre l'Áfrique et l'Amerique tropicales. *Mem. Mus. Hist. Nat*. 11: 137-241.

Van der Hammen, T. & H. Hooghiesmstra, 2000. Neogene and Quaternary history of vegetation, climate, and plant diversity in Amazonia. *Quat. Res.* 19: 725-742.

Warming, E. 1892. *Lagoa Santa. Et. Beitrag til den biologiske plantegeografi.* D. Kgl. Danske Vidensk. Selsk. Skr. 6, Raekke VI. (Trad. Do dinamarqués por A. Loefgren, 2a ed., São Paulo, Editora da Universidade de São Paulo e Editora Itatiaia, 1973).

Whittaker, R. H. 1953. A consideration of climax theory: the climax as a population and pattern. *Ecol. Monog.* 23: 41-78.

Capítulo 4

FOTO: ALDICIR SCARIOT

Efeitos do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado

Heloisa Sinátora Miranda
Margarete Naomi Sato
Departamento de Ecologia
Universidade de Brasília
Brasília, DF

INTRODUÇÃO

As formas fisionômicas mais comuns do Cerrado caracterizam-se por possuir um estrato rasteiro bastante desenvolvido, constituído principalmente por gramíneas, e um estrato lenhoso não muito denso, onde as copas das árvores não formam um dossel contínuo (Ribeiro & Walter, 1998). A vegetação apresenta fenologia marcadamente sazonal, havendo grande produção de biomassa durante a estação chuvosa (outubro a maio). Na estação seca, as gramíneas, em sua maioria, estão inativas e a maior parte de sua biomassa aérea seca morre favorecendo a ocorrência de incêndios (Klink & Solbrig, 1996). O registro mais antigo de fogo na região do Cerrado data de 32000 A.P. (Ferraz-Vicentini, 1993), provavelmente sendo de origem natural. Registros mais recentes, 13700 A.P. e 8600 A.P., são apresentados por Oliveira (1992) e Coutinho (1981), podendo ser de origem natural ou antrópica (Salgado-Labouriau & Ferraz-Vicentini, 1994). Estudos recentes realizados por Ramos Neto & Pivello (2000), no Parque Nacional de Emas (GO), mostram que incêndios de Cerrado iniciados por raios ocorrem de setembro a maio, no final da estação seca e durante a estação chuvosa. As queimadas destinadas ao preparo da terra para o plantio de grãos ou ao manejo de pastagens naturais ou plantadas são, geralmente, realizadas durante a estação seca (Coutinho, 1990). Embora, a vegetação lenhosa do Cerrado apresente características adaptativas ao fogo (Eiten, 1994; Coutinho, 1990), as queimadas durante a época seca podem resultar em mudanças mais significativas na estrutura e composição florística da vegetação do que as queimadas provocadas na época chuvosa. Apresentamos neste capítulo uma revisão dos dados disponíveis na literatura sobre os efeitos do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado. Nesta discussão, a expressão queimada está restrita àquelas prescritas e os termos fogo ou incêndio se referem às queimadas não prescritas ou de origem desconhecida.

Diferentes tipos de danos na vegetação lenhosa têm sido relatados, principalmente nos padrões reprodutivos, no recrutamento e estabelecimento de novos indivíduos e taxas de mortalidade. Estes serão os efeitos do fogo abordados neste capítulo.

FLORAÇÃO

Uma intensa floração após a passagem do fogo tem sido amplamente relatada para a vegetação do estrato rasteiro do Cerrado (Freitas, 1998; Haddad & Válio, 1993; César, 1980; Coutinho, 1976). Todavia, poucos são os estudos sobre a resposta imediata da vegetação lenhosa. Miranda (1995) em estudo da fenologia de um cerrado *sensu stricto*, em Alter-do-Chão (PA), registrou que imediatamente após um incêndio não houve alteração significativa na floração do estrato arbóreo. Um mês antes da ocorrência do fogo havia oito espécies em floração, e cinco espécies um mês após a queima. Para *Byrsonima crassifolia* houve uma pequena redução do número de indivíduos em floração após a queima e *Himatanthus falax* floresceu mais intensamente, com cerca de 26% dos indivíduos apresentando flores. Todavia, cerca de 60% dos indivíduos com flor apresentavam mais de 5m de altura, sendo portanto, bem maiores que a altura média das chamas (Frost & Robertson, 1987) e altos, o suficiente, para não permanecerem, por um período muito longo, expostos à coluna de ar quente. Para queimada de campo sujo, Freitas (1998) registrou a floração de *Erythroxylum suberosum*, *Stryphnodendron adstringens*, *Byrsonima coccolobifolia*, *Byrsonima verbascifolia e Palicourea rigida* entre 14 e 94 dias após queimadas experimentais.

Efeitos do fogo na produção de flores no período seguinte à ocorrência de incêndios ou queimadas têm sido relatados com maior freqüência. O fogo parece não alterar a produção de flores de *Kielmeyera coriacea*, *Roupala montana* e *Stryphnodendron adstringens*. Landim & Hay (1996) observaram que, um ano após a ocorrência do fogo, não há diferença significativa na produção de botões florais e flores de *K. coriacea* entre uma área protegida de queima e outra queimada no final da estação seca. Felfili *et al.* (1999) em estudo de longa duração sobre fenologia de *S. adstringens*, não observaram diferença significativa para a produção de flores, um ano após um incêndio em área de cerrado *sensu stricto*. Ao comparar resultados obtidos em uma área de cerrado *sensu stricto* protegida de queima por mais de sete anos e áreas queimadas há um, dois e três anos, Hoffmann (1998) mostra que o período após queima não resultou em diferenças significativas na produção de flores de *R. montana*, embora tenha ocorrido uma redução na porcentagem de indivíduos com flores. Miyanishi & Kellman (1986) observaram que o máximo da floração de *Miconia albicans* ocorreu no terceiro período reprodutivo após a passagem do fogo, enquanto Hoffmann (1998) e Sanaiotti & Magnusson (1995) observaram a produção máxima de flores ao final de um período de dois anos após a queima. *Piptocarpha rotundifolia* apresenta uma resposta positiva à ocorrência de queimadas, sendo o número de capítulos produzidos no primeiro ano após a queimada, significativamente maior do que em uma área sem queima (Hoffmann, 1998). Embora sem registrar as espécies, Miranda (1995) relata que um ano após um incêndio em cerrado *sensu stricto* o número de espécies em floração não diferiu significativamente do registrado antes da ocorrência do fogo.

Os diferentes efeitos do fogo na produção de flores podem estar refletindo a fenofase da espécie no momento da queima: danos parciais, como morte de ramos resultando na diminuição no porte do indivíduo; ou a ocorrência de morte total da parte aérea, com investimento preferencial na

produção de rebrotas, ao invés de em órgãos reprodutivos (Medeiros, 2002; Hoffmann, 1998).

PRODUÇÃO DE FRUTOS E DE SEMENTES

Na vegetação do Cerrado, algumas espécies apresentam frutos tolerantes às altas temperaturas durante a passagem da frente de fogo (Cirne, 2002; Landim & Hay, 1996; Coutinho 1977), porém muitas sofrem um efeito negativo (Felfili *et al.*, 1999; Miranda, 1995; Sanaiotti & Magnusson, 1995). Landim & Hay (1996) observaram que para indivíduos de *K. coriacea*, com altura entre um e três metros, o fogo danificou cerca de 60% dos frutos, enquanto que em uma área protegida contra a queima apenas 8% dos frutos apresentavam dano. Cirne (2002) mostrou que os frutos de *K. coriacea* são eficientes na proteção das sementes durante queimadas. A temperatura máxima externa dos frutos pode atingir valores entre 390ºC a 730ºC, dependendo da sua posição na copa, enquanto que no interior do fruto a temperatura máxima é da ordem de 62ºC, sendo de cerca de 100s a permanência de temperatura superior a 60ºC, não afetando a viabilidade das sementes. O autor também registrou um aumento significativo na deiscência de frutos após a passagem do fogo, confirmando que o fogo promove a abertura de frutos de algumas espécies do Cerrado, como já reportado para *Anemopaegma arvenses*, *Gomphrena macrocephala*, *Jacaranda decurrens* e *Nautonia nummularia*, espécies anemocóricas do estrato herbáceo-subarbustivo (Coutinho, 1977).

Sanaiotti & Magnusson (1995) apresentam resultados sobre o efeito de diferentes regimes de queima (duas queimadas anuais, dois anos sem queima e mais duas queimadas anuais) na produção de frutos em árvores e arbustos em um cerrado na Amazônia. Os diferentes regimes de queima resultaram em diferentes efeitos na produção de frutos para as espécies arbóreas e arbustivas. Considerando as espécies arbóreas presentes na área, *Anacardium occidentale*, *Byrsonima coccolobifolia*, *B. crassifolia*, *Myrcia* sp., *Pouteria ramiflora* e *Simarouba amara*, os autores concluíram que o fogo não alterou o número de espécies frutificando, quando comparado ao período sem queima. Sanaiotti & Magnusson (1995) atribuem essa resposta à altura das copas, geralmente acima 1,5m (evitando a ação direta das chamas), e à eficiente proteção oferecida pela casca espessa destas espécies. Não foi observado um único padrão de produção de frutos pós-fogo para as espécies arbustivas. Algumas espécies não tiveram a produção de frutos alterada pela queimada, outras apresentaram um atraso no período de frutificação ou somente produziram frutos no ano seguinte à ocorrência do fogo, e algumas espécies, como conseqüência da grande redução da parte vegetativa, necessitariam de três ou mais anos para retornar a situação pré-fogo.

Em um estudo sobre o sucesso reprodutivo de *Byrsonima crassa*, após a ocorrência de um incêndio no final da estação seca em área de cerrado *sensu stricto*, Silva *et al.* (1996) concluíram que o fogo estaria estimulando a produção de botões e frutos. Hoffmann (1998) observou que os frutos e sementes de *Miconia albicans, Myrsine guianensis*, *Roupala montana*, *Periandra mediterranea*, *Rourea induta* e *Piptocarpha rotundifolia* foram danificados por uma queimada ocorrida no final da estação seca. Todas as

espécies, exceto *P. rotundifolia*, apresentaram um declínio na produção de sementes como resposta à queimada. Segundo o autor, o decréscimo no número de sementes é conseqüência da redução no tamanho dos indivíduos e do investimento em reprodução vegetativa. Andrade (2002), em estudo sobre a recuperação do banco de sementes no solo de uma área de cerrado *sensu stricto* queimada em agosto, no meio da estação seca, determinou que 10 meses após a queima o número de sementes viáveis de *M. albicans* era de 40 sementes/m^2, quatro vezes maior do que o determinado no dia anterior à queimada. Felfili *et al.* (1999), em estudo sobre fenologia de *Stryphnodendron adstringens*, observaram que um incêndio ocorrido no final da estação seca, afetou a produção de frutos. A frutificação ocorreu no segundo ano após o incêndio e o número de frutos produzidos foi a metade daquele registrado no período pré-fogo. Miranda (1995) em estudo da fenologia de um cerrado *sensu stricto* registrou que, um mês após a ocorrência de um incêndio, houve uma redução de 33% no número de espécies com frutos, e que após um ano, apenas sete das 19 espécies inventariadas apresentavam frutos. Embora esses estudos avaliem efeitos do fogo na produção de frutos e sementes para várias espécies lenhosas do Cerrado, há ainda a necessidade de estudos de longa duração para melhor avaliação desses efeitos quando associados às variações temporais na fenologia das espécies.

SOBREVIVÊNCIA DE PLÂNTULAS E INDIVÍDUOS JOVENS

Embora na literatura sobre estratégias reprodutivas da vegetação do Cerrado seja dada ênfase para a reprodução vegetativa de um grande número de espécies lenhosas (Rizzini, 1971; Ferri, 1961), Kanegae *et al.* (2000), Braz *et al.* (2000), Nardoto *et al.* (1998), Oliveira & Silva (1993) reportam que as plântulas de espécies lenhosas do Cerrado são capazes de sobreviver ao estresse imposto pela longa estação seca. Durante esse período, o fogo também pode representar mais um fator a dificultar o estabelecimento das plântulas (Braz *et al.*, 2000; Oliveira & Silva, 1993).

Hoffmann (1996) investigou o efeito de diferentes regimes de queima no estabelecimento de plântulas de *Brosimum gaudichaudii*, *Guapira noxia*, *Kielmeyera coriacea*, *Miconia albicans*, *Myrsine guianensis*, *Periandra mediterranea*, *Roupala montana*, *Rourea induta* e *Zeyheria montana*. Para isso, o sucesso no estabelecimento foi comparado entre uma área de cerrado *sensu stricto* protegida de queima por mais de sete anos, e áreas queimadas há um ano, dois anos, e na estação seca anterior. Os resultados mostram que, para todas as espécies, o estabelecimento de plântulas foi menor na área recentemente queimada do que nos outros tratamentos, mas que não houve diferença significativa no estabelecimento entre a área protegida e aquelas queimadas há um e dois anos.

Oliveira & Silva (1993) em estudos sobre biologia reprodutiva de *K. coriacea* mostraram que apenas 5% das plântulas morreram como conseqüência do fogo acidental que ocorreu na primeira estação seca após o estabelecimento. Os autores atribuem a alta taxa de sobrevivência dessa espécie ao rápido desenvolvimento do sistema radicular, acumulando água e reservas de amido, nos primeiros estádios de desenvolvimento da plântula. Braz *et al.* (2000), em estudo sobre estabelecimento e

desenvolvimento de plântulas de *Dalbergia miscolobium*, em uma área de cerrado *sensu stricto*, também determinaram baixa taxa de mortalidade (14%) após um incêndio, no final da estação seca e seguinte ao estabelecimento. As plântulas sobreviventes rebrotaram a partir da base, ocorrendo crescimento acentuado da parte aérea nos primeiros meses após o fogo, resultando em um incremento de 5,5cm na parte aérea ao final da estação chuvosa.

Para *Blepharocalyx salicifolius*, Matos (1994) determinou após queimadas prescritas, taxas de mortalidade de cerca de 90% para plântulas e 50% para os indivíduos jovens. As rebrotas a partir da base foram da ordem de 10% e 4% para plântulas e para juvenis, respectivamente. O tamanho crítico para sobrevivência de juvenis foi estimado em 50cm de altura e 0,6cm de diâmetro basal. Para plântulas de *M. albicans*, Miyanishi & Kellman (1986) determinaram mortalidade de 40% após queima, e estabeleceram a altura crítica para tolerância ao fogo como sendo entre 4,3 e 7,5cm. Hoffmann (1998) observou que queimadas bienais resultavam em altas taxas de mortalidade para plântulas e vergônteas de cinco espécies lenhosas do Cerrado. Para plântulas de *M. albicans* a mortalidade foi de aproximadamente 100%, 86% para *M. guianensis*, 64% para *R. montana*, 50% para *P. mediterranea* e de 33% para *R. induta*. Entretanto, para vergônteas de *M. guianensis*, *R. montana* e *R. induta*, com diâmetro entre 1,7 e 2,4mm, foi observada alta taxa de sobrevivência. Esses estudos mostram que o estabelecimento e desenvolvimento das plântulas estão relacionados ao intervalo entre queimas, com queimadas freqüentes favorecendo a reprodução vegetativa. Com curtos intervalos entre queimadas, as plântulas não se desenvolvem o suficiente para atingir o tamanho crítico de escape ao fogo, e as sucessivas rebrotas resultam em exaustão dos órgãos de reserva (Whelan, 1995).

TAXAS DE MORTALIDADE E SOBREVIVÊNCIA DE REBROTAS

Embora muitas espécies do Cerrado apresentem características morfológicas de resistência ao fogo - como casca espessa, proteção de gemas e órgãos subterrâneos - e fisiológicas como a translocação de nutrientes para tecidos subterrâneos no início da seca (Coutinho, 1990), diferentes tipos de danos na vegetação lenhosa têm sido relatados. Esses danos são classificados como leves, com chamuscamento e queda das folhas, ou morte dos ramos mais finos (Ramos, 1990); severos, que incluem a morte da parte aérea com rebrota basal e(ou) subterrânea ("topkill"); ou permanentes, resultando na morte do indivíduo (Sato, 2003; 1996; Rocha e Silva, 1999; Souza & Soares, 1983). O conjunto desses danos resulta na alteração da composição de espécies e na estrutura da vegetação (Sato, 2003; Sato *et al*., 1998).

A rápida recuperação pós-fogo, via rebrotas na parte epigéia, a partir de raízes gemíparas ou da parte basal do tronco tem sido amplamente reportada na literatura (Sato, 2003; 1996; Rocha e Silva, 1999; Cardinot, 1998; Coutinho, 1990; Ramos, 1990; Souza & Soares, 1983). Para espécies lenhosas de campo sujo, Rocha e Silva (1999) mostrou que, após três queimadas bienais, cerca de 35 a 65% dos indivíduos apresentaram exclusivamente rebrotas na parte epigéia e que apenas 19% dos indivíduos apresentavam rebrotas basais ou

subterrâneas. Para o cerrado *sensu stricto*, Sato (1996) observou que, após duas queimadas bienais, cerca de 66% da vegetação lenhosa apresentou rebrota na parte epigéia e 20% rebrotas basais ou subterrâneas. Para cerradão, após um incêndio em área que estava protegida contra o fogo por 50 anos, Souza & Soares (1983) observaram um padrão inverso, 3% dos indivíduos apresentaram rebrotas na parte epigéia e 77% exclusivamente rebrotas basais.

Queimadas recorrentes podem ter um grande impacto na sobrevivência de rebrotas. Medeiros (2002) mostrou que cerca de 60% das rebrotas que morrem em conseqüência de queimadas apresentam altura de até 60cm, que corresponde à zona de temperaturas máximas determinadas para queimadas de Cerrado (Sato, 1996; Miranda *et al.*, 1996; 1993). Medeiros (2002) mostrou também que cerca de 70% dessas rebrotas apresentam diâmetro basal entre 0,5 e 1,5cm, indicando que as rebrotas não apresentam uma proteção efetiva da casca contra as altas temperaturas. Rocha e Silva & Miranda (1996) e Guedes (1993) determinaram uma espessura mínima de 6 a 8mm para que a casca ofereça uma proteção efetiva ao câmbio durante queimadas de Cerrado. Nos ramos mais baixos, nas rebrotas ou nos indivíduos jovens que não apresentem casca espessa, a temperatura no câmbio pode ultrapassar 60°C por períodos longos o suficiente para causar a morte do tecido (Rocha e Silva & Miranda, 1996; Guedes, 1993).

O efeito de duas queimadas anuais em indivíduos de pequeno porte, isto é, entre 20 e 100cm de altura e diâmetro basal maior que 1,5cm, foi investigado por Armando (1994) para nove espécies lenhosas em área de cerrado *sensu stricto*. As duas queimadas resultaram em uma redução de cerca de 4% no número de indivíduos. O autor mostrou também que ocorreu uma redução da ordem de 10cm na altura dos indivíduos, indicando que queimadas freqüentes podem atrasar o crescimento dos indivíduos retardando a passagem para o estádio reprodutivo. Ramos (1990) observou que indivíduos lenhosos com altura até 128cm e com diâmetro, a 30cm do solo, menores de 3cm são seriamente danificados durante queimadas. Sato (1996), em estudo sobre mortalidade da vegetação lenhosa em cerrado *sensu stricto*, mostrou que após uma queimada os indivíduos com altura entre 30 e 200cm, foram aqueles que apresentaram maior taxa de mortalidade (40%) e que, como conseqüência dos danos sofridos, uma queimada realizada dois anos depois, fez com que a mortalidade para os indivíduos com altura inferior a 2m aumentasse para cerca de 70%.

Sato (2003) calculou taxas de mortalidade para a vegetação lenhosa de cerrado *sensu stricto* submetida a queimadas prescritas nos meses de junho, agosto e setembro. Após cinco queimadas bienais a mortalidade foi de 39% na área queimada em junho, e cerca de 45% nas áreas queimadas em agosto e setembro. Ao considerar o total de caules destruídos ("topkill" + mortos) estes valores passam a ser da ordem de 44% para a área queimada em junho, 59% para a queimada em agosto e 75% para a queimada em setembro, indicando um efeito diferenciado do fogo na vegetação lenhosa em relação à época da queima, isto porque várias espécies lenhosas do Cerrado renovam as folhas, florescem ou frutificam durante a estação seca (Oliveira & Gibbs, 2000).

Para campo sujo, Medeiros (2002) mostrou que três queimadas anuais

realizadas no meio da estação seca, após 25 anos de proteção contra o fogo, resultaram na morte de 37% dos indivíduos lenhosos presentes na área e 77% de caules destruídos. Rocha e Silva (1999) em estudo sobre o efeito de diferentes regimes de queima na vegetação lenhosa de campo sujo mostrou que, após proteção contra fogo por 18 anos, três queimadas bienais em meados da estação seca, reduziram em 20% o número de indivíduos lenhosos na área de estudo e, em área adjacente, submetida a duas queimadas quadrienais, a mortalidade foi de 21%. Entretanto, ao considerar o número de caules destruídos o autor obteve valores da ordem de 33% para a área sob regime bienal e de 54% para a área sob regime quadrienal. A diferença no número de caules destruídos apresentados por Medeiros (2002) e Rocha e Silva (1999) pode ser consequência do limite mínimo adotado para o diâmetro dos indivíduos inventariados. Medeiros (2002) incluiu todos os indivíduos com diâmetro igual ou superior a 2,0cm, enquanto que Rocha e Silva (1999) adotou 5,0cm como diâmetro mínimo. Estes estudos mostram que, embora a vegetação lenhosa apresente adaptações de proteção contra o fogo, queimadas sucessivas com intervalos de um a quatro anos, comuns na região do Cerrado (Coutinho, 1990; 1982), resultam em altas taxas de mortalidade e de "topkill" com alterações significativas na estrutura da vegetação.

A alteração na estrutura e composição da vegetação resultante de queimadas sucessivas foi investigada por Andrade (2002) em estudo do banco de sementes do solo em uma área de cerrado *sensu stricto* submetida a quatro queimadas bienais e em outra protegida do fogo por 25 anos. A autora mostra que o banco de sementes nas duas áreas é significativamente diferente. O banco de sementes viáveis de monocotiledôneas da área queimada apresentou cerca de 103 sementes/m^2 enquanto que o da área protegida apenas 23 sementes/m^2. Já o banco de sementes de dicotiledôneas foi maior na área protegida (23 sementes/m^2) do que na área queimada (6 sementes/m^2). O favorecimento das gramíneas também foi observado por Sato (2003) ao mostrar que após 18 anos de proteção contra o fogo, as gramíneas representavam cerca de 45% do total de biomassa do estrato rasteiro, e que após cinco queimadas bienais passaram a representar cerca de 70%. Estes estudos indicam que a alteração na estrutura da vegetação lenhosa resultante de queimadas sucessivas, via altas taxas de mortalidade e "topkill", resultam em sistemas com fisionomias mais abertas, com o favorecimento das gramíneas em relação às lenhosas. O que por sua vez, pode tornar o sistema mais susceptível a queimadas durante a estação seca dificultando a regeneração do sistema para sua forma fisionômica pré-fogo.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Embora ainda não tenhamos informação sobre a frequência de eventos de incêndios naturais no Cerrado, vários estudos mostram que o fogo vem ocorrendo há milhares de anos. Estudos recentes mostram também que os incêndios causados por raios ocorrem preferencialmente no período de transição entre a estação seca e chuvosa e, em maior frequência, durante a estação chuvosa. Porém, com a ocupação do Cerrado para fins agropastoris o regime natural de queima tem sofrido alterações, com as queimadas sendo realizadas durante a estação seca e com intervalo entre queima de um a quatro anos. O conhecimento sobre os efeitos

do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado, sintetizado nesta revisão, sugere que estas alterações no regime de queima resultam em fisionomias mais abertas como consequência das altas taxas de mortalidade, alterações nas taxas de recrutamento e favorecimento da vegetação do estrato rasteiro. Embora a literatura sobre o assunto seja considerável, fica evidente o pequeno número de espécies estudadas, quanto à resposta ao fogo, em relação à alta diversidade de espécies lenhosas deste Bioma. Poucos são os estudos de longa duração que analisam o efeito do fogo em populações e comunidades e raros aqueles que investigam os efeitos do fogo no funcionamento do sistema, quer seja na taxa de absorção de carbono ou de uso de água (Breyer, 2001; Santos, 1999; Silva, 1999; Miranda *et al.*, 1997), bem como estudos relacionados à recuperação do sistema. Portanto, é necessário ampliar o número de espécies estudadas, iniciar estudos sobre recuperação de áreas submetidas a queimadas freqüentes e também sobre aqueles relacionados aos processos e funcionamentos do sistema, para que o fogo, como ferramenta de manejo, possa ser utilizado com critério e segurança para a manutenção da diversidade da vegetação lenhosa do Cerrado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Andrade, L. A. Z. 2002. Impactos do fogo no banco de sementes do solo de cerrado *sensu stricto*. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.

Armando, M. 1994. *O impacto do fogo na rebrota de algumas espécies de árvores do Cerrado*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.

Braz, V. S., M. F. Kanegae, & A. C. Franco. 2000. Estabelecimento e desenvolvimento de *Dalbergia miscolobium Benth,* em duas fitofisionomias típicas dos cerrados do Brasil Central. *Acta Botanica Brasilica* 14: 27-35.

Breyer, L. M. 2001. *Fluxos de energia, carbono e água em áreas de cerrado sensu stricto submetidas a diferentes regimes de queima.* Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.

Cardinot, G. K. 1998. Efeitos de diferentes regimes de queima nos padrões de rebrotamento de *Kielmeyera coriacea* Mart. e *Roupala montana* Aubl., duas espécies típicas do cerrado. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.

César, H. L. 1980. *Efeitos da queima e corte sobre a vegetação de um campo cujo na Fazenda Água Limpa, Brasília-DF.* Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.

Cirne, P. 2002. Efeitos do fogo na regeneração da lenhosa *Kielmeyera coriacea* em áreas de cerrado sensu stricto: mecanismos de sobrevivência e época de queima. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.

Coutinho, L. M. 1976. *Contribuição ao conhecimento do papel ecológico das queimadas na floração de espécies do Cerrado*. Tese de Livre Docência, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.

_____. 1977. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. II - As queimadas e a dispersão de sementes em algumas espécies anemocóricas do estrato herbáceo-subarbustivo. *Boletim de Botânica, USP 5: 57-64*.

_____. l98l. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. Nota sobre a ocorrência e datação de carvões vegetais encontrados no interior do solo, em Emas, Pirassununga, SP. *Revista Brasileira de Botânica 4: ll5-ll7*.

_____. 1982. Ecological effects of fire in Brazilian Cerrado. In B. J. Huntley & B. H. Walker (Eds.). *Ecology of tropical savannas*. p. 273-291. Springer-Verlag, Berlin. Germany.

_____. 1990. Fire in the Ecology of Brazilian Cerrado. In J. G. Goldammer (Ed.). *Fire in the tropical biota: Ecological processes and global challenges.* Ecological Studies, p. 82-105. Springer-Verlag, Berlin. Germany.

Eiten, G. 1994. Vegetação do Cerrado. *In* M. N. Pinto (Org.). *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*. pp. 17-73. Edunb/SEMATEC, Brasília, DF.

Felfili, J. M., M. C. Silva Jr., B. J. Dias, & A. V. Rezende. 1999. Estudo fenológico de *Stryphnodendron adstringens* (Mart.) Coville no cerrado *sensu stricto* da Fazenda Água Limpa no Distrito Federal, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 22: 83-90.

Ferraz-Vicentini, K. R. C. l993. *Análise palinológica de uma vereda em Cromínia, GO*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.

Ferri, M. G. 1961. Aspects of soil-water-plant relationships in conection with some Brazilian types of vegetation. *In Tropical soils and vegetation*: proceedings of the Abidjan Symposium. p.103-109. UNESCO.

Freitas, R. I. P. 1998. *Abelhas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) e a floração de plantas em áreas de cerrado recém queimadas no Distrito Federal.* Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.

Frost, P. H. G., & F. Robertson. 1987. The ecological effects of fire in savannas. *In* B. H. Walker (Ed.). *Determinants of tropical savannas*. p. 93-141. IRL Press Limited, Oxford, UK.

Guedes, D. M. 1993. *Resistência das árvores do Cerrado ao fogo:* papel da casca como isolante térmico. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.

Haddad, C. R. B., & I. F. M. Valio. 1993. Effect of fire on flowering of *Lantana montevidensis* Briq. *Journal of Plant Physiology* 141: 704-707.

Hoffmann, W. A. 1996. The effects of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. *Journal of Ecology* 84: 383-393.

_____. 1998. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. *Journal of Applied Ecology* 35: 422-433.

Kanegae, M. F., V. S. Braz, & A. C. Franco. 2000. Efeitos da seca sazonal e disponibilidade de luz na sobrevivência e crescimento de *Bowdichia virgilioides* em duas fitofisionomias típicas dos cerrados do Brasil Central. *Revista Brasileira de Botânica* 23: 459-468.

Klink, C. A., & O. T. Solbrig. 1996. Efeito do fogo na biodiversidade de plantas do Cerrado. *In* G. Sarmiento & M. Cabido (Eds.). *Biodiversidad y Funcionamento de Pastizales y Sabanas en América Latina.* pp.231-244. CYTED y CIELAT, Venezuela.

Landim, M. F., & J. D Hay. 1996. Impacto do fogo sobre alguns aspectos da biologia reprodutiva de *Kielmeyera coriacea* Mart. *Revista Brasileira de Biologia* 56: 127-134.

Matos, M. R. B. 1994. *Efeito do fogo sobre os regenerantes de Blepharocalyx salicifolius H. B. K. (Myrtaceae) em Cerrado aberto, Brasília, DF.* Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.

Medeiros, M. B. 2002. *Efeitos do fogo nos padrões de rebrotamento de plantas lenhosas, em campo sujo, após queimadas prescritas.* Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.

Miranda, A. C., H. S. Miranda, I. F. O. Dias, & B. F. S Dias. 1993. Soil and air temperatures during prescribed cerrado fires in Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 9: 313-320.

Miranda, A. C., H. S. Miranda, J. Lloyd, J. Grace, J. A. Francey, J. McIntyre, P. Meier, P. Riggan, R. Lockwood, & J.

Brass. 1997. Fluxes of carbon, water and energy over Brazilian cerrado: an analysis using eddy covariance and stable isotopes. *Plant, Cell and Environment* 20: 315-328.

Miranda, H. S., E. P. Rocha e Silva, & A. C. Miranda. 1996. Comportamento do fogo em queimadas de campo sujo. *In* H. S. Miranda, C. H. Saito & B. F. S. Dias (Orgs.). *Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga*. pp. 1-10. ECL/UnB, Brasília, DF, Brasil.

Miranda, I. S. 1995. Fenologia do estrato arbóreo de uma comunidade de cerrado em Alter-do-Chão, PA. *Revista Brasileira de Botânica* 18: 235-240.

Miyanishi, K., & M. Kellman. 1986. The role of fire in the recruitment of two neotropical savanna shrubs, *Miconia albicans and Clidemia sericea*. *Biotropica* 18: 224-230.

Nardoto, G. B., M. P. Souza, & A. C. Franco. 1998. Estabelecimento e padrões sazonais de produtividade de *Kielmeyera coriacea* (Spr.) Mart. nos cerrados do Planalto Central: efeitos do estresse hídrico e sombreamento. *Revista Brasileira de Botânica* 21: 313-319.

Oliveira, P. E. l992. *A palynological record of late Quaternary vegetational and climatic change in southern Brazil.* Tese de Doutorado, Ohio State University, USA.

Oliveira, P. E. A. M. & J. C. S. Silva. 1993. Reproductive biology of two species of *Kielmeyera* (Guttiferae) in the cerrados of Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 9: 67-79.

_____& P. E. Gibbs. 2000. Reproductive biology of woody plants in a cerrado community of Central Brazil. *Flora* 195: 311-329.

Ramos, A. E. 1990. *O efeito de queima sobre a vegetação lenhosa do Cerrado*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.

Ramos Neto, M. B., & V. R. Pivello. 2000. Lightning Fires in a Brazilian Savanna National Park:Rethinking Management Strategies. *Environmental Management* 26: 675-684.

Ribeiro, J. F., & B. M. T. Walter. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. *In* S. M. Sano & S. P. de Almeida (Eds.). *Cerrado: ambiente e flora*. p. 89-168. EMBRAPA-CPAC. Planaltina, DF.

Rizzini, C. T. 1971. Aspectos ecológicos da regeneração de algumas plantas do cerrado. In M. G. Ferri (Ed.). *III Simpósio sobre o Cerrado*. p. 61-64. Itatiaia, Belo Horizonte, MG.

Rocha e Silva, E. P. 1999. *Efeito do regime de queima na taxa de mortalidade e estrutura da vegetação lenhosa de campo sujo de cerrado.* Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.

_____& H. S. Miranda. 1996. Temperatura do câmbio de espécies lenhosas do cerrado durante queimadas prescritas. In R. C. Pereira & L. C. B Nasser (Eds.). *Anais do VIII Simpósio sobre o Cerrado* /1st International Symposium on Tropical Savannas. pp. 253-257. EMBRAPA-CPAC, Planaltina, DF, Brasil.

Salgado-Labouriau, M. L., & K. R. Ferraz-Vicentini. 1994. Fire in the Cerrado 32,000 years ago. *Current Research in the Pleistocene* 11: 85-87.

Sanaiotti, T. M., & W. E. Magnusson. 1995. Effects of annual fires on the production of fleshy fruits eaten by birds in a Brazilian Amazonian savanna. *Journal of Tropical Ecology* 11: 53-65.

Santos, A. J. B. 1999. *Fluxos de energia, carbono e água em áreas de campo sujo.* Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.

Sato, M. N. 1996. *Taxa de mortalidade da vegetação lenhosa do cerrado submetida a diferentes regimes de queima*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.

_____. 2003. *Efeito a longo prazo de queimadas na estrutura da comunidade de lenhosas da vegetação do cerrado sensu stricto*. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.

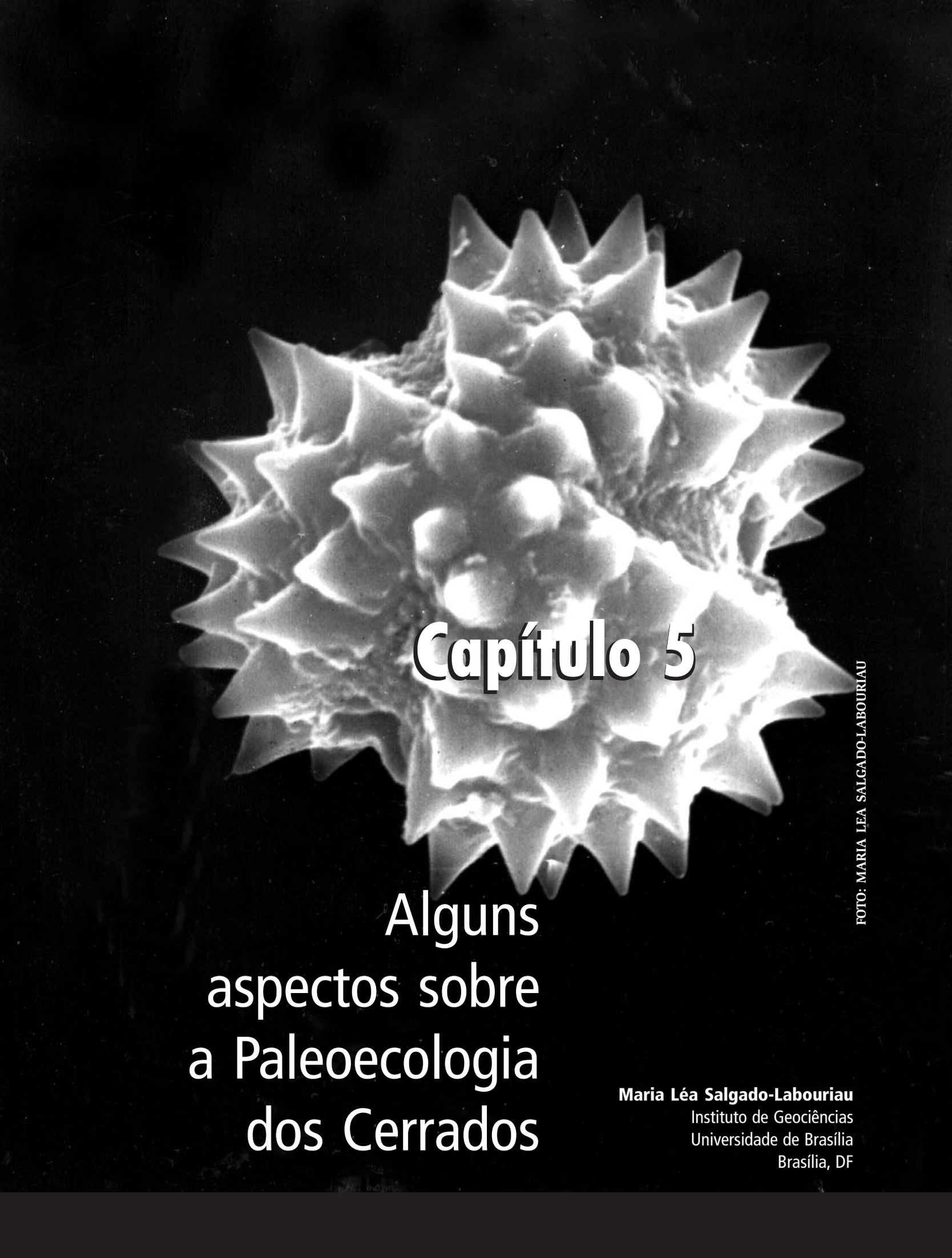
_____, A. A. Garda, & H. S. Miranda. 1998. Effects of fire on the mortality of woody vegetation in Central Brazil. *In* D. X. Viegas (Ed.). *Proceedings of the 14th Conference on fire and forest meteorology*, Volume 2, p. 1777-1783. University of Coimbra, Coimbra, Portugal.

Silva, D. M. S., J. D. Hay, & H. C. Morais. 1996. Sucesso reprodutivo de *Byrsonima crassa* (Malpighiaceae) após uma queimada em um cerrado de Brasília - DF. *In* H. S. Miranda, C. H. Saito & B. F. S. Dias (Orgs.). *Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga*. p. 122-127. ECL/UnB, Brasília, DF, Brasil.

Silva, G. T. 1999. *Fluxos de CO_2 em um campo sujo submetido a queimada prescrita*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.

Souza, M. H. A. O., & J. J. Soares. 1983. Brotamento de espécies arbustivas e arbóreas, posteriormente a uma queimada, no cerradão. *Anais do Seminário Regional de Ecologia* 3: 263-275.

Whelan, R. J. 1995. *The ecology of fire*. Cambridge University Press, London, UK.

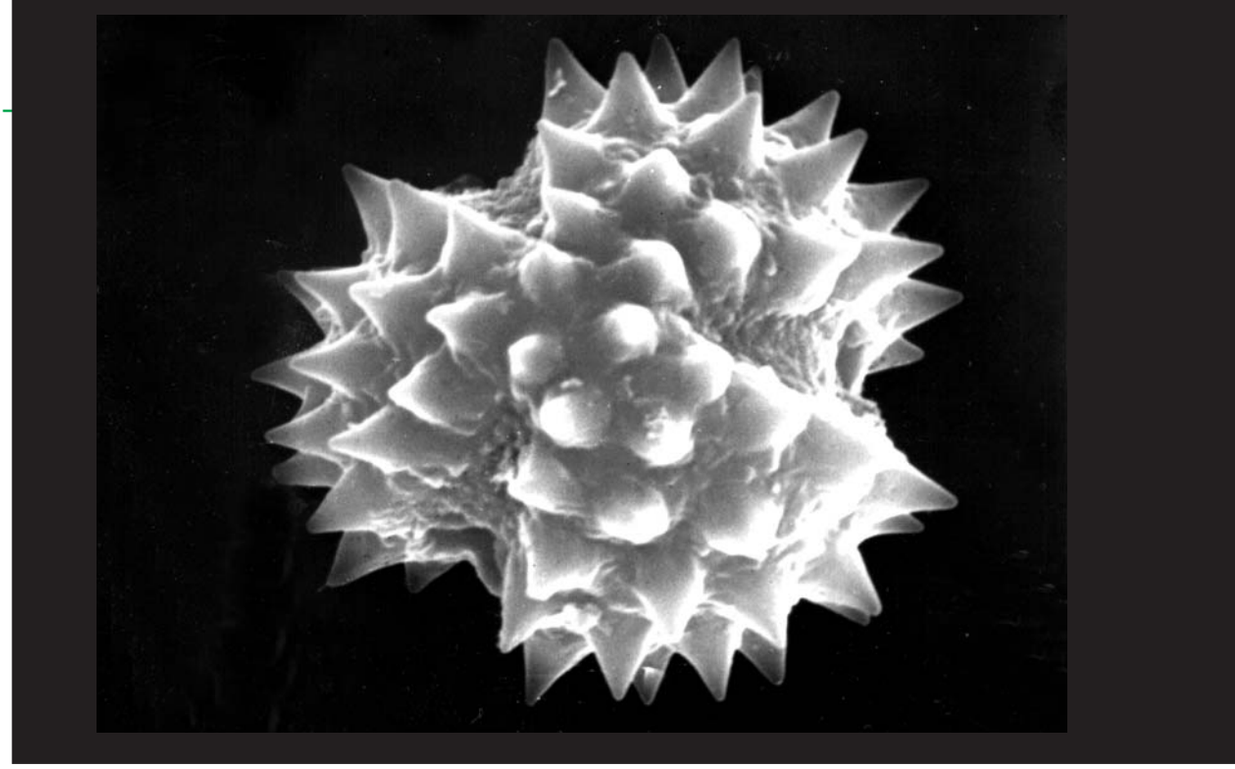


Capítulo 5

FOTO: MARIA LEA SALGADO-LABOURIAU

Alguns aspectos sobre a Paleoecologia dos Cerrados

Maria Léa Salgado-Labouriau
Instituto de Geociências
Universidade de Brasília
Brasília, DF



INTRODUÇÃO

Nas décadas de 1960 e 1970 muitos ecólogos acreditavam que os cerrados e outros tipos de savana eram o resultado do desmatamento e queima das florestas. A vegetação natural das terras baixas tropicais seria a floresta. Infelizmente, estas idéias ainda perduram em certos meios.

Quando, no final dos anos de 1970, nós apresentamos um projeto para estudar os sedimentos do lago de Valência a 403m altitude, na Venezuela, com o propósito de conhecer a história deste lago, e a vegetação e clima da região em torno no final do Quaternário, o projeto foi considerado sem sentido por alguns ecólogos e botânicos. Eles acreditavam que toda a região, onde se situa o lago, era coberta por florestas tropicais úmidas que foram cortadas e destruídas pelos europeus a partir do século 18 para formar pastagens de criação de gado e para agricultura.

O estudo dos sedimentos do lago foi realizado por um grupo de cientistas de diferentes especialidades e mostrou que a realidade era outra (Salgado-Labouriau, 1980; Bradbury *et al.*, 1981). Ao contrário do que se supunha, por volta de 13.000 AP (anos antes do Presente) não havia lago na região, mas um pântano ou lagoa intermitente onde hoje está o grande lago com cerca de 40m de profundidade. Nesse tempo a vegetação em torno do pântano era do tipo semi-árido e sem árvores. Essa situação continuou até cerca que 10.000 anos atrás quando os estudos geoquímicos e o registro de microfósseis mostraram o início da formação de uma lagoa salobra com diatomáceas e ostracodes de água salgada e uma vegetação de plantas halófitas nas margens. Nessa época começa a ser depositado o pólen de algumas árvores. O registro palinológico mostra, entre outros, a presença dos gêneros *Spondias* e *Bursera*, duas árvores comuns na vegetação do **espinar** (Schnee, 1973, entre outros), que é semelhante à caatinga do Brasil, e ocorrem nela também (Joly, 1979).

Por volta de 8.700 anos radiocarbônicos Antes do Presente (AP) diatomáceas, ostracodes e plantas halófitas foram substituídas por táxons de água doce. Isso indica que a salinidade começou a diminuir e a lagoa

a aumentar (Bradbury *et al.*, 1981). Um lago de água doce começou a se formar e a crescer e se manteve como tal, até o presente, com pequenas oscilações de salinidade.

A partir daí o vale de Valencia passou a ser coberto por uma savana, semelhante ao cerrado, e por matas decíduas. Nas encostas das montanhas que circundam o lago surgiram faixas altitudinais de floresta a partir de 1.000m de altitude. O clima, que no final do Pleistoceno era semi-árido, passou a semi-úmido, com uma estação seca pronunciada durante a qual ocorre pouca ou nenhuma precipitação de chuva. Nesse tempo, indígenas pré-colombianos ocuparam vários sítios em volta do lago e a população já era grande quando chegaram os espanhóis na região, por volta do século 18. A partir daí houve grande desmatamento devido à introdução de agricultura e gado europeu.

Idéias semelhantes em relação ao lago de Valência, de que as vegetações abertas como os campos e os cerrados seriam resultados de distúrbios antropogênicos (ver comentários em Salgado-Labouriau, 1980; Bradbury *et al.*, 1981), dominavam entre os biólogos e ecólogos do Brasil, da mesma forma que na Venezuela, nas décadas de 1960 e 1970. Segundo F.K. Rawittscher e alguns outros pesquisadores, o cerrado era uma formação vegetal secundária resultante do fogo e do desmatamento feito pelo homem para criação de áreas de agricultura e pecuária. Veja comentários a respeito em Beard (1953) e L. Labouriau (1966, p. 27-29).

Nos anos de 1960 surgiu uma outra hipótese para explicar a existência dos cerrados, defendida por Luiz G. Labouriau. Ele argumentava que este tipo de vegetação deveria ser muito antigo porque havia muitos pares de espécies vicariantes entre a mata seca e o cerrado e, principalmente, porque existiam mais de mil espécies de Angiospermas exclusivas dos cerrados. Esta diversidade não poderia ter surgido nos 400 anos de colonização européia, nem poderiam ter se especiado tantos táxons durante os 10 ou 12 mil anos de ocupação da área pelos indígenas. As duas hipóteses foram veementemente debatidas entre 1960 e 1973, como se pode constatar, por exemplo, nas publicações do Segundo Simpósio sobre o Cerrado (Labouriau, 1966) e do Terceiro Simpósio sobre o Cerrado (Ferri, 1971).

Estes dois pontos de vista continuaram na literatura até o início da década de 1990: uma vegetação secundária recente *versus* uma vegetação natural muito antiga. Nessa época começaram a surgir as publicações dos primeiros resultados sobre a paleovegetação da região dos cerrados que puseram um fim a este debate e deram informações relevantes sobre a história do ecossistema dos cerrados e das matas da região.

VEGETAÇÃO ATUAL DA REGIÃO DOS CERRADOS

A região dos cerrados é constituída por um mosaico de tipos de vegetação. Nela ocorrem cerrados, campos, matas secas decíduas ou semidecíduas, matas de galeria, veredas (buritizais) e formações brejosas. O ecossistema dos cerrados domina sobre todos os outros tipos de vegetação e ocupa a maior parte da área (Warming, 1908; Labouriau, 1966; Pereira *et al.*, 1990; Sano e Almeida, 1998). Porém, o Cerrado não é um ecossistema simples, mas um conjunto de savanas que vai desde uma formação vegetal aberta com poucas

árvores e arbustos até uma formação fechada onde as copas das árvores quase se tocam (cerradão). Em todos eles as gramíneas dominam o estrato inferior. As árvores são relativamente baixas, geralmente tortuosas e com folhas espessas. Em algumas áreas elas estão ausentes e o cerrado arbóreo é substituído por um cerrado arbustivo. Em todos os tipos de cerrado as famílias dominantes são as Gramineae, Compositae e Leguminosae (Tabela. 1). Esta última inclui cerca de 400 espécies de árvores, arbustos e ervas de Caesalpinoideae, Papilionoideae e Mimosoideae exclusivas dos cerrados (Mendonça *et al.*, 1998). Cerca de 90 famílias de dicotiledôneas e. oito de monocotiledôneas ocorrem nos cerrados. As Gimnospermas estão ausentes e as Pteridófitas estão reduzidas a algumas espécies.

Outros tipos de vegetação ocorrem na região dos cerrados. Existem algumas áreas de campo onde muitas ervas dos cerrados crescem junto às espécies típicas dos campos, há áreas de mata seca, semidecídua ou decídua e os capões de mata. Ao longo dos numerosos cursos de água que cortam a região, existem matas de galeria, brejos, pântanos e veredas (buritizais). *Podocarpus* é o único gênero de Gimnospermas que ocorre na região, mas ele só cresce nas matas secas e de galeria. As veredas (ou buritizais) são terrenos permanentemente inundados, geralmente cortados por um curso de água, e que são caracterizadas pela palmeira *Mauritia* (buriti) que pode ocorrer em grande número (Ferraz-Vicentini & Salgado-Labouriau, 1998; Barberi *et al.*, 2000).

Tabela 1. Distribuição dos gêneros das famílias mais freqüentes de Angiospermas na região dos cerrados. Baseada na lista dada por Mendonça *et al.* (1998)

FAMÍLIA	Ecossistema cerrado		Matas*		Bioma do Cerrado**	
	Número total de gêneros	Gêneros arbóreos	Número total de gêneros	Gêneros arbóreos	Número total de gêneros	Número total de espécies
Leguminosae	70	28	69	38	103	777
Compositae	67	04	39	02	106	557
Gramineae	37	00	25	00	74	371
Rubiaceae	33	12	26	15	46	250
Melastomaceae	16	04	12	04	22	231
Myrtaceae	12	08	13	11	15	211
Euphorbiaceae	16	02	18	12	27	183
Malpighiaceae	14	03	09	01	16	126
Lythraceae	06	02	03	01	06	113
Apocynaceae	16	04	15	04	23	088
Solanaceae	03	00	08	01	10	052
Moraceae	02	00	07	06	07	035

* Inclui matas úmidas, secas, semidecíduas e de galeria.
** Inclui o cerrado propriamente dito, os campos, matas, florestas de galeria, pântanos, veredas e buritizais.

A maior parte dos cerrados, do cerradão e das matas secas do Brasil Central está sendo destruída nestes últimos 40 anos à medida que a população humana cresce. A vegetação original foi substituída em muitas áreas por pastagens e, ultimamente, por extensas plantações de soja. Ainda existem algumas áreas com um cerrado pouco perturbado, principalmente, em parques nacionais e reservas.

As queimadas são comuns na estação seca e as plantas dos cerrados têm vários tipos de adaptação morfológica e fisiológica ao fogo e à seca prolongada. Fogo antropogênico, deliberado ou acidental, ocorre desde o século 18. Entretanto, o estudo de sedimentos em lagos, lagoas e veredas mostram que o fogo natural existe pelo menos desde 40.000 anos atrás (Salgado-Labouriau e Ferraz-Vicentini, 1994; Salgado-Labouriau *et al.*, 1998).

ANÁLISES PALEOECOLÓGICAS

As análises paleoecológicas, incluindo pólen, esporos de fungos e microalgas de sedimentos de cinco localidades do Brasil Central já foram publicadas: lagoa dos Olhos, MG (de Oliveira, 1992), vereda perto de Cromínia, GO (Ferraz-Vicentini e Salgado-Labouriau, 1996; Salgado-Labouriau *et al.*, 1997), lagoa Santa, MG (Parizzi *et al.*, 1998), vereda das Águas Emendadas, DF (Barberi *et al.*, 2000) e lagoa Bonita, DF (Barberi, 2001). Também foram estudados os últimos 5.000 anos dos sedimentos da lagoa Feia, GO (Ferraz-Vicentini, 1999) e as análises estão sendo completadas para os últimos 10.000 anos. Além destas, foram estudadas outras localidades fora da área *core* dos cerrados. Os dados e conclusões destes trabalhos são revistos neste artigo.

No final da última glaciação pleistocênica (Würm-Wisconsin) a parte superior das montanhas, acima de 3.250m de altitude, nos Andes tropicais (Colômbia, Venezuela e Equador), estava coberta por geleiras e gelo glacial (Hastenrath, 1979; Schubert e Clapperton, 1990; Clapperton, 1993) que se estendiam a mais de mil metros abaixo da linha atual das neves (4.700m de altitude). Entre 36.000 e 28.000 anos radiocarbônicos Antes do Presente (AP) a parte alta dos Andes tropicais era muito fria e úmida (van der Hammen, 1974; Hooghiemstra, 1984; Kuhry, 1988). Nas localidades de cerrado, onde o registro fóssil atinge estas idades (Cromínia e vereda de Águas Emendadas) e no platô de Carajás, no nordeste da Amazônia (Absy *et al.*, 1991; Soubiès *et al.*, 1991) o clima era úmido e relativamente frio (Figura. 1). A temperatura não deve ter descido tanto como nos Andes e provavelmente era de alguns poucos graus abaixo da atual. Entre 28.000 e 20.000 anos radiocarbônicos Antes do Presente (AP), durante o último máximo glacial (LGM), os Andes eram muito frios e secos, com temperaturas de 7º a 9 º C abaixo das médias atuais. Entretanto, nos cerrados, o clima ainda que fosse frio, manteve a umidade da fase anterior e as análises mostram que o pólen arbóreo é abundante nessa época, indicando que havia mais árvores que no presente.

Durante essa fase úmida e fria os conjuntos de palinomorfos mostram pólen arbóreo do cerrado (*Byrsonima, Neea, Andira, Cassia, Stryphnodendron* e outras Leguminosas, Melastomatáceas, Combretáceas, Mirtáceas e Palmeiras de savana) e cerca de 40 a 60% de pólen de Gramíneas. Junto com eles encontra-se pólen arbóreo de matas (*Rapanea, Hedyosmum, Ilex, Celtis, Salacia, Symplocos, Podocarpus*, Moraceae, Cunoniaceae e outros) que indicam a

presença de matas com muitos elementos de clima mais frio, junto às lagoas e pântanos, sugerindo matas de galeria. A presença de partículas de carvão vegetal há mais de 36.000 AP em todas as localidades estudadas de Cerrado indica a presença de queimadas.

Esses resultados mostram que o ecossistema do Cerrado estava presente no Brasil Central a mais de 36.000 anos AP e continua até o presente. Como os indígenas brasileiros começaram a povoar a região por volta de 10.000 AP e os assentamentos aumentaram somente depois de 5.000 AP (Prous, 1992; Schmizt *et al.*, 1997; Barbosa e Schmitz, 1998), este ecossistema não foi originado pela queima de florestas sendo, portanto, uma vegetação natural. Entretanto, os conjuntos de palinomorfos indicam que as comunidades de plantas desta fase fria e úmida tinham uma composição diferente das atuais e uma

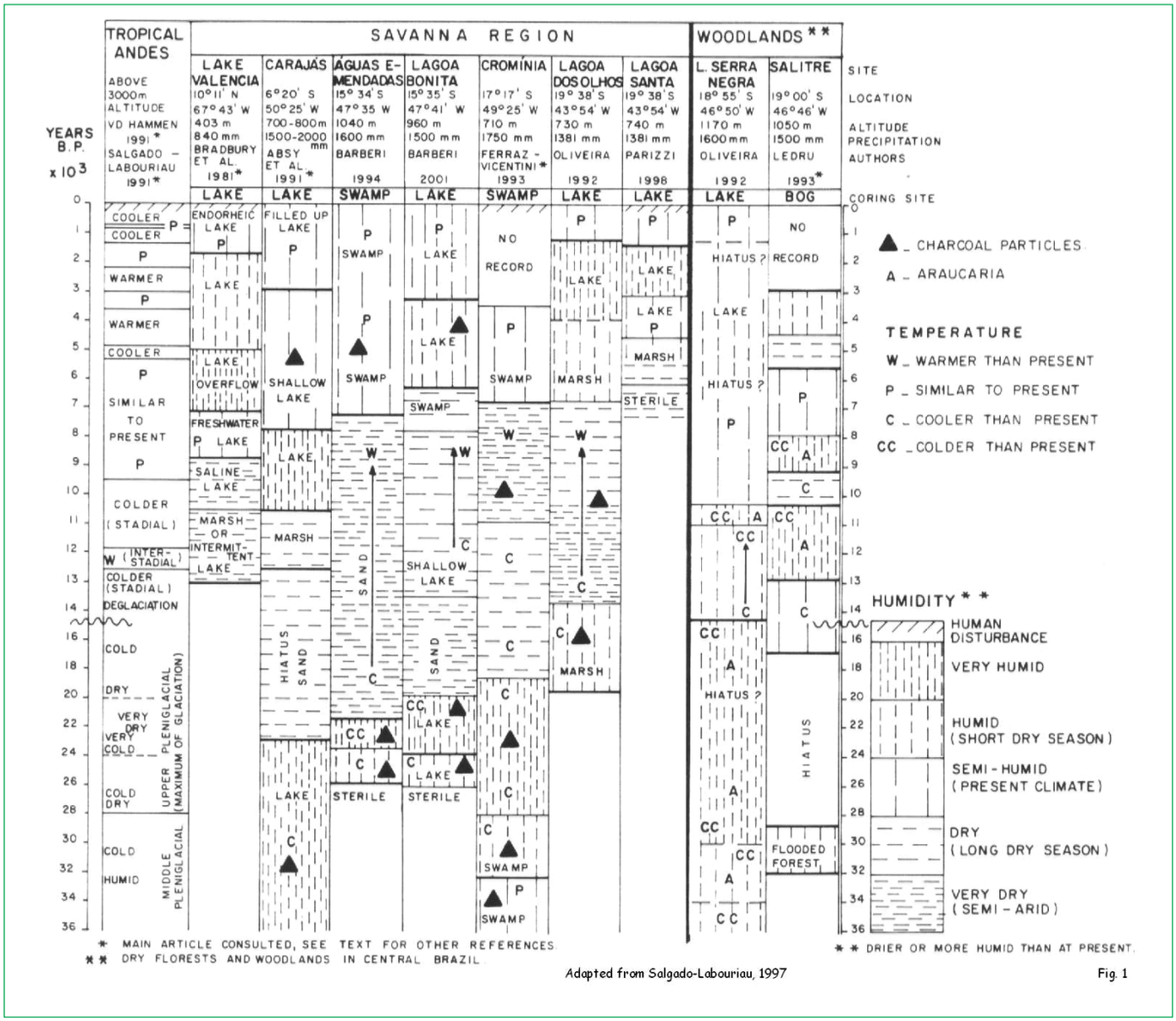


Figura 1
Cronologia das mudanças do clima durante os últimos 36 mil anos. À esquerda, seqüência das mudanças nos altos Andes tropicais. No centro, mudanças do clima em sete áreas de cerrado. À direita, mudanças em duas áreas de mata dentro da região de cerrados. Modificado de Salgado-Labouriau (1997).

freqüência alta de árvores de clima mais frio como *Podocarpus, Hedyosmum, Ilex, Symplocos* e Cunoniaceae. Porém, como a identificação palinológica é geralmente limitada ao nível de gênero fica difícil, atualmente, quantificar as diferenças entre as comunidades florestais modernas e as do Pleistoceno Tardio.

Durante o LGM (último máximo glacial) a palmeira *Mauritia* (buriti), característica das veredas, buritizais e "morichales" da região dos cerrados e de outras savanas do norte da América do Sul está ausente do registro palinológico da região dos cerrados apoiando a idéia de que o clima era mais frio que o presente. O limite mais ao sul no qual esta palmeira ocorre é em veredas e buritizais nas partes oeste e norte do Brasil Central, até aproximadamente a 18° S. O buriti não ocorre nas regiões de cerrados mais ao sul, onde a estação seca (inverno) é mais fria. A ausência de *Mauritia* no final do Pleistoceno e no início do Holoceno colaborou para a conclusão de que o clima na região dos cerrados era mais frio que no presente.

As análises palinológicas de duas localidades de mata no Brasil Central, na região de Salitre, MG, nas lagoas de Serra Negra (de Oliveira, 1992) e de Salitre (Ledru, 1993; Ledru *et al.*, 1996) detectaram a presença de pólen de *Araucaria* junto com o pólen de árvores de mata no final do Pleistoceno (Figura 1). No presente, esta gimnosperma forma florestas fechadas do Paraná ao Rio Grande do Sul (Floresta de Araucária) e também ocorre como um elemento dentro da parte superior da Mata Atlântica na Serra do Mar, de São Paulo até o Espírito Santo. Sua presença em terras baixas do Brasil Central no final do Pleistoceno e início do Holoceno, como um elemento de mata, reforça o fato de que a temperatura dos cerrados nessa época estava 3° a 4° C mais baixa que a atual.

Foi somente entre 22.000 e 18.000 AP, durante o final do Pleniglacial dos Andes tropicais, que a umidade começou a diminuir do norte para o sul nos cerrados. Na lagoa de Carajás (Absy *et al.*, 1991; Soubiès *et al.*, 1991) e na vereda de Águas Emendadas (Barberi *et al.*, 2000) a deposição orgânica cessou entre ~21.000-7.000 AP e foi substituída por uma fina camada de areia que sugere um hiato de sedimentação e a dessecação destes sítios. Em outras localidades de cerrado, como em Cromínia, a umidade diminuiu, mas ainda havia alguma para manter pequenos pântanos e campos (Salgado-Labouriau *et al.* 1998).

Por volta de 14.000 AP começou a deglaciação nos Andes e no resto do mundo. Portanto, mais água começou a ser liberada para a atmosfera e os continentes devido ao derretimento das geleiras. O nível do mar começou a subir. Entretanto, o cerrado e outros ecossistemas de savana continuaram sob um forte *stress* hídrico.

O máximo da fase seca ocorreu entre 14.000 e 10.500 AP (Salgado-Labouriau, 1997). O pântano no platô de Águas Emendadas e a lagoa na Serra dos Carajás secaram e provavelmente o topo destas montanhas desertificou. Nas savanas mais ao norte, na região do lago de Valência, Venezuela, a vegetação era semi-árida e o lago estava seco (hoje com 40m de profundidade); o local de perfuração era um pequeno pântano ou lagoa intermitente (Peeters, 1984; Bradbury *et al.*, 1981) e esta fase seca terminou à cerca de 10.000 AP. Estudos recentes nas savanas da Colômbia (Behling e Hooghiemstra, 1999) apresentam também essa fase seca, com pouca precipitação de chuvas no

Pleistoceno tardio e término à cerca de 10.690 AP.

O mesmo retardo na resposta do clima das savanas para entrar na fase seca foi encontrado para sair dela. Ela terminou por volta de 10.000 AP em Carajás, em Valência e nos Llanos colombianos. Entretanto, mais ao sul, nos cerrados do Brasil Central ela perdurou até cerca de 7.000 AP (Águas Emendadas, Cromínia, Lagoa Bonita, Lagoa dos Olhos e em Lagoa Santa). A fase relativamente menos seca começa com chuvas torrenciais, deslizamentos de terra e grandes depósitos aluviais em várias partes do Brasil Central (Salgado-Labouriau, 1997; Parizzi *et al.*, 1998).

Depois de 5.000 AP, lagos, pântanos e veredas começam a se formar nos cerrados do Brasil Central e o clima passa para semi-úmido com uma estação seca prolongada de três a cinco meses, segundo a localidade. Este tipo de clima continuou até o presente.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As análises palinológicas em áreas de cerrados citadas aqui, bem como algumas análises geoquímicas ((Bradbury *et al.*, 1981; Soubiès *et al.*, 1991; Salgado-Labouriau *et al.* 1997), mostraram que a região das savanas da América do Sul e, mais especialmente, dos cerrados do Brasil Central, tinha um clima mais úmido e um pouco mais frio que o atual de cerca de >36.000 AP até cerca de 21.000-22.000 AP. Houve uma mudança climática para um clima mais seco que o presente, em uma fase seca que durou de aproximadamente 20.000 até cerca de 10.000 AP no norte e até aproximadamente 7.000 AP no Brasil Central. O máximo da fase seca foi entre 14.000 e 10.000 AP.

Em todas as áreas tropicais já estudadas nas Américas houve um abaixamento de temperatura, durante o LGM, da ordem de 4° a 5° C. Entretanto, a longa fase seca dos cerrados e savanas não ocorreu em outras áreas tropicais da América do Sul (Bush *et al.*, 2001, e referências citadas ali). Com toda a certeza não houve essa fase seca no final do Pleistoceno nos Andes tropicais (páramos e superpáramos (veja, por exemplo, van der Hammem, 1974; Salgado-Labouriau, 1997). Nem ocorreu nas áreas florestais da Amazônia ocidental (Colinvaux *et al.*, 1996, 2000). O estudo palinológico de dunas fósseis das caatingas do médio rio São Francisco também mostra um clima mais úmido que o presente no início do Holoceno (de Oliveira *et al.*, 1999). Porém, o clima no lago do Pires (Behling, 1995) na faixa altitudinal de mata da Serra do Espinhaço, MG, era mais seco que o atual de 9.700 a 5.500 AP.

Estes resultados, ainda que preliminares porque a América do Sul tropical tem uma área muito grande e falta muito ainda para ser feito, sugerem que as mudanças de temperatura são de caráter global ao passo que as oscilações e mudanças de umidade e precipitação são de caráter regional.

A seqüência de uma fase úmida e fria durante o LGM, seguida de uma fase seca e fria durante a deglaciação, e seguida de uma longa fase seca e quente no começo do Holoceno, sugere que esta sequência foi repetida a cada ciclo glacial do Quaternário. Portanto, durante 1,6 milhões de anos (e mais de 16 glaciações) o cerrado e as comunidades vegetais adjuntas a ele (campos, matas, etc.) mudaram em área e composição em um equilíbrio dinâmico com as mudanças no clima.

Na reconstrução da vegetação no Brasil tropical, alguns antropólogos e

zoólogos colocam a distribuição das áreas de cerrado durante a fase seca no topo das montanhas, chapadas e platôs, e colocam as áreas de vegetação semi-árida, do tipo da caatinga, nos vales e terras baixas entre montanhas. As análises palinológicas nas localidades dentro do ecossistema cerrado, conforme demonstrado aqui, mostraram que é o inverso. O topo dos platôs e chapadas eram muito secos, com uma vegetação rala, e a deposição de matéria orgânica foi substituída por areia nos depósitos. No início do Holoceno, os cerrados e savanas só existiam nas depressões e vales onde era possível manter um pouco de umidade.

A antiga hipótese de que a vegetação dos cerrados é uma formação vegetal secundária resultante do corte e queima das florestas pelo homem está hoje comprovadamente incorreta. O registro palinológico mostra que o cerrado é uma vegetação resiliente que tem sido queimada freqüentemente durante pelo menos 40.000 anos. O homem aumentou a freqüência das queimadas nestas últimas décadas e está pondo em perigo este ecossistema.

AGRADECIMENTOS

A autora deseja agradecer ao *Institute pour le Recherche et Development* (IRD), França e à Universidade de Brasília (UnB) pelo apoio às suas pesquisas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Absy, M.L., A. Cleef, M. Fournier, L. Martin, M. Servant, A. Sifeddine, M.F. Silva, F. Soubiès, K. Suguio, B. Turcq, and & T. van der Hammen, 1991. Mise en évidence de quatre phases d'ouverture de la forêt dense dans le sud-est de l'Amazonie au cours des 60.000 dernières années. Première comparison avec s'autres régions tropicales. *C.R. Acad. Sci.* Paris, 312, série II: 673-678.

Barberi, M. 2001. *Mudanças paleoambientais na região dos cerrados do Planalto Central durante o Quaternário Tardio:* o estudo da lagoa Bonita. DF. Doctor Degree thesis, University of São Paulo, 210 p.

_____, M.L. Salgado-Labouriau & Suguio, K. 2000. Paleovegetation and paleoclimate of "Vereda de Águas Emendadas", DF, Central Brazil. *Journal South American Earth Sciences,* 13: 241-254.

Barbosa, A. e P. I. Schmitz, 1998. Ocupação indígena no Cerrado. *In:* Sano and Almeida (editors) *Cerrado: ambiente e flora.* Edições Embrapa, Planaltina, DF, p. 75-108.

Behling, H. 1995. A high resolution Holocene pollen record from lago do Pires, SE Brazil: vegetation, climate and fire history. *Journal of Paleolimnology* , 14: 253-268.

_____ e H. Hooghiemstra, 1999. Environmental history of the Colombian savannas of the Llanos Orientales since the Last Glacial Maximum from lake records El Pinal and Carimagua. *J. Paleolimnology* , 21: 461-476.

Beard, J.S. 1953. *Ecological Monographs*, 233, 149-215.

Bradbury, J.P., B. Leyden, M.L. Salgado-Labouriau, W.M., Lewis Jr., C. Schubert, M.W., M. W. Benford, D. G. Frey, D. R. Whitehead & F. H. Weibezahn, 1981. Late Quaternary environmental history of Lake Valencia, Venezuela. *Science* 214:1299-1305.

Bush, M.B., M. Stute, & outros, 2001. Paleotemperature estimates for the lowland Americas between 30º S and 30º N at the Last Glacial Maximum. In: V. Markgraf (ed.) *Interhemispheric Climate Linkages*. Academic Press, San Diego, p. 293-306.

Clapperton, C.M. 1993. Nature of environmental changes in South America at the Last Glacial Maximum. *Palaeogeogr. Palaeoclim. Palaeoecol.* 101: 189-208.

Colinvaux, P.A., P. E. de Oliveira, J.E. Moreno, M.C. Miller, & M. B.Bush, 1996. A long pollen record from lowland Amazonia: forest cooling in the glacial times. *Science*, 274: 85-88.

_____, P.E. de Oliveira & Bush, M.B. 2000. Amazonian and neotropical plant communities on the glacial time-scale: the Failure of the aridity and refuge hypothesis. *Quaternary Science Reviews,* 19: 141-169.

de Oliveira, P.E. 1992. *A palynological record of Late Quaternary Vegetational and climatic change in Southeastern Brazil.* Doctor degree thesis, Ohio State University, 242 p.

_____, A.M.F. Barreto, & K. Suguio, 1999. *Late Pleistocene/Holocene climatic history of the Brazilian Caatinga:* the fossil dunes of the middle São Francisco River. *Palaeogeogr. Palaeoclim. Palaeoecol.*, 145: 319-337.

Ferraz-Vicentini, K.R. 1999. *História do fogo no Cerrado: uma análise palinológica*. Doctor degree thesis, University of Brasília.

_____ and M.L. Salgado-Labouriau, 1996. Palynological analysis of a palm swamp in Central Brazil. *J. South Amer. Earth Sciences*, 9 (n.3/4): 207-219.

Ferri, M.G. (editor) 1971. *III Simpósio sobre o Cerrado.* Editora Edgard Blücher/USP, São Paulo, 239 p.

Hartenrath, S. 1979. Clima y sistemas glaciales tropicales. *In:* M.L. Salgado-Labouriau (ed.) *El medio ambiente Páramo,* Ediciones CEA/IVIC/UNESCO, Caracas, p.47-54.

Hooghiemstra, H. 1984. Vegetational and Climatic History of the High Plain of Bogotá, Colombia: a continuous record of the last 3.5 million Years. *Dissertationes Botanicae*. J. Cramer, Valduz, 368 pp + 2 diagramas.

Joly, A.B. 1979. Botânica – *Introdução à Taxonomia Vegetal.* Companhia Editora Nacional, 5ª edition, São Paulo, 777 p.

Kuhry, P. 1988. Palaeobotanical-palaeoecological studies of tropical high Andean peat-bog sections (Cordillera Oriental, Colombia). *Dissertationes Botanicae,* vol. 116. J. Cramer, Berlin, 241 p.

Labouriau, L.G. (editor) 1966. Segundo Simpósio sobre o Cerrado. *An. Acad. Brasil. Sci.*, 38 (suplemento), 346 p.

_____. 1966. Revisão da situação da Ecologia vegetal nos Cerrados. *In*: L.G. Labouriau (editor) *Segundo Simpósio sobre os Cerrados*. Na Acad. Brasil. Cienc.,38 (suplemento): 5-38.

Ledru, M.P. 1993. Late Quaternary environmental and climatic changes in central Brazil. *Quaternary Research*, 39: 90-98.

_____, P.I.S. Braga, F. Soubiès, M. Fournier, L. Martin, K. Suguio & B. Turcq, 1996. The last 50,000 years in the Neotropics (Southern Brazil): evolution of vegetation and climate. *Palaegeog. Palaeoclim. Palaeoecol,* 123: 239-257.

Mendonça, R.C., J.M. Felfili, B. M. T. Walter, M.C. Silva junior, A. V. Resende, T. S. Filgueiras & P. E. Nogueira, 1998. Flora vascular do Cerrado. *In* S.M. Sano e S.P. Almeida (editores) *Cerrado: ambiente e flora.* Edições Embrapa, Planaltina, DF, 556 p.

Parizzi, M.G., M. L. Salgado-Labouriau, & C. Koehler, 1998. Genesis and environmental history of lagoa Santa, SE Brazil. *The Holocene,* 8, 3: 311-321.

Peeters, L. 1984. Late Quaternary climatic changes in the basin of Lake Valencia, Venezuela, and their significance for regional paleoclimates. *In*: J.C. Vogel (ed.) *Late Cainozoic Palaeoclimates of the Southern Hemisphere,* Balkema, Rotterdam, 123-130.

Pereira, B.A.S., R.C. de Mendonça, T.S., Filgueiras, J.E. de Paula & E. P. Heringer, 1990. Levantamento florístico da área de proteção ambiental (APA) da bacia do rio São Bartolomeu, Distrito Federal. *Anais Congresso Brasileiro de Botânica do Brasil,* Curitiba, 1985, vol.1, IBAMA, p. 419-490.

Prous, A. 1992. *Arqueologia brasileira.* Editora Universidade de Brasília, Brasília, 605 pp.

Rawitscher, F. 1949. Balance de agua de la vegetación de los Campos Cerrados del Brasil Meridional y su significado para la ecologia de la región. *Ciencia y Investigación* (Buenos Aires), 5 (3/4): 107-116, 140-147

Salgado-Labouriau. M.L. 1980. A pollen diagram of the Pleistocene-Holocene boundary of Lake Valencia, Venezuela. *Rev. Palaeobot. Palynol.,* 30:297-312.

_____. 1982. Climatic change at the Pleistocene-Holocene boundary. *In*: G.T. Prance (ed.) *Biological diversity in the tropics,* Columbia University Press, New York, p. 74-77.

_____ .1997. Late Quaternary palaeoclimate in the savannas of South America. *J. Quaternary Science,* 12 (5): 371-379.

_____, M. Barberi, K. R. Ferraz-Vicentini, & M. G. Parizzi, 1998. A dry climatic event during the Late Quaternary of Tropical Brazil. *Rev. Palaeobot. Palynol.,* 99 (2): 115-129.

_____, V. Casseti, K. R. Ferraz-Vicentini, L. Martin, F. Soubiès, K. Suguio & B. Turcq, 1997. Late Quaternary vegetational and climatic changes in Cerrado and palm swamp from central Brazil. *Palaeogeo. Palaeocl. Palaeoecol.,* 128: 215-226.

_____ and K. R. Ferraz-Vicentini, 1994. Fire in the Cerrado 32.000 years ago. *Curr. Res. Pleist.* 11:85-87.

Sano, S.M. and S. P. Almeida, (editores) 1998. *Cerrado: ambiente e flora.* Edições Embrapa, Planaltina, DF, 556 p.

Schmitz, P.I., P. A. Silva, M. V. Beber, 1997. *Arqueologia nos Cerrados do Brasil Central.* Serranópolis II. Publicações Avulsas, n. 11, Instituto Anchietano de Pesquisas, UNISINOS, São Leopoldo, 65 p.

Schnee, L. 1973. *Plantas comunes de Venezuela.* Editora Universidad Central de Venezuela, Maracay, Venezuela, 822 p.

Schubert, C. & C. M. Clapperton, 1990. Quaternary glaciations in the northern Andes (Venezuela, Colombia and Ecuador). *Quaternary Science Rev.,* 9: 123-135.

Soubiès, F., K. Suguio, L. Martin, J. C. Leprun, M. Servant, B. Turcq, M. Fournier, M. Delaune, & A. Sifeddine, 1991. The Quaternary lacustrine deposits of the Serra dos Carajás (State of Pará, Brazil. *Boletim IG-USP,* publicação especial, vol. 8: 223-243.

van der Hammen, T. 1974. The Pleistocene changes of vegetation and climate in tropical South America. *J. Biogeogr.,* 1: 3-26.

Warming, F. 1908. *Lagoa Santa – Contribuição para a Geographia Phytobiologica.* Tradução para o português por A. Loefgren. Imprensa Official do Estado de Minas Geraes, Belo Horizonte, 284 p.

Parte II

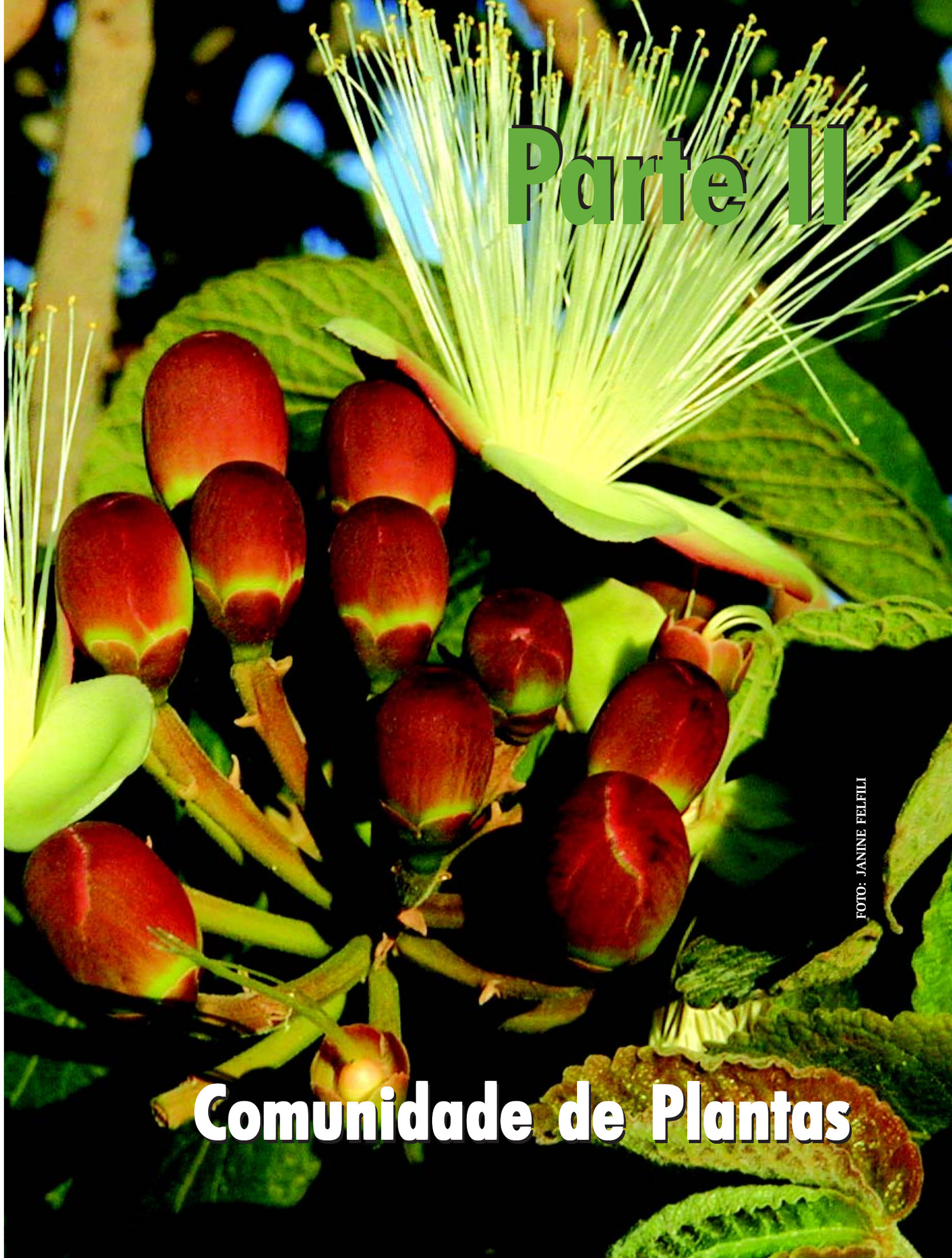


FOTO: JANINE FELFILI

Comunidade de Plantas

Capítulo 6

FOTO: ALDICIR SCARIOT

Biodiversidade, estrutura e conservação de florestas estacionais deciduais no Cerrado.

Aldicir Scariot
Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia
Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD)
Brasília, DF

Anderson C. Sevilha
Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia
Brasília, DF

INTRODUÇÃO

Um dos pontos mais controversos relacionado às florestas cuja ocorrência e distribuição estão condicionadas à estacionalidade climática (pluviosidade e(ou) temperatura) é a definição da terminologia adotada para a sua classificação, sendo englobada sob a denominação genérica de Florestas ou Matas Secas as mais variadas fitofisionomias.

Nessa designação estão agrupadas tanto as Florestas Estacionais Deciduais, quanto as Semideciduais, que no Brasil são subdivididas por Veloso (IBGE 1992), em função de sua localização em diferentes faixas altimétricas e geográficas, nas formações Aluvial, das Terras Baixas, Submontana e Montana. Embora utilizada com a finalidade exclusiva de propiciar o mapeamento contínuo de grandes áreas, tais formações parecem apresentar correspondência com as diferenciações encontradas na composição e na estrutura dessas florestas (Fernandes & Bezerra 1990; Rizzini 1997; Fernandes 2000; Ferraz 2002), reflexos do componente histórico e dos processos ecológicos diferenciados que condicionam a dinâmica de cada sistema.

A falta de conhecimento sobre a vegetação das florestas secas nas regiões Neotropicais, apontada por Pennington *et al.* (2000), é resultado da pouca atenção dada a esse tipo de formação (Murphy & Lugo 1986; Janzen 1988). Essa ausência de informações, começa ser modificada para a região dos Cerrados, com o aparecimento de trabalhos de composição, estrutura, dinâmica e processos ecológicos das Florestas Estacionais Deciduais (ver Scariot & Sevilha 2000; Sampaio 2001; Bueno *et al.* 2002, Vieira 2002). Porém, a falta da caracterização do tipo de vegetação e de informações climáticas, principalmente temperatura e pluviosidade, muitas vezes inviabiliza comparações entre as diferentes formações classificadas genericamente como florestas ou matas secas.

CARACTERIZAÇÃO E DISTRIBUIÇÃO DAS FLORESTAS ESTACIONAIS DECIDUAIS

As Florestas Estacionais Deciduais caracterizam-se pelo elevado grau de deciduidade foliar do componente arbóreo e estão distribuídas pelas mais diversas regiões tropicais do planeta, sob a forma de um *continuum* florestal, ou ainda, de fragmentos naturais isolados por outros tipos de vegetação. Essas florestas têm altura e área basal menores que as florestas úmidas e o crescimento ocorre principalmente na estação chuvosa, período em que a camada de folhiço, que se acumulou sobre o solo no período seco, se decompõe. No hemisfério norte, a maioria das espécies é anemocórica e muitas florescem na transição entre as estações seca e úmida, quando as plantas estão despidas de folhas (Bullock 1995). Porém, no hemisfério sul, o florescimento ocorre predominantemente no período de transição da estação chuvosa para a seca e a dispersão dos propágulos, que é principalmente anemocórica, no final da estação seca.

Como o que ocorre em relação à classificação das florestas secas, também não existe consenso na literatura quanto aos descritores e seus valores, que deveriam ser utilizados para determinar a classificação de um tipo de fitofisionomia como decidual, ou não. São consideradas deciduais aquelas florestas onde os indivíduos desprovidos de folhas, durante a estação seca, representam mais de 50%, para IBGE (1992); mais de 60%, para Fernandes (2000); e acima de 90%, para Eiten (1983). Embora empíricos tais valores estão de acordo com aqueles encontrados para a Floresta Estacional Decidual Submontana da bacia do rio Paranã, Goiás. Em oito amostras de 1,0ha, num gradiente de perturbação de florestas intactas até intensamente perturbadas por exploração madeireira, 98,6% dos indivíduos perdem totalmente as folhas na estação seca. A única espécie que as mantém é *Talisia esculenta* (St. Hil.) Radik. Em áreas intactas, o percentual de cobertura do dossel varia de 90%, no período das chuvas, a 35%, na estação seca (Vieira 2002), quando a cobertura do dossel é representada, principalmente, por galhos e troncos.

Inicialmente, acreditava-se que a distribuição de espécies e a heterogeneidade espacial encontrada em florestas secas eram limitadas exclusivamente pela disponibilidade de água (Mooney *et al.* 1995). Posteriormente, passou-se a considerar também as variáveis ambientais que limitariam essa disponibilidade, tais como topografia e características físicas dos solos (Medina 1995; Mooney *et al.* 1995; Martijena 1998). Revisões sobre a distribuição e estrutura desses sistemas florestais nas Américas Central e do Sul (Murphy & Lugo 1995; Sampaio 1995), África (Menaut *et al.* 1995) e Ásia (Rundel & Boonpragob 1995) indicam que a única característica climática marcante comum a esse tipo de formação é a forte sazonalidade na distribuição de chuvas. Essa sazonalidade, juntamente com as diferenças no volume de precipitação e a duração da estação chuvosa, seriam responsáveis pelas diferenças entre florestas na altura de dossel, biomassa total e produtividade (Mooney *et al.* 1995), assim como na intensidade da queda de folhas, cuja variação interanual dependerá da severidade da estação seca.

No Brasil, as Florestas Estacionais Deciduais distribuem-se tanto pelas formações savânicas de Cerrado e

Caatinga, das regiões Centro-Oeste e Nordeste, quanto pelas formações florestais sempre verdes da floresta Amazônica, na região Norte, e da Atlântica, na região Sul do país (Figura 1), estando, portanto, associadas a diferentes tipos fitofisionômicos e regimes de estacionalidade em volume de precipitação e temperatura (Tabela 1), topografia e características físicas e químicas dos solos.

Na região dos Cerrados, essas florestas estão distribuídas em um eixo nordeste-sudoeste (Figura 1), ligando as Províncias da Caatinga ao Chaco (Prado & Gibbs 1993; Oliveira Filho & Ratter 1995), sendo comuns nos estados da Bahia, Minas Gerais, Goiás, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, onde os teores de Cálcio e Magnésio são elevados e os de Alumínio, baixos. Exemplos são as florestas sobre afloramentos calcários

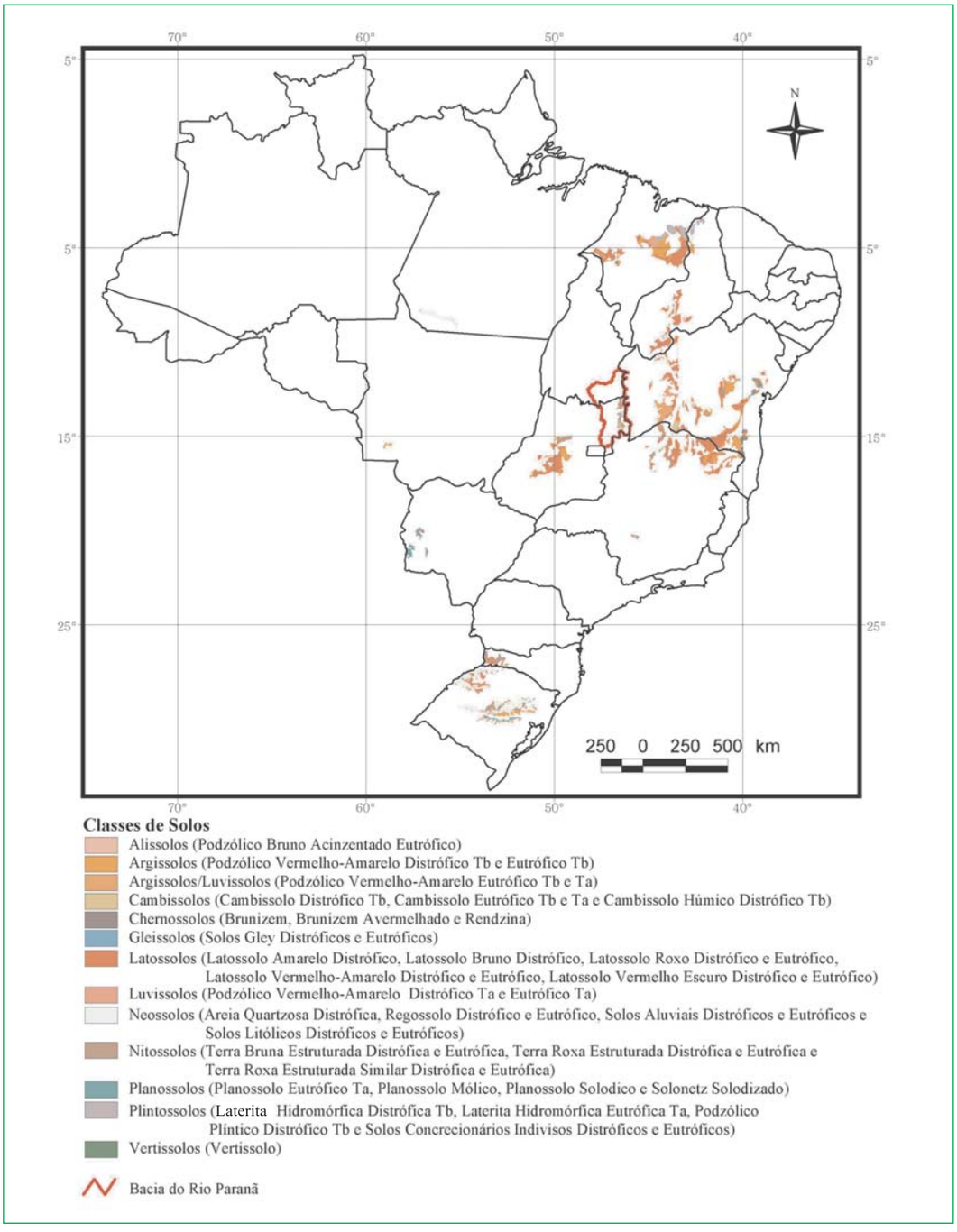


Figura 1
Localização geográfica da bacia do rio Paranã (GO e TO) e distribuição das Florestas Estacionais Deciduais no Brasil (IBGE 1983) e suas respectivas classes de solos de ocorrência (EMBRAPA 1981) na escala de 1:5.000.000, segundo o novo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA 1999).

(Ratter *et al*. 1973, 1988), em solos profundos, geralmente Nitossolos (Podzólicos Vermelho Escuro eutróficos (IBGE 1995; Scariot & Sevilha 2000) e Terra-Roxa Estrutural similar eutrófica (Brasil 1982), em solos litólicos que contenham traços ou influência calcária, sobre depósitos aluviais ricos em nutrientes, tais como na região do pantanal mato-grossense (Ratter *et al.* 1988) e da bacia do rio Paranã (GO), e sobre solos originários do derramamento basáltico do sul do Goiás e Triângulo Mineiro (Oliveira-Filho *et al.* 1998).

Dessa forma, um importante fator determinante da ocorrência das Florestas Estacionais Deciduais do Brasil, seria o solo relativamente mais fértil em minerais (Ratter *et al.* 1973; Prado & Gibbs 1993; Oliveira Filho & Ratter 1995), onde a capacidade competitiva das populações desses sistemas florestais, parece ser maior. No entanto, quando confrontados os mapas de distribuição das Florestas Estacionais Deciduais do Brasil (IBGE 1983) com o de solos, confeccionados sobre o antigo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA 1981), observa-se que essa formação florestal distribui-se, por pelo menos, 40 classes de solos diferentes, o equivalente a 13 classes do novo sistema (EMBRAPA 1999), inclusive os distróficos, e não apenas sobre aqueles relativamente mais férteis (Figura 1). Embora a escala de abordagem de ambos os mapeamentos seja muito ampla (1:5.000.000), a falta de estudos detalhados acerca da distribuição e da caracterização dos fatores abióticos determinantes da ocorrência dessas formações ficam evidentes quando são apontadas, por exemplo, as ocorrências dessas florestas sobre Neossolos Quartzarênicos (areias quartzosas distróficas), que, para James A. Ratter (comunicação pessoal), só seriam possíveis se os teores de cálcio fossem elevados, como aqueles encontrados na região do Jaíba, MG (Alexandre F. da Silva, comunicação pessoal).

O CASO DA BACIA DO RIO PARANÃ

Localização e ambiente físico

Na bacia do rio Paranã ocorre um dos mais significativos encraves de Florestas Estacionais Deciduais do Brasil. Essa bacia, com 59.403 km^2, é uma depressão entre os relevos do Planalto

Tabela 1. Distribuição do volume de precipitação e da temperatura média por Estado de ocorrência das Florestas Estacionais Deciduais no Brasil.

Região	Estado	Precipitação (mm)		Temperatura média
		Mínima	Máxima	°C
Nordeste	Bahia	< 750 – 1.250	< 1250 – 2.000	< 19 – 27
	Piauí	< 750 – 1.250	1.250 – 2.000	22 – 27
	Maranhão	750 – 2.000	1.251 – 2.000	24 – 27
Centro-Oeste	Goiás	750 – 2.000	1.251 – 2.000	20 – 23
	Tocantins	750 – 2.000	1.251 – 2.000	20 – 27
	Mato Grosso	750 – 1.250	1.251 – 2.000	22 – 23
	Mato Grosso do Sul	750 – 1.250	< 1.250 – 2.000	22 – 27
Norte	Pará	2.001 – 2.750	2.001 – 3.000	22 – 27
Sudeste	Minas Gerais	750 – 2.000	< 1.250 – 2.000	< 19 – 27
Sul	Santa Catarina	1251 – 2.000	1.251 – 3.000	< 19
	Rio Grande do Sul	1251 – 2.000	1.251 – 3.000	< 19

Dados obtidos a partir da comparação dos mapas de vegetação (IBGE 1983) com os de precipitação (IBGE 1978a) e temperatura (IBGE 1978b).

do Divisor São Francisco-Tocantins e do Planalto Central Goiano e se estende do nordeste do Estado de Goiás ao sudeste do Estado do Tocantins, por 33 municípios. Ela está inserida na bacia hidrográfica do rio Tocantins e situa-se no centro do território nacional, na confluência da divisão política regional do Brasil, entre as regiões Norte, Centro-Oeste, Nordeste e Sudeste (Figura 1).

Nela estão contidas as áreas de importância biológica extremamente alta "Vale e Serra do Paranã, Grande Sertão Goiás-Bahia e Cavernas de São Domingos e Florestas Semidecíduas do Sudeste do Tocantins" e, a área "Sul do Tocantins – Região Conceição/Manuel Alves", cujas informações biológicas são insuficientes (Brasil 2002).

A bacia do rio Paranã está em uma zona de transição, entre os domínios dos climas úmidos da região amazônica e os domínios dos climas semi-áridos da região da Caatinga, sendo seu clima classificado, segundo Köppen, em AW (Clima Tropical, com duas estações bem definidas), com variações para o CWa (Clima Tropical de altitude) (IBGE 1995).

As variações altitudinais entre os planaltos acima de 1.000m e as depressões abaixo de 500m presentes ao longo da bacia, resultam em diferenciações climáticas relacionadas às médias anuais de pluviosidade e temperatura registradas na região. Sobre os relevos mais altos das serras e dos planaltos residuais, o volume de chuva é superior a 1.500mm/ano, enquanto, que nas zonas de depressão, não ultrapassa 1.300mm/ano. A distribuição das chuvas, ao longo do ano, caracteriza-se por se concentrar num período de 5 meses entre as estações da primavera e do verão. A temperatura nas regiões serranas chega a ser, em média, 5 ^{0}C inferior às médias de 21 ^{0}C registradas nas regiões de depressões (IBGE 1995).

A bacia do rio Paranã apresenta uma composição com unidades litoestratigráficas que refletem processos diversos ao longo de diferentes ciclos, como o Transamazônico, Uruaçuano e Brasiliano. Predominam os terrenos que correspondem ao Complexo Goiano e ao Grupo Bambuí-Paraopebas, intercalados por uma vasta ocorrência do Grupo Araí, na parte central da região (Fernandes *et al.* 1982).

Dentre os grandes Domínios Geomorfológicos presentes na bacia do rio Paranã, são reconhecidas as Depressões Pediplanadas, os Planaltos em Estruturas Sedimentares Concordantes e os Planaltos em Estruturas Sedimentares Dobradas. As zonas de depressões totalizam 3.470.621ha (63%) da região, e caracterizam-se por vãos interplanálticos, balizados por saliências destacadas pela erosão e feições resultantes de processos de dissolução (Mauro *et al.* 1982).

Correspondendo ao Domínio das Depressões Pediplanadas, das Regiões Geomorfológicas da bacia do rio Paranã, destaca-se a Depressão do Tocantins, que se estende de norte a sul da bacia, entre o Planalto Divisor São Francisco-Tocantins a leste, e o Planalto Central Goiano, a oeste. As altitudes nessa depressão variam de 300 a 800m, sendo que as altitudes maiores correspondem ao contato com o Complexo Montanhoso Veadeiros-Araí, próximo de Teresina de Goiás e Cavalcante, e as mais baixas ao longo dos rios Paranã e tributários (Mauro *et al.* 1982).

Nessa região de tensão ecológica entre grandes biomas em contato geográfico (Cerrado, Caatinga e Floresta Tropical Úmida), reflexo do contato de

domínios climáticos, ocorrem solos com altas taxas de fertilidade onde são encontradas as Florestas Estacionais Deciduais. Dentre esses, destacam-se os Nitossolos (Podzólicos Vermelho-Escuros eutróficos (IBGE 1995) e a Terra-Roxa Estruturada Similar eutrófica (Krejci *et al.* 1982). Estes solos se localizam, principalmente, em áreas de precipitação média anual entre 800 e 1.100 mm, sobre relevo plano a suavemente ondulado, com predominância das áreas aplainadas (Krejci *et al.* 1982), onde a declividade varia de 0-3% (IBGE 1995). Estes ainda podem apresentar uma fase rochosa composta pelos afloramentos calcários amplamente distribuídos pela região. São destacadas as ocorrências nos municípios de Iaciara, São Domingos e Campos Belos (Krejci *et al.* 1982).

Dentro das classes de solos identificados pelo antigo sistema de classificação de solos do Brasil, o Podzólico Vermelho-Escuro eutrófico difere da Terra-Roxa Estruturada pelo material de origem. A primeira classe está relacionada a litologias calcárias com possíveis influências de material coluvionar (IBGE 1995), enquanto que a segunda, desenvolvida a partir de rochas calcárias e ardósias do Grupo Bambuí, tem altos teores de cálcio e magnésio, caracterizando-o como um dos solos mais férteis da região (Krejci *et al.* 1982).

A ocupação da paisagem

Geograficamente, a bacia do rio Paranã engloba a divisão administrativa da microrregião do Vão do Paranã, tida como a última área disponível para expansão da fronteira agrícola no Estado de Goiás, sendo já ocupada desde o século 18, com a criação de gado em apoio à atividade aurífera. Posteriormente, a região foi negligenciada para atividades econômicas convencionais, o que contribuiu para a relativa preservação dos recursos naturais (Luíz 1998) e manutenção de parte das últimas reservas florestais nativas de Goiás (IBGE 1995). Atualmente são raras as áreas intactas, e quase sempre estão localizadas em locais de difícil acesso, geralmente sobre afloramentos de rochas calcárias.

A ocupação intensa a partir dos anos 70, e principalmente nos anos 80, resultado da imigração do sul e sudeste do País, culminou com intensa extração madeireira para suprir os mercados paulista, goiano e paranaense (IBGE 1995) e para subsidiar a implantação de pastagens. As condições naturais favoráveis e terras disponíveis, sem uso agropecuário e, portanto, de baixo valor econômico, resultaram na remoção quase que total da cobertura vegetal para implementação de fazendas de gado de corte. A extração de madeiras foi conduzida sem critérios técnicos e de maneira espontânea e empírica, executada por empreiteiros ou pelo próprio fazendeiro, procurando o máximo rendimento econômico, sem preocupação de reposição do estoque ou a manutenção sustentada da atividade (IBGE 1995).

A escassez de árvores de espécies de interesse econômico com diâmetros comerciais reduziu as taxas de exploração das décadas de 1980 e 1990, sendo que a maioria das serrarias, paulatinamente, deixou de operar na última década (IBGE, 1995). Parte significativa da vegetação já foi removida, porém ainda hoje ocorre a extração comercial de madeira, tanto das formações florestais, utilizadas para serrarias e produção de carvão, quanto das savânicas, utilizadas principalmente

para carvão (IBGE, 1995). Em 1999, por exemplo, foi registrada a retirada de 36.377 toneladas de madeira para produção de carvão, 189.160 m^3 para produção de lenha e 21.769 m^3 para produção de tora (IBGE, 2000).

As espécies mais utilizadas são *Myracrodruon urundeuva* Fr. All. (aroeira), *Schinopsis brasiliensis* Engl. (braúna) e *Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standl. (ipê-roxo), para confecção de cercas e currais, *Cedrela fissilis* Vell. (cedro), *Machaerium scleroxylon* Tull. (pau-ferro), *Enterolobium contortsiliquum* (Vell.) Morong (tamboril), *Hymenaea courbaril* var. *stilbocarpa* (H.) Lee. & L. (jatobá), *Aspidosperma* spp. (perobas) e *Amburana cearensis* (Fr. All.) A. C. Smith (cerejeira), dentre outras, para atender a construção civil e a indústria de móveis da região. Outras espécies são utilizadas indiscriminadamente para a produção de carvão vegetal.

Atualmente, cerca de 45% do total das propriedades existentes na bacia do rio Paranã têm entre 10 e 100ha (IBGE 2000), estabelecidas, principalmente, nos municípios de relevo mais acidentado, enquanto que as grandes fazendas, com tamanhos superiores a 500ha, estão nas áreas de terras planas e de elevada fertilidade natural, especialmente no Vão do Paranã.

A pecuária é a principal atividade econômica e a maior fonte de impacto negativo no meio ambiente, representada por mais de 1.300.000 cabeças de gado. Essa atividade responde por 69,4% da economia de todos os estabelecimentos agropecuários presentes na bacia do Paranã, enquanto que as áreas de produção mista (lavoura e pecuária), respondem por 15,47% e as lavouras temporárias por 11,59%. As demais atividades econômicas desenvolvidas no campo são representadas por lavouras permanentes (1,64%), silvicultura e exploração florestal (1,14%), produção de carvão vegetal (0,52%), horticultura e produtos de viveiro (0,21%), pesca e aqüicultura (0,01%) (IBGE, 2000).

Além da pecuária, a construção de hidrelétricas, representa um forte impacto, tanto para a fauna quanto para a flora das áreas de influência direta e indireta, por modificar definitivamente a dinâmica das bacias onde são instaladas. A interrupção do fluxo natural dos organismos, provocado pelas barragens, pode ainda reduzir o tamanho das populações de animais e plantas e provocar extinções locais. Com isso, a crescente ocupação de áreas naturais na região do vale do Paranã, desvinculada do prévio conhecimento do potencial do ambiente, resultou em uma paisagem antropizada, onde estão imersos os fragmentos de Florestas Estacionais Deciduais e de Cerrado, principalmente.

Composição, diversidade e estrutura das Florestas Estacionais Deciduais Submontanas

Na região da bacia do rio Paranã, a vegetação é constituída, basicamente, por duas classes de formações, as florestais e as savânicas. Além destas, áreas de tensão ecológica estão amplamente distribuídas ao longo do contato entre essas formações, principalmente entre as Florestas Estacionais Deciduais e Semideciduais e as formações savânicas de Cerrado e Caatinga. Áreas de formações secundárias em diferentes estádios de regeneração estão também amplamente distribuídas por essa bacia, resultado do abandono ou mau uso da terra.

Nessa região, encontram-se dispersas as maiores disjunções das formações de Floresta Estacional Decidual Submontana do país (IBGE 1992). Originariamente, essas florestas predominavam nas áreas de afloramento calcário e nas áreas planas de solos eutróficos que cobrem grandes extensões da bacia. As áreas de afloramentos calcários estão mais preservadas devido à dificuldade na extração de madeira, enquanto que a ocupação desordenada das áreas planas resultou na fragmentação e na redução do tamanho das populações de espécies arbóreas de interesse madeireiro e outras associadas, que somente são encontradas em alguns fragmentos, pouco ou nada explorados, que remanescem em meio às pastagens (Scariot & Sevilha 2000).

Segundo Oliveira Filho & Ratter (1995) a maioria das espécies das florestas do Brasil Central parecem ajustar-se a dois padrões de distribuição: (1) espécies de floresta com diferentes níveis de caducifolia, que dependem essencialmente da ocorrência de manchas de solos férteis dentro do domínio do Cerrado e tendem a distribuir-se, principalmente, dentro de um arco nordeste-sudoeste, conectando a Caatinga às fronteiras do Chaco. Pennington *et al.* (2000), sugerem a existência de uma antiga formação contínua das florestas secas do Brasil Central, que hoje, fragmentada, teriam formado corredores interligando estes biomas; (2) grande parte das espécies dependente da alta umidade no solo, que se distribuem das Florestas Pluviais Amazônica à Atlântica, cruzando a região dos cerrados no arco noroeste-sudeste pela rede dendrítica de florestas associadas a sistemas ripários.

Em aspectos florísticos e fisionômicos, as Florestas Estacionais Deciduais estão mais associadas com as Caatingas arbóreas (Ratter *et al.* 1988; Fernandes & Bezerra 1990), com espécies tidas como típicas dessa formação, tais como *M. urundeuva, S. brasiliensis, Cavanillesia arborea* K Schum., *A. cearensis, T. impetiginosa*, dentre outras. Contudo, essas florestas podem apresentar semelhança também com outros tipos vegetacionais adjacentes, dada a interpenetração de espécies dessas outras formações. Tal fato torna as Florestas Estacionais Deciduais particularmente singulares (Pedrali 1997; Brina 1998), uma vez que estas congregam uma associação de espécies que é única para cada região.

Da mesma forma, florística e estruturalmente, o componente arbóreo das Florestas Estacionais Deciduais de áreas planas e de afloramentos calcários de uma mesma região, como é o caso da bacia do rio Paranã, pode formar associações distintas. Nos levantamentos florísticos realizados nessa região com base em amostragens fitossociológicas de 11 fragmentos (três em afloramentos calcários e oito em áreas planas, sendo que destes, três estão em áreas intactas e cinco em áreas com diferentes níveis de exploração) (Scariot & Sevilha 2000; Silva & Scariot 2003, 2004a, b), complementadas por caminhadas aleatórias, foram encontradas 128 espécies arbóreas, de 90 gêneros e 41 famílias. A família mais representativa foi Leguminosae (subfamílias Mimosoideae - 11 gêneros e 14 espécies, Faboideae - 10 gêneros e 18 espécies - e Caesalpinoideae - 7 gêneros e 8 espécies) que contribuiu com 31% do total de gêneros e de espécies de árvores amostradas. Em vários estudos realizados no Brasil, essa família tem se destacado como a mais importante dentre as diferentes fisionomias (Prance 1990; Lima & Guedes-Bruni 1994), sendo ainda considerada como a mais

importante nas florestas neotropicais (Richards 1952; Gentry 1990).

Embora algumas áreas sobre afloramento calcário possam ter em um hectare um número maior de espécies arbóreas do que o encontrado em um hectare sobre áreas planas (Tabela 2), no total, áreas de afloramento calcário possuem menor riqueza de espécies que áreas planas. Das 128 espécies amostradas, 51 (40%) foram comuns às florestas de áreas de planaltos e de afloramentos calcários, enquanto que 57 (44,5%) foram amostradas exclusivamente nas áreas planas e 20 (15,5%) nas áreas sobre afloramento calcário.

Em áreas de floresta intacta, a densidade média de árvores estimadas com diâmetro acima de 5cm é de 650 indivíduos.ha^{-1} nas áreas planas e, de 770 indivíduos.ha^{-1} nas áreas de afloramento calcário (Tabela 2). Embora as florestas sobre afloramentos calcários tenham valores médios de densidade superiores aos das áreas planas, os valores de área basal são mais próximos aos amostrados nas áreas mais perturbadas de floresta sobre relevo plano, o que denota o menor porte dos indivíduos que compõem as associações sobre esses afloramentos calcários.

Os valores de diversidade estimados estão, em geral, próximos entre si, mas abaixo daqueles estimados para outras florestas tropicais. Já os valores de equitabilidade não indicam dominância de espécies nos fragmentos amostrados. Das 102 espécies amostradas nos inventários, 31 perfazem as 10 espécies mais importantes em valor de importância (VI) para cada levantamento e somam, pelo menos, 60% do total do VI estimado para cada localidade (Tabela 3).

Tabela 2. Estrutura da comunidade de árvores de Floresta Estacional Decidual Submontana de fragmentos intactos (i) e explorados (e) em planaltos (p) e afloramentos calcários (ac) no município de São Domingos, Vale do Paranã (GO), em áreas amostradas nas fazendas São Domingos (SD), Flor do Ermo (FE), Traçadal (FT), Olho d'Água (OA), Manguinha (FM), Cruzeiro do Sul (CS), São Vicente (SV), Canadá (FC) e São José (SJ).

Fragmentos	Densidade.ha^{-1}	Área Basal.ha^{-1}	Riqueza (S)	H'	J
SDp_i	591	23,18	44	2,99	0,79
FEp_i	674	24,54	48	3,04	0,78
FTp_i	688	28,34	48	2,99	0,77
OAp_e	659	18,19	50	2,99	0,77
FMp_e	470	9,21	46	2,99	0,78
CSp_e	296	10,12	33	2,62	0,75
SDp_e	776	19,69	42	2,75	0,74
FEp_e	476	20,44	39	2,92	0,80
SVac_i	860	18,60	51	3,18	0,81
FCac_i	924	9,90	48	2,99	0,77
SJac_i	536	8,40	36	2,99	0,83

Diferenciações na composição e na estrutura entre as formações florestais deciduais em áreas planas e de afloramentos calcários são encontradas quando as amostras originadas dos estudos fitossociológicos são classificadas por TWINSPAN (Two-way indicator species analysis, Hill 1979, Figura 2). Esta análise resultou em basicamente dois grupos distintos que separaram as amostras das áreas planas daquelas sobre afloramentos calcários, com elevado autovalor (0,469), o que indica uma forte divisão (Gauch 1982). Das 102 espécies amostradas nos levantamentos fitossociológicos, 29 foram apontadas como de ocorrência preferencial nos afloramentos calcários, dentre as quais se destacaram, pelos elevados valores de densidade e freqüência: *Acacia glomerosa* Benth., *Cabralea canjerana* (Vell.) Mart.,

Tabela 3. Rol e posição das 10 espécies arbóreas mais importantes em valor de importância (VI) amostradas em fragmentos de Floresta Estacional Decidual Submontana, São Domingos, Vale do Paranã, GO, em áreas amostradas nas fazendas São Domingos (SD), Flor do Ermo (FE), Traçadal (FT), Olho d'Água (OA), Manguinha (FM), Cruzeiro do Sul (CS), São Vicente (SV), Canadá (FC) e São José (SJ).

Espécie	Áreas planas								Afloramento calcário		
	Intactas				Exploradas				Intactas		
	SD	FE	FT	OA	FM	CS	SD	FE	FC	SJ	SV
Acacia glomerosa	-	-	39	43	-	32	-	-	46	-	9
Anadenanthera colubrina	38	40	9	-	-	10	4	7	12	23	18
Aspidosperma pyrifolium	9	10	18	-	5	7	10	-	34	2	35
Aspidosperma subincanum	5	9	7	6	6	6	7	6	18	-	11
Astronium fraxinifolium	18	11	11	-	4	-	-	8	7	-	13
Bauhinia brevipes	8	2	5	4	1	9	6	5	-	-	37
Cabralea canjerana	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9	-
Cavanillesia arborea	6	6	2	5	-	2	2	4	36	-	6
Cedrela fissilis	10	15	17	7	-	-	-	-	-	-	39
Chorisia pubiflora	-	31	10	-	-	-	-	10	13	21	8
Combretum duarteanum	3	7	22	-	-	1	-	-	4	7	4
Combretum sp.	4	4	1	1	-	-	1	1	-	-	-
Commiphora leptophloeos	-	-	-	-	-	-	-	-	6	4	20
Dilodendron bipinnatum	22	21	44	-	8	5	-	-	3	13	2
Eugenia sp.	28	12	24	-	3	-	9	-	-	-	-
Ficus pertusa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	-
Jacaranda brasiliana	-	-	-	-	-	-	-	-	5	11	28
Lonchocarpus montanus	13	8	8	-	-	-	-	9	16	-	-
Luehea divaricata	-	-	-	35	39	-	-	-	14	8	5
Luetzelburgia sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	17	3	22
Machaerium brasiliense	21	30	13	9	10	-	-	-	-	-	-
Machaerium scleroxylon	12	19	28	27	23	-	25	27	10	-	16
Machaerium stipitatum	26	22	25	8	-	-	5	-	48	-	42
Myracrodruon urundeuva	1	1	3	3	7	4	8	3	1	5	7
Pseudobombax longiflorum	-	-	-	-	-	-	31	-	9	32	24
Pseudobombax tomentosum	16	13	14	12	12	16	18	18	2	6	1
Spondias mombin	7	5	6	10	-	-	-	-	-	-	40
Sterculia striata	32	24	-	-	-	8	-	-	17	31	33
Tabebuia impetiginosa	2	3	4	2	2	3	3	2	8	1	3
Tabebuia roseo-alba	27	28	27	50	15	15	-	24	23	-	10
Talisia esculenta	23	14	20	-	9	-	-	-	-	-	-

Cecropia saxatilis Snethlage, *Commiphora leptophloeos* (Mart.) Gillet, *Cordia glabrata* (Mart.) DC., *Ficus insipida* Willd., *Ficus pertusa* L. f., *Jacaranda brasiliana* (Lam.) Pers., *Luehea divaricata* Mart., *Piranhea securinega* A. Radcliffe-Smith & J. A .Ratter, *Pseudobombax longiflorum* (Mart. & Zucc.) A. Robyns, *Simarouba versicolor* St. Hil., *Commiphora* sp. (esta, espécie nova para a ciência e em fase de descrição), *Jatropha* sp. e *Luetzelburgia* sp. Destas, *C. canjerana, C. saxatilis, F. insipida, F. pertusa, P. securinega, Commiphora* sp. e *Jatropha* sp. não são encontradas nas florestas de planaltos.

Os demais grupos formados pelas dicotomias estão presentes apenas entre as amostras de áreas planas e agrupam os fragmentos geograficamente mais próximos entre si. Porém, as divisões foram pouco sensíveis, com autovalores (0,147 e 0,176) baixos (Gauch 1982) (Figura 2).

Dentre as espécies que se destacaram pelos elevados valores de cobertura com que foram amostradas, *Eugenia dysenterica* DC., *Machaerium brasiliense* Vog., *Randia armata* (Sw.) DC., *Senna speciosa* (DC.) Irwin & Barn., *Swartzia multijuga* Vog., *Sweetia fruticosa* Spreng., *Talisia esculenta* e *Combretum* sp., estão entre as 30 que ocorreram exclusivamente nas áreas planas, enquanto *Cedrela fissilis* Vell., *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong, *Lonchocarpus montanus* Tozzi, *Platypodium elegans* Vog., *Pouteria gardnerii* (Mart. e Miq.) Baehni. e *Spondias mombin* L., embora amostradas sobre afloramentos, são apontadas como de ocorrência preferencial de áreas de planaltos. Já *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan, *Aspidosperma pyrifolium* Mart., *Aspidosperma subincanum* Mart., *Astronium fraxinifolium* Schott, *Bauhinia brevipes* Vog., *Cavanillesia arborea, Chorisia pubiflora* (A. St. Hil.) Dawson., *Combretum duarteanum* Camb., *Dilodendron bipinnatum* Radlk., *Guazuma ulmifolia* Lam., *Machaerium scleroxylon, Machaerium stipitatum* (DC.) Vog., *Machaerium villosum* Vog., *Myracrodruon urundeuva, Pseudobombax tomentosum* (Mart. & Zucc.) A. Robins, *Sterculia striata* A. St. Hil. & Naud., *Tabebuia impetiginosa* e *T. roseoalba* (Ridley) Sand., estão entre as 40 espécies indiferentes que foram amostradas em ambas as formações.

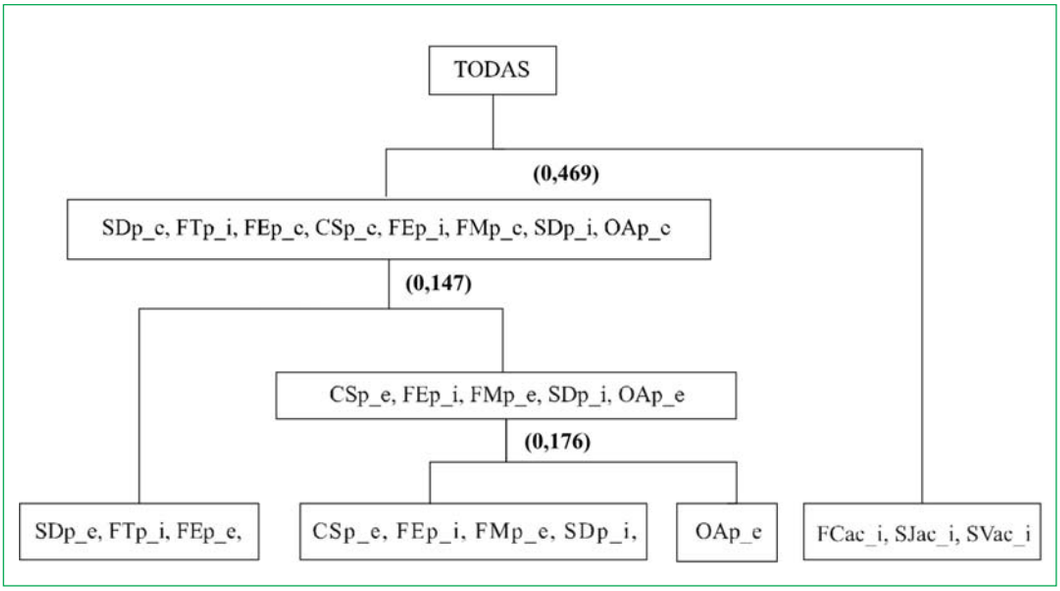


Figura 2
Classificação pelo método de TWINSPAN de 11 fragmentos de Floresta Estacional Decidual Submontana intactos (i) e explorados (e) em áreas de planaltos (p) e afloramentos calcários (ac) no município de São Domingos, Vale do Paranã (GO), em áreas amostradas nas fazendas São Domingos (SD), Flor do Ermo (FE), Traçadal (FT), Olho d'Àgua (OA), Manguinha (FM), Cruzeiro do Sul (CS), São Vicente (SV), Canadá (FC) e São José (SJ). Números entre parênteses indicam os autovalores.

Estas podem ser consideradas como as mais importantes na estruturação das comunidades de Florestas Deciduais da região da bacia do rio Paranã.

Essa diferenciação implica na adoção de manejo diferenciado das formações florestais de fragmentos sobre planaltos e fragmentos sobre afloramento calcário. As populações das espécies de elevado valor econômico persistem em áreas de afloramento devido às dificuldades impostas pela topografia à exploração madeireira. Porém, nas áreas planas, essas populações estão ameaçadas de extinção local devido ao desmatamento e à exploração seletiva, que remove as árvores maiores, com características de fuste mais adequadas ao aproveitamento madeireiro, causando danos ecológicos e genéticos às populações dessas espécies. A remoção dos indivíduos reprodutivos, além de potencialmente afetar a reprodução das árvores remanescentes, modifica a estrutura da comunidade e, assim, afeta o estabelecimento, crescimento e reprodução de outras espécies, exploradas ou não. Já a remoção de determinados indivíduos com características mais adequadas à comercialização madeireira pode resultar na seleção negativa desses genótipos na natureza.

Desmatamento, fragmentação e plantas invasoras

Embora grande parte da região do vale do rio Paranã tenha sido desmatada na década de 1980, ainda nos anos de 1990, proporção significativa da vegetação continuou a ser removida. Em uma área de 180.877ha estudada, onde predominavam as Florestas Estacionais Deciduais, estimou-se que a perda de vegetação nativa, que em 1991, cobria 15,4% da superfície havia sido reduzida a somente 5,4% em 1999 (Andahur 2002). A maior perda de vegetação ocorreu nas áreas mais planas e com solos mais aptos ao aproveitamento pecuário.

O desmatamento na região resultou na fragmentação do *habitat* , que implicou na descontinuidade da distribuição da vegetação original, reduziu o *habitat* disponível aos organismos silvestres e acrescentou bordas a uma paisagem até então contínua. Isto resulta em mudanças na distribuição e abundância dos organismos, afetando a demografia e genética das populações e, conseqüentemente, a biodiversidade (Wilcove 1986). A maioria (65%) dos fragmentos remanescentes da área acima amostrada tem menos de 1 hectare, e 88% estão abaixo de 5,0ha, sendo raras (menos de 1%) as áreas acima de 100ha (Andahur 2002).

A drástica modificação da paisagem natural e o aumento da população humana ocorridos nas últimas décadas criaram as condições para a introdução de espécies exóticas nas áreas remanescentes de Florestas Estacionais Deciduais da bacia do rio Paranã. Algumas dessas espécies foram deliberadamente introduzidas pelo homem, com objetivo de incrementar a produção agropecuária, destacando-se principalmente as gramíneas, como *Hyparrhenia rufa* (Nees) Stapf., *Panicum maximum* Jacq., *Pennisetum purpureum* Schum., entre outras. Já *Acacia farnesiana* (L.) Willd., conhecida na bacia do rio Paranã como esponjinha, também de origem africana, é uma árvore invasora das pastagens, onde pode formar agrupamentos fechados. Embora os legumes sejam ingeridos pelo gado, que eventualmente dispersa as sementes nas pastagens e nas florestas remanescentes, as plantas raramente se

estabelecem no interior das florestas, sendo mais comum nas bordas desta com a pastagem.

Conservação de um ecossistema ameaçado de extinção

Não obstante a singularidade das Florestas Estacionais Deciduais, a riqueza em espécies de importância madeireira, a alta taxa de desmatamento e o impacto da perturbação antrópica nos remanescentes, poucas unidades de conservação contemplam essa fitofisionomia. Na região do Vale do rio Paranã, somente o Parque Estadual de Terra Ronca, com cerca de 57 mil ha, tem porções significativas de Floresta Estacional Decidual Submontana, mas apenas sobre afloramentos calcários, faltando as florestas sobre planaltos, a mais ameaçada de todas as fitofisionomias do bioma Cerrado. Além disso, esse parque ainda não foi implementado e a maior parte da vegetação de sua área é constituída de pastagens e formações secundárias, que necessitam de medidas de facilitação para acelerar a sua recuperação.

Essencial nessa extensa região do vale do rio Paranã é a imediata implantação de novas unidades de conservação, que permitam a conservação e a preservação de amostras significativas da biodiversidade, da rica variedade de fitofisionomias e das nascentes dos cursos de água e que assegurem ainda, o fluxo gênico entre populações isoladas. Neste contexto a implementação de corredores ecológicos é um objetivo maior a ser perseguido.

Corredores ecológicos podem aumentar a conectividade entre populações isoladas pela fragmentação, pois podem assegurar rotas para o fluxo de genes, recolonização de fragmentos, aumento efetivo do tamanho de populações nativas e equilíbrio no número de espécies (Bentley & Catterral 1997). As principais razões para a manutenção de corredores ecológicos são a possibilidade de aumentar as taxas de imigração (Harris e Scheck 1991); assegurar rotas de movimento para espécies de ampla distribuição geográfica (Harris 1984); diminuir a depressão endogâmica (Harris 1984); e reduzir a estocasticidade demográfica (Merriam 1991). Para isso é necessária a implementação de medidas que resulte na (1) criação de unidades de conservação, e (2) implantação de mecanismos que assegurem a persistência e recuperação das populações de espécies nativas nas áreas remanescentes que estão sob pressão antrópica.

A criação de unidades de conservação deve necessariamente atender a critérios técnicos, porém oportunidades políticas e sociais não devem ser desperdiçadas. Nesse contexto, grandes unidades de conservação de uso restrito devem ser criadas, assim como incentivada a criação de unidades menores, ao alcance das condições dos municípios. Especial atenção deve ser dada à criação de reservas particulares do patrimônio natural (RPPNs), o que demandará um trabalho criterioso junto aos proprietários rurais da região. As RPPNs podem desempenhar um papel fundamental no funcionamento de corredores ecológicos, exatamente pela possibilidade de serem implementadas de forma a distribuírem-se espacialmente por toda a bacia do rio Paranã, o que contribuiria para a preservação de uma grande diversidade de fitofisionomias e aumentaria a possibilidade de fluxo gênico entre populações.

A implantação de medidas de manejo pode contribuir para que áreas, tanto em unidades de conservação como

em propriedades privadas, possam ser partícipes efetivos dos corredores ecológicos. A recomendação e implementação de medidas de manejo devem, necessariamente, serem precedidas de pesquisas que constatem a viabilidade ecológica e econômica das mesmas. Exemplo disso é a utilização dos remanescentes florestais pelo gado, que além de pisotear e consumir plântulas, preda as sementes de diversas espécies de árvores (Vieira 2002), podendo também dispersar sementes de espécies exóticas no interior das áreas remanescentes de floresta. A exploração seletiva de madeira causa modificações na estrutura dos remanescentes, tais como aumento da abertura do dossel, criação de clareiras e oportunidades para o aumento de emaranhados de cipós, que podem afetar diferencialmente a regeneração de árvores (Vieira 2002) e, eventualmente, modificar a estrutura e composição da comunidade de plantas (Webb 1997). A compreensão da direção e intensidade dos efeitos do uso das áreas remanescentes e do manejo da matriz na biodiversidade é de fundamental importância para o manejo e conservação da biodiversidade da região.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Não há duvidas de que Florestas Estacionais Deciduais estão sendo destruídas em velocidade e intensidade alarmantes e que não estão sendo adequadamente contempladas em unidades de conservação, o que coloca em perigo a persistência dessa fitofisionomia em um futuro próximo. Ademais, a exploração de espécies de alto valor comercial pode extinguir populações, selecionar negativamente genótipos de algumas espécies e reduzir o fluxo gênico, sendo os exemplos mais marcantes *Amburana cearensis* e *Cedrela fissilis,* que são listadas como ameaçadas de extinção (IUCN 1997). É crucial que medidas que possam vir a contribuir para reverter essa tendência, sejam implementadas, dentre as quais:

1. Implantação de unidades de conservação de uso restrito e tamanho adequado, inclusive a multiplicação de RPPNs na região;
2. Implementação de medidas de manejo que contribuam para facilitar a recuperação das características primárias das áreas exploradas;
3. Modificação no uso das áreas remanescentes de forma a diminuir o impacto sobre a biodiversidade; e
4. Coleta de germoplasma para assegurar a conservação *ex situ* e subsidiar programas de reintrodução de populações extintas ou ameaçadas.

O conhecimento científico sobre a biodiversidade da região, necessariamente, inclui:

1. Inventários quantitativos e qualitativos da biodiversidade;
2. Desenvolvimento de técnicas de manejo de espécies de importância local (ameaçadas, economicamente importantes e invasoras);
3. Desenvolvimento de técnicas para a reintrodução de genótipos e populações localmente extintas;
4. Desenvolvimento de técnicas para facilitação e recuperação de áreas degradadas; e
5. Valorização das espécies da flora e fauna dessas florestas.

Portanto, ao menos que a tendência de negligência com que esse ecossistema tem sido tratado seja revertida, pouco restará dos remanescentes pleistocênicos de floresta tropical estacional seca no domínio do Cerrado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Andahur, J. P. J. V. (2001). *Florestas e questões de gestão ambiental na bacia do rio Paranã*. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Florestal. Brasília, Universidade de Brasília.

Bentley, J. M. & C. P. Catterall. 1997. The use of bushland, corridors, and linear remnants by birds in southeastern Queensland, Australia. *Conservation Biology* v.11, n.4: 1173-1189.

Brasil. 2002. *Biodiversidade Brasileira - Avaliação e identificação de áreas prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira*. Brasília. Ministério do Meio Ambiente. 404p.

Brasil. 1982. *Folha SD. 23 Brasília; geomorfologia, pedologia, vegetação; uso Potencial da terra*. Rio de Janeiro. Projeto RADAMBRASIL. Ministério de Minas e Energia. Secretaria Geral. 655p.

Brina, A. E. (1998). *Aspectos da dinâmica da vegetação associada a afloramentos calcários na APA Carste de Lagoa Santa, MG*. Instituto de Ciências Biológicas. Belo Horizonte, Universidade Federal de Minas Gerais: 107p.

Bueno, P. C., A. Scariot, & A. C. Sevilha. 2002. Estrutura Populacional de Espécies Madeireiras em Áreas Intacta e Explorada de Floresta Estacional Decidual. *Boletim do Herbário Botânico Ezechias Paulo Heringer*, vol. 6.

Bullock, S. H. 1995. Plant reproduction in Neotropical dry forests. In: *Seasonally dry tropical forests*. (Medina, E. Eds.). New York, USA. Cambridge University Press. 277-303p.

Eiten, G. 1983. *Classificação da vegetação do Brasil*. Brasília. CNPq/Coordenação Editorial. 305p.

EMBRAPA. 1981. *Mapa de solos do Brasil*. Serviço Nacional de Levantamento e Classificação de Solos. EMBRAPA-Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária/ Ministério da Agricultura.

Fernandes, A. 2000. *Fitogeografia brasileira*. Fortaleza. Multigraf. 340p.

Fernandes, A. & P. Bezerra, 1990. *Estudo fitogeográfico do Brasil*. Fortaleza. Stylus Comunicações. 205p.

Fernandes, P. E. C. A., M. L. Montes, E. R. C. Braz, A. S. L. Montes, L. L.Silva, F. L. L. Oliveira, J. Í., Ghignone, O. Siga-Jr. & H. E. F. Castro, 1982. Geologia. In: *Projeto RADAMBRASIL Folha SD. 23 Brasília; geologia, geomorfologia, pedologia vegetação e uso potencial da terra*. (Moreira, H. F. Eds.). Rio de Janeiro. Brasil. Ministério da Minas e Energia. Secretaria-Geral. Vol. 29. 25-204p.

Ferraz, E. M. N. 2002. Panorama da Floresta Atlântica no estado do Pernambuco. In: *Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil*. (Araújo, E. L., Moura, A. N., Sampaio, E. V. S. B., Gestinari, L. M. S. & Carneiro, J. M. T. Eds.). Recife. Universidade Federal Rural do Pernambuco, Sociedade Botânica do Brasil, Seção Regional Pernambuco. 23-26p.

Gauch, H. G., 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press. Cambridge, 298p.

Gentry, A. H. 1990. Floristic similarities and differences between Southern Central America and Upper and Central Amazonia. In: *Four neotopical rain forests*. (Gentry, A. H. Eds.). New Haven and London. Yale University Press. 141-157p.

Harris, J. 1984. *The fragmented forest: island biogeography theory and preservation of biotic diversity.* The University of Chicago Press. Chicago. 211p.

Harris, L.D. & J. Scheck. 1991. From implications to applications: the dispersal corridors principle applied to the conservation of biological diversity. In *Nature Conservation 2: the role of corridors.* D.A Saunders; R.J. Hobbs (Eds.), p. 189-220. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, New South Wales, Australia..

Hill, M. O., 1979. TWINSPAN: a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of individuals and

attributes. Ithaca, NY. Cornell University.

IBGE. 2000. Censo Demográfico 2000 – Resultados do Universo: Malha Municipal 1997. (disponível em http://www.ibge.com.br)

IBGE. 1995. *Zoneamento geoambiental e agroecológico do Estado de Goiás: região nordeste*. Rio de Janeiro. IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística/ Divisão de geociências do Centro-Oeste. 178p.

IBGE. 1992. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Rio de Janeiro. IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 92p.

IBGE. 1983. *Mapa de Vegetação do Brasil.* Rio de Janeiro. IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

IBGE. 1978a. *Brasil precipitação*. Rio de Janeiro. IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística/SEPLAN - Secretaria de Planejamento.

IBGE. 1978b. *Brasil clima*. Rio de Janeiro. IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística/SEPLAN - Secretaria de Planejamento.

IUCN (1997). *Red List of Threatened Plants 1997*, World Conservation Monitoring Centre.

Janzen, D. H. 1988. Tropical dry forest: the most endangered major tropical ecosystem. In: *Biodiversity*. (Wilson, E. O. Eds.). Washington, DC, USA. National Academy Press. 130-137p.

Krejci, L. C., F. F. Fortunato & P. R. S. Corrêa, 1982. Pedologia - Levantamento exploratório de solos. In: *Projeto RADAMBRASIL Folha SD. 23 Brasília; geologia, geomorfologia, pedologia vegetação e uso potencial da terra*. (Moreira, H. F. Eds.). Rio de Janeiro. Brasil. Ministério da Minas e Energia. Secretaria-Geral. Vol. 29. 660p.

Lima, M. P. M. & R. R. Guedes-Bruni, 1994. Abordagem geográfica, fitofisionômica, florística e taxonômica da Reserva Ecológica de Macaé de Cima. In: *Reserva Ecológica de Macaé de Cima - Nova Friburgo/RJ: Aspectos florísticos das espécies vasculares*. (Guedes-Bruni, R. R. & M. P. M. Lima, Eds.). Rio de Janeiro. Jardim Botânico. 17-54p.

Luíz, G. C. (1998). Estudo do impacto ambiental a partir da análise espaço-temporal - caso da região Vão do Paranã - GO. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Goiás Goiânia.

Martijena, N. E. 1998. Soil properties and seedling establishment in soils from monodominant and high-diversity stands of the tropical deciduous forests of Mexico. *Journal of Biogeography*. 25 707-719.

Mauro, C. A., M. Dantas & F. A. Roso, 1982. Geomorfologia. In: *Projeto RADAMBRASIL Folha SD. 23 Brasília; geologia, geomorfologia, pedologia vegetação e uso potencial da terra*. (Moreira, H. F. Eds.). Rio de Janeiro. Brasil. Ministério da Minas e Energia. Secretaria-Geral. Vol. 29. 205-296p.

Medina, E. 1995. Diversity of life forms of higher plants in neotropical dry forests. In: *Seasonally dry tropical forests*. (Bullock, S. H., Money, H. A. & Medina, E. Eds.). Cambridge, UK. Cambridge University press. 221-242p.

Menaut, J. C., M. Lepage & L. Abbadie 1995. Savannas, woodlands and dry forests in Africa. In: *Seasonally dry tropical forests*. (Bullock, S. H., H. A. Mooney & E. Medina, Eds.). New York, USA. Cambridge University Press. 64-92p.

Merriam, G. 1991. Corridors and connectivity: animal populations in heterogeneous environments. In *Nature Conservation 2: the role of corridors.* D.A Saunders; R.J. Hobbs (Eds.), p. 133-142.

Mooney, H. A., S. H. Bullock & E. Medina, 1995. Introduction. In: *Seasonally dry tropical forests*. (Bullock, S. H., H. A. Mooney & E. Medina, Eds.). New York, USA. Cambridge University Press. 1-8p.

Murphy, P. G. & A. E. Lugo, 1986. Ecology of Tropical Dry Forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 17:67-88.

Murphy, P. G. & A. E. Lugo, 1995. Dry forests of Central America and the Caribbean. In: *Seasonally dry tropical forests*. (Bullock, S. H., H. A. Mooney, & E. Medina, Eds.). New York, USA. Cambridge University Press. 9-34p.

Oliveira Filho, A. T. & J. A. Ratter, 1995. A study of the origin of central Brazilian forest by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinb. J. Bot*. 52 (2) 141-194.

Oliveira-Filho, A. T., N. Curi, E. A. Vilela & D. A. Carvalho, 1998. Effects of canopy gaps, topography, and soils on the distribution of woody species in a central Brazilian deciduous dry forest. *Biotropica*. 30 (3) 362-375.

Pedrali, G. 1997. Florestas Secas sobre afloramentos calcários em Minas Gerais: florística e fisionomia. *BIOS*. 5 (5) 81-88.

Pennington, R. T., D. E. Prado & C. A. Pendry, 2000. Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. *Journal of Biogeography*. 27 (2) 261-273.

Prado, D. & P. Gibbs, 1993. Patterns of species distributions in the dry seasonal forests of South America. *Annais of the Missouri Botanical Garden*. 80 (4) 902-927.

Prance, G. T. 1990. The floristic composition of the forests of Central Amazonian Brazil. In: *Four neotropical rainforests.* (Gentry, A. H. Eds.). New Haven and London. Yale University Press. 112-140p.

Ratter, J. A., P. W. Richards, G. Argent & D. R. Gifford, 1973. Observation on the vegetation of northeastern Mato Grosso.1. The woody vegetation types of the Xavantina-Cachimbo expedition area. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*. B 226 (449-492)

Ratter, J. A., A.Pott, J. P. Vali, C. N. Cunha & M. Haridasan, 1988. Observations on wood vegetation types in the Pantanal and at Corumbá, Brazil. *Notes RBG Edinb.* 45 (3) 503-525.

Richards, P. W. 1952. *The tropical rain forest*. Cambridge. Cambridge University Press.

Rizzini, C. T. 1997. *Tratado de fitogeografia do Brasil, aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos*. Rio de Janeiro. Âmbito Cultural Edições Ltda. 747p.

Rundel, P. W. & K. Boonpragob, 1995. Dry forest ecosystems of Thailand. In: *Seasonally dry tropical forests*. (Bullock, S. H., Mooney, H. A. & E. Medina, Eds.). New York, USA. Cambridge University Press. 93-123p.

Sampaio, A. B. 2001. *Efeito de borda nas espécies arbóreas de uma Floresta Estacional Decidual no Vale do Paranã*. Dissertação de Mestrado. Departamento de Ecologia. Brasília, Universidade de Brasília: 82p.

Sampaio, E. V. S. B. 1995. Overview of the Brazilian Caatinga. In: *Seasonally dry tropical forests*. (Medina, E. Eds.). New York, USA. Cambridge University Press. 35-63p.

Scariot, A. & Sevilha, A.C. 2000. Diversidade, estrutura e manejo das Florestas Deciduais e as estratégias para a conservação. In: *Tópicos Atuais em Botânica* (T.B. Cavalcanti & B.M.T. Walter orgs.). Brasília: Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia / Sociedade Botânica do Brasil. p. 183 – 188.

Silva, L. A., & A. Scariot, 2003. Estrutura da comunidade arbórea em uma floresta estacional decidual em afloramento calcário (Fazenda São José, São Domingos - GO, bacia do rio Paranã). *Acta Botanica Brasilica* 17(2):305-313.

Silva, L. A., & A. Scariot, 2004a. Comunidade arbórea de uma floresta estacional decidual sobre afloramento calcário na bacia do rio Paranã. *Revista Árvore* 28(1):61-67.

Silva, L. A., & Scariot, A. 2004b. Levantamento da estrutura arbórea em uma floresta estacional decidual sobre afloramento calcário. *Revista Árvore* 28(1):69-75.

Vieira, D. L. M. 2002. *Efeito da Exploração Madeireira em Populações de Espécies Arbóreas de Floresta Estacional Decidual.* Dissertação de Mestrado em Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília.

Wilcove, D. S. (1986). Habitat fragmentation in temperate zones. *Conservation Biology*. M. E. Soule. Massachusetts, Sinauer Press: 237-256.

Capítulo 7

Diversidade alfa e beta no cerrado *sensu strictu*, Distrito Federal, Goiás, Minas Gerais e Bahia

FOTO: M. HARIDASAN

Jeanine Maria Felfili
Manoel Claudio da Silva Júnior
Departamento de Engenharia Florestal
Universidade de Brasília
Brasília, DF

INTRODUÇÃO

O bioma Cerrado contém uma das mais ricas floras dentre as savanas mundiais com 6.429 espécies já catalogadas (Mendonça *et al*. 1998), este abrange uma vasta extensão territorial ocupando mais de 20 graus de latitude e 10 graus de longitude e, contém as três maiores bacias hidrográficas sul-americanas. No entanto, seus ambientes naturais estão sendo rapidamente convertidos em pastagens e cultivos agrícolas. Por essas razões, inclusive, este foi identificado como um dos mais ricos e ameaçados ecossistemas mundiais (Mittermeyer *et al*. 1999).

A vegetação do Cerrado ocorre sobre vários tipos de solo, mas a maior parte destes são bem drenados, profundos, ácidos, pobres em nutrientes e com alta saturação de alumínio. O cerrado sentido restrito ou *sensu stricto* (s.s.), que ocupa aproximadamente 70% do bioma Cerrado, tem paisagem composta por um estrato herbáceo dominado principalmente por gramíneas e, um estrato de árvores e arbustos variando em cobertura de 10 a 60 % (Eiten 1972).

Segundo Reatto *et al.* (1998) nas áreas cobertas por cerrado *s.s.* encontra-se o Latossolo Vermelho Amarelo ocupando 21,6%, Latossolo Vermelho Escuro (18,6%), Areia Quartzoza (15,2%), Podzólico vermelho-Amarelo (8,2%), Cambissolo (3,1%), Latossolo Amarelo (1,5), Latossolo variação UNA (0,5%). Estes solos podem ainda abrigar outras formações, além do cerrado s.s., mas a grande variedade de solos onde já foi constatada a ocorrência desta fisionomia sugere padrões floristicos diferenciados.

Dentro de um mesmo domínio climático ou bioma (Allaby, 1992) os padrões fitogeográficos estão, em geral, vinculados a determinantes físicos como solo, relevo e topografia, que no caso do Brasil Central foram sobrepostos em um zoneamento publicado por Cochrane *et al.* (1985). Estes identificaram um total de 70 sistemas de terra em 25 Unidades Fisiográficas. Um sistema de terras é uma área, ou grupo de áreas, no qual existe um padrão recorrente de clima, paisagem

e solos. Na presente análise, procurou-se associar os padrões encontrados por Cochrane *et al.* (1985) que tem servido de base para os projetos Biogeografia e Biodiversidade do bioma Cerrado, em relação aos padrões de diversidade beta encontrados.

As pesquisas sobre o modo como está organizada e distribuída a biodiversidade nas comunidades do Cerrado são necessárias para avaliar os impactos decorrentes de atividades antrópicas, planejar a criação de unidades de conservação e para a adoção de técnicas de manejo.

O objetivo deste trabalho foi analisar os padrões de diversidade alfa e beta para o cerrado s.s. que é a vegetação predominante do bioma Cerrado em uma extensão de 10 graus de latitude para subsidiar estratégias de manejo e conservação para a vegetação lenhosa.

MÉTODOS

Áreas de estudo

A vegetação lenhosa do cerrado sensu stricto (s.s.) foi selecionada para a comparação de 15 locais em três Unidades Fisiográficas do Brasil Central (Cochrane *et al*. 1985), veja Figura 1. Estas foram: 1. "Pratinha" ("Chapada Pratinha"), 2. "Veadeiros" ("Chapada dos Veadeiros ou Terras Altas do Tocantins") e 3. "São Francisco" ("Espigão Mestre do São Francisco"). Estas três Unidades Fisiográficas englobam seis sistemas de terra, dentre os quais Pratinha contém dois, Veadeiros

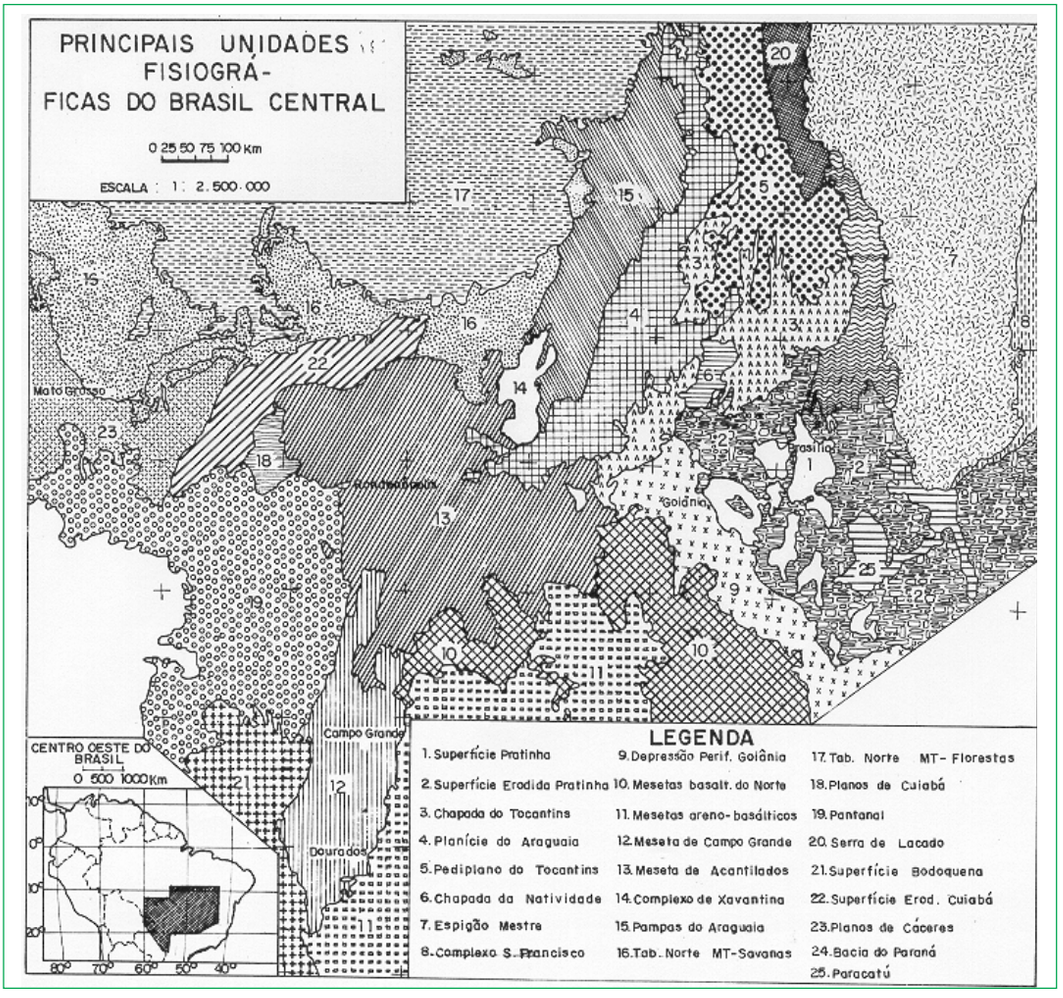


Figura 1 Principais Unidades Fisiográficas do Brasil Central estudadas: 1,2. Superfície Pratinha; 3. Chapada do Tocantins (Veadeiros); 7. Espigão Mestre do São Francisco (*Felfili et al*. 1994, adaptado de *Cochrane et al.* 1985).

contém três e São Francisco contém apenas um. (Figura 2).

As áreas de estudo (Tabela 1) foram selecionadas ao longo de um gradiente de dez graus de latitude e quatro graus de longitude iniciando-se da região "core" (Pratinha), para o norte (Veadeiros) e para o nordeste (São Francisco). Na Chapada Pratinha foram amostradas seis áreas (veja Felfili *et al*. 1994), cinco na Chapada dos Veadeiros (veja Felfili *et al*. 1997) e quatro no Espigão Mestre do São Francisco (veja Felfili *et al*. 2001).

Dos 15 locais estudados, cinco estão em unidades de conservação e o restante em locais não protegidos por lei (Tabela 1). Dentre as unidades de conservação, três delas estão na Chapada Pratinha, no Distrito Federal e distantes cerca de 50km

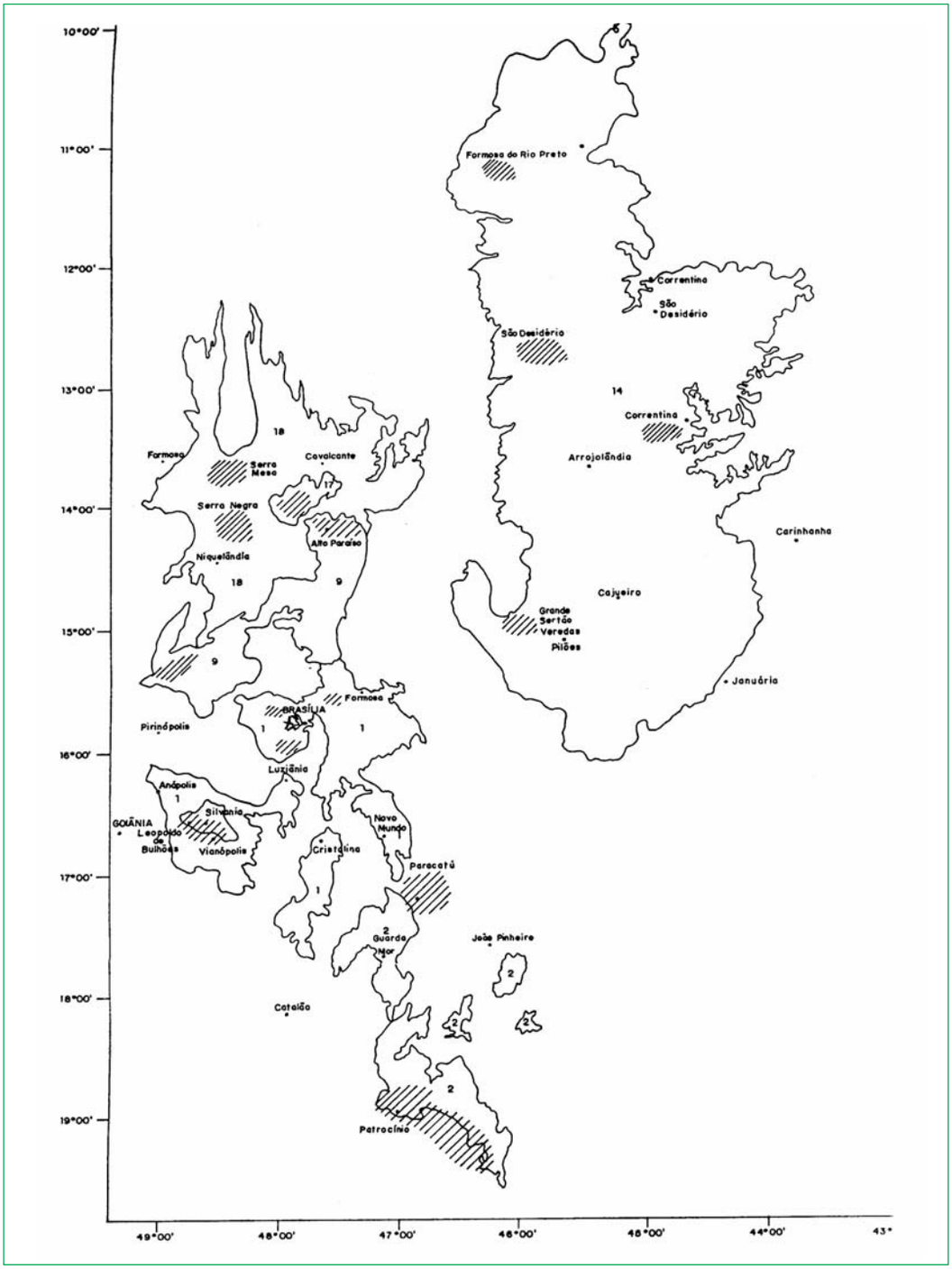


Figura 2
Locais de estudo em destaque nos Sistemas de terra nas Unidades Fisiográficas estudadas (1,2 = Chapada Pratinha, 9, 17, 18 = Chapada dos Veadeiros e 14 = Chapada do Espigão Mestre do São Francisco (Adaptado de Felfili & Silva Júnior 2001).

umas das outras e localizadas no mesmo sistema de terras, conforme o zoneamento elaborado por Cochrane *et al*. (1985). As UCs estudadas foram o Parque Nacional de Brasília, com cerca de 30.000ha, cuja principal fitofisionomia é o cerrado s.s. sobre Latossolos bem drenados; a Área de Proteção Ambiental (APA) Gama e Cabeça de Veado, que compreende a Reserva Ecológica do IBGE, a Estação Ecológica da Fazenda Água Limpa da Universidade de Brasília e a Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília, as quais são contíguas e totalizam cerca de 10.000ha cobertas principalmente por cerrado s.s. sobre Latossolos bem drenados; a Estação Ecológica de Águas Emendadas com. 10.000ha, coberta, principalmente, por cerrado s.s. sobre latossolos bem drenados, contendo também largas extensões de veredas. Esta estação protege o local onde as bacias hidrográficas do Tocantins e do São Francisco se encontram e formam um divisor de águas para as três maiores bacias hidrográficas da América do Sul, ou seja, Araguaia-Tocantins (Amazônia), São Francisco e do rio Paraná.

O Parque Nacional de Chapada dos Veadeiros em Goiás, com 65.000ha ocupa completamente um dos três sistemas de terra da Chapada dos Veadeiros, ficando os demais desprotegidos. Os campos dominam a paisagem com o cerrado s.s. ocorrendo em manchas nos solos rasos, porém, rochosos na sua maioria.

As unidades de conservação acima descritas formam a zona nuclear da Reserva da Biosfera do Cerrado e se constituem em Patrimônio da Humanidade reconhecido pela, Organização das Nações Unidas para a Educação a Ciência e a Cultura (UNESCO, 2002).

Outra unidade de conservação incluída no estudo foi o Parque Nacional Grande Sertão Veredas com 80.000ha localizado no Espigão Mestre do São Francisco, nos Estados da Bahia e de Minas Gerais. Este ocorre em grande

Tabela 1. Latitude, longitude, altitude (m) e precipitação média anual (mm) nos locais de estudo no Brasil Central.

Unidade fisiográfica/Local de estudo e Sistema de Terra (Is)	Latitude (S)	Longitude (W)	Altitude (m)	Precipitação (mm)
SÃO FRANCISCO				
Formosa do Rio Preto-BA (Is1)	11°06' – 11°12'	45°18' – 45°35'	550	1006
São Desidério-BA (Is1)	12°35' – 12°46'	45°34' – 45°48'	695 - 775	1121
Correntina-BA (Is1)	13°31' – 13°32'	45°22' – 45°25'	586	1085
PARNA Grandes Sertões - MG (Is1)	15°10' – 15°21'	45°45' – 46°00'	700 - 900	1185
VEADEIROS				
Serra Negra-GO (Is1)	14°59' – 15°02'	48°10' – 48°22'	450 - 1100	1500
Serra Mesa-GO (Is1)	13°35' – 13°50'	48°10' – 48°22'	450 - 1110	1500
PARNA Veadeiros-GO (Is2)	13°50' – 14°12'	47°24' – 47°48'	620 - 1650	1500
Alto Paraíso-GO (Is3)	14°00' – 14°10'	47°20' – 47°58'	1200	1500
Vila Propício-GO (Is3)	15°16' – 15°26'	48°40' – 49°04'	750 - 1100	1500
PRATINHA				
APA Gama e Cabeça de Veado-DF (Is1)	15°52' – 15°59'	47°50' – 47°58'	1100	1552
PARNA Brasília-DF (Is1)	15°37' – 15°45'	47°54' – 47°59'	1100	1552
Águas Emendadas-DF (Is1)	15°31' – 15°35'	47°32' – 47°37'	1100	1552
Silvânia-GO (Is1)	16°30' – 16°50'	48°30' – 48°46'	1050	1552
Paracatu-MG (Is2)	17°00' – 17°20'	46°45' – 47°07'	900	1438
Patrocínio-MG (Is2)	18°47' – 19°45'	46°20' – 47°09'	950	1438

parte sobre Areia Quartzoza e contém as várias fisionomias de Cerrado, além de carrasco e extensas veredas.

Os demais locais estudados, fora das unidades de conservação, foram denominados em função do município escolhido, como base para os trabalhos de campo.

O clima de todos os locais estudados se enquadra como Aw, por Köppen, na Tabela 1 encontra-se a localização e outras características físicas desses locais.

As principais atividades econômicas nos municípios estudados foram a produção de grãos, cuja cultura mecanizada da soja está em expansão no São Francisco, a pecuária extensiva, especialmente em Silvânia (GO) e em todos os locais da Chapada dos Veadeiros e a produção de café em Paracatu (MG) e Patrocínio (MG).

Amostragem e coleta de dados

Em cada local, a fisionomia cerrado s.s. foi localizada nas cartas do IBGE e do Exército Brasileiro. Posteriormente, foi realizado um diagnóstico em campo para a seleção de áreas com o menor número de perturbações possíveis e que se encontrassem em pontos extremos e intermediários dos sistemas de terra nas Unidades Fisiográficas estudadas. Ou seja, cada local de estudo esteve completamente inserido em um sistema de terra de uma determinada Unidade Fisiográfica. O número de locais amostrados por Unidade Fisiográfica variou em função da extensão da Unidade e do número de sistemas de terra nela existente.

Nessas áreas foram estabelecidas, de modo o mais aleatório possível, parcelas de 20 x 50m, totalizando dez parcelas por local selecionado para amostragem. Nas parcelas, todos os troncos lenhosos, a partir de 5cm de diâmetro e a 30cm do nível do solo, foram identificados e mensurados com uma suta nesse ponto.

Na mensuração dos diâmetros, quando os troncos apresentaram formato irregular, afastando-se da forma cilíndrica, foram tomadas duas medidas e feita a média destas. As alturas foram consideradas como a projeção vertical do ápice da copa ao solo. As coletas botânicas, realizadas nas estações seca e chuvosa, foram depositada no Herbário da Reserva Ecológica do IBGE onde as comparações foram realizadas.

Essa metodologia de amostragem e coleta de dados foi padronizada de modo a assegurar a comparabilidade dos dados coletados em todos os locais amostrados. A descrição detalhada da metodologia deste estudo está detalhada em Felfili & Silva Júnior 2001 e em Felfili *et al*. 2001.

Análise dos dados

Uma das unidades básicas em que está organizada a biodiversidade são as comunidades. Esta organização apresenta dois componentes: diversidade alfa e diversidade beta. A diversidade alfa refere-se ao número e a abundância de espécies dentro de uma comunidade, enquanto que a diversidade beta, se relaciona com as diferenças na composição de espécies e suas abundâncias entre áreas dentro de uma comunidade (Magurran 1988).

Para avaliar a diversidade alfa nas comunidades foram utilizados os índices de Shannon-Wienner (H') e o de equabilidade de Pielou (Magurran 1988). A magnitude da diversidade alfa está relacionada com a riqueza ou número

de espécies por unidade de área e à equabilidade, ou seja, a distribuição do número de indivíduos por espécie (Magurran 1988).

A diversidade beta foi avaliada pelos índices de similaridade de Sørensen, que compara presença e ausência de espécies nas áreas e pelo índice de Czekanowski que considera, além da presença e ausência, a distribuição do número de indivíduos por espécie nas comparações. Estes índices variam em uma escala de 0 a 1, sendo que a similaridade é considerada elevada se os valores superarem 0,5 (Margurran 1988, Kent & Coker 1992).

A diversidade beta é inversamente proporcional à similaridade, ou seja, se a similaridade entre duas áreas for elevada, a diversidade beta é baixa ou vice-versa. A diversidade beta é elevada entre duas áreas quando há poucas espécies em comum e quando a distribuição do número de indivíduos por espécies comuns for diferenciada entre as áreas.

Uma matriz tendo a abundância, expressa pela densidade por hectare como variável, foi utilizada para a ordenação pelo método DECORANA ("Detrended Correspondence Analysis", Kent & Coker 1992). A distância entre os locais no eixo de ordenação foi utilizada como um indicativo da diversidade beta para comparação com os resultados da aplicação dos índices de diversidade.

Para todas as comparações foi utilizada a densidade por hectare por espécie em cada um dos 15 locais de estudo.

A diversidade beta, ou diversidade entre comunidades em diferentes locais, foi analisada, assim como os componentes de riqueza e diversidade resultantes da forma como estão organizadas as comunidades de cerrado s.s. ao longo de um gradiente de 10 graus de latitude no bioma.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Riqueza de espécies

A riqueza expressa pelo número de espécies, por área de estudo, variou de 55 no Parque Nacional de Brasília, na Chapada Pratinha, a 97 em Serra Negra, na Chapada dos Veadeiros.

Na Chapada dos Veadeiros, a riqueza de espécies foi, em geral, elevada, mas o índice de diversidade esteve em níveis similares aos de outros locais menos ricos devido à distribuição de indivíduos por espécie, expressa pelo índice de equabilidade (Tabela 2). A distribuição de indivíduos por espécies foi, algumas vezes, menos eqüitativa nas áreas mais ricas como, por exemplo, na Serra Negra (GO), Serra da Mesa (GO) e em Alto Paraíso de Goiás (GO), onde o número de espécies representadas por poucos indivíduos foi mais elevado.

No Espigão Mestre do São Francisco, o número de espécies foi muito similar nas quatro áreas amostradas variando de 66 em Correntina-BA a 68 em Formosa do Rio Preto-BA sendo um indicativo de que a similaridade física entre estas áreas, todas localizadas em um único sistema de terra, se reflete na riqueza florística. Mesmo áreas separadas por mais de 500km de distância como Correntina (BA) e Formosa do Rio Preto (BA) apresentaram riqueza similar.

Na Chapada dos Veadeiros, o número de espécies variou de 82 a 97 enquanto na Chapada Pratinha a variação foi de 55 a 73 com a maioria dos locais contendo cerca de 60 espécies

lenhosas. Na Chapada dos veadeiros, as variações entre locais foram também mais acentuadas mesmo estando os locais próximos geograficamente, com as maiores distâncias na faixa de 200km. Nessa Chapada encontram-se três sistemas de Terra onde o cerrado pode ser localizado sobre Cambissolos em afloramentos rochosos nas encostas, sobre Areia Quartzoza e sobre Latossolo (IBGE 1982) enquanto na Chapada Pratinha predominam os Latossolos e no Espigão Mestre as Areias Quartzozas. Isso evidencia que sob as condições climáticas do bioma, as variações nos padrões de riqueza devem-se, principalmente, às características de solo, topografia, relevo e outras características abióticas e bióticas.

Considerando que a riqueza de espécies herbáceo-arbustivas em cerrado s.s. variou de 54 a 121 para amostragens também padronizadas (Felfili *et al*. 1998, Filgueiras *et al*. 1998) e que neste estudo, em amostragens realizadas com a mesma base metodológica (Felfili & Silva Júnior 2001, Felfili *et al*. 2001) a variação foi de 55 a 97 espécies. Pode se inferir, portanto, que o cerrado s.s. do Brasil Central contém, em geral, de 100 a 220 espécies por hectare. Com estes níveis de riqueza em espécies vasculares o cerrado s.s. destaca-se dentre as formações tropicais, especialmente dentre as savanas.

Diversidade alfa

A diversidade alfa foi elevada, com índices de Shannon & Wienner variando de 3,734, em Formosa do Rio Preto-BA no Espigão Mestre do São Francisco, a 3,044 nats.ind-1 em Paracatu-MG na Chapada Pratinha, e, na maioria dos locais concentrando-se na faixa de 3,5 nats.ind-1 . Estes valores se aproximam daqueles encontrados em matas de galeria do Brasil central e nas florestas da Amazônia (Felfili 1995, Silva Júnior *et al*. 1998). Das localidades comparadas apenas Silvânia e Paracatu, ambas na Chapada Pratinha, apresentaram índices de diversidade de Shannon & Wienner abaixo de 3,4 nats.ind-1.

Tabela 2. Riqueza de espécies e diversidade alfa da flora lenhosa do cerrado *sensu stricto*, incluindo-se plantas a partir de 5cm de diâmetro a 0.30m do nível do solo, em 15 locais de estudo, inclusos em três Unidades Fisiográficas (Cochrane *et al*. 1985), São Francisco, Veadeiros e Pratinha no Brasil Central.

Unidade Fisiográfica/Local de estudo	Riqueza	Índice de diversidade de Shannon-Wienner (nats.ind^{-1})	Índice de equabilidade de Pielou
SÃO FRANCISCO			
Formosa do Rio Preto – BA	68	3,734	0,884
São Desidério – BA	67	3,556	0,845
Correntina – BA	66	3,563	0,850
PARNA Grandes Sertões – MG	67	3,442	0,819
VEADEIROS			
Serra Negra – GO	97	3,572	0,781
Serra da Mesa – GO	91	3,569	0,791
PARNA Chapada Veadeiros – GO	85	3,491	0,786
Alto Paraíso – GO	92	3,460	0,765
Vila Propício – GO	82	3,715	0,843
PRATINHA			
APA Gama e Cabeça do Veado – DF	65	3,615	0,866
PARNA Brasília – DF	55	3,419	0,853
Est. Ecol. Águas Emendadas – DF	68	3,571	0,846
Silvânia – GO	65	3,230	0,774
Paracatu – MG	57	3,044	0,753
Patrocínio – MG	73	3,540	0,825

No estrato herbáceo estes índices variaram de 3,11 nats.ind-1 a 3,62 (Filgueiras *et al*. 1998) na Chapada Pratinha apresentando uma variação de diversidade comparável com a do estrato arbóreo.

Diversidade beta

Na comparação florística, pelo índice de similaridade de Sørensen, entre todas as áreas estudadas da Chapada Pratinha e também do São Francisco verificou-se que a diversidade beta foi baixa, pois a similaridade entre os locais foi elevada (Tabela 3), com todos os valores acima de 0,5. Na Pratinha, os índices foram elevados, mesmo nas comparações entre áreas em diferentes sistemas de terra, tais como Paracatu x Parque Nacional de Brasília.

Em Veadeiros, a similaridade pelo Índice de Sørensen foi elevada entre áreas no mesmo sistema de terras, tais como Serra Negra x Serra Mesa e também, entre Alto Paraíso e Vila Propício. A similaridade entre algumas áreas em diferentes sistemas de terra, nessa mesma unidade fisiográfica, foi baixa, principalmente nas comparações com Alto Paraíso. Portanto, pode-se afirmar que nesta Chapada, a diversidade beta foi baixa dentro de um mesmo sistema de terra, porém, foi elevada na comparação entre sistemas de terra, ou seja, os padrões de diversidade apresentaram uma correspondência com as variações do ambiente, as quais foram consideradas na definição dos sistemas de terra, especialmente, classes de solo (ver Haridasan *et al*. 1997).

Os índices de similaridade de Czekanowski, que consideram a composição florística e a distribuição de indivíduos por espécie, foram proporcionalmente mais baixos do que os de Sørensen nas comparações, sugerindo uma diferenciação estrutural entre as áreas. De um total de 105

Tabela 3. Similaridade da flora lenhosa do cerrado *sensu stricto*, em plantas a partir de 5cm de diâmetro a 0,30m do nível do solo, em 15 locais inclusos em três Unidades Fisiográficas (Cochrane *et al*. 1985), Espigão Mestre do São Francisco, Chapada dos Veadeiros e Chapada Pratinha no Brasil Central.

	SÃO FRANCISCO				VEADEIROS					PRATINHA					
	FOR	SDE	COR	PGS	SNE	SM	PVE	ALP	VPR	AGA	PBR	AEM	SIL	PAR	PAT
Formosa	-	44	44	37	26	30	29	22	35	20	22	20	19	24	20
São Desidério	61	-	48	47	35	41	37	28	43	32	31	34	33	22	17
Correntina	61	66	-	34	24	31	30	25	32	26	29	26	25	21	15
PARNA G. S.	59	57	65	-	38	41	38	29	60	32	39	43	44	26	31
Serra Negra	49	52	50	56	-	56	33	31	53	31	28	29	36	31	24
Serra Mesa	49	42	47	52	61	-	49	41	57	33	32	33	40	24	20
PARNA Veadeiros	45	49	53	53	48	51	-	47	43	36	29	39	35	19	16
Alto Paraíso	41	38	37	43	44	47	47	-	38	24	24	28	22	25	16
Vila Propício	53	50	55	67	57	60	60	50	-	39	40	43	47	35	31
APA Gama	45	51	50	57	45	52	61	47	59	-	60	55	44	22	36
PARNA Brasília	40	46	46	56	39	46	57	46	58	83	-	55	46	26	33
Águas Emendadas	41	50	46	53	50	51	59	53	61	73	73	-	50	23	30
Silvânia	52	56	55	60	50	52	58	47	63	69	70	71	-	22	31
Paracatu	43	45	45	52	49	47	46	47	56	52	53	57	59	-	25
Patrocínio	42	38	39	46	34	40	45	39	48	59	56	58	52	51	-

FOR - Formosa; SDE - São Desidério; COR - Correntina; PGS - PARNA Grande Sertão; SNE - Serra Negra; SM - Serra da Mesa; PVE - PARNA Veadeiros; ALP - Alto Paraíso; VPR - Vila Propício; AGA - APA Gama; PBR - PARNA Brasília; AEM - Águas Emendadas; SIL - Silvânia; PAR - Paracatu; PAT – Patrocínio

Índice de Sørensen (qualitativo, varia de 0 a 100) com aproximação de 1cm.

Índice de Czekanowski (quantitativo, varia de 0 a 100) com aproximação de 1cm.

comparações, 63 foram elevadas para o índice de Sørensen, enquanto apenas sete foram elevadas para o índice de Czekanowski. Portanto a diversidade beta, ou seja, a diversidade entre locais é, em geral, baixa nas comparações de presença e ausência de espécies. Porém, torna-se elevada quando o componente abundância, expresso pelo número de indivíduos por espécie, é inserido na análise, pois, a maior diferenciação entre locais está no tamanho das populações.

Portanto, as comunidades de cerrado s.s. estão organizadas de modo que a diversidade beta é elevada, devido a uma distribuição de indivíduos por espécies muito desigual nos locais ao longo do bioma, apesar de um grande número de espécies ocorrerem em comum.

Há uma grande sobreposição na ocorrência de espécies em grande parte dos locais, mas o tamanho das suas populações é bastante diferenciado. As espécies que ocorrem em comum são, em geral, abundantes em uma área e raras em outras. Isso ressalta a necessidade de criação de outras unidades de conservação no bioma Cerrado. Mesmo presentes em algumas unidades de conservação, algumas espécies ainda não estão protegidas por ocorrerem em densidades muito baixas.

Ordenação

A ordenação por DECORANA (Figura 3) indicou que o gradiente florístico e estrutural seguiu a variação ambiental englobada pelo zoneamento elaborado por Cochrane *et al*. (1985) especialmente em relação às unidades fisiográficas, que funcionaram como unidades de paisagem ou unidades ecológicas com elevada correlação com as variáveis florístico e estruturais analisadas. O primeiro eixo de ordenação mostrou um gradiente, desde os cerrados sobre Latossolos profundos na Pratinha aos cerrados sobre areia quartzoza no São Francisco, terminando nos Cambissolos de Veadeiros (veja Cochrane *et al*. 1985, Brasil 1982, Haridasan *et al*. 1997 e Haridasan 2001, para a descrição dos tipos de solo dessas regiões).

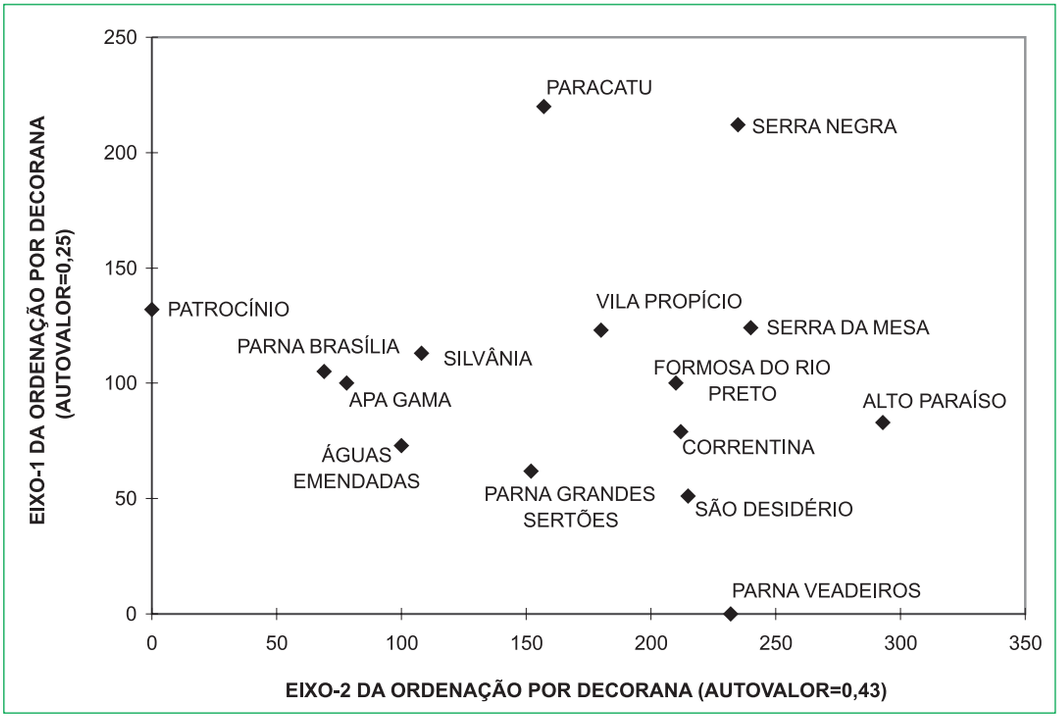


Figura 3
Diversidade beta expressa pelo posicionamento das 15 áreas de cerrado sensu stricto nos eixos de ordenação pelo método DECORANA, onde APA GAMA = Área de Proteção Ambiental Gama e Cabeça de Veado; Parna = Parque Nacional.

Padrões fitogeográficos

Locais em um mesmo sistema de terras, mesmo distantes cerca de 500km, tais como entre Correntina (BA) e Formosa do Rio Preto (BA), foram mais semelhantes entre si do que locais distantes, em apenas 50km ou menos, como Alto Paraíso de Goiás x Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (GO) pelo índice de Sørensen. Ou seja, gradientes fisiográficos como solo e relevo podem exercer maior influência nos padrões de diversidade beta do que as variações latitudinais e longitudinais dentro do bioma Cerrado. Haridasan *et al*. (1997), em um estudo similar para matas de galeria, verificaram que classes de solo foram os fatores determinantes das diferenciações na Chapada dos Veadeiros.

Apenas nove espécies foram comuns a todos os locais, *Acosmium dasycarpum, Aspidosperma tomentosum, Bowdichia virgilioides, Byrsonima coccolobaefolia, Erythroxylum suberosum, Kielmeyera coriacea, Ouratea hexasperma, Qualea grandiflora e Tabebuia ochracea,* estas podem ser consideradas como típicas do cerrado s.s. na área core. Ratter *et al*. 2000 encontraram 27 espécies de ampla distribuição geográfica em 316 locais amostrados em levantamentos rápidos no cerrado sensu lato, dentre as espécies típicas encontradas neste estudo, apenas Aspidosperma tomentosum e Ouratea hexasperma não estão presentes dentre as listadas pelos referidos autores, pois não apresentam distribuição tão ampla.

O baixo número de espécies comuns a todos os 15 locais, a despeito da elevada similaridade florística entre 60% das comparações entre locais confirma sugestões de Ratter & Dargie (1992) e de Felfili & Silva Júnior (1993) de que a distribuição de espécies no cerrado s.s. ocorre em mosaicos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O cerrado s.s. é uma rica e diversa fitofisionomia que apresenta uma elevada diversidade alfa.

A diversidade beta é baixa nas comunidades de cerrado sensu stricto quando as comparações são baseadas em presença e ausência de espécies devido a um elevado número de espécies comuns entre diferentes locais. Porém, esta se torna elevada nas comparações baseadas na densidade de espécies. Ou seja, conforme já destacado, a diversidade beta é elevada devido a uma distribuição de indivíduos por espécies muito desigual nos locais ao longo do bioma, apesar de um grande número de espécies ocorrerem em comum.

A densidade de espécies é, portanto, um importante parâmetro para tomada de decisões quanto à conservação e manejo do Cerrado. No estabelecimento de unidades de conservação torna-se importante verificar tanto a ocorrência das espécies como o tamanho de suas populações. No delineamento de estratégias para manejo e extrativismo sustentável tornam-se fundamentais avaliações quantitativas com precisão suficiente para o planejamento da produção regional.

O relacionamento entre os padrões de diversidade e as características físicas do ambiente (Felfili & Silva Júnior 2001) traz a possibilidade de modelagem desses padrões de acordo com zoneamentos fisiográficos e fisionômicos, tais como o elaborado por Cochrane *et al*. 1985.

Quanto à representatividade das unidades de conservação em relação aos padrões de diversidade beta, aqui estudados, verificou-se que a configuração original do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros é insuficiente

para proteger a diversidade florística daquela Chapada. Também se verificou que todas as unidades de conservação da Chapada Pratinha estão concentradas no Distrito Federal, deixando as terras baixas da Chapada, que incluem Paracatu-MG e Patrocínio-MG, desprotegidas e que o Parque Grande Sertão Veredas é bastante representativo do Espigão Mestre.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Allaby, M. *The concise oxford dictionary of botany.* Oxford. Oxford University Press. 442p.

BRASIL, 1982. Ministério de Minas e Energia. Secretaria Geral. Projeto *RADAMBRASIL*. Folha SD. 23. *Brasília. Geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra.* Rio de Janeiro, 660p. (Levantamento de Recursos Naturais, 29).

Cochrane, T. T., L. G. Sanchez, L. G. Azevedo, J. A. Porras, & C. L. Garver, 1985. *Land in tropical america.* Cali. CIAT/EMBRAPA- CPAC. 3 vols.

Eiten, G., 1972. The cerrado vegetation of Brazil**.** *Botanical Review* 38:201-341.

Felfili, J. M., 1995. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. *Vegetatio***.**117:1-15.

_____ & M. C., Silva Júnior, 1993. A comparative study of cerrado (*sensu stricto*) vegetation in central Brazil. *Journal of Tropical Ecology* . 9: 277-289.

_____ & M. C. Silva Júnior (orgs.) 2001. *Biogeografia do Bioma Cerrado.* Estudo fitofisionômico na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco. UnB. Brasília, DF. 152p.

_____; T. S. Filgueiras; M. Haridasan; M.C. Silva Júnior, R. Mendonça, & A. V. Rezende, 1994 Projeto biogeografia do bioma cerrado: Vegetação e solos. *Cadernos de geociências do IBGE* 12: 75-166.

_____; M. C. Silva Júnior; A. V. Rezende; P. E. Nogueira; B. W. T. Walter; M. A. Silva; J. I. Encinas, 1997. Comparação florística e fitossociológica do cerrado nas Chapadas Pratinha e dos Veadeiros. Pp.6-11. *In:* Leite, L. & Saito, C. *Contribuição ao conhecimento ecológico do cerrado.* Brasília-DF.

_____; M. C. Silva Júnior; T. S. Filgueiras; P. E. Nogueira, 1998. Comparison of cerrado (sensu stricto) vegetation in Central Brazil. *Ciência e Cultura* 50(4): 237-243.

_____; J. M., M.C. Silva Júnior, A. V. Rezende, M. Haridasan, T. S. Filgueiras, R. C. Mendonça, B. M. T. Walter & P. E. Nogueira, 2001. Projeto Biogeografia do Bioma Cerrado: Hipóteses e padronização da metodologia. p. 157-173. *In:* Garay, I & B. Dias, *Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais:* avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento. Petrópolis: Editora Vozes. 430p.

Filgueiras, T. S.; J. M. Felfili; M. C. Silva Júnior; P. E. Nogueira, 1998. Floristic and structural comparison of cerrado sensu stricto vegetation in Central Brasil. *In:* Dallmeier, F. & J.A.Comiskey, *Measuring and monitoring forest biological diversity*. p. 633-647. Midsomer Norton, U.K. v.2.

Haridasan, M. 2001. Solos. *In:* Felfili, J.M. & M. C. Silva Júnior, (Org.). *Biogeografia do Bioma Cerrado.* Estudo fitofisionômico na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco. p. 12-17. UnB. Brasília, DF. 152p.

Haridasan, M.; M. C. Silva Júnior, J. M. Felfili; A. V. Rezende, P. E. N. Silva, 1997. Gradient analysis of soil properties and

phytosociological parameters of some gallery forest the Chapada dos Veadeiros. *In: Proceedings of the international symposiun on assessment and monitoring of forests in tropical dry*, 1997. Brasília, DF. p. 259-275.

Hill, M.O., 1979. *Decorana*: a fortran program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. Ithaca, NY. Cornell University, 51 pp.

Kent, M. & P. Coker, 1992. *Vegetation description analyses.* Behaven Press. London.

Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement.* Chapman and Hall, London. 179p.

Mendonça, R., J. M. Felfili, B. M. T. Walter; M.C. Silva Júnior, A. V. Rezende; T. S. Filgueiras & P. E. N. Nogueira, 1998. Flora vascular do Cerrado. Pp. 287-556. *In:* Sano, S. & S. Almeida, (eds.) *Cerrado: ambiente e flora.* EMBRAPA-CPAC, Planaltina.

Mittermeyer , R.A.; Myers, N.; Mittermeyer, C.G. 1999. *Hotspots Earth´s biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions.* New York. CEMEX, Conservation International. 430p.

Ratter, J.A. & T. C. D. Dargie, 1992. An analysis of the floristic composition of 26 cerrado areas in Brazil. *Edinburgh Journal of Botany* 49:235-250.

Ratter, J.A., S. Bridgwater, J. F. Ribeiro, T. A. B. Dias & M. A. Silva, 2000. Estudo preliminar da distribuição das espécies lenhosas da fitofisionomia cerrado sentido restrito nos estados compreendidos pelo bioma cerrado. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer* 5: 5-43.

Reatto, A. Correia, & S. T. Spera, 1998. Solos do Bioma Cerrado: aspectos pedológicos. In: Sano, S. & Almeida, S. (eds.) *Cerrado: ambiente e flora.* p. 47-86. Planaltina. EMBRAPA-CPAC.

Ribeiro, J.F. & B. M. T. Walter, 1998. Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: Sano, S. & Almeida, S. (eds.) *Cerrado: ambiente e flora.* p. 89-166. Planaltina. EMBRAPA-CPAC.

Capítulo 8

FOTO: JOSÉ CARLOS SOUSA-SILVA

Ecologia comparativa de espécies lenhosas de cerrado e de mata

William A. Hoffmann
Department of Botany
North Carolina State University
Raleigh, NC 27695-7612, EUA

INTRODUÇÃO

Entender os fatores que determinam a localização atual de ecótonos é um desafio fundamental para gerar previsões das distribuições dos principais tipos de vegetação sob climas ou regimes de distúrbios alterados. Nos trópicos, um ecótono de grande importância é a transição entre savana e floresta. No passado, essa transição sofreu grandes modificações, e fez com que as áreas de florestas se contraíssem ou expandissem, conforme as mudanças climáticas (Delegue *et al.*, 2001; Desjardins *et al.*, 1996; Pessendra *et al.* 1998; van der Hammen, 1992). Da mesma forma espera-se que haja mudanças nas distribuições desses biomas pelos climas futuros (Bergengren *et al.*, 2001; Neilson *et al.*, 1998).

As tentativas de modelar a dinâmica do ecótono entre savanas e florestas tropicais tem se baseado em premissas extremamente simplistas e não-realistas (Steffan 1996). Primeiro, de modo geral, supõe-se que o determinante principal da transição savana-floresta é a disponibilidade de água (Foley *et al.*, 1996; Neilson *et al.*, 1995, Prentice *et al.*, 1992; Woodward *et al.*,1995). Essa simplificação é incompleta, pois a distribuição de savanas tropicais não é somente determinada pela disponibilidade de água, mas também pelo fogo, disponibilidade de nutrientes, e em algumas regiões, pela herbivoria (Solbrig 1992).

Outra premissa não muito realista de alguns modelos, é que as espécies de savana são decíduas, enquanto as espécies de mata são sempre-verdes. Isso não reflete a realidade do cerrado e das outras savanas úmidas, onde a maioria das espécies savânicas mantém folhas durante a estação seca. A maioria dos modelos nem reconhece que existe uma diferença entres espécies de savana e de floresta, pois supõem que a transição entre esses biomas é caracterizada somente por uma descontinuidade na densidade de árvores. Isso também é simplista, pois a flora do cerrado é quase completamente diferente das matas (Felfili & Silva Junior, 1992).

Esses problemas, na tentativa de modelar a dinâmica da transição entre savana e floresta, refletem a falta de estudos comparativos entre esses dois

grupos de espécies. (Longman & Jeník, 1992). Em contraste a isso, nas florestas tropicais, muitos estudos se concentraram em entender as diferenças entre pioneiras e espécies de clímax, fornecendo informações valiosas para entender a dinâmica de florestas. Para entender a dinâmica do ecótono savana-floresta, precisa-se de mais estudos comparativos entre as espécies desses dois biomas.

O Cerrado oferece oportunidades excelentes para desenvolver estudos comparativos entre espécies de savana e de floresta. O grande número de gêneros contendo tanto espécies de Cerrado quanto espécies de mata permite comparações estatisticamente poderosas sem problemas de filogenia comuns em trabalhos comparativos.

Aqui são apresentadas alguma comparações entre as espécies de floresta e as de cerrado, dando ênfase à tolerância ao fogo e padrões de crescimento e repartição de biomassa. Deve-se ressaltar que existem diversas formações florestais dentro do Bioma Cerrado, tais como cerradão (distrófico e mesotrófico), mata de galeria (inundável e não inundável), mata seca (sempre-verde, semidecídua e decídua; Ribeiro & Walter 1998). Essas formações florestais se encontram em condições diversas de edafologia e hidrologia (Ribeiro & Walter 1998), com composições florísticas distintas (Oliveira-Filho & Ratter 1995), complicando qualquer tentativa de comparar espécies florestais e savânicas.

RESPOSTA AO FOGO

Uma das principais diferenças entre o ambientes de savana e o de floresta é a freqüência de fogo. O cerrado e outras savanas sofrem altas freqüências de fogo, enquanto florestas são menos inflamáveis, onde o fogo freqüentemente não penetra (Biddulph & Kellman, 1998; Cochrane *et al.*, 1999), embora distúrbios antrópicos ou condições extremas de clima possam aumentar a chance de o fogo adentrar em formações florestais (Cochrane *et al.*, 1999).

A resposta ao fogo de espécies de floresta e de cerrado reflete claramente os regimes de fogo enfrentados nesses ambientes. Espécies de cerrado têm uma maior capacidade de sobreviver ao fogo do que as espécies de floresta (Figura 1). No estágio de plântula, essa diferença já é evidente. De 12 espécies de cerrado onde existem dados, 11 exibiram a capacidade de sobreviver ao fogo na primeira estação seca após o estabelecimento (Figura 1A). A única espécie sem capacidade de sobreviver, *Miconia albicans*, parece ser sensível devido ao pequeno tamanho da semente (Hoffmann, 2000), pois dentre as 12 espécies a sobrevivência foi altamente correlacionada com peso de semente (Figura 1A; $r = 0.77$; $P < 0.01$). Em contraste, nenhuma das três espécies de mata, ocorrendo neste caso em cerradão, sobreviveu ao fogo (Figura 1A).

Essa diferença de resposta ao fogo continua até a maturidade. A comparação dos efeitos de fogo no estrato arbóreo em nove sítios em floresta amazônica (Uhl & Buschbacher, 1985; Kauffman, 1991; Holdsworth & Uhl, 1997; Cochrane & Schulze, 1999; Peres, 1999) com os efeitos em 11 sítios de cerrado (Sato, 1996; Sato & Miranda, 1996; Silva *et al.*, 1996; Silva, 1999) revela a maior resistência de espécies de Cerrado ao fogo (Figura 1B). Na floresta amazônica, a média de sobrevivência foi de 38% enquanto no Cerrado essa média foi de 89%. No entanto, em mata seca na Bolívia, a sobrevivência foi de 79% (Pinard *et al.* 1999).

Vários fatores podem contribuir para essas diferenças de sensibilidade ao fogo. Por exemplo, em comparação às espécies de mata de galeria, espécies de cerrado tendem a ter casca mais espessa (Figura 2), a qual fornece proteção contra temperaturas altas (Vines, 1968; Silva & Miranda, 1996). Espécies de cerrado também investem mais em biomassa de raízes do que espécies de mata (Figura 3a; Hoffmann & Franco, 2003). Já que os teores de carboidrato em raízes de 10 espécies de cerrado não diferiram de 10 espécies de mata de galeria (Hoffmann *et al* 2003), a maior biomassa de raízes indica maior disponibilidade de carboidratos para a rebrota de espécies de savana.

Essa diferença na sensibilidade ao fogo certamente tem um importante papel na dinâmica do ecótono cerrado-mata. Apesar das florestas serem menos inflamáveis do que cerrado, o fogo ocasionalmente penetra nelas, causando grandes danos devido à baixa tolerância das espécies florestais ao fogo. Quando ocorre repetidamente, existe o risco de contração da área florestal, como foi observado em savanas africanas (Hopkins, 1992). Do mesmo modo, quando o ecótono é sujeito ao fogo freqüente, o estabelecimento (Hoffmann, 1996) e sobrevivência (Hoffmann, 2000) de espécies florestais nas áreas de cerrado são pouco prováveis, eliminando a expansão florestal que é observada em

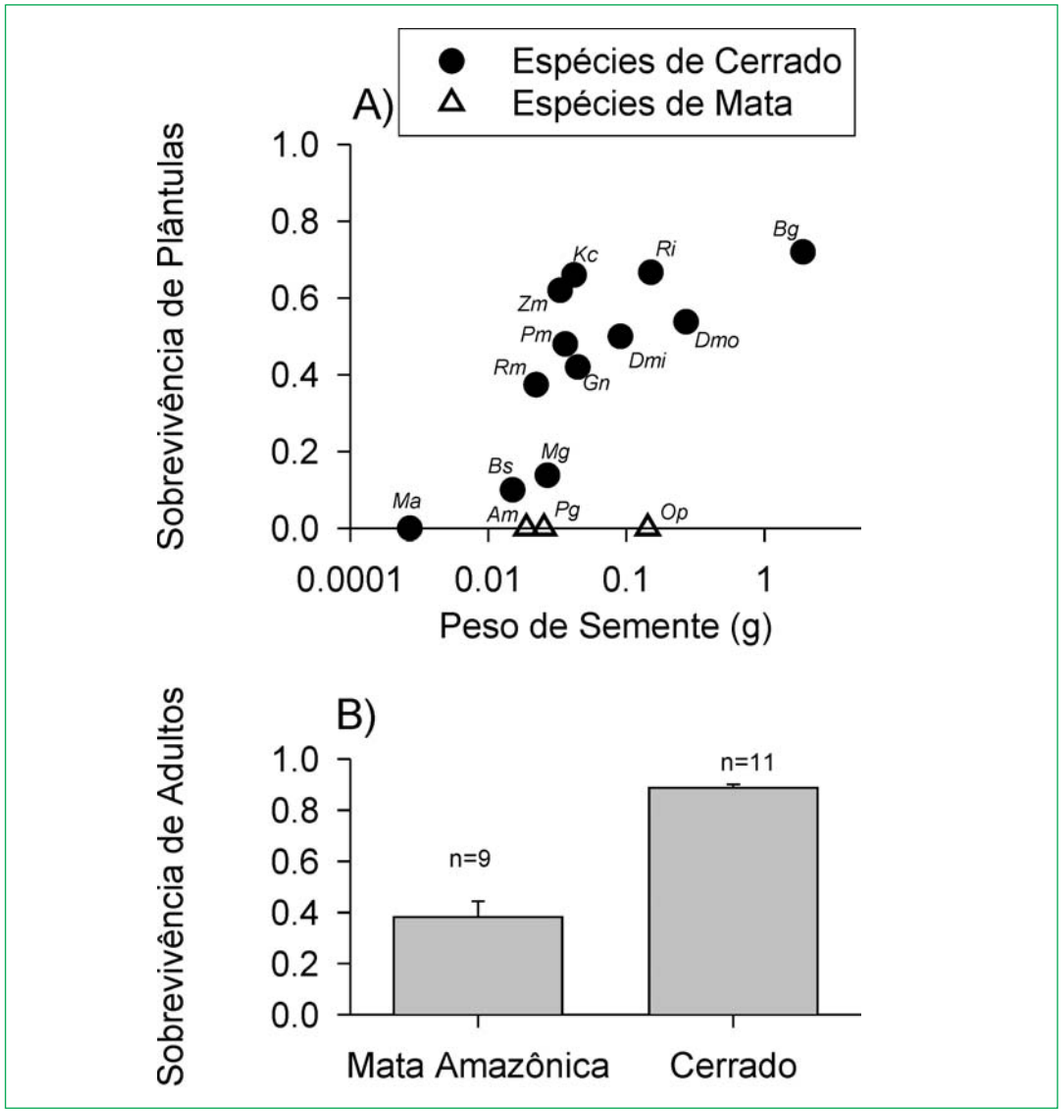


Figura 1
Comparação da resposta ao fogo de espécies de mata e de cerrado. A) Sobrevivência de plântulas sujeitas à queima no primeiro ano de vida. Cada ponto representa uma espécie. Dados de sobrevivência são de *Dalbergia miscolobium* (Dmi; Franco *et al*. 1996), *Blepharocalyx salicifolius* (Bs; Matos 1994), *Dimorphandra mollis* (Dmo; Andrade *et al*. 2001), *Brosimum gaudichaudii* (Bg), *Guapira noxia* (Gn), *Kielmeyera coriacea* (Kc), *Miconia albicans* (Ma), *Myrsine guianensis* (Mg), *Periandra mediterranea* (Pm), *Roupala montana* (Rm), *Rourea induta* (Ri), *Zeyheria montana* (Zm), *Alibertia macrophylla* (Am), *Ocotea pomaderroides* (Op), e *Pera glabrata* (Pg; Hoffmann 2000), Dados sobre pesos de sementes foram obtidos de Hoffmann (2000) e Lorenzi (1998). B) Sobrevivência de adultos queimados. Os dados foram obtidos de estudos feitos no nível de comunidade em cerrado e mata amazônica (Uhl & Buschbacher (1985), Kauffman (1991), Sato (1996), Sato & Miranda (1996), Silva, Sato & Miranda (1996), Holdsworth & Uhl (1997), Silva (1999), Cochrane & Schulze (1999), Peres (1999))

alguns casos de proteção contra o fogo (Ratter, 1992).

REPARTIÇÃO DE BIOMASSA

Além da diferença na razão raiz/parte aérea (Figura 3A), existem outras diferenças nítidas entre esses dois grupos de espécies, principalmente na repartição de biomassa e morfologia. Hoffmann & Franco (2003) compararam o crescimento e repartição de biomassa de nove pares de espécies vicariantes em condições de viveiro. Cada par desse incluía uma espécie de mata e outra de cerrado. Em geral, as espécies de mata foram mais altas que as de cerrado, mesmo nos primeiros cinco meses de vida, apesar de ter pesos secos semelhantes. Enquanto essa tendência é obvia para plantas adultas, pois fisionomias florestais são mais altas do que formações de cerrado, essa diferença em porte já se manifesta no inicio do desenvolvimento de plântulas (Figura 3B).

Espécies de cerrado também tendem a ter baixos valores de RAF (razão de área foliar), ou seja, a área foliar dividida pelo peso total da planta (Figura 3C), indicando que as espécies de cerrado investem menos na captura de luz. Esse valor menor de RAF é devido a menor área foliar por peso foliar (folhas mais espessas) e menor peso foliar por peso total da planta (Hoffmann & Franco, 2003).

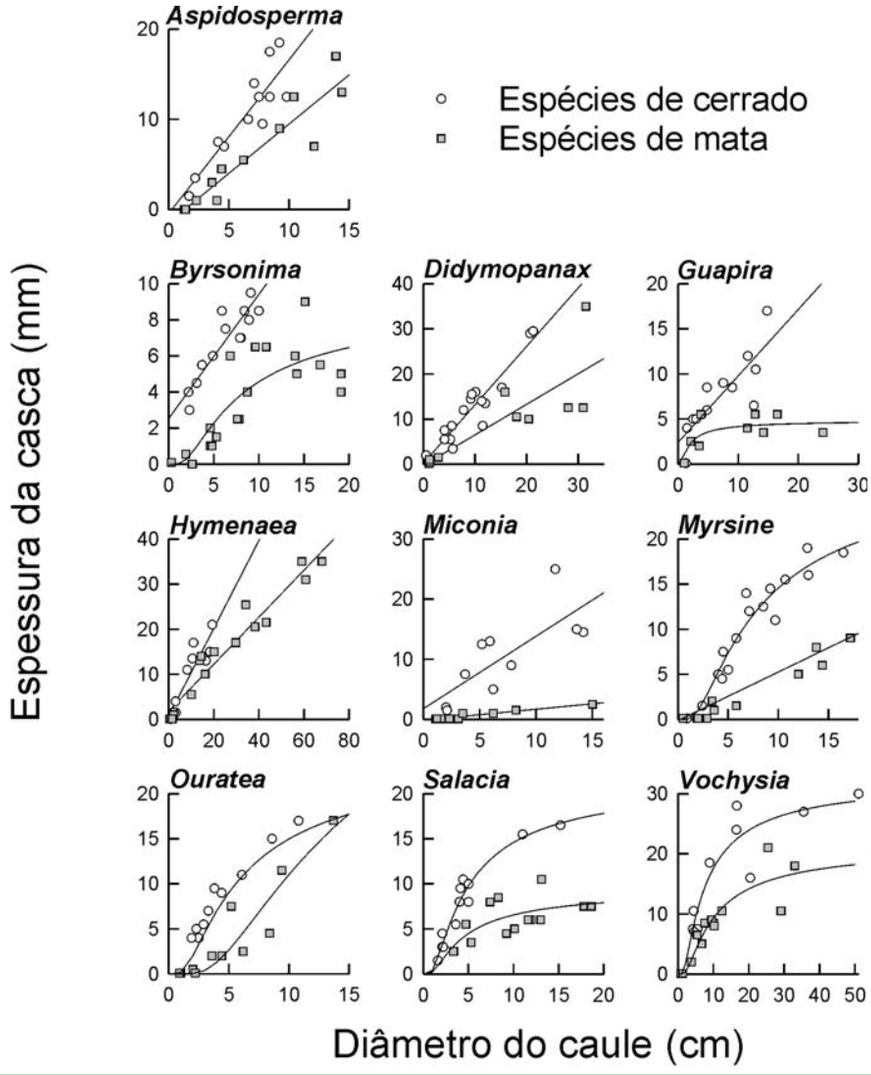


Figura 2
Comparação da espessura da casca de dez pares de espécies de cerrado e mata de galeria. (Hoffmann et al, 2003). Em todos os gêneros, a espécie de cerrado teve casca mais espessa ($P < 0.01$). As espécies de cerrado são *A. tomentosum, Byrsonima crassa, D. macrocarpum, G. noxia, H. stigonocarpa, Miconia pohliana, Myrsine guianensis, O. hexasperma, S. crassifolia* e *V. thyrsoidea*. As espécies de mata são A. subicanum, *B. laxiflora, D. morototoni, G. areolata, H. courbaril, Miconia chartacea, Myrsine umbelata, O. castaneafolia, S. elliptica* e *V. tucanorum*.

Essas diferenças em repartição de biomassa corroboram os resultados encontrados por Felfili *et al.* (2001), Moreira & Klink (2000) e Paulilo & Felippe (1998). A consistência dessas características dentre as espécies em cada ambiente indica evolução convergente, que é uma forte evidência de que essas características são adaptações aos ambientes de cerrado e de mata (Wanntorp *et al.*, 1990). Em mata, onde a luz é considerada como um dos principais fatores que limitam o crescimento de plântulas, espécies com porte alto e um grande investimento em área foliar teriam mais sucesso na competição por luz. Em cerrado, a luz é abundante, mas água e nutrientes provavelmente são mais limitantes, então o maior investimento em raízes é vantajoso (Gleeson & Tilman 1992).

Apesar desses dois grupos de espécies exibirem claras diferenças na repartição de biomassa, as espécies de cerrado não tiveram menores taxas de crescimento relativo (TCR) do que as espécies de mata (Hoffmann & Franco, 2003). Porém, é muito provável que essa diferença surja em fases mais avançadas de desenvolvimento das plântulas. Muitos estudos já demonstraram que a

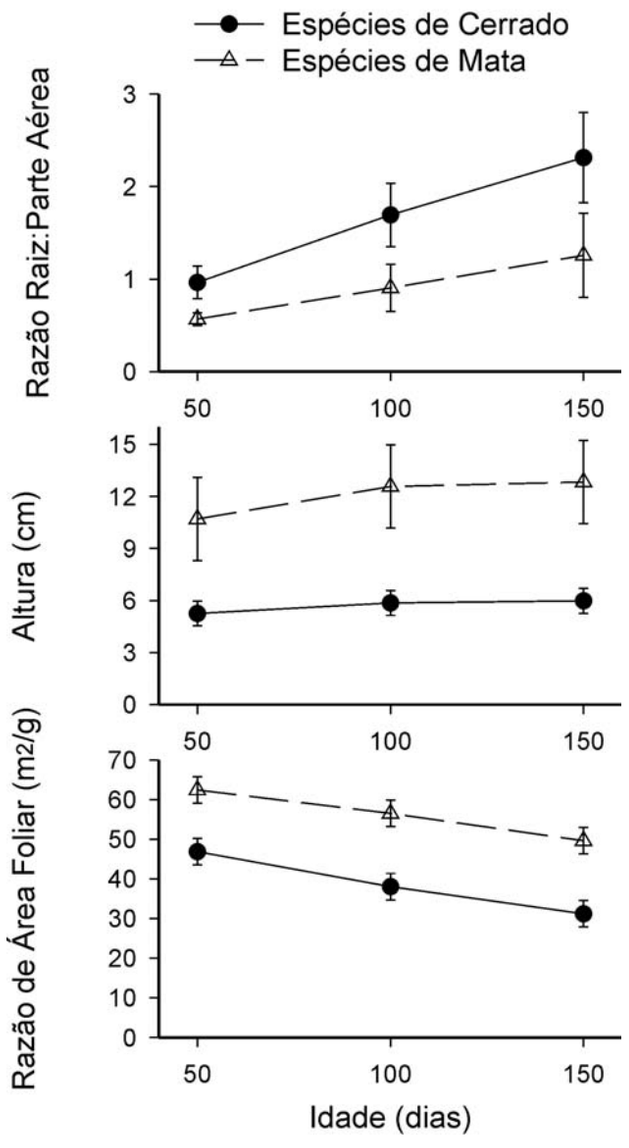


Figura 3
A) Razão raiz/parte aérea de espécies de cerrado e de mata. B) Alturas de plântulas de espécies de cerrado e de mata C) Razão de área foliar (área foliar por unidade de peso total da planta) de espécies de cerrado e de mata. Os erros padrões foram baseados na variação entre espécies. Dados são de Hoffmann & Franco (2003) e as espécies são Alibertia concolor. *A. macrophylla, Aspidosperma macrocarpon, A. subincanum, Brosimum gaudichaudii, B. rubescens, Enterolobium gummiferum, E. contortisiliquum, Guapira noxia, G. graciliflora, Hymenaea stignocarpa, H. courbaril, Jacaranda ulei, J. puberbula, Ouratea hexasperma, O. castaneaefolia, Salacia crassifolia e S. elliptica.*

TCR é fortemente correlacionada com a razão de área foliar (Huante, *et al.*, 1995; Kitajima, 1994; Lambers & Poorter, 1992; Wright & Westoby, 2000). Em termos relativos, a razão de área foliar se reduziu mais rapidamente nas espécies de cerrado do que nas de mata, ao longo do estudo. Do 50º dia até o 150º dia, a razão de área foliar das espécies de cerrado diminuiu 33%, enquanto que a das espécies florestais diminuiu somente 21% (Figura 3C). Se espécies de cerrado continuarem a exibir maiores reduções na razão de área foliar, então as taxas de crescimento dessas plantas poderão ser menores do que as de mata (Hoffmann & Franco 2003).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Existe uma grande necessidade de entender a dinâmica do ecótono entre cerrado e matas, e para realizar isso será necessário um maior conhecimento das diferenças ecológicas e fisiológicas entre as espécies desses dois ambientes. A maior sensibilidade ao fogo das espécies florestais sugere que esse fator tem sido importante em limitar a distribuição atual de florestas (principalmente cerradão) no bioma Cerrado, como foi sugerido por outros autores (Oliveira-Filho & Ratter, 2002). A maior capacidade de sobreviver ao fogo das espécies savânicas pode ser explicada pelo maior investimento em casca e em raízes.

O maior investimento em raízes nas espécies de cerrado, relativo às de mata, também deve melhorar a capacidade de aquisição de água e nutrientes. Junto com o fogo, esses fatores são considerados importantes determinantes da distribuição de savanas e florestas (Frost *et al.* 1986). É preciso estudar melhor a resposta desses dois grupos de espécies à disponibilidade de água e de nutrientes, para entender mais profundamente a dinâmica das diversas formas fisionômicas do bioma Cerrado.

O Cerrado oferece condições excelentes para estudos comparativos devido ao grande número de gêneros contendo espécies de savana e de mata. Em nenhuma outra região do mundo encontra-se uma situação tão favorável para realizar comparações robustas da ecologia, morfologia e fisiologia desses dois grupos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Andrade, L. A. Z., I. B. Schmidt, & F. Borghetti. 2001. Germinação e estabelecimento de *Dimorphandra mollis* em área de cerrado submetido a queimadas prescritas. *Resumos do V Congresso de Ecologia do Brasil* (CD ROM).

Bergengren, J. C., S. L. Thompson, D. Pollard, & R. M. Deconto. 2001. Modeling global climate-vegetation interactions in a doubled CO2 world. *Climatic Change* 50: 31-75.

Biddulph, J. & M. Kellman. 1998. Fuels and fire at savanna gallery forest boundaries in southeastern Venezuela. *Journal of Tropical Ecology* 14: 445-461.

Cochrane, M. A., A. Alencar , M. .D. Schulze, C. M. Souza, D. C. Nepstad, P. Lefebvre, & E. A. Davidson. 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science* 284: 1832-1835.

Cochrane, M. A. & M. D. Schulze. 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effect on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica* 31: 2-16.

Delegue, M. A., M. Fuhr, D. Schwartz, A. Mariotti, & R. Nasi. 2001. Recent origin of a large part of the forest cover in the Gabon coastal area based on stable carbon isotope data. *Oecologia* 129: 106-113.

Desjardins, T., A. Carneiro, A. Mariotti, A. Chauvel, & C. Girardin. 1996. Changes of the forest-savanna boundary in Brazilian Amazonia during the Holocene revealed by stable isotope ratios of soil organic carbon. *Oecologia* 108: 749-756.

Felfili, J. M., & M. C. da Silva Junior. 1992. Floristic composition, phytosociology and comparison of cerrado and gallery forests at Fazenda Agua Limpa, Federal District, Brazil. *In* P. A. Furley, J. Procter, and J. A. Ratter (Eds.). *Nature and Dynamics of the Forest-Savanna Boundaries.* pp. 393-429. Chapman and Hall, London, UK.

Felfili, J. M., A. C.Franco, C. W. Fagg & J. C. Sousa-Silva. 2001. Desenvolvimento inicial de espécies de mata de galeria. *In* J.F. Ribeiro, C.E.L. Fonseca & J.C. Sousa-Silva (Eds.). Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria. pp. 779-881. EMBRAPA, Planaltina, DF.

Foley, J. A., C. I. Prentice, N. Ramankutty, S. Levis, D. Pollard, S. Sitch, & A. Haxeltine. 1996. An integrated biosphere model of land surface processes, terrestrial carbon balance and vegetation dynamics. *Global Biogeochemical Cycles* 10: 603-628.

Frost, P., Medina, E., Menaut, J.-C., Solbrig, O., Swift, M., & Walker, B. 1986. Responses of savannas to stress and disturbance. *Biology International, Special Issue* , 10: 1-82.

Franco, A. C., M. P. Souza & G. B. Nardoto. 1996. Estabelecimento e crescimento de *Dalbergia miscolobium* Benth. em áreas de campo sujo e cerrado no DF. *In* H. S. Miranda, C. H. Saito, and B. F. de S. Dias. (Eds.). *Impactos de queimadas em áreas de Cerrado e restinga.* pp. 84-92. Brasília, DF: Universidade de Brasília.

Gleeson, S. K. & D. Tilman. 1992. Plant allocation and the multiple limitation hypothesis. *American Naturalist* 139: 1322-1343.

Hoffmann, W. A.1996. The effects of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. *Journal of Ecology* 84: 383-393.

Hoffmann, W. A. 2000. Post-establishment seedling success of savanna and forest species in the Brazilian Cerrado. *Biotropica* 32:62-69.

Hoffmann, W. A. & A. C. Franco. 2003. Comparative growth analysis of tropical forest and savanna woody plants using phylogenetically-independent contrasts. *Journal of Ecology* 91: 475-484

Hoffmann, W. A., B. Orthen, & P. K. V. Nascimento. 2003. Comparative fire ecology of tropical savanna and forest trees. *Functional Ecology* 17: 720-726..

Hopkins, B. 1992. Ecological processes at the forest-savanna boundary. *In* P. A. Furley, J. Procter, and J. A. Ratter (Eds.). *Nature and Dynamics of the Forest-Savanna Boundaries.* pp. 21-33. Chapman and Hall, London, UK.

Huante, P., E. Rincon, & I. Acosta. 1995. Nutrient availability and growth rate of 34 woody species from a tropical deciduous forest in Mexico. *Functional Ecology* 9: 849-858.

Holdsworth, A. R. & C. Uhl. 1997. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. *Ecolological Applications* 7:713-725.

Kauffman, J. B. 1991. Survival by sprouting following fire in tropical forests of the Eastern Amazon. *Biotropica* 23: 219-224.

Kitajima, K. 1994. Relative importance of photosynthetic traits and allocation patterns as correlates of seedling shade tolerance at 13 tropical trees. *Oecologia* 98: 419-428.

Lambers, H. & H. Poorter. 1992. Inherent variation in growth rate between higher

plants: A search for physiological causes and ecological consequences. *Advances in Ecological Research* 23: 187-261.

Longman, K. A., & J. Jeník. 1992. Forest-savanna boundaries: general considerations. *In* P. A. Furley, J. Procter, and J. A. Ratter (Eds.). *Nature and Dynamics of the Forest-Savanna Boundaries.* pp. 3-20. Chapman and Hall, London, UK.

Lorenzi, H. 1998. *Árvores brasileiras.* 2ª Ediçao. Editora Plantarum, Nova Odessa, SP. 352 p.

Matos, M. R. B. 1994. *Efeito do fogo sobre os regenerantes de Bletharocalyx salicifolius* H. B. K. (Myrtaceae) *em cerrado aberto,* Brasília, DF. Dissertação de Mestrado. UnB, Brasília.

Moreira, A. G. & C. A. Klink. 2000. Biomass allocation and growth of tree seedlings from two contrasting Brazilian Savannas. *Ecotropicos* , 13:43-51.

Neilson, R. P. 1995. A model for predicting contental-scale vegetation distribution and water balance. *Ecological Applications* 5: 362-385.

Neilson, R. P., I. C. Prentice, B. Smith, T. Kittel, & D. Viner. 1998. Simulated changes in vegetation distribution under global warming. *In* IPCC. (Ed.). *The Regional Impacts of Climate Change.* pp. 439-456. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Oliveira-Filho, A. T. & J. A. Ratter. 1995. A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. E*dinburgh Journal of Botany*. 52: 141-194.

Oliveira-Filho, A. T. & J. A. Ratter. 2002. Vegetation phisiognomies and woody flora of the Cerrado biome. *In* P.S. Oliveira & R.J. Marquis (Eds.). *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna.* pp. 91-129. Columbia University Press, New York.

Paulilo, M. T. S. & G. .M. Felippe. 1998 Growth of the shrub-tree flora of the Brazilian cerrados: a review. *Tropical Ecology* 39: 165-174

Peres, C. A. 1999. Ground fires as agents of mortality is a central Amazonian Forest. *Journal of Tropical Ecology* 15:535-541.

Pessendra, L. C. R., B. M. Gomes, R. Aravena, A. S. Ribeiro, R. Boulet, & S. E. M. Gouveia. 1998. The carbon isotope record in soils along a forest-cerrado ecosystem transect: implications for vegetation changes in the Rondonia state, southwestern Brazilian Amazon region. *The Holocence* 8: 599-603.

Pinard, M. A., Putz, F. E., & Licona, J. C. 1999. Tree mortality and vine proliferation following a wildfire in subhumid tropical forest in eastern Bolivia. *Forest Ecology and Management* 116: 247-252.

Prentice, I. C., W. Cramer, S. P. Harrison, R. Leemans, R. A. Monserud, & A. M. Solomon. 1992. A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate. *Journal of Biogeography* 19: 117-134.

Ratter, J. A. 1992. Transitions between savanna and forest vegetation in Brazil. *In* P. A. Furley, J. Procter, and J. A. Ratter (Eds.). *Nature and Dynamics of the Forest-Savanna Boundaries*. pp. 417-429. Chapman and Hall, London, UK.

Ribeiro, J. F. & B. M. T. Walter. 1998. Fitofisionomias do bioma cerrado. *In* S. M. Sano e S.P. Almeida (Eds.). *Cerrado: ambiente e flora.* Pp89-166. Embrapa, Planaltina, DF.

Sato, M. N. 1996. *Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado sensu stricto sumeitidos a diferentes regimes de queima.* Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília.

Sato, M. N. & H. S. Miranda. 1996. Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado sensu stricto submitidos a diferentes regimes de queima. *In* H. S. Miranda, C. H. Saito, and B. F. de S. Dias. (Eds.). *Impactos de queimadas em*

áreas de cerrado e restinga, pp. 102-111. Universidade de Brasília, Brasilia, DF.

Silva, E. P. da R. 1999. *Efeito do regime de queima na taxa de mortalidade e estrutura da vegetação,* Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília

Silva, E. P. da R. & H. S. Miranda 1996. Temperatura do câmbio de espécies lenhosas do cerrado durante queimadas prescritas. *In* R. C. Pereira and L. C. B. Nasser. (Eds.). Biodiversidade e Produção Sustentável de Alimentos e Fibras nos Cerrados. *Proceedings of the VIII Simpósio sobre o Cerrado,* pp. 253-257. EMBRAPA, Brasília, DF.

Silva, G. T., M. N. Sato & H. S. Miranda. 1996. Mortalidade de plantas lenhosas em um campo sujo de cerrado submetidos a queimadas prescritas. *In* H. S. Miranda, C. H. Saito, and B. F. de S. Dias. (Eds.). *Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga,* pp. 93-101. Universidade de Brasília, Brasilia, DF.

Steffanm W. L., W. Cramer, M. Plöchl, & H. Bugmann. 1996. Global vegetation models: incorporating transient changes to structure and composition. *Journal of Vegetation Science* 7: 321-328.

Uhl, C. & R. Buschbacher. 1985. A disturbing synergism between cattle ranching burning practices and selective tree harvesting in the eastern Amazon. *Biotropica* 17:265-268.

van der Hammen, T. 1992. Global change, shifting ranges, and biodiversity in plant ecosystems. In O. T. Solbrig, H. M. van Emdenm, and P. G. W. J. van Oordt (Eds.). *Biodiversity and Global Change.* pp. 159-166. IUBS, Paris.

Vines, R. G. 1968. Heat transfer through bark, and the resistence of trees to fire. *Australian Journal of Botany* 16:499-514.

Wanntorp, H.-E., D. R. Brooks, T. Nilsson, S. Nylin, F. Ronquist, S. C. Stearns, & N. Wedell. 1990. Phylogenetic approaches in ecology. *Oikos* 57:119-132

Woodward, F. I., T. M. Smith, & W. R. Emanuel. 1995. A global land primary productivity and phytogeography model. *Global Biogeochemical Cycles* 9: 471-490.

Wright, I. & M. Westoby. 2000. Cross-species relationships between seedling relative growth rate, nitrogen productivity and root vs leaf function in 28 Australian woody species. *Functional Ecology* 14: 97-107.

Capítulo 9

FOTO: M. HARIDASAN

Competição por nutrientes em espécies arbóreas do cerrado

Mundayatan Haridasan
Departamento de Ecologia
Universidade de Brasília
Brasília DF

INTRODUÇÃO

Uma questão interessante a ser levantada em qualquer estudo ecológico de comunidades de alta biodiversidade é se há competição entre populações que a compõem quanto à repartição de recursos naturais, especialmente os mais escassos. Nesse sentido, não se conhece nenhuma análise das estruturas populacionais das espécies arbóreas do cerrado, num ambiente reconhecidamente pobre em nutrientes (Haridasan, 2000, 2001). Além das adaptações nutricionais das espécies individuais, a competitividade também é um fator importante a ser estudado para melhor definir o funcionamento deste ecossistema e para futuro aproveitamento das espécies nativas. A discussão a seguir está restrita aos macronutrientes Ca, Mg, K e P no cerrado (sentido restrito), definindo-o como uma fitofisionomia com cobertura arbórea entre 20 a 50%. A terminologia utilizada para definir as variações que existem na fitofisionomia do cerrado varia bastante entre pesquisadores. Goodland (1971), por exemplo, sugeriu os limites mínimo e máximo de 15 e 55% para cobertura de copa para definir o cerrado. Ribeiro e Walter (1998) definiram cerrado *sentido restrito* em um sentido mais amplo para incluir em um extremo, o cerrado denso com cobertura arbórea de 50 a 70% e, em outro, o cerrado rupestre e o cerrado ralo, com cobertura arbórea entre 5 e 20%. Entre estes extremos, o cerrado típico é definido como uma fisionomia com 20 a 50% de cobertura arbórea. A definição de cerrado ralo foi sugerida para substituir o termo campo cerrado utilizado por autores como Coutinho (1978).

COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DO CERRADO

A composição florística das comunidades arbóreas do cerrado é um assunto exaustivamente discutido na literatura brasileira (Castro *et al.*, 1999). Entretanto, uma das contribuições mais importantes nos últimos anos foi o reconhecimento de padrões regionais (geográficos) na composição florística da flora lenhosa por Ratter *et al.* (1996). Além de determinar a ocorrência de

diferentes comunidades vegetais em solos distróficos e mesotróficos, ainda foi definida a existência de diferentes grupos de espécies em distintas regiões geográficas. São poucas as espécies que possuem ampla distribuição geográfica na região do cerrado. Das 534 espécies encontradas em 98 levantamentos, apenas 28 ocorreram em mais de 50% dos locais e três espécies em mais de 70% dos locais. Adaptações ecofisiológicas em resposta ao estresse hídrico em função da duração da época seca e da quantidade da precipitação, e em resposta às variações de temperatura, especialmente da temperatura mínima durante o inverno, devem contribuir para estes padrões geográficos.

DENSIDADE ARBÓREA NO CERRADO (SENTIDO RESTRITO)

As estimativas da densidade arbórea em comunidades nativas do cerrado (sentido restrito) variam conforme o critério utilizado para inclusão de plantas lenhosas nos levantamentos fitossociológicos e a extensão da área de amostragem. Felfili *et al.* (2000) estudando durante nove anos as alterações na composição florística de um cerrado (sentido restrito) no Distrito Federal encontraram entre 806 e 945 indivíduos por hectare com diâmetro mínimo de 5cm a 30cm de solo. Outros critérios utilizados por outros autores incluem a circunferência mínima do tronco na altura do peito (1,3m) de 10cm e a altura mínima de 1 ou 2m. Assim, a estimativa da densidade de árvores pode variar bastante entre levantamentos.

Um limite superior para o número de espécies arbóreas, por hectare, do cerrado (sentido restrito) parece ser em torno de 70. O número de espécies encontrado varia dependendo do tamanho de área amostrada. Felfili *et al.* (2000) encontraram 61 espécies em parcelas permanentes de 1,9ha no início de seus estudos em 1985, e 57 espécies, nove anos depois. Nas diferentes amostragens, 90% das espécies foram encontradas na primeira metade (0,9ha) da área amostrada. Apenas oito espécies (13% do total) foram responsáveis por 50% dos indivíduos e 19 espécies (31%) por 75%. Assim, como neste estudo, a maioria dos levantamentos comprova que menos da metade de todas as espécies encontradas são responsáveis por mais de 75% do número de indivíduos e área basal da comunidade. Por exemplo, Lilienfein *et al.* (2001), em levantamento recente de um cerrado em Latossolo Vermelho em Uberlândia, constatou que apenas sete espécies representam 76% dos 602 indivíduos por hectare com mais de 2m de altura. Silva (1990), em um cerrado na Fazenda Água Limpa no Distrito Federal, encontrou 204 indivíduos em 1.800m^2, correspondendo a 1.133 árvores por hectare, com diâmetro maior que 5cm, a 30cm de altura, distribuídas entre 35 espécies.

COMPETIÇÃO POR LUZ E ÁGUA

Franco (2002) discute as diferenças na capacidade fotossintética e nas adaptações ecofisiológicas e nos mecanismos de tolerância ao estresse hídrico entre as espécies lenhosas do cerrado. As evidências indicam a existência de diferentes mecanismos entre as espécies lenhosas que permitem compartilhamento de recursos escassos e contribuem para a alta biodiversidade neste ecossistema. As possíveis diferenças no sistema radicular e

conseqüentes diferenças na utilização de água na comunidade arbórea do cerrado foram analisados por Jackson *et al.* (1999).

COMPETIÇÃO POR NUTRIENTES

De modo geral, podemos assumir que o ambiente edáfico dentro de limites de uma comunidade de cerrado (sentido restrito) é relativamente uniforme. Quando os fatores edáficos como fertilidade, profundidade efetiva, presença de concreções e proximidade à superfície do lençol freático variam, a fitofisionomia muda (Eiten, 1972; Haridasan, 1994). As principais classes de solo que suportam o cerrado (sentido restrito) na região central do Planalto Central brasileiro são Latossolos Vermelhos e Neossolos Quartzarênicos. Estes solos, de modo geral, quando suportam cerrado (sentido restrito), são profundos e bem drenados, e não apresentam restrições ao crescimento radicular das árvores. Quando a profundidade se torna limitante, por causa de concreções lateríticas ou ferruginosas ou afloramento de rochas, a fisionomia comum é de campo cerrado ou cerrado rupestre (Ribeiro & Walter, 1998).

As disponibilidades de nutrientes em um Latossolo Vermelho e um Neossolo Quartzarênico sob cerrado (sentido restrito) estão apresentadas na Tabela 1. Nestes ambientes a distribuição de raízes está concentrada nas camadas mais superficiais, diminuindo drasticamente com a profundidade (Abdala *et al.*, 1998; Delitti *et al.*, 2001). Com o alto grau de intemperismo e profundidade geralmente maior do que 2m, as camadas inferiores não devem desempenhar nenhum papel significativo na nutrição mineral das plantas nativas do cerrado (Burnham, 1989; Nepstad *et al.*, 2001). É improvável também o aproveitamento de formas de

Tabela 1. Disponibilidade de nutrientes em um Latossolo Vermelho (Fazenda Água Limpa, DF) e um Neossolo Quartzarênico (Parque Nacional Grande Sertão Veredas, MG) sob vegetação nativa de cerrado (sentido restrito).

Horizonte	pH em água	pH em KCl	Carbono orgânico	P	Cátions trocáveis			
					Ca	Mg	K	Al
			%	mg kg^{-1}	----------cmol(+) kg^{-1} solo----------			
Latossolo Vermelho								
A_1	4,9	4,0	3,33	<1	0,150	0,133	0,164	1,20
A_3	5,0	4,2	1,84	<1	0,025	0,040	0,079	0,50
B_1	5,2	4,6	1,11	<1	0,010	0,017	0,028	0,14
B_2	5,3	5,3	0,74	<1	0,005	0,017	0,015	0,06
Neossolo Quartzarênico								
A_1	4,0	4,0	0,36	<1	0,003	0,015	0,024	0,78
A_3	4,0	4,1	0,25	<1	0,001	0,007	0,014	0,49
C_1	3,9	4,1	0,20	<1	0,002	0,009	0,006	0,44
C_2	3,9	4,1	0,20	<1	0,001	0,001	0,002	0,34

P e K consideradas indisponíveis (não extraídas pelos extratores convencionais como de Mehlich e de Bray) apesar da quantidade total destes nutrientes no solo ser bem maior que a fração disponível (Nepstad *et al.*, 2001). Portanto, a manutenção deste ecossistema, deve depender de uma reciclagem fechada e eficiente de macronutrientes, P, K, Ca e Mg, ainda existindo a possibilidade de entrada de quantidades pequenas através de precipitação (Coutinho, 1979).

Uma das maneiras de comparar a competitividade entre as espécies é analisar as concentrações de nutrientes foliares para determinar as exigências nutricionais e o estado nutricional em condições naturais. Esta metodologia tem sido utilizada para comparar adaptações nutricionais das espécies nativas em diferentes solos e para determinar a influência da fertilidade do solo na composição florística das comunidades (Araújo & Haridasan, 1988; Haridasan, 1987, 1992; Medina & Cuevas, 1989). Uma maior concentração de nutrientes nos tecidos vegetais poderá ser uma indicação de maior disponibilidade de nutrientes no solo, de maior exigência das espécies em relação aos nutrientes, ou de melhor aproveitamento do ambiente edáfico, por uma espécie em comparação a outras que apresentam menores concentrações. Se isso ocorre em relação às espécies que apresentam maior dominância relativa em uma comunidade em ambiente pobre em nutrientes, seria uma comprovação da melhor competitividade destas espécies, por causa de um melhor aproveitamento de nutrientes. Por outro lado, menores concentrações de nutrientes em espécies mais abundantes serão evidências de que baixos requisitos nutricionais são uma vantagem competitiva.

Na Tabela 2 estão apresentadas as concentrações foliares de K, Ca, Mg e P em 35 espécies arbóreas em um cerrado em Latossolo Vermelho distrófico no Distrito Federal (Silva, 1990). Doze das 35 espécies deste levantamento (Tabela 2) são de ampla distribuição geográfica na região dos cerrados, conforme Ratter *et al.* (1996). Nenhuma delas é citada como espécie indicadora de solo mesotrófico. A seguir algumas características desta comunidade:

1. As concentrações foliares encontradas estão na faixa de valores comum em comunidades nativas em solos distróficos (Haridasan, 1992). Algumas destas espécies quando ocorrem em solos mesotróficos apresentam maiores concentrações de Ca e de outros cátions. A faixa de variação das concentrações de nutrientes entre as espécies ainda é grande, com a proporção entre os valores máximo e mínimo sendo 3,9 no caso de Mg e 10,4 no caso de Ca (Tabela 2). Para um ambiente homogêneo isto indica uma diversidade alta na utilização de nutrientes entre as espécies que ocorrem no local, um conceito compatível com modelos como de Tilman (1982) e Cody (1986) para explicar o compartilhamento de recursos em ambientes pobres.

2. De modo geral, as espécies com maior número de indivíduos também apresentam a maior biomassa por indivíduo (Figura 1). Entre as espécies mais abundantes, com mais de 50 indivíduos por hectare, as exceções foram as espécies que não crescem em altura como *Ouratea hexasperma*, *Piptocarpha rotundifolia* e *Palicourea*

Tabela 2. Concentrações foliares de nutrientes em espécies arbóreas de um cerrado (sentido restrito) em Latossolo Vermelho no Distrito Federal (Silva, 1990).

Espécie	Árvores ha^{-1}	Biomassa (kg/árvore)	Concentração foliar de nutrientes (mg kg^{-1})			
			K	Mg	Ca	P
Ouratea hexasperma (St. Hil.) Baill.	189	7,998	7823	1619	4635	902
Qualea parviflora Mart.*	94	48,682	7252	1227	2391	932
Sclerolobium paniculatum Vog.	89	33,812	2136	591	1027	656
Dalbergia violácea (Vog.) Malme.	83	32,855	2533	1029	1307	233
Piptocarpha rotundifolia (Less.) Baker	67	2,889	14536	1854	2758	1383
Caryocar brasiliense Camb.*	61	38,986	6754	1563	3282	1046
Palicourea rígida H. B. K.*	56	2,049	13366	1944	10331	674
Byrsonima crassa Nied.	39	14,474	10213	1788	7181	845
Pouteria ramiflora (Mart.) Radlk.	39	9,200	10338	1417	1956	1389
Qualea grandiflora Mart.*	39	8,936	9675	1098	1738	1288
Vochysia elliptica (Spr.) Mart.	33	13,216	2773	556	1133	609
Kilmeyera speciosa St. Hil.	33	8,535	13196	1720	2651	1498
Roupala montana Aubl.*	28	3,331	4872	1176	1401	610
Connarus suberosus Planch.*	28	1,676	8422	1194	2233	816
Erythroxylum suberosum St. Hil.*	28	1,061	12904	1421	2952	1223
Miconia pohliana Cogn.	22	9,043	2216	972	2237	393
Stryphnodendron adstringens (Mart.) Coville	22	5,089	5235	1091	1160	1028
Erythroxylum tortuosum Mart.	22	2,866	12549	1566	3688	967
Byrsonima coccolobifolia (Spr.) Kunth.*	17	15,912	8758	1824	4170	1081
Acosmium dasycarpum (Vog.) Yakovl.*	17	8,198	10527	1259	1693	955
Hymenaea stigonocarpa (Mart.) Hayne*	17	4,942	8249	1470	1818	1058
Didymopanax macrocarpum (C. & S.) Seem.	17	4,071	4357	1332	2118	417
Salacia crassiflora (Mart.) Peyr.	11	4,461	2760	1386	1508	833
Aspidosperma tomentosum Mart.	11	3,792	17315	1927	2817	1886
Rourea induta Planch.	11	2,217	2731	1476	2346	1190
Eriotheca pubescens (Mart.& Zucc.) S.& Endl.	11	1,651	9072	1785	5879	708
Aspidosperma macrocarpon Mart.	6	22,729	11445	1578	1706	1192
Strychnos pseudoquina St. Hil.	6	16,298	12276	2158	9925	1192
Byrsonima verbascifolia (Spr.) Kunth.*	6	6,849	13412	2033	10655	792
Davilla elliptica St. Hil.	6	5,658	11112	2010	2859	792
Lafoensia pacari St. Hil.*	6	4,907	14996	1595	2198	1269
Mimosa claussenii Benth.	6	3,835	2804	1253	2244	486
Miconia ferruginata (D. C.) Cogn.	6	3,693	3513	1388	3451	625
Pterodon pubescens Benth.	6	1,809	8602	1280	1649	1346
Styrax ferrugineus Nees. & Mart.	6	1,233	8015	1295	3040	875
Concentração mínimo			2136	556	1027	233
Concentração máximo			17315	2158	10655	1886
Proporção máximo/mínimo			8,1	3,9	10,4	8,1

*Espécies de ampla distribuição na região dos cerrados conforme Ratter *et al.* (1996).

rigida. Assim, o tamanho da população não restringiu o tamanho do indivíduo, nem houve competição significativa neste aspecto entre populações de diferentes espécies. Com poucos indivíduos da maioria das espécies é impossível determinar os efeitos de competição em toda a comunidade.

3. Apenas cinco espécies foram responsáveis por 78% da biomassa total (Figura 2) e sete espécies por 56% dos indivíduos (Figura 3). De modo geral, estas espécies que contribuíram com o maior número de indivíduos e com a maior parte da biomassa da comunidade apresentaram as menores concentrações de nutrientes nas folhas (Figura 4). Elas podem ser consideradas menos exigentes em nutrientes e capazes de desenvolverem bem em solos distróficos. Essa menor exigência de nutrientes parece ser uma vantagem competitiva em espécies mais abundantes, também devido a sua maior contribuição para a biomassa total da comunidade. Por outro lado, algumas espécies com as maiores concentrações apresentaram menor número de indivíduos e menor biomassa por árvore, indicando que, talvez, estas

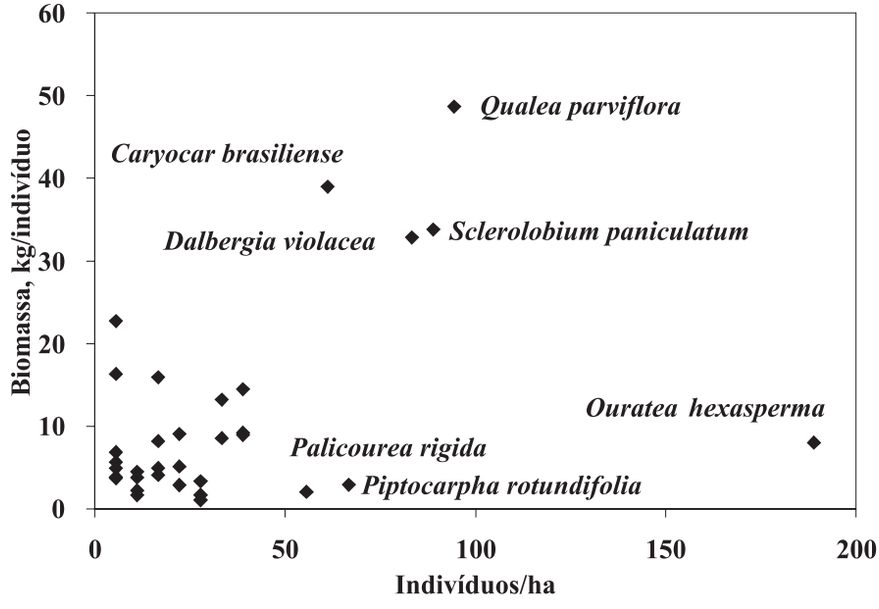


Figura 1 Relação entre a biomassa e o número de árvores das 35 espécies em um cerrado em Latossolo Vermelho no Distrito Federal (Silva, 1990).

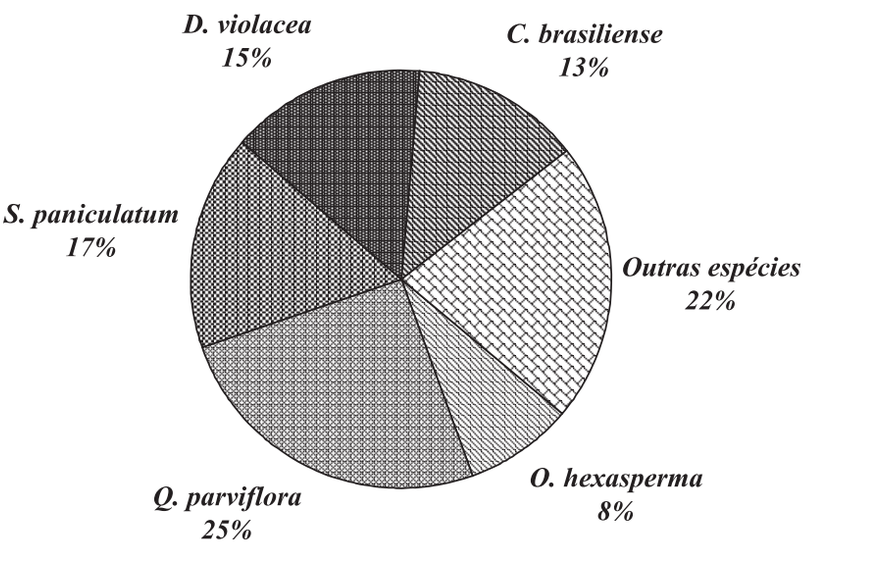


Figura 2 Compartilhamento da biomassa aérea entre as 35 espécies arbóreas em um cerrado em Latossolo Vermelho no distrito Federal (Silva, 1990)

são mais exigentes em nutrientes e não conseguem aumentar sua população em ambientes pobre em nutrientes.

4. Um aspecto que pode contribuir para uma menor competitividade por nutrientes entre as sete espécies com maior número de indivíduos é o fato de que elas pertencem a diferentes grupos funcionais: Duas delas (*Sclerolobium paniculatum* e *Dalbergia violacea*) pertencem Leguminosae e diferem das outras em relação ao uso de nitrogênio; duas outras (*Qualea parviflora* e *Palicourea rigida*) são acumuladoras de alumínio com um mecanismo diferente para superar o problema de alta disponibilidade deste elemento no solo.

Não se dispõe de informações sobre aspectos como distribuição de raízes ou associações micorrízicas nestas espécies para explorar melhor o assunto da competitividade entre elas na utilização de nutrientes.

Discussões passadas, relativas a pesquisa sobre o funcionamento de ecossistemas do cerrado, têm enfatizado a necessidade de investigar os efeitos da maior disponibilidade de água e de nutrientes (deslocamento ao longo de eixos de disponibilidade de água e de nutrientes) e de perturbações (Frost *et al.*, 1985; Baruch *et al.*, 1996). Entretanto, um melhor entendimento sobre a competição por nutrientes, especialmente entre as espécies que contribuem com as maiores populações e biomassas, é essencial para explicar a coexistência destas espécies nos ambientes distróficos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar da alta biodiversidade de espécies arbóreas em comunidades nativas do cerrado (sentido restrito) em solos distróficos, relativamente poucas espécies constituem as maiores populações e contribuem para a maior parte da biomassa e estoque de nutrientes. As concentrações de nutrientes foliares variam bastante entre estas espécies. Entretanto, aquelas mais abundantes parecem ser menos exigentes em nutrientes por apresentarem, relativamente, menores concentrações foliares e maiores números de indivíduos. Nesta categoria, *Qualea parviflora* e *Caryocar brasiliense*, duas espécies com maior número de

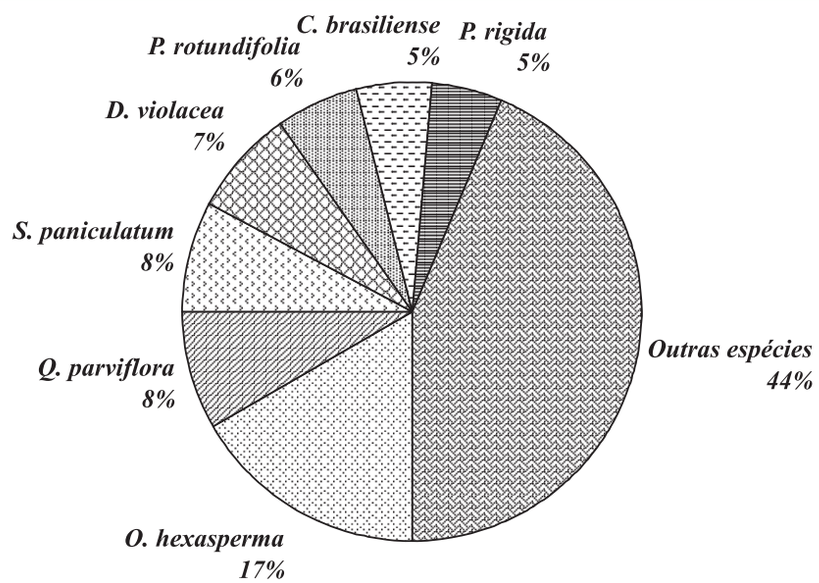


Figura 3 Densidade relativa das 35 espécies arbóreas em um cerrado em Latossolo Vermelho no Distrito Federal (Silva, 1990)

indivíduos e menor exigência nutricional encontradas por Silva (1990) são de ampla distribuição geográfica em toda a região dos cerrados (Ratter *et al.*, 1996).

Futuros estudos devem se concentrar nos diferentes mecanismos que as espécies nativas, possivelmente, possuem para sobreviver nos ambientes distróficos, talvez evitando superposição de nichos nutricionais. A eficiência no uso de nutrientes e a capacidade para produzir grandes quantidades de biomassa em solos com menor disponibilidade de nutrientes, talvez seja um critério importante na seleção de espécies para a recuperação de áreas degradadas (Montagnini, 2001).

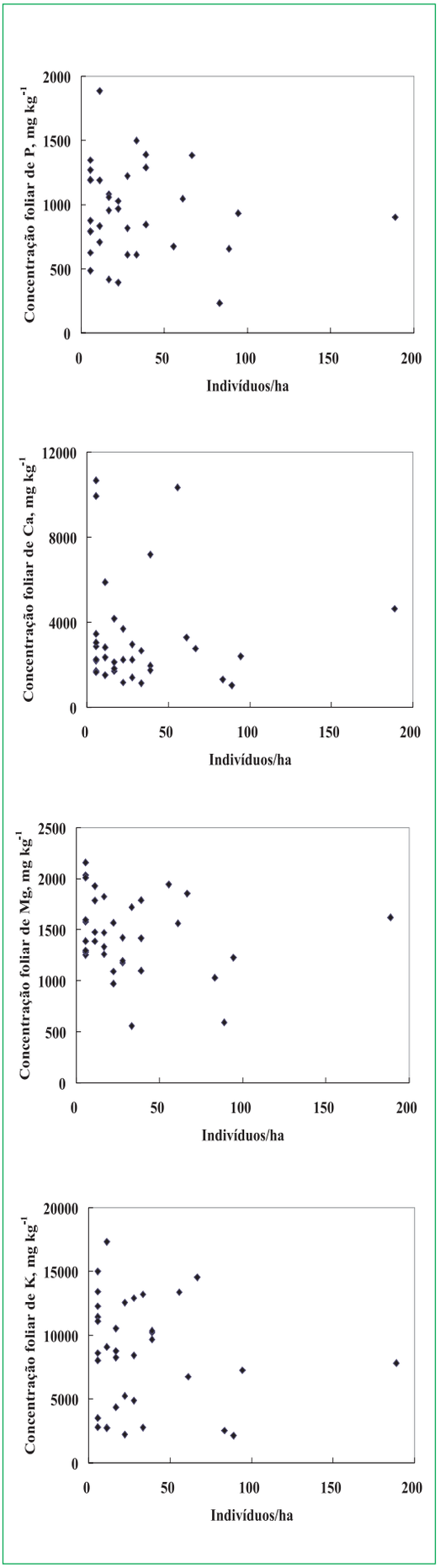


Figura 4
Relação entre a concentração foliar de nutrientes e o número de árvores das 35 espécies em um cerrado em Latossolo Vermelho no Distrito Federal (Silva, 1990).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abdala, G. C., L. S. Caldas, M. Haridasan, & G. Eiten. 1998. Above and below-ground organic matter and root-shoot ratio in a cerrado in central Brazil. *Brazilian Journal of Ecology* **2**:11-23.

Araújo, G. M. & M. Haridasan. 1988. A comparison of the nutritional status of two forests on dystrophic and mesotrophic soils in the cerrado region of Brazil. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 19:1075-1089.

Baruch, Z., A. J. Belsky, L. Bulla, A. C. Franco, I. Garay, M. Haridasan, P. Lavelle, E. Medina & G. Sarmiento. 1996. Biodiversity as regulator of energy flow, water use and nutrient cycling. *In* O. T. Solbrig, E. Medina & J. F. Silva (Eds.) Biodiversity and savanna ecosystem processes - a global perspective. p. 175-194. *Ecological Studies*, Vol. 121. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.

Burnham, C. P. 1989. Pedological processes and nutrient supply from parent material in tropical soils. *In* Proctor, J. 1989. *Mineral nutrients in tropical and savannah ecosystems*. p. 27-41. Blackwell, Oxford, UK.

Castro, A. A. J. F., F. R Martins, J. Y. Tamashiro & G. J. Shepherd. 1999. How rich is the flora of the Brazilian cerrados? *Annals of the Missouri Botanical Garden* 86:192-224.

Cody, M. L. 1986. Structural niches in plant communities. *In* Diamond, J. & T. Case (Eds.) *Community ecology.* p. 381-405. Harper & Row, New York.

Coutinho, L. M. 1978. O conceito de cerrado. *Revista Brasileira de Botânica* 1:17-23.

_____. 1979. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. III. A precipitação atmosférica de nutrientes minerais. *Revista Brasileira de Botânica* 2**:**97-101.

Delitti, W. B. C., J. G. Pausas, & D. M. Burger. 2001. Belowground biomass seasonal variation in two Neotropical savannahs (Brazilian Cerrados) with different fire histories. *Ann. For. Sci.* 58:713-721.

Eiten, G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *Botanical Review* 38:201-341.

Felfili, J. M., A. V. Rezende, M. C. Silva Jr. & M. A. Silva. 2000. Changes in the floristic composition of cerrado *sensu stricto* in Brazil over a nine-year period. *Journal of Tropical Ecology* 16:579-590.

Franco, A. C. 2002. Ecophysiology of woody plants. *In* Oliveira, P. S. & R. J. Marquis. (Eds.) *The cerrados of Brazil: Ecology and natural history of a neotropical savanna.* pp. 178-197. Columbia University Press, New York.

Frost, P., E. Medina, J. C. Menaut, O. Solbrig, M. Swift & B. Walker. 1985. *Responses of savannas to stress and disturbance* – A proposal for a Collaborative Programme of Research. Biology International. Special Issue 10. The International Union of Biological Sciences, Paris.

Goodland, R. 1971. A physiognomic analysis of the cerrado vegetation of central Brazil. *Ecol*. 59:411-419.

Haridasan, M. 1987. Distribution and mineral nutrition of aluminium-accumulating species in different plant communities of the cerrado region of central Brazil. *In* San José, J. J. & R. Montes (Eds.) *La capacidad bioprodutiva de Sabanas*. pp. 309-348. IVIC/CIET, Caracas, Venezuela.

_____. 1992. Observations on soils, foliar nutrient concentrations, and floristic composition of cerrado and cerradão communities in central Brazil. *In* J. Proctor, J. A. Ratter & P. A. Furley (Eds.) *The nature and dynamics of forest-savanna boundaries*. pp. 171-184. Chapman & Hall, London.

_____. 1994. Solos do Distrito Federal. *In* M. Novaes-Pinto (Ed.) *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas* - O caso do Distrito Federal. 2a Edição.

pp. 321-344. Editora Universidade de Brasília/SEMATEC, Brasília.

_____. 2000. Nutrição mineral de plantas nativas do cerrado. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal* 12: 54-64.

_____. 2001. Nutrient cycling as a function of landscape and biotic characteristics in the cerrado of central Brazil. *In* McClain, M. E., R. L Victoria & J. E. Richey (Eds.) *Biogeochemistry of the Amazon basin and its role in a changing world.* p. 68-83. Oxford University Press, New York.

Jackson, P. C., F. C Meinzer, M. Bustamante, G. Goldstein, A. Franco, P. W. Rundel, L. Caldas, E. Igler & F. Causin. 1999. Partitioning of soil water among tree species in a Brazilian Cerrado ecosystem. *Tree Physiology* 19:717-724.

Lilienfein, J., W. Wilcke, R. Zimmerman, P. Gertsberger, G. M. Araújo & W. Zech. 2001. Nutrient storage in soil and biomass of native Brazilian cerrado. *Journal of Plant Nutrition* 164:487-405.

Medina, E. & E. Cuevas. 1989. Patterns of nutrient accumulation and release in Amazon forests of the upper rio Negro basin. *In* Proctor, J. (Ed.*) Mineral nutrients in tropical and savannah ecosystems.* pp. 217-240. Blackwell, Oxford, UK.

Montagnini, F. 2001. Nutrient considerations in the use of silviculture for land development and rehabilitation in the Amazon. *In* McClain, M. E., R. L. Victoria & J. E Richey. (Eds.) *Biogeochemistry of the Amazon basin and its role in a changing world.* pp. 106-121. Oxford University Press, New York.

Nepstad, D., P. R. S. Moutinho & D. Markewitz, 2001. The recovery of biomass, nutrient stocks, and deep soil functions in secondary forests. *In* McClain, M. E., R. L. Victoria & J. E Richey. (Eds.) *Biogeochemistry of the Amazon basin and its role in a changing world.* p. 139-155. Oxford University Press, New York.

Ratter, J. A., S. Bridgewater, R. Atkins & J. F. Ribeiro. 1996. Analysis of floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation. II. Comparison of the woody vegetation of 98 areas. *Edinburgh Journal of Botany* 53:153-180.

Ribeiro, J. F. & B. M. T. Walter. 1998. Fitofisionomias do bioma cerrado. *In* Sano, S. M. & S. P. Almeida (Eds.) *Cerrado: ambiente e flora.* p. 89-166. EMRAPA-CPAC, Planaltina, DF.

Silva, F. C. 1990. *Compartilhamento de nutrientes em diferentes componentes da biomassa aérea em espécies arbóreas de um cerrado.* Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília.

Tilman, D. 1982. *Resource competition and community structure.* Princeton University Press, Princeton.

Capítulo 10

Biodiversidade de forma e função: implicações ecofisiológicas das estratégias de utilização de água e luz em plantas lenhosas do Cerrado

FOTO: CMBEC

Augusto C. Franco.
Departamento de Botânica
Universidade de Brasília
Brasília, DF

INTRODUÇÃO

Na sua maior parte, o complexo vegetacional do Cerrado está localizado no Planalto Central do Brasil, no qual em termos fitofisionômicos, predominam as formações savânicas, que se caracterizam por um estrato arbóreo de densidade variável e um estrato arbustivo-herbáceo dominado por gramíneas. O clima é sazonal, com invernos secos e verões chuvosos. A maior parte das chuvas se concentra no período de outubro a abril. Os solos são geralmente profundos e bem drenados e com uma baixa disponibilidade de nutrientes (Goodland & Ferri 1979; Haridasan 2001). Nitrogênio, fósforo e vários cátions ocorrem em níveis muito baixos e os níveis de alumínio do solo são extremamente altos (Haridasan 1982; Sarmiento 1984). Além disso, são freqüentes as queimadas na estação seca, causando impactos importantes na estrutura e na composição florística da vegetação (Coutinho 1982).

Modelos que procuram explicar a estrutura da vegetação em savanas tropicais colocam a água e os nutrientes como recursos limitantes em um sistema solo-água de dois compartimentos (*Two-layered soil-water system* ; Walter 1973; Walker & Noy-Meir 1982). O fator água impõe um limite à acumulação de biomassa aérea e conseqüentemente à densidade de árvores, enquanto o fogo, as interações competitivas e a herbivoria contribuem para manter o tamanho das populações abaixo deste limite (Walker & Noy-Meir 1982; Goldstein & Sarmiento 1986). Gramíneas com o seu sistema radicular superficial e denso são presumivelmente melhores competidores por água (e possivelmente nutrientes) no perfil superior do solo, enquanto plantas lenhosas com raízes profundas teriam acesso exclusivo às camadas subsuperficiais, que permanecem úmidas durante todo o ano. O crescimento de plantas lenhosas estaria efetivamente repartido entre as duas estações climáticas, com o incremento no diâmetro do caule ocorrendo durante o período chuvoso e a produção de folhas e a floração ocorrendo durante a estação seca (Sarmiento 1984; Sarmiento *et al.* 1985). Gramíneas perenes, por

outro lado, atravessariam uma fase de dormência durante a estação seca. Está também implícito, nesse modelo de dois compartimentos, que o recrutamento de árvores é dependente da sua capacidade de suportar a competição com raízes de gramíneas durante o seu desenvolvimento inicial e de apresentar um rápido crescimento do sistema radicular para alcançar as reservas de água do subsolo (Medina & Silva 1990).

Uma das grandes limitações destes modelos é não considerarem os impactos da diversidade funcional e estrutural da vegetação lenhosa e suas implicações na utilização espacial e temporal dos recursos. A complexidade funcional e estrutural do componente herbáceo das savanas tropicais foi abordada por Sarmiento (1984), que analisou os impactos das diferentes estratégias fenológicas na utilização e repartição temporal dos recursos do ambiente. Apesar de reconhecer a complexidade estrutural do componente lenhoso, Sarmiento (1984) considerou a grande maioria das espécies lenhosas como perenifólias, com acesso às camadas mais profundas do solo, que permaneceriam úmidas ao longo do ano. Sarmiento *et al.* (1985) analisaram alguns aspectos relacionados à diversidade funcional do componente arbóreo, ao discutirem as possíveis estratégias de utilização de água e nutrientes entre espécies lenhosas decíduas e perenifólias.

As análises de Sarmiento (1984) e Sarmiento *et al.* (1985) tiveram como base, estudos realizados nas savanas da Venezuela. No entanto, as savanas do norte da América do Sul são caracterizadas por uma baixa diversidade de espécies lenhosas, enquanto as comunidades de cerrado são extremamente complexas em termos estruturais (Oliveira-Filho *et al.* 1989; Henriques 1993), e ricas em espécies lenhosas endêmicas. Mais de 500 espécies de árvores e arbustos foram encontradas na região do cerrado (Ratter *et al.* 1996) e parcelas individuais de 0,1ha podem conter mais de 70 diferentes espécies (Felfili & Silva Jr. 1993). A variedade na forma, no tamanho e grau de esclerofilia do limbo foliar das espécies lenhosas, assim como, a grande diversidade de formas de vida são características marcantes em qualquer área de cerrado (Eiten 1972). Além disso, a vegetação arbustivo-arbórea se ressalta pela riqueza de tipos fenológicos (Franco 2002; Paula 2002; Franco *et al.* 2005). Essa diversidade fenológica e morfológica provavelmente implica em diferentes padrões de distribuição do sistema radicular e em diferentes estratégias de utilização de água. Apesar das diferenças na extensão do sistema radicular (Rawitscher 1948; Rizzini & Heringer 1962; Jackson *et al.* 1999), o alto investimento em estruturas subterrâneas caracteriza as espécies lenhosas do cerrado (Abdala *et al.* 1998; Paulilo & Felippe 1998; Hoffmann & Franco 2003). Isto tem um efeito considerável no balanço de carbono, representando um dreno importante dos produtos fotossintéticos que poderia ser investido em desenvolvimento da parte aérea.

A vegetação do cerrado caracteriza-se por uma grande heterogeneidade estrutural, ao englobar formações predominantemente campestres, como o campo sujo e formações florestais, como o cerradão, que diferem na composição florística e fitossociológica (Goodland & Pollard 1973; Goodland & Ferri 1979). Essa diversidade fisionômica resulta em uma exploração diferenciada da água disponível ao longo do perfil do solo (Franco 2002). Além disso, proporciona

gradientes luminosos distintos ao longo da paisagem e ao longo da estrutura vertical da vegetação, resultando em diferenças acentuadas no nível de sombreamento que uma planta pode estar exposta ao longo do seu desenvolvimento. Portanto, espera-se que plantas lenhosas do cerrado possuam uma variedade de estratégias de utilização de água e luz, com efeitos marcantes da sazonalidade no balanço de carbono de espécies de fenologias contrastantes.

Este capítulo aborda os efeitos da sazonalidade das chuvas nas relações hídricas, fotossíntese e produtividade de espécies lenhosas do cerrado e na sua capacidade de estabelecimento em condições naturais. Aspectos relacionados ao alto investimento de plantas em estruturas subterrâneas e suas implicações também são examinados. Finalmente, postula-se que a tolerância e o potencial de aclimatação a diferentes níveis de sombreamento têm um papel importante na capacidade de espécies lenhosas de colonizar as diferentes formações vegetais que caracterizam a paisagem do cerrado.

INVESTIMENTO EM SISTEMA RADICULAR: SUAS IMPLICAÇÕES NO ACESSO A RESERVAS DE ÁGUA DO SUBSOLO E SUA FUNÇÃO COMO ESTRUTURAS DE ARMAZENAMENTO.

Para germinar as sementes necessitam de água. Em condições naturais, espécies lenhosas do Cerrado germinam com facilidade na época chuvosa, mas têm que enfrentar um longo período seco (Labouriau *et al.* 1963). No Planalto Central, a estação chuvosa geralmente se estende de outubro a abril. O mês de maio é um mês de transição, em que a disponibilidade de água nas camadas superficiais do solo apresenta grandes variações interanuais (Franco 2002). Dessa maneira, espécies lenhosas teriam um período de sete a oito meses para germinar e se desenvolver até o início da estação seca, quando a disponibilidade de água nas camadas superficiais do solo decresce rapidamente (Franco 2002). No entanto, dependendo da sua duração, períodos secos durante a estação chuvosa (veranicos) podem reduzir significativamente a disponibilidade de água nas camadas superficiais do solo (Franco 2002) e conseqüentemente podem afetar a sobrevivência e o desenvolvimento inicial de plântulas (Hoffmann 1996). Portanto, espera-se que plantas do Cerrado invistam inicialmente no crescimento rápido do sistema radicular e no desenvolvimento de órgãos de reserva para garantir a sobrevivência na seca e às queimadas freqüentes que ocorrem durante esta estação (Labouriau *et al.* 1963; Handro 1969; Hoffmann *et al.* 2004).

Em termos de biomassa, plantas do Cerrado investem predominantemente em sistema radicular nos estágios iniciais de desenvolvimento, com uma razão raiz/parte aérea entre 1 e 9 para plantas entre 5 e 7 meses de vida (Paulilo & Felippe 1998; Moreira & Klink 2000). Em um estudo comparativo de pares congenéricos de espécies de cerrado e mata de galeria, Hoffmann & Franco (2003) encontraram valores da relação raiz/parte aérea na faixa de 2,3 para as espécies de cerrado com 5 meses de idade, enquanto as espécies de mata de galeria atingiram o valor de 1,3. Na maioria das espécies de cerrado, os valores da relação raiz/parte aérea aumentaram ao longo dos primeiros 5 a 7 meses de idade (Moreira & Klink 2000; Hoffmann & Franco 2003). No entanto,

o alto investimento em raízes não significa necessariamente que as raízes atinjam grandes profundidades. Em uma compilação dos dados existentes na literatura, Rizzini (1979) mostrou que a maioria das espécies mantinha as raízes acima de 0,5m de profundidade após um ano de vida e não ultrapassavam cerca de 1m de profundidade após o segundo ano de vida. Estudos mais recentes confirmam a pouca profundidade alcançada pelas raízes de espécies lenhosas do cerrado nos primeiros meses de vida (Moreira & Klink 2000).

A forma de investimento no sistema radicular poderia depender da fenologia da espécie. Dessa maneira, espécies decíduas necessitariam de reservas de carboidratos estocadas na raiz para rebrotar e desenvolver a nova copa. Plântulas e indivíduos jovens de espécies decíduas típicas do cerrado como *Kielmeyera coriacea* e *Dalbergia miscolobium* já possuem alta capacidade para rebrotar e de sobreviver às queimadas características da época seca, mesmo com a perda total da parte aérea (Oliveira & Silva 1993; Franco *et al.* 1996a; Nardoto *et al.* 1998; Braz *et al.* 2000). Por outro lado, plântulas de espécies perenifólias, como *Sclerolobium paniculatum* e *Vochysia elliptica*, dependeriam de um crescimento inicial rápido das raízes para ter acesso às camadas mais profundas e úmidas do solo durante a estação seca ou de mecanismos fisiológicos de resistência à falta de água. Além disso, muitas espécies que não perdem totalmente as folhas apresentam uma redução considerável no número de folhas durante a estação seca ou trocam as folhas durante a época seca (Franco 1998; Maia 1999; Franco *et al.* 2005). Portanto, estas também vão necessitar de reservas de nutrientes para repor rapidamente a copa ou para rebrotar após as queimadas, que resultam em perda total da folhagem. Estudos relacionando o desenvolvimento inicial do sistema radicular com a fenologia e a capacidade de sobreviver a queimadas se fazem necessários.

Este alto investimento em raízes se mantém nos indivíduos adultos. Ao nível de ecossistema, a razão raiz/parte aérea varia entre 1 e 8, dependendo do tipo de fitofisionomia de Cerrado (Castro & Kauffman 1998; Abdala *et al.* 1998). As raízes podem atingir profundidades superiores a 6-7m, onde a disponibilidade de água é mais estável ao longo do ano (Rawitscher 1948; Abdala *et al.* 1998; Jackson *et al.* 1999). No entanto, estudos de distribuição de raízes de plantas do cerrado mostraram que a exploração do perfil do solo é complexa e depende da espécie (Ferri 1944; Rawitscher 1948; Ferri & Coutinho 1958), resultando na extração de água ao longo de todo o perfil do solo (Jackson *et al.* 1999; Bucci 2001).

A presença de um sistema radicular profundo em muitas espécies implica que as raízes superficiais fiquem envoltas em um solo seco durante a estação seca, enquanto as raízes mais profundas estariam em contato com um solo úmido. Portanto, existiria a possibilidade de ocorrência de ascenso hidráulico, ou seja, uma parte da água extraída das camadas mais úmidas pelas raízes seja perdida para as camadas superficiais do solo, se o potencial hídrico do solo for mais negativo do que o potencial hídrico das raízes superficiais (Richards & Caldwell 1987; Dawson 1993). Ascenso hidráulico ocorre geralmente à noite, quando a diminuição da transpiração é suficiente para permitir que o potencial hídrico das raízes exceda o potencial hídrico das camadas mais secas do solo. Baseado nos padrões diários de fluxo de

seiva na raiz e no caule e manipulações experimentais, Scholz *et al.* (2002) mostraram a ocorrência de ascenso hidráulico na época seca para várias espécies do cerrado. Estes resultados foram confirmados por Moreira *et al.* (2003), que utilizaram solução de água deuterada como marcador para demonstrar transferência da água resultante de ascenso hidráulico, das raízes laterais das plantas cuja raiz principal recebeu esta solução de água deuterada, para as camadas superficiais do solo e para as plantas vizinhas. No entanto, falta determinar a importância e o impacto dessa redistribuição da água do solo por ascenso hidráulico para o balanço hídrico da vegetação do cerrado.

Além dos seus efeitos marcantes no balanço hídrico do solo e da vegetação, este maciço investimento em estruturas subterrâneas resulta num reservatório de nutrientes (Rizzini & Heringer 1962; Paviani 1978; Arasaki & Felippe 1991; Sassaki & Felippe 1998), que permite o rebrotamento da vegetação em resposta a distúrbios como queimadas, corte ou herbivoria. Desta maneira, pode ocorrer um rápido aumento na biomassa do componente lenhoso do Cerrado em áreas protegidas do fogo (Goodland & Ferri 1979; Henriques 1993).

OS EFEITOS DO *DEFICIT* HÍDRICO SAZONAL NO ESTABELECIMENTO E DESENVOLVIMENTO DE PLÂNTULAS

Este alto investimento inicial em biomassa radicular não implica que o *deficit* hídrico sazonal não seja um fator limitante para o estabelecimento e desenvolvimento de plântulas. As raízes continuam expostas ao *deficit* hídrico sazonal nos primeiros anos de vida, pois não atingem as camadas de solo mais úmidas. Portanto, a limitação na disponibilidade de água do solo deveria afetar a sobrevivência de plântulas e indivíduos jovens, cujos sistemas radiculares ficariam mais expostos à escassez de água nas camadas superficiais do solo, característico da época seca. No entanto, a seca sazonal não parece ter um grande efeito na sobrevivência de plântulas de espécies lenhosas do cerrado. Handro (1969) relatou que mudas de *Andira humilis*, com dois meses de idade, transplantadas no cerrado durante a estação chuvosa, eram capazes de sobreviver à estação seca subseqüente. Resultados semelhantes foram encontrados para *K. coriacea* (Nardoto *et al.* 1998) *e D. miscolobium* (Braz *et al.* 2000).

Oliveira & Silva (1993), em um trabalho com duas espécies de *Kielmeyera* no cerrado, mostraram que essas espécies germinavam prontamente no campo e as plântulas resultantes apresentavam uma alta taxa de sobrevivência apesar da ação do fogo e de uma seca intensa que ocorreu no primeiro ano. *Bowdichia virgilioides* Kunth é uma leguminosa arbórea comum nos cerrados do Planalto Central e em outras savanas da América do Sul, como os llanos venezuelanos (Sarmiento 1984). Sementes escarificadas desta espécie germinam rapidamente em condições naturais e a maior parte de sua mortalidade ocorre logo após a emergência, durante a estação chuvosa (Kanegae *et al.* 2000), mostrando assim que a estação seca não é um fator importante de mortalidade. Plântulas de *D. miscolobium* e *K. coriacea* também possuem alta mortalidade durante a estação chuvosa (Franco *et al.* 1996b). Por outro lado, a estação seca afeta a produtividade mesmo de espécies perenifólias, como *B. virgilioides* e *Copaifera langsdorffii*, pelo menos nos primeiros anos de vida (Kanegae *et al.* 2000, Azevedo *et al.* 2001).

OS EFEITOS DO *DEFICIT* HÍDRICO SAZONAL NAS RELAÇÕES HÍDRICAS.

Em uma primeira abordagem, poder-se-ia especular que plantas do cerrado não estariam expostas às variações pluviométricas, a partir do momento que o sistema radicular tivesse acesso às camadas mais profundas do solo, que permanecem sempre úmidas. No entanto, o simples acesso a reservas de água no subsolo não garante que uma planta consiga extrair água suficiente para fazer frente à demanda evaporativa da atmosfera e seja capaz de manter um balanço hídrico favorável sem regular a taxa de transpiração.

Tradicionalmente considera-se que espécies lenhosas do cerrado transpiram livremente, mesmo durante a estação seca. Em grande parte, isto se deve a uma interpretação errônea dos resultados obtidos por Rawitscher, Ferri e outros, utilizando folhas destacadas nas décadas de 1940 a 1960. Em uma revisão destes resultados, Rizzini (1976) já mostrava que estes autores encontraram um contínuo de respostas, desde espécies que aparentemente não diminuíam a transpiração, a espécies que apresentavam uma restrição considerável da transpiração durante a estação seca. Estudos mais recentes, utilizando métodos físicos para determinar o grau de abertura estomática nas folhas, demonstraram que a grande maioria das espécies lenhosas restringe a abertura estomática durante a estação seca (Johnson *et al.* 1983; Franco 1983; Perez & Moraes 1991a,b; Franco 1998; Moraes & Prado 1998; Franco & Lüttge 2002). Algumas espécies apresentam restrição estomática mesmo durante a estação chuvosa, dependendo da demanda evaporativa da atmosfera (Franco 1998; Naves-Barbiero *et al.* 2000; Franco & Lüttge 2002). Períodos secos de curta duração na estação chuvosa rapidamente levam a uma redução considerável na abertura estomática e na taxa de assimilação de CO_2 (Mattos *et al.* 2002).

A regulação da abertura estomática se reflete no fluxo transpiratório da planta. A utilização de medidores de fluxo de seiva permite a medição contínua do fluxo transpiratório ao nível de indivíduo. Meinzer *et al.* (1999), Naves-Barbiero *et al.* (2000) relataram que espécies lenhosas do cerrado regulam o fluxo transpiratório tanto na estação seca como na estação chuvosa. A restrição do fluxo transpiratório nas horas de maior demanda evaporativa e que se acentua na estação seca, foi também relatada ao nível de ecossistema, utilizando métodos micrometeorológicos (Maitelli & Miranda 1991; Miranda *et al.*, 1997). Desta maneira muitas espécies lenhosas do cerrado regulam a abertura estomática, que resulta em um controle acentuado da taxa de transpiração ao nível de indivíduo e de ecossistema.

Como a perda de água pelas plantas ocorre principalmente pelas folhas, a necessidade de regulação do fluxo transpiratório poderia depender da fenologia da planta. Baseado em estudos realizados na Venezuela, Sarmiento al. (1985) postularam que espécies decíduas de savanas tropicais teriam um sistema radicular superficial, uma forte regulação da abertura estomática e só rebrotariam após o início da estação chuvosa. Por outro lado, espécies sempre-verdes teriam raízes profundas que forneceriam um suprimento adequado de água, permitindo a manutenção de altas taxas de transpiração mesmo durante a estação seca. No entanto, o estudo de Jackson *et al.* (1999) comparando a composição isotópica do hidrogênio da água do solo

de diferentes profundidades com a da seiva do xilema, mostrou que muitas espécies decíduas possuíam um sistema radicular profundo, enquanto espécies sempre-verdes apresentavam um sistema radicular mais superficial em um cerrado do Brasil Central. Estes resultados estão de acordo com os padrões fenológicos de espécies decíduas, em que o rebrotamento ocorre no final da estação seca, atingindo pleno desenvolvimento da copa no início da estação chuvosa (Figura1; Franco *et al.* 2005). Em várias espécies sempre-verdes, como *Myrsine guianensis*, a produção de novas folhas só se inicia com o retorno das chuvas (Figura 1). No entanto, existem espécies sempre-verdes e decíduas do cerrado com sistema radicular superficial, que rebrotam na seca (Franco *et al.* 2005). Ajustes na razão entre a área foliar e a área do xilema e a regulação da abertura estomática em resposta a variações no *deficit* de saturação de vapor do ar levam a uma diminuição considerável das flutuações sazonais da transpiração em plantas lenhosas do cerrado (Bucci *et al.* 2005). Além disso, a capacidade de armazenamento de água também pode minimizar as variações na demanda transpiratória e no balanço hídrico, como demonstrado em árvores de florestas tropicais (Goldstein *et al.* 1998). Espécies decíduas e sempre-verdes respondem de uma maneira similar a variações no *déficit* de saturação de vapor do ar (Bucci

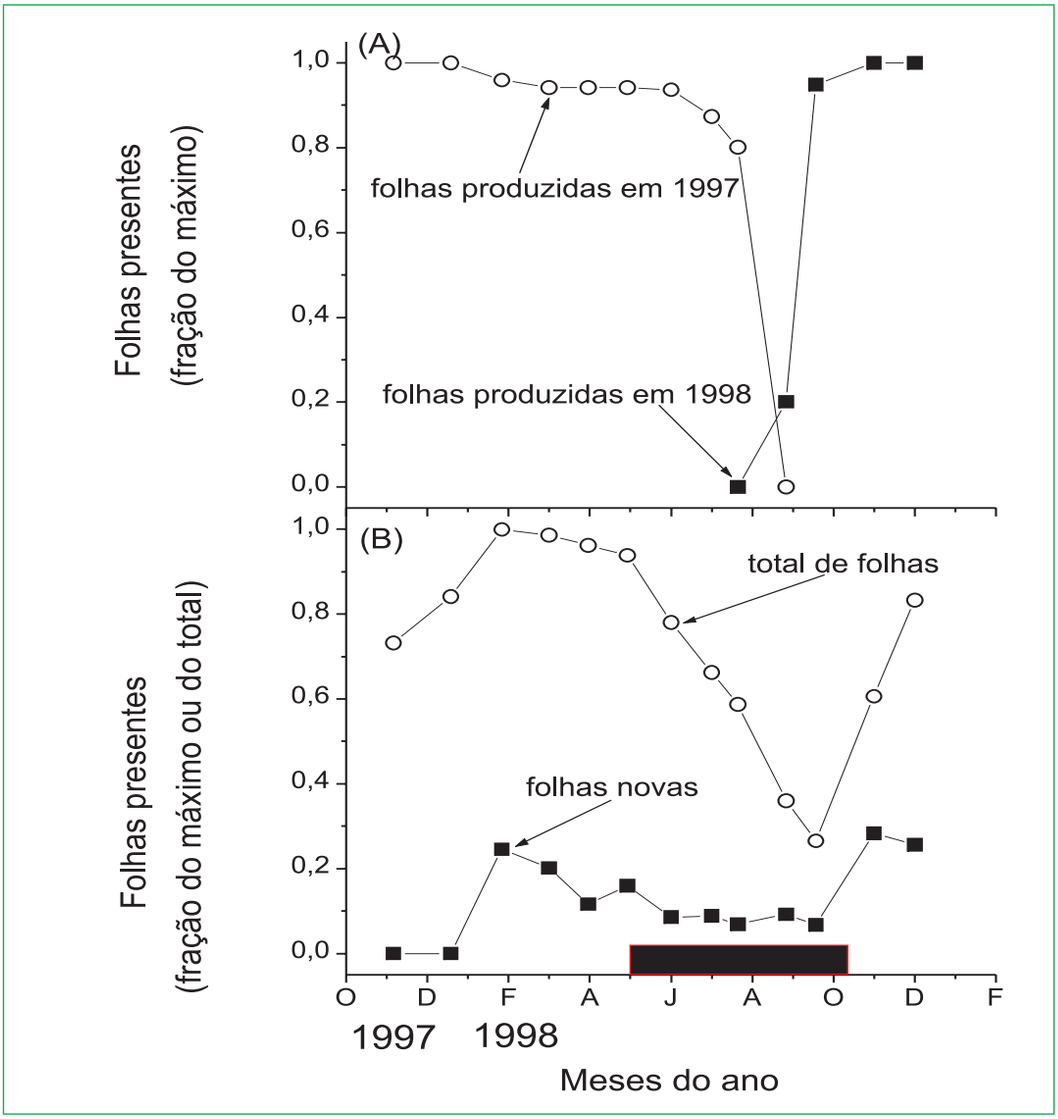


Figura 1
Variações sazonais na porcentagem de folhas em ramos de 10 indivíduos de *Caryocar brasiliense* (A) e *Myrsine guianensis* (B) em uma área de cerrado *sensu stricto* da Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF. Para C. brasiliense, foram selecionadas 20 folhas de cada indivíduo escolhidas aleatoriamente em 10 de outubro de 1997 e que foram acompanhadas até a queda. Os valores porcentuais foram expressos em relação a esse número inicial de 200 folhas. Folhas produzidas em 1998 são as novas folhas que emergiram neste mesmo ano, em 5-9 ramos dos 10 indivíduos selecionados. Neste caso, os valores foram expressos em relação ao número máximo de folhas, que foi obtido em 31 de outubro e se manteve em 30 de novembro de 1998. Em *M. guianensis*, o total de folhas corresponde à fração de folhas que foram contadas em ramos dos 10 indivíduos selecionados, em relação ao número máximo de folhas que foi observado em 26 de janeiro de 1998. A quantidade de folhas novas foi expressa em relação ao número total de folhas determinado a cada data de contagem de folhas. Para cada um destes indivíduos de *M. guianensis* foi acompanhada a produção de folhas de 7-15 ramos por indivíduo. A barra negra delimita a estação seca. Adaptado de Maia (1999).

et al. 2005), mas não existem estudos sobre a capacidade de armazenamento de água em espécies lenhosas do cerrado, seus efeitos nos fluxos transpiratórios e no balanço hídrico da planta e sua relação com a fenologia. Franco (2002) apresenta uma análise detalhada da interação entre o solo, planta e atmosfera na determinação do balanço hídrico de plantas do cerrado e na sua capacidade de rebrotar durante a estação seca.

OS EFEITOS DO *DEFICIT* HÍDRICO SAZONAL NA FOTOSSÍNTESE E PRODUTIVIDADE

Em última análise, a produtividade de uma planta depende principalmente da área verde disponível para absorção de luz e das taxas de fotossíntese. O carbono assimilado no processo fotossintético é repartido entre os processos de crescimento, manutenção, reprodução e armazenamento. Plantas lenhosas do cerrado apresentam taxas relativamente altas de assimilação máxima de CO_2, entre 6 a 20 μmol m^{-2} s^{-1} (Prado & Moraes 1997; Moraes & Prado 1998; Franco & Lüttge 2002). No entanto, o investimento maciço em estruturas subterrâneas representa um dreno importante dos produtos fotossintéticos que poderia ser investido em crescimento da parte aérea.

No cerrado, as variações sazonais na disponibilidade de água do solo e variações diurnas e sazonais na demanda evaporativa da atmosfera são consideráveis (Franco 1998; 2002; Meinzer *et al.* 1999). As taxas de assimilação de CO_2 (A_{CO2}) sofrem uma diminuição significativa para a maioria das espécies durante a estação seca (Franco 1998; Moraes & Prado 1998; Maia 1999; Naves 2000). Esta diminuição está correlacionada a uma redução na abertura estomática que ocorre tanto durante a estação seca, quanto ao longo do dia em qualquer época do ano, se a demanda evaporativa da atmosfera for muito alta (Franco 1998; Meinzer *et al.* 1999; Naves 2000). O fechamento parcial dos estômatos e as altas taxas de fotorrespiração implicam em uma redução marcante na taxa de assimilação potencial de CO_2 ao longo do dia, impondo uma forte limitação no balanço de carbono foliar de espécies lenhosas do cerrado (Franco & Lüttge 2002). Estudos com mudas de espécies lenhosas do cerrado mostraram que o ponto de compensação fotossintético ($A_{CO2} = 0$) é atingido quando o potencial hídrico foliar está na faixa de –2,4 a –3,9 MPa (Prado *et al.* 1994; Sassaki *et al.* 1997; Moraes & Prado 1998). O potencial hídrico das camadas superficiais do solo atinge valores nessa faixa durante a estação seca (Kanegae *et al.* 2000; Franco 2002). A maioria das espécies apresenta uma redução acentuada da área foliar disponível durante a estação seca mesmo em espécies que mantém uma copa verde ao longo do ano (Figura 1; Franco 1998; Naves 2000).

Apesar de manterem uma copa verde, o balanço de carbono de espécies sempre-verdes sofre uma restrição considerável durante a época seca. Franco (1998) estimou que para a espécie sempre-verde *R. montana*, haveria uma redução de 66% na absorção de CO_2 pela planta no final da estação seca, em função de reduções na taxa de assimilação de CO_2 e redução na área foliar total da planta, devido à queda de folhas e perda parcial do limbo foliar devido à herbivoria. Redução da área foliar causada por patógenos não foi considerada e pode ter um efeito mais significativo do que herbivoria para muitas espécies do cerrado. Marquis *et*

al. (2001) encontraram que herbivoria por insetos no final da estação seca resultou em uma perda de área foliar de 6,8%, enquanto os danos causados por patógenos resultaram em uma perda de 17,3% para 25 espécies do cerrado. Enquanto a maior parte do ataque por herbívoros ocorre nos estágios iniciais de desenvolvimento do limbo foliar, a ação de patógenos se estende ao longo de todo o período de duração de uma folha (Marquis *et al.* 2001). Portanto, folhas de duração mais longa tenderiam a acumular mais danos devido à ação de patógenos. Franco *et al.* (2005) apresenta uma análise detalhada do balanço de carbono em espécies decíduas e sempre-verdes do cerrado. No entanto, deve-se ressaltar que existe uma diversidade de tipos fenológicos entre as espécies lenhosas do Cerrado, que deve ser considerado nos modelos de previsão do balanço de carbono em nível de folha ou de indivíduo.

HETEROGENEIDADE DE *HABITAT* E SOMBREAMENTO: EFEITOS NO BALANÇO DE CARBONO

A taxa de assimilação de CO_2 depende da densidade de fótons na faixa fotossinteticamente ativa (DFF) que são absorvidos pela folha. Em condições naturais, espécies do cerrado apresentam uma grande variação na resposta fotossintética a variações da DFF (Prado & Moraes 1997; Franco & Lüttge 2002). Em uma área de cerrado *sensu stricto* do Brasil Central, *Blepharocalyx salicifolius* apresenta características típicas de plantas de ambientes sombreados, ou seja, a taxa de assimilação de CO_2 aumenta rapidamente sob baixas intensidades luminosas e alcança rapidamente a saturação, enquanto *Sclerolobium paniculatum* só satura a altas intensidades luminosas (Figura 2).

O cerrado, como outras savanas, caracteriza-se por um estrato herbáceo

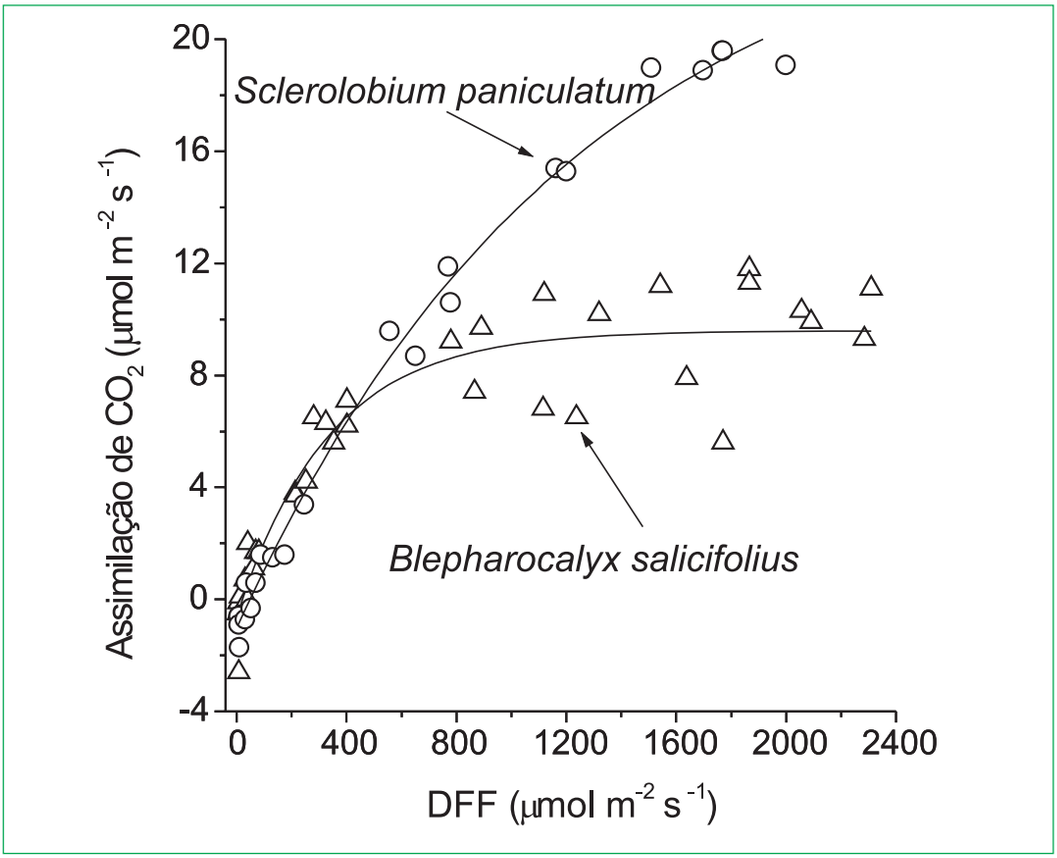


Figura 2 Variação da taxa de assimilação líquida de CO_2 em função da densidade de fluxo de fótons na faixa fotossinteticamente ativa (DFF) em folhas de *Blepharocalyx salicifolius* (3 folhas) e *Sclerolobium paniculatum* (2 folhas) em condições naturais em um cerrado da Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. Franco (1998) apresenta uma descrição da área de estudo. Os dados foram coletados com um sistema portátil para medir fotossíntese e transpiração modelo 301-PS da CID Inc., Vancouver, USA. A DFF foi atenuada com auxílio de telas sobrepostaas de sombrite brancas ou pretas, colocadas sobre a câmara foliar do aparelho. Dados coletados nos dias 4 e 7 de junho de 1994, entre 9-11h da manhã. O solo estava úmido, com o potencial de água do solo maior do que -0,1 MPa a 30 e 60cm de profundidade (Franco 1998).

contínuo, entrecortado por um estrato arbóreo de densidade variável. Ao longo da paisagem encontra-se desde formações campestres como o campo limpo, em que árvores e arbustos são praticamente inexistentes, até formações florestais, como o cerradão. Desta maneira, o nível de sombreamento a que uma planta lenhosa no cerrado estará exposta vai variar em função do seu tamanho e da estrutura da vegetação. Devido ao dossel arbóreo, os efeitos do sombreamento podem ser críticos no cerradão. Por exemplo, *B. virgilioides* ocorre no campo sujo, em que predomina o estrato herbáceo e em formações florestais, como o cerradão. Neste tipo de fitofisionomia, Kanegae *et al.* (2000) mostraram que a DFF incidente a 5cm acima do solo, resultaria em um valor estimado de A_{CO2} de somente 40 a 70% da A_{CO2} para a mesma altura no campo sujo e entre 20 e 40% da A_{CO2} para uma superfície sem sombreamento. No campo sujo, à proporção que a planta cresce, o sombreamento diminuiria rapidamente, devido ao baixo porte do dossel herbáceo, que atingiu uma altura máxima de 50cm. Resultados semelhantes foram observados para *K. coriacea* (Nardoto *et al.* 1998) e *D. miscolobium* (Braz *et al.* 2000). Esses resultados sugerem que o sombreamento pode ser um dos principais fatores que limitam o desenvolvimento inicial de plantas lenhosas do cerrado.

À medida que a planta cresce em ambientes abertos, a disponibilidade de luz aumenta e o efeito do sombreamento diminui. No entanto, o sombreamento continuaria sendo um fator restritivo para a assimilação de CO_2 em ambientes florestais como o cerradão, mesmo para plantas adultas, se não atingirem o dossel superior. Espécies heliófitas seriam mais afetadas. Além disso, a estação das chuvas caracteriza-se por uma alta nebulosidade, reduzindo consideravelmente a intensidade luminosa durante o período luminoso e provavelmente afetando o balanço de carbono das folhas, mesmo em ambientes expostos (Franco 2002).

HETEROGENEIDADE DE *HABITAT* E SOMBREAMENTO: POTENCIAL DE ACLIMATAÇÃO E DISTRIBUIÇÃO DE BIOMASSA.

Essa heterogeneidade nas condições luminosas em função da variabilidade do componente arbóreo implica que espécies típicas do cerrado deveriam possuir capacidade de aclimatação a condições contrastantes de sombreamento. O aparato fotossintético de *Cybistax antisyphilitica* e *Tabebuia chrysotricha* mostrou uma boa capacidade de aclimatação a condições contrastantes de sombreamento (Prado *et al.* 2005). No entanto, essas duas espécies são mais características de ambientes florestais. Em termos de anatomia foliar, *Miconia ibaguensis* e *M. stenostachya* apresentaram uma alta plasticidade, quando foram comparadas folhas coletadas em um cerrado aberto e no sub-bosque de uma mata ripária (Marques *et al.* 2000). Os dados não foram correlacionados às variações na sua capacidade de assimilação de CO_2 ou aos padrões de crescimento nesses dois ambientes. Folhas de indivíduos jovens de *Qualea grandiflora* no sub-bosque de um cerradão e no campo sujo mantiveram valores semelhantes de eficiência fotossintética sob baixas intensidades luminosas (Figura 3). No entanto, as folhas das plantas do cerradão apresentaram menores valores de eficiência fotossintética quando expostas a altas intensidades luminosas,

indicando uma maior suscetibilidade à fotoinibição.

O sombreamento afetou a capacidade de acumulação de biomassa e sua distribuição em mudas de *Copaifera langsdorffii* submetidas a diferentes níveis de sombreamento em viveiro (Salgado *et al.* 2001). Mudas expostas a 90% de sombreamento tiveram um maior crescimento em altura e um maior número de folhas, quando comparadas a mudas em condição de pleno sol. No entanto, apresentaram uma diminuição acentuada na quantidade de biomassa acumulada. A maior parte do aumento de biomassa para as mudas expostas ao pleno sol deveu-se à acumulação acentuada de biomassa em sistema radicular. Resultados semelhantes foram encontrados para outras espécies do cerrado (Hoffmann & Franco 2003). Portanto o sombreamento pode limitar a tolerância dessas espécies a estresses ambientais como o *deficit* hídrico sazonal e perturbações como o fogo, devido a limitações no armazenamento de carboidratos no sistema radicular. Por outro lado, o investimento em sistema radicular resulta em uma menor capacidade de competição com espécies florestais, que investem principalmente nas estruturas aéreas e no crescimento em altura (Hoffmann & Franco 2003).

Esta diferença marcante nos níveis de sombreamento pode implicar em uma sucessão de espécies ou tipos funcionais ao longo da paisagem, em que espécies tolerantes ao sombreamento seriam características de formações florestais como o cerradão e espécies heliófitas com mecanismos eficientes para tolerar ou amenizar os efeitos potenciais de fotoinibição vão predominar em ambientes abertos. Devido ao alto grau de variabilidade da cobertura arbórea na paisagem, espécies com ampla distribuição entre os diferentes tipos fisionômicos de vegetação do cerrado deveriam apresentar uma maior capacidade de aclimatação a diferentes níveis de sombreamento. Esta hipótese nunca foi testada para o cerrado.

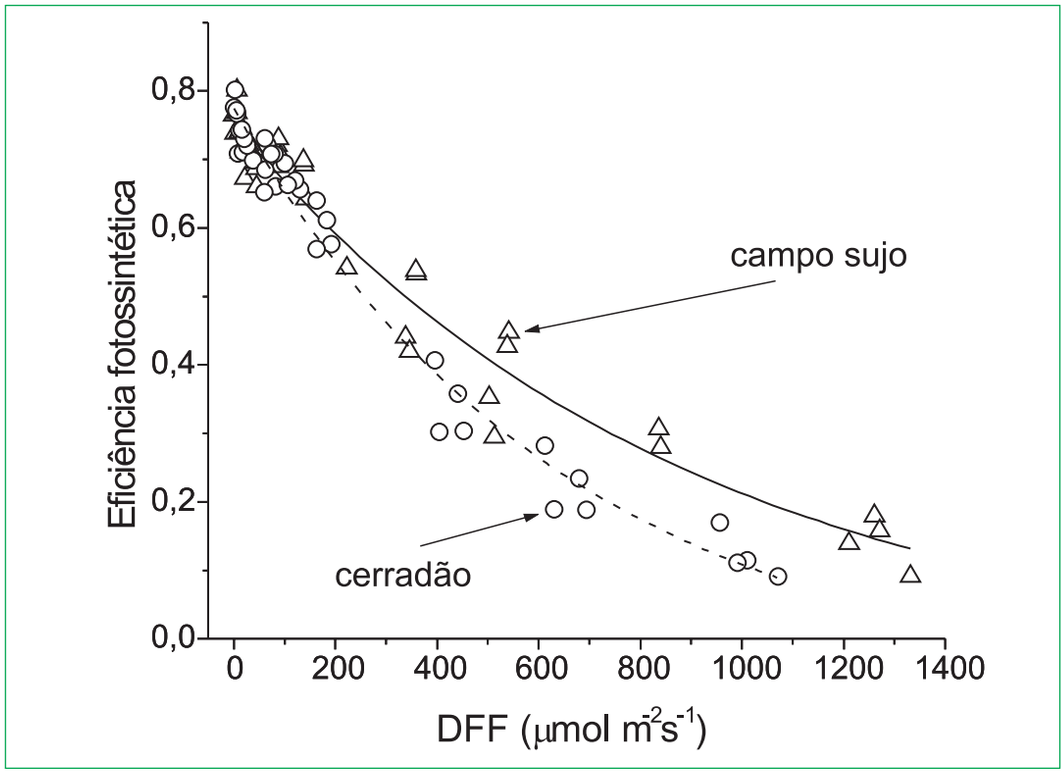


Figura 3
Eficiência fotossintética em resposta a variações na densidade de fluxo de fótons na faixa fotossinteticamente ativa (DFF) de folhas de indivíduos jovens de *Qualea grandiflora* em uma área de campo sujo e de cerradão na Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. Kanegae et al. (2000) apresentam uma descrição da área e das variações diurnas e sazonais da DFF nas duas fitofisionomias. Os valores de eficiência fotossintética do fotossistema II foram obtidos a partir de medidas de fluorescência da clorofila a, com um fluorômetro portátil PAM 2000 da Heinz Walz GmbH, Effeltrich, Alemanha. Cada folha foi acondicionada na câmara foliar do aparelho e mantida no escuro por quinze minutos, cobrindo a câmara com papel laminado. Em seguida a intensidade luminosa foi aumentada em intervalos de dois minutos utilizando o LED de luz vermelha ou a lâmpada de halogênio do instrumento para obter os diferentes valores de DFF. Em cada fitofisionomia, foram medidas 4 plantas (uma folha por planta).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Devido à alta demanda evaporativa da atmosfera e a seca sazonal, árvores e arbustos do cerrado regulam fortemente a abertura estomática, mesmo na época chuvosa e com isso reduzem a sua capacidade potencial de assimilação de carbono. Além disso, os altos valores de irradiação solar e altas temperaturas incrementam a fotorrespiração, que pode levar a perdas consideráveis de carbono pelas folhas. Estas restrições diurnas e sazonais na capacidade de assimilação de carbono e o alto investimento em sistema radicular limitam o rápido desenvolvimento da parte aérea.

Apesar do seu efeito na produtividade, a seca sazonal não parece ser um fator importante de mortalidade para plantas em processo de estabelecimento. Por outro lado, o sombreamento pelo estrato arbóreo pode ter um efeito marcante na capacidade de assimilação de carbono. Isto pode implicar em uma sucessão de espécies ou tipos funcionais ao longo da paisagem, em que espécies tolerantes ao sombreamento seriam características de formações florestais como o cerradão e espécies heliófitas com mecanismos eficientes para tolerar ou amenizar os efeitos potenciais de fotoinibição vão predominar em ambientes abertos e teriam uma maior capacidade de rebrotar e tolerar os altos níveis de irradiação solar após uma queimada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abdala, G. C., L. S. Caldas, M. Haridasan & G. Eiten. 1998. Above and belowground organic matter and root:shoot ratio in a cerrado in central Brazil. *Braz. J. Ecol.* 2: 11-23.

Arasaki, F. R. & G. M. Felippe. 1991. Crescimento inicial e conteúdo de açúcares solúveis em *Kielmeyera coriacea* Mart. *Hoehnea* 18: 171-177.

Azevedo, I. N. C., I. R. P. Farias & A. C. Franco. 2001. Efeito dos fatores ambientais no desenvolvimento de *Copaifera langsdorffii* (Desf.) e *Pseudobombax tomentosum* (Mart. & Zucc.) Robyns em duas fitofisionomias do cerrado. pp. 168-169. *Resumos* 52º Congresso Nacional de Botânica, João Pessoa, Brasil.

Braz, V. S., M. F. Kanegae & A. C. Franco. 2000. Estabelecimento e desenvolvimento de *Dalbergia miscolobium* Benth. em duas fitofisionomias típicas dos cerrados do Brasil Central. *Acta Bot. Bras.* 14: 27-35.

Bucci, S. J. 2001. *Arquitectura hidráulica y relaciones hídricas de árboles de sabanas neotropicales:* efectos de la disponibilidad de agua y nutrientes. Tese de Doutorado, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.

_____, G. Goldstein, F. C. Meinzer, A. C. Franco, P. Campanello & F. G. Scholz. 2005. Mechanisms contributing to seasonal homeostasis of minimum leaf water potential and predawn disequilibrium between soil and plant water potential in Neotropical savanna trees. *Trees* , 19: 296-304.

Castro, E. A. & J. B. Kauffman. 1998. Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado: a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. J. *Trop. Ecol.* 14: 263-283.

Coutinho, L. M. 1982. Ecological effect of fire in Brazilian cerrado. *In* B. J. Huntley & B. H. Walker (Eds.). *Ecology of tropical savannas.* p 273-291. Springer-Verlag, Berlin, Alemanha.

Dawson, T. E. 1993. Hydraulic lift and water use by plants: implications for water balance, performance and plant-plant interactions. *Oecologia* 95: 565-574.

Eiten, G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. Bot Rev. 38: 201-341.

Felfili, J.M., & M. C. Silva Jr. 1993. A comparative study of cerrado (*sensu stricto*) vegetation in Central Brazil. *J. Trop. Ecol.* 9: 277-289.

Ferri, M. G. 1944. Transpiração de plantas permanentes dos "cerrados". B. Fac. Fil. Ci. Letr. Univ. São Paulo, *Botânica* 15: 102-150.

_____,& L. M. Coutinho. 1958. Contribuição ao conhecimento da ecologia do cerrado. Estudo comparativo da economia d'água de sua vegetação em Emas, Campo Grande e Goiânia. B. Fac. Fil. Ci. Letr. Univ. São Paulo, *Botânica* 15: 102-150.

Franco, A. C. 1983. *Fotossíntese e resistência foliar em Didymopanax macrocarpum.* Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.

_____ .1998. Seasonal patterns of gas exchange, water relations and growth of *Roupala montana*, an evergreen savana species. *Plant Ecol.* 136: 69-76.

_____.2002. Ecophysiology of woody plants. *In* P. S. Oliveira & R. J. Marquis (Eds.). *The cerrados of Brazil:* Ecology and natural history of a neotropical savanna. p. 178-197. Columbia University Press, Irvington, USA.

_____, M. Bustamante, L. S. Caldas, G. Goldstein, F. C. Meinzer, A. R. Kozovits, P. W. Rundel, V. T. R. Coradin. 2005. Leaf functional traits of neotropical savanna trees in relation to seasonal water deficit. *Trees*, 19: 326-335.

_____& U. Lüttge. 2002. Midday depression in savanna trees: coordinated adjustments in photochemical, efficiency, photorespiration, CO_2 assimilation and water use efficiency. *Oecologia* 131: 356-365.

_____, M. P. Souza & G. B. Nardoto. 1996a. Estabelecimento e crescimento de Dalbergia miscolobium Benth. em áreas de campo sujo e cerrado no DF. In H. S. Miranda, C. H. Saito & B. F. S. Dias (Orgs). *Impactos de Queimadas em Áreas de Cerrado e Restinga.* pp 84-92. UnB/ECL, Brasília, Brasil.

_____, G. B. Nardoto & M. P. Souza. 1996b. Patterns of soil water potential and seedling survival in the cerrados of Central Brazil. *In* R. C. Pereira & L. C. B. Nasser (Eds). *Anais do 8o Simpósio sobre Cerrado* : Biodiversidade e Produção Sustentável de Alimentos e Fibras nos Cerrados e Proceedings do 1st International Symposium on Tropical Savannas: Biodiversity and Sustainable Production of Food and Fibers in the Tropical Savannas. pp 277-280. EMBRAPA-CPAC, Planaltina, Brasil.

Goldstein, G. & G. Sarmiento. 1986. Water relations of trees and grasses and their consequences for the structure of savanna vegetation. In B. Walker (Ed.). *Determinants of Tropical Savannas.* p. 13-38. IUBS Monograph Series No. 3, IRL Press, Oxford.

_____, J. L. Andrade, F. C. Meinzer, N. M. Holbrook, J. Cavalier, P. Jackson & A. Celis. 1998. Stem water storage and diurnal patterns of water use in tropical forest canopy trees. *Plant Cell Environ.* 21: 397-406.

Goodland , R. & M. G. Ferri. 1979. *Ecologia do Cerrado.* Editora da Universidade de São Paulo. São Paulo.

_____& R. Pollard. 1973. The Brazilian cerrado vegetation: A fertility gradient. *J. Ecol.* 61: 219-224.

Handro, W. 1969. Contribuição ao estudo da unidade de dispersão e da plântula de Andira humilis Mart. ex Benth. (Leguminosae – Lotoideae). B. Fac. Fil. Ci. Letr. Univ. São Paulo, *Botânica* 27: 1-189.

Haridasan, M. 1982. Aluminium accumulation by some cerrado native species of central Brazil. *Plant and Soil* 65: 265-273.

_____.2001. Nutrient cycling as a function of landscape and biotic characteristics in the cerrados of Central Brazil. *In* M. E. McClain, R. L. Victoria & J. E. Richey

(Eds). *The Biogeochemistry of the Amazon Basin*. pp 68-83. Oxford University Press. New York, USA.

Henriques, R. P. B. 1993. *Organização e estrutura das comunidades vegetais de cerrado em um gradiente topográfico no Brasil Central*. Tese de Doutorado, Universidade de Campinas, Campinas, Brasil.

Hoffmann, W.A. 1996. The effects of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. *J. Ecol.* 84: 383-393.

_____& A. C. Franco. 2003. Comparative growth analysis of tropical forest and savanna woody plants using phylogenetically-independent contrasts. *J. Ecol.* 91: 475-484.

____B. Orthen & A. C. Franco. 2004. Constraints to seedling success of savanna and forest trees across the savanna-forest boundary. *Oecologia* 140: 252-260.

Jackson, P. C., F. C. Meinzer, M. Bustamante, G. Goldstein, A. Franco, P. W. Rundel, L. Caldas, E. Igler & F. Causin. 1999. Partitioning of soil water among tree species in a Brazilian Cerrado ecosystem. *Tree Physiol.* 19: 717-724.

Johnson, C. E., Franco, A. C. & Caldas, L. S. 1983. Fotossíntese e resistência foliar em espécies nativas do cerrado: metodologia e resultados preliminares. *Rev. Bras. Bot.* 6: 91-97.

Kanegae, M. F., V. S. Braz & A. C. Franco. 2000. Efeitos da seca sazonal e disponibilidade de luz na sobrevivência e crescimento de *Bowdichia virgilioides* em duas fitofisionomias típicas dos cerrados do Brasil Central. *Rev. Bras. Bot.* 23: 457-466.

Labouriau, L. G., I. F. M. Válio, M. L. Salgado-Labouriau & W. Handro. 1963. Nota sobre a germinação de sementes de plantas dos Cerrados em condições naturais. *Rev. Bras. Biol.* 23: 227-237.

Maia, J. M. F. 1999. *Variações sazonais das relações fotossintéticas, hídricas e crescimento de Caryocar brasiliense e Rapanea guianensis em um cerrado sensu stricto.* Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.

Maitelli, G. T. & A. C. Miranda. 1991. Evapotranspiração e fluxos de energia no cerrado – estação chuvosa. *An. Acad. Bras. Ci.* 63: 265-272.

Marques, A. R., Q. S. Garcia, J. L. P. Rezende & G. W. Fernandes. 2000. Variations in leaf characteristics of two species of Miconia in the Brazilian cerrado under different light intensities. *Tropical Ecology* 41: 47-60.

Marquis, R. J., I. R. Diniz & H. C. Moraes. 2001. Patterns and correlates of interspecific variation in foliar insect herbivory and pathogen attack in Brazilian cerrado. *J. Trop. Ecol.* 17: 127-148.

Mattos, E. A., P. C. Lobo & C. A. Joly. 2002. Overnight rainfall inducing rapid changes in photosynthetic behaviour in a cerrado woody species during a dry spell amidst the rainy season. *Aust. J. Bot.* 50: 241-246.

Medina, E. & J. F. Silva. 1990. Savannas of northern South America: a steady state regulated by water-fire interaction on a background of low nutrient availability. *Journal of Biogeogr.* 17: 403-413.

Meinzer, F. C., G. Goldstein, A. C. Franco, M. Bustamante, E. Igler, P. Jackson, L. Caldas & P. W. Rundel. 1999. Atmospheric and hydraulic limitations on transpiration in Brazilian cerrado woody species. *Funct. Ecol.* 13: 273-282.

Miranda, A. C. , H. S. Miranda, J. Lloyd, J. Grace , R. J. Francey, J. A. Mcintyre, P. Meir, P. Riggan, R. Lockwood & J. Brass. 1997. Fluxes of carbon, water and energy over Brazilian cerrado: an analysis using eddy covariance and stable isotopes. *Plant Cell Environ* 20:315-328.

Moraes, J. A. P. V. & C. H. B. A. Prado. 1998. Photosynthesis and water relations in cerrado vegetation. *In* F. R. Scarano & A. C. Franco (Eds.). Ecophysiological Strategies of Xerophytic and

Amphibious Plantas in the Neotropics. *Series Oecologia Brasiliensis* , vol. 4. p. 45-63. Programa de Pós-graduação em Ecologia-Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil.

Moreira, A. G. & C. A. Klink. 2000. Biomass allocation and growth of tree seedlings from two contrasting Brazilian savannas. *Ecotropics* 13: 43-51.

Moreira, M. Z., F. G. Scholz, S. J. Bucci, L. S. Sternberg, G. Goldstein, F. C. Meinzer & A. C. Franco. 2003. Hydraulic lift in a neotropical savanna. *Funct. Ecol.* 17: 573-581.

Nardoto, G. B., M. P. Souza & A. C. Franco. 1998. Estabelecimento e padrões sazonais de produtividade de *Kielmeyera coriacea* (Spr) Mart. nos cerrados do Planalto Central: efeitos do estresse hídrico e sombreamento. *Rev. Bras. Bot.* 21: 313-319.

Naves, C. C. 2000. *Relações hídricas e fotossíntese de duas espécies frutíferas do cerrado.* Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.

Naves-Barbiero, C. C., A. C. Franco, S. J. Bucci & G. Goldstein. 2000. Fluxo de seiva e condutância estomática de duas espécies lenhosas sempre-verdes no campo sujo e cerradão. *Rev. Bras. Fisiol. Veg.* 12: 119-134.

Oliveira, P. E. & J. C. S. Silva. 1993. Reproductive biology of two species of *Kielmeyera* (Guttiferae) in the cerrados of Central Brazil. *J. Trop. Ecol.* 9: 67-79.

Oliveira-Filho, A. T., G. J. Shepherd, F. R. Martins, & W. H. Stubblenby. 1989. Environmental factors affecting physiognomic and floristic variation in an area of cerrado in Central Brazil. *J. Trop. Ecol.* 5: 413-431.

Paula, N. F. de . 2002. *Capacidade fotossintética, deciduidade e teor de nitrogênio e fósforo em espécies lenhosas do cerrado*. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, Brasil.

Paulilo, M. T. S. & G. M. Felippe. 1998. Growth of the shrub-tree flora of the Brazilian cerrados: a review. *Tropical Ecology* 39: 165-174.

Paviani, T. I. 1978. Anatomia vegetal e cerrado. *Ciênc. Cult.* 30: 1076-1086.

Perez, S. C. J. G. A. & J. A. P. V. Moraes. 1991a. Determinação do potencial hídrico, condutância estomática e potencial osmótico em espécies dos estratos arbóreo, arbustivo e herbáceo de um cerradão. *Rev. Bras. Fisiol. Veg.* 3: 27-37.

_____& J. A. P. V. Moraes. 1991b. Curso diário e sazonal do potencial de água e da condutância estomática em espécies de cerradão. *Rev. Bras. Biol.* 51: 805-811.

Prado, C. H. B. A., J. A. P. V. de Moraes & E. A. de Mattos. 1994. Gas exchange and leaf water status in poted plantas of *Copaifera langsdorffii*. 1. Responses to water stress. *Photosynthetica* 30: 207-213.

Prado, C. H. B. A. & J. A. P. V. Moraes. 1997. Photosynthetic capacity and specific leaf mass in twenty woody species of Cerrado vegetation under field conditions. *Photosynthetica* 33:103-112.

_____, C. R. Ronquim & M. C. C. Peron 2005. Respostas da fotossíntese à radiação fotossinteticamente ativa e à concentração de CO_2 em duas espécies lenhosas jovens do cerrado cultivadas sob radiação solar plena e em sub-bosque. *In* A. Scariot, J. C. Sousa-Silva & J. M. Felfili (Eds). *Cerrado: ecologia, biodiversidade, e conservação.* p. 189-206.

Ratter, J. A., S. Bridgewater, R. Atkinson & J. F. Ribeiro. 1996. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation II: Comparison of the woody vegetation of 98 areas. *Edinb. J. Bot.* 53: 153-180.

Rawitscher, F. 1948. The water economy of the vegetation of the “campos cerrados” in southern Brazil. *J. Ecol.* 36: 237-268.

Richards, J. H. & M. M Caldwell. 1987. Hydraulic lift: substantial nocturnal

water transport between soil layers by *Artemisia tridentata* roots. *Oecologia* 73: 486-489.

Rizzini, C. T. 1976. *Tratado de Fitogeografia do Brasil.* , v. 1. HUCITEC/EDUSP, São Paulo, Brasil.

_____.1979. *Tratado de Fitogeografia do Brasil:* Aspectos Sociológicos e Florísticos, 2º Vol. HUCITEC/EDUSP, São Paulo, Brasil.

_____& E. P. Heringer. 1962. Studies on the underground organs of trees and shrubs from some Southern Brazilian savannas. *An. Acad. Brasil. Ci.* 34: 235-251.

Salgado, M. A. S., A. V. Rezende, J. M. Felfili, A. C. Franco & J. C. Sousa-Silva. 2001. Crescimento e repartição de biomassa em plântulas de *Copaifera langsdorffii* Desf. submetidas a diferentes níveis de sombreamento em viveiro. *Brasil Florestal.* 70: 13-21.

Sarmiento, G. 1984. *The Ecology of Neotropical Savannas.* Harvard University Press, Cambridge, USA.

_____, G. Goldstein & F. C. Meinzer. 1985. Adaptive strategies of woody species in neotropical savannas. *Biol. Rev.* 60: 315-355.

Sassaki, R. M., E. C. Machado, A. M. M. A. L0agôa & G. M. Felippe. 1997. Effect of water deficiency on photosynthesis of *Dalbergia miscolobium* Benth., a cerrado tree species. *Rev. Bras. Fisiol. Veg.* 9: 83-87.

_____& G. M. Felippe. 1998. Response of *Dalbergia miscolobium* Benth. seedlings, a cerrado tree species, to mineral supply. *Rev. Bras. Bot.* 21: 55-72.

Scholz, F. G., S. J. Bucci, G. Goldstein, F. C. Meinzer & A. C. Franco. 2002. Hydraulic redistribution of soil water by savanna trees. *Tree Physiol.* 22: 603-612.

Walker, B. H. & I. Noy-Meir. 1982. Aspects of the stability and resilience of savanna ecosystems. *In* B. J. Huntley & B. H. Walker (Eds.). Ecology of Neotropical Savannas. pp. 556-590. *Ecological Studies* vol. 42, Springer, Berlin, Alemanha.

Walter, H. 1973. *Die Vegetation der Erde in ökophysiologischer Betrachtung, vol 1. Die tropischen un subtropischwen Zonen.* G. Fisher, Jena, Alemanha.

Capítulo 11

Balanço de carbono em duas espécies lenhosas de Cerrado cultivadas sob irradiação solar plena e sombreadas

FOTO: CARLOS H. B. A. PRADO

Carlos Henrique B. de Assis Prado
Carlos Cesar Ronquim
Mariana Cristina Caloni Peron
Departamento de Botânica
Universidade Federal de São Carlos
São Carlos, SP

INTRODUÇÃO

O período inicial de desenvolvimento é crítico para a sobrevivência e estabelecimento de plantas jovens autônomas (plantas jovens originárias de sementes e sem a conexão com a planta mãe). Por mais preparado que possa estar o embrião, acompanhado de boa reserva de carboidratos, protegido por um tegumento e munido de informações já selecionadas por gerações passadas, há ainda muito que superar até a idade adulta. A intensidade de herbivoria, a possibilidade de infecção e a disponibilidade de recursos (água, calor, nutrientes, luz e CO_2) variam em função do local em que a semente foi depositada após a dispersão. Alguns metros podem representar grandes diferenças no ambiente natural. Mesmo se o programa de produção e dispersão for cumprido com sucesso pela planta mãe, eventos estocásticos como veranicos durante a época chuvosa podem representar um sério risco para o estabelecimento das plantas jovens que acabaram de germinar no Cerrado (Kanegae *et al.*, 2000).

A disponibilidade de recurso que varia de forma mais evidente entre as diferentes fisionomias do Cerrado é aquela relacionada à irradiação solar. Se a germinação ocorrer no campo sujo o estrato herbáceo interceptará (especialmente as gramíneas) a maior parte da irradiação solar antes das espécies jovens menores que 50 cm (Nardoto *et al.*, 1998). Na fisionomia florestal do Cerrado, o cerradão, o maior número de árvores por área provoca uma atenuação da irradiação (aos 50 cm acima do solo), a qual está ainda mais intensa e permanente durante o curso do dia (Kanegae *et al.*, 2000). Esta menor disponibilidade de irradiação no campo sujo ou no cerradão irá condicionar menores taxas de fotossíntese líquida (Prado & Moraes, 1997; Kanegae *et al.*, 2000) e menor acúmulo de biomassa total (Ronquim *et al.*, 2003).

Portanto, as espécies lenhosas jovens de Cerrado devem ser capazes de responder à disponibilidade de irradiação durante o crescimento, alterando o metabolismo do carbono na folha em função do sombreamento da copa das árvores do cerradão ou abaixo do estrato herbáceo do campo sujo. Estas mudanças no metabolismo foliar devem ocorrer no sentido de tornar o balanço de carbono mais positivo, alterando, por exemplo, a capacidade fotossintética, a taxa de respiração no escuro e o ponto de compensação à luz (Ronquim *et al.*, 2003). As folhas expostas diretamente ao sol na maior parte do dia (folhas de sol) apresentam maiores valores de capacidade fotossintética, respiração no escuro, ponto de compensação à luz, massa específica foliar (massa de folha/área de folha) e maior eficiência de carboxilação (Larcher, 2000). Para estas folhas é possível manter um balanço de carbono favorável com estas características funcionais e, quando expostas a uma maior concentração de dióxido de carbono na atmosfera, podem responder mais intensamente que as folhas de sombra em relação ao aumento da capacidade fotossintética (Herrick & Thomas, 1999).

A capacidade fotossintética de espécies lenhosas de cerrado não é pequena (expressa em massa ou em área de folha) se comparada com outras vegetações tropicais ou temperadas (Prado & Moraes, 1997; Paula, 2002). A exposição das plantas do Cerrado às maiores concentrações de CO_2 pode elevar ainda mais a capacidade fotossintética das espécies lenhosas alterando o balanço de carbono. Hoffmann *et al.*, (2000) obtiveram resultados maiores de acúmulo de biomassa em plantas jovens de *Kielmeyera coriacea* crescendo sob atmosfera enriquecida com CO_2 (700 ppm) após 10, 20 e 25 semanas em relação aos exemplares que cresceram sob concentração de 350ppm. No entanto, as respostas da fotossíntese em plantas de cerrado sob altas concentrações de CO_2 ainda não são conhecidas. Estas respostas necessitam de mais atenção devido ao contínuo incremento anual de CO_2 na atmosfera provocado pela queima de biomassa e de combustíveis fósseis. Este incremento na concentração de CO_2 pós-revolução industrial não é desprezível para o metabolismo do carbono, podendo alterar as taxas fotossintéticas, a concentração total de carboidratos foliares não-estruturais, a partição e o acúmulo de biomassa (Körner, 2000) ou mesmo as taxas de fotorrespiração (Sharkey, 1988).

Neste trabalho foram estudadas as respostas da fotossíntese líquida às variações no fluxo de fótons fotossinteticamente ativos e à concentração de CO_2 em duas espécies lenhosas do Cerrado, cultivadas sob irradiação solar plena ou sombreadas por estrato arbóreo equivalente ao cerradão. Procurou-se simular extremos de disponibilidade de irradiação em condições naturais de Cerrado: acima do estrato herbáceo no campo sujo (plena irradiação) e abaixo das copas das árvores do cerradão (sombreadas). O objetivo principal foi o de avaliar o impacto da disponibilidade de irradiação no balanço de carbono durante a fase jovem das espécies lenhosas estudadas. As respostas da fotossíntese também foram relacionadas à alocação de biomassa buscando revelar aclimatações de longo prazo que assegurassem a sobrevivência de indivíduos jovens crescendo sob condições contrastantes de irradiação no Cerrado.

MATERIAIS E MÉTODOS

Espécies estudadas, solo utilizado, rega e clima do local de crescimento

Foram estudados indivíduos jovens das espécies lenhosas *Cybistax antisyphilitica*, (Mart.) Mart. (Bignoniaceae) e *Tabebuia chrysotricha* (Mart. ex DC) Mart. (Bignoniaceae). A família Bignoniaceae está entre as 10 mais importantes na composição da vegetação alta do Cerrado (Rizzini, 1997). No Cerrado *T. chrysotricha* é também uma das espécies arbóreas mais comuns em mata galeria (Leite, 2001) enquanto *C. antisyphilitica* apresenta-se distribuída na mata, cerradão e cerrado (Mendonça *et al.*, 1998). Exemplares das duas espécies distribuem-se ainda por vários outros ecossistemas brasileiros, tais como restinga (Rizzini, 1997) e em remanescentes de Mata Atlântica (Lombardi, 2000). Os indivíduos das duas espécies foram adquiridos em viveiro (viveiro Camará Mudas Florestais, Ibaté, SP) com 30 dias após a semeadura (DAS) e transferidos diretamente para recipientes plásticos próprios para mudas com capacidade de armazenamento de 10L de solo. O solo utilizado (latossolo distrófico, Lorandi 1985) foi coletado na reserva de Cerrado (21°58'-22°00' S e 47°51'-47°52' W) da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) em uma área de 30 m^2 e na profundidade de 20 cm. Antes de ensacado este solo foi peneirado com malha de 2mm^2 e seco ao ar livre. Na Tabela 1 são mostradas as principais características químicas do solo utilizado.

Durante todo o experimento o solo foi irrigado duas vezes por semana no tratamento a pleno sol e uma vez a cada 20 dias nas condições sob sombra, até atingir a capacidade de campo. A rega foi necessária tanto na época seca como durante os veranicos na época chuvosa para a manutenção da hidratação do solo. O clima da região é sazonal com inverno seco (geralmente entre junho e setembro) seguido por verão úmido e, de acordo com a classificação de Koeppen, situa-se entre Aw e Cwa, apresentando médias de temperatura de 18,1°C durante o mês mais frio e 23,1°C no mês mais quente; com precipitação média mensal de 24 mm durante o mês mais seco e 286 mm durante o mês mais úmido (Tolentino, 1967).

Tabela 1. Características químicas do solo utilizado para o crescimento das espécies jovens *Cybistax antisyphilitica* e *Tabebuia chrysotricha*. pH=valor determinado em solução centimolar de $CaCl_2$; P=fósforo extraído por resina trocadora de íons; MO=matéria orgânica total; H+Al=acidez potencial; CTC=capacidade de troca catiônica.

pH	P	MO	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	H + Al	CTC *
	mg dm^{-3}	g dm^{-3}			$mmol_c$ dm^{-3} **		
3,9	4	26	1,3	3	1	58	63,3

* CTC = $K^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+} + H^+ + Al^{3+}$

** $mmol_c dm^{-3}$ = milimol de cargas por dm^3; 10 $mmol_c$ dm^{-3} = 1 meq 100 mL^{-1}

Disponibilidade de irradiação, idade e número de plantas jovens em cada tratamento

Para simular a disponibilidade total de irradiação acima do estrato herbáceo na fisionomia aberta do Cerrado (campo sujo), plantas jovens das duas espécies estudadas cresceram em área sem sombreamento no Jardim Experimental do Departamento de Botânica da UFSCar. Situação similar de atenuação da irradiação a 50cm do solo na fitofisionomia de cerradão como a descrita por Kaneagae *et al.*, (2000) foi obtida cultivando as plantas jovens das duas espécies sob a copa das árvores de um fragmento florestal localizado ao lado do Jardim Experimental. O Fluxo de Fótons Fotossinteticamente Ativos (FFFA; λ = 400 a 700 nm) a pleno sol e na área sombreada durante o curso do dia foi determinado em quatro períodos: em julho de 2001 e de 2002 (período seco) quando ocorreu abscisão parcial das folhas das copas das árvores da área sombreada e em novembro de 2001 e de 2002 (período chuvoso) quando a área foliar do dossel já estava totalmente recomposta (Figura 1). As medições do FFFA foram feitas através do sensor de FFFA de uma câmara foliar PLCN-4 (ADC, Hoddesdon, UK). Os dados de assimilação de CO_2, biomassa e biometria foram coletados nos mesmos indivíduos jovens nas respectivas idades aos 240 e 360 DAS nas duas espécies estudadas. Em cada condição de luminosidade cresceram 40 plantas jovens de cada espécie, sendo utilizados 10 indivíduos escolhidos ao acaso de cada espécie estudada ao longo de cada período de análise (Poorter & Garnier, 1996).

Determinação da massa seca e de parâmetros biométricos

As plântulas foram desenvasadas com o auxílio de um jato de água trabalhando em baixa intensidade, lavadas e separadas em diferentes compartimentos (folhas, caule e raiz). A seguir, foram colocadas em estufa a 80 °C por 48 horas e pesadas em balança analítica digital METTLER modelo AE260, com precisão de 10^{-3} g, para a determinação da biomassa total e biomassa dos diferentes compartimentos da planta.

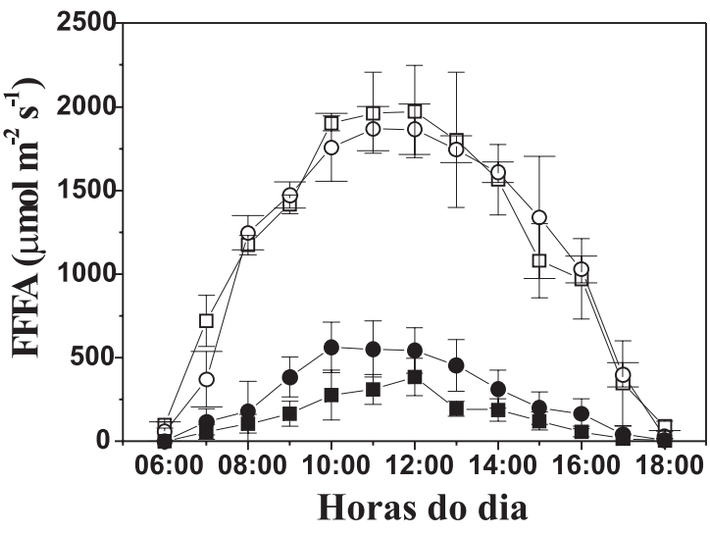


Figura 1
Curso diário do fluxo de fótons fotossinteticamente ativos (FFFA) nos locais onde as plantas jovens de *Cybistax antisyphilitica* e *Tabebuia chrysotricha* foram cultivadas. Média ± desvio padrão dos valores de FFFA em 2001 e 2002 a pleno sol (símbolos abertos, □ e ○) e em área sombreada (símbolos cheios, ■ e ●) na época seca (julho, ○ e ●) e na época chuvosa (novembro, □ e ■).

Foram determinados os seguintes parâmetros biométricos: número de folíolos por indivíduo, área foliar, altura, diâmetro do caule, razão de área foliar (RAF, superfície foliar total/matéria seca total) e massa específica foliar (MEF, massa folha/área de folha). A imagem da área foliar foi captada primeiramente em um digitalizador antes das folhas serem secas, e posteriormente calculada pelo programa *pro-image* da firma norte-americana Media Cybernetics, versão 4.0 para Windows. A altura total (cm) foi determinada com régua milimétrica desde o colo da planta até a inserção da última folha. O diâmetro do caule da planta (mm) foi determinado com um paquímetro graduado em décimos de milímetros, a 2cm de altura do solo.

Obtenção da massa específica foliar e da capacidade fotossintética expressa em massa

Os folíolos selecionados para se obter a massa específica foliar (MEF, g m^{-2}) de cada espécie, em cada idade nos dois tratamentos, apresentavam-se expandidos, sem traços de senescência ou herbivoria. De cada folíolo foram retirados discos foliares de 5,0mm de diâmetro (1 disco por folíolo) num total de 50 discos em 10 indivíduos de cada tratamento. Os discos foram secos em estufa a 80°C durante 48 horas e pesados na mesma balança digital utilizada para obtenção dos valores de biomassa seca. O valor médio da MEF foi obtido pela divisão da massa seca de cada disco pela área do disco foliar (Prado & Moraes 1997).

A divisão da taxa fotossintética líquida expressa em área pela MEF (equação I) resulta na taxa fotossintética expressa em massa (Prado & Moraes 1997).

$$\frac{\mu mol\ CO_2\ m^{-2}\ s^{-1}}{g\ m^{-2}} = \mu mol\ CO_2\ g^{-1}\ s^{-1} \qquad (I)$$

Os valores expressos em grama foram transformados em quilograma ($\mu mol\ CO_2\ kg^{-1}\ s^{-1}$) a fim de facilitar a visualização e o trabalho com os resultados.

Respostas da fotossíntese líquida (A) ao fluxo de fótons fotossinteticamente ativos (FFFA) e à concentração de CO_2

O aparelho utilizado para as medições da fotossíntese líquida foi um analisador portátil de gás por infravermelho (IRGA) da firma inglesa Analytical Development Company (ADC, Hoddesdon, UK) modelo LCA-4, acoplado a um canhão de luz (PLU-2, ADC, Hoddesdon, UK) e uma câmara foliar PLCN-4 (ADC). A variação da intensidade de luz no canhão PLU-2 foi obtida de duas formas. Em intensidades entre 1800–800 mmol m^{-2} s^{-1} variou-se a diferença de voltagem aplicada utilizando-se um controlador de voltagem entre a bateria e a fonte de luz. Nas intensidades entre 800–10 µmol m^{-2} s^{-1} utilizou-se também filtros de vidro neutro (Comar Instruments, Cambridge, UK) com variadas transmitâncias posicionados entre a fonte de luz e o folíolo da planta.

Os folíolos selecionados para obtenção da curva da resposta da fotossíntese líquida (A), em função do fluxo de fótons fotossinteticamente ativos (FFFA), normalmente eram os anteriores aos mais jovens, totalmente expandidos, sem sinais de herbivoria, infecção ou senescência e que apresentavam a maior taxa de fotossíntese líquida. A curva A-FFFA foi obtida a partir de um único folíolo selecionado através de medições prévias em dois folíolos pertencentes a três indivíduos distintos. O folíolo que apresentou a maior taxa de fotossíntese

líquida foi o escolhido. As curvas A-FFFA para as duas espécies aos 240 e 360 DAS e cultivadas sob distintas disponibilidades de irradiação foram obtidas em condições de laboratório entre os horários de sete e nove horas da manhã e com o folíolo ligado ao corpo da planta. A temperatura do folíolo foi mantida entre 25–27°C por meio do sistema Peltier (ADC, Hoddesdon, UK) de controle de temperatura, acoplado abaixo da câmara PLCN-4 na altura de inserção da folha. A equação utilizada para ajustar os pares de pontos na curva A-FFFA foi a mesma utilizada por Prado & Moraes (1997) em 20 espécies lenhosas do Cerrado:

$$A = A_{max} (1 - e^{-k.(FFFA - PCL)}) \qquad (II)$$

Onde:

A = fotossíntese líquida; A_{max} = fotossíntese líquida máxima; e = base do logaritmo natural; k = constante de proporcionalidade; FFFA = fluxo de fótons fotossinteticamente ativos; PCL = ponto de compensação à luz.

Os valores do ponto de saturação à luz (PSL) e da respiração no escuro (Re) também foram determinados por intermédio da equação II. Para o cálculo do PSL projetou-se para a fotossíntese líquida (A) o valor de 90% de A_{max} e para o cálculo de Re atribuiu-se o valor zero para o FFFA (Prado & Moraes 1997).

Para obtenção da curva da resposta da fotossíntese líquida (A) em função da concentração momentânea de CO_2 utilizou-se de procedimentos idênticos aos citados para as curvas A-FFFA. As curvas A-CO_2 foram obtidas com o auxílio de um diluidor de gases modelo GD-602 (ADC), um rotâmetro (manufaturado pela OMEL, São Paulo, Brasil) e um registro para controle de pressão e fluxo de saída de gás do cilindro contendo CO_2 a 1600ppm. O cilindro contendo CO_2 foi conectado ao registro e ao rotâmetro, e, por último, ao diluidor de gases, antes de chegar à folha, perfazendo um circuito semi-aberto onde as concentrações de CO_2 foram controladas por meio do diluidor de 200 em 200 ppm.

Os valores máximos de fotossíntese líquida em função do CO_2 (A_{maxCO2}) e do ponto de compensação ao CO_2 (Γ) foram determinados por intermédio dos resultados obtidos nas curvas A-CO_2 utilizando a equação II, porém trocando a variável independente: de FFFA para concentração de CO_2. Os valores de eficiência de carboxilação aparente (ε, equação III) foram obtidos por meio da primeira derivada da equação II utilizando os dados de concentração interna de CO_2 (Ci, valores calculados pelo IRGA nas curvas A-CO_2) em curvas A-Ci.

$$\varepsilon = k A_{max.} (e^{k \Gamma}) \qquad (III)$$

Onde:

ε = eficiência de carboxilação aparente; k = constante de proporcionalidade; e = base do logaritmo natural; Γ = ponto de compensação ao CO_2.

O valor constante de FFFA utilizado para saturação de A nas curvas A-CO_2 foi determinado após as curvas A-FFFA. Os valores escolhidos foram de 1.800 µmol m^{-2} s^{-1} para os indivíduos que cresceram sob irradiação plena e 1.100 µmol m^{-2} s^{-1} para os indivíduos que cresceram sombreados. Estes valores estão, em média, cerca de 400 µmol m^{-2} s^{-1} acima do valor de FFFA que satura a fotossíntese líquida dos indivíduos em cada tratamento. A taxa de FFFA acima do valor de saturação é necessária para se atingir valores máximos de A quando a folha trabalha sob altas concentrações de dióxido de carbono.

Cálculo do valor da fotorrespiração simultânea à taxa de A_{max}

Para o cálculo da fotorrespiração (Fr, mmol CO_2 m^{-2} s^{-1}) simultânea ao valor correspondente de A_{max} assumiu-se que a fotorrespiração possui metade do valor da taxa de oxigenação ($\nu_{0,}$ mmol O_2 m^{-2} s^{-1}) realizada pela RuBP carboxilase-oxigenase, sendo ν_0 calculada de acordo com Sharkey (1988):

$$\nu_0 = (A + Re)/[(1/\Phi)-0,5] \quad (IV)$$

Onde:

A = fotossíntese líquida; Re = respiração no escuro, calculada a partir das curvas A-FFFA, e $\Phi = \nu_0/\nu_c$ (taxa de oxigenação pela de carboxilação, ν_c), o valor de Φ é condicionado pela temperatura, pressão atmosférica e pela concentração do CO_2 no sítio de carboxilação, Sharkey (1988):

$$\Phi = 2P[42,7+1,68(T-25)+0,0012(T-25)^2]/C \quad (V)$$

Onde:

P = pressão atmosférica (bar), T = temperatura (°C), e C = concentração de CO_2 no sítio de carboxilação (mbar), cerca de 0,6 vezes a concentração de CO_2 da atmosfera nas condições de trabalho favoráveis à capacidade fotossintética (Sharkey, 1988).

ANÁLISE DOS DADOS

Os valores de massa seca total, altura, diâmetro, razão raiz/parte aérea, área foliar total, massa específica foliar (MEF), razão da área foliar (RAF) e número de folíolos em cada tratamento nos dois períodos de amostragem foram primeiramente testados para a verificação de uma distribuição normal, por meio do programa GraphPad InSTAT, versão 3.0 (GraphPad software, San Diego, USA). Após a confirmação da distribuição normal destes conjuntos de dados os valores médios nos distintos tratamentos foram comparados através de um teste *t* ao nível de 5% de probabilidade. Os valores e o erro padrão de A_{max}, PCL, e A_{maxCO2} foram determinados por intermédio dos ajustes não-lineares das curvas A-FFFA e A-CO_2, utilizando o programa Microcal Origin versão 3.0 (Microcal Software, Northampton, USA).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As Figuras 2 e 3 mostram as curvas de fotossíntese líquida expressa em área (Figura 2) e em massa (Figura 3) em função do FFFA para as plantas jovens das duas espécies lenhosas estudadas aos 240 e 360 DAS. Na Tabela 2 são mostrados os valores de capacidade fotossintética expressa em área (A_{maxa}) e em massa (A_{maxm}), o ponto de compensação (PCL) e de saturação à luz (PSL), a respiração no escuro (Re) e a fotorrespiração (Fr) obtidos a partir das curvas A-FFFA. Os valores de A_{maxa}, Fr, PCL e Re são em média, respectivamente, 1,8, 1,9, 3,0, e 2,4 vezes maiores nos indivíduos cultivados sob pleno sol nas duas espécies lenhosas estudadas (Tabela 2). Os valores de A_{maxm} são praticamente iguais nas duas idades, nos indivíduos de *Cybistax antisyphilitica* e maiores (1,3 vezes, em média) para os indivíduos de *Tabebuia chrysotricha* cultivados sob sombra em relação aos indivíduos sob irradiação plena (Tabela 2). No entanto, os valores médios de A_{maxm} são similares considerando as duas espécies nos dois períodos de amostragem (Tabela 2).

Ficou evidente que ambas as espécies apresentam capacidade de aclimatação do metabolismo de carbono da folha quando cultivadas sob sombra. Diminuindo as taxas de Re estas duas espécies podem compensar, ao menos em parte, os menores valores de A_{maxa} que apresentaram desenvolvendo-se sob o dossel das árvores de um Cerradão. A manutenção de um balanço positivo de carbono sob intenso sombreamento é condicionada principalmente por reduzidas taxas de respiração (Medina, 1998). Com a diminuição dos valores do PCL os indivíduos cultivados sob sombra puderam também aproveitar a irradiação atenuada neste ambiente mesmo no início e no final do dia (Figura 1).

Para as duas espécies as taxas de fotorrespiração variaram de 26,4 a 28,8% do valor de A_{maxa} sob pleno sol, e de 24,7 a 26,3% de A_{maxa} na condição sombreada (Tabela 2). Marenco *et al.* (2001) obtiveram valores da fotorrespiração variando de 27,6 a 36,8% de A_{maxa} para

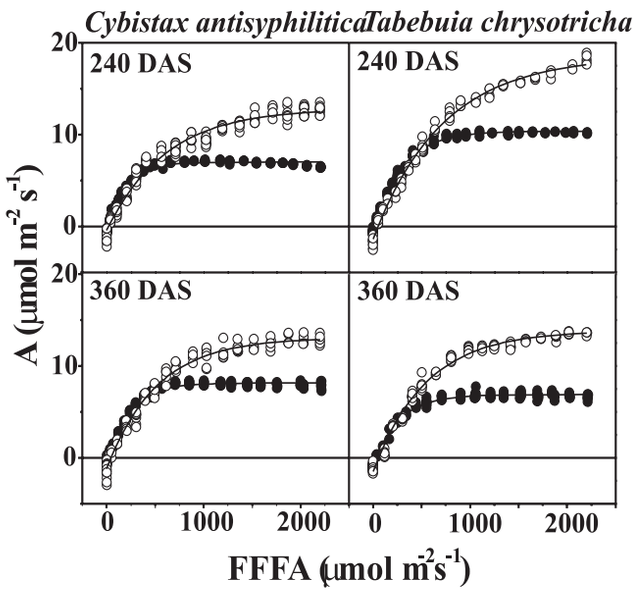


Figura 2
Fotossíntese líquida (A) expressa em área (μmol m^{-2} s^{-1}) em função do fluxo de fótons fotossinteticamente ativos (FFFA) em folíolos totalmente expandidos de *Cybistax antisyphilitica* e *Tabebuia chrysotricha* aos 240 e 360 dias após a semeadura (DAS), cultivadas sob sol (símbolos abertos) e sombreadas (símbolos cheios).

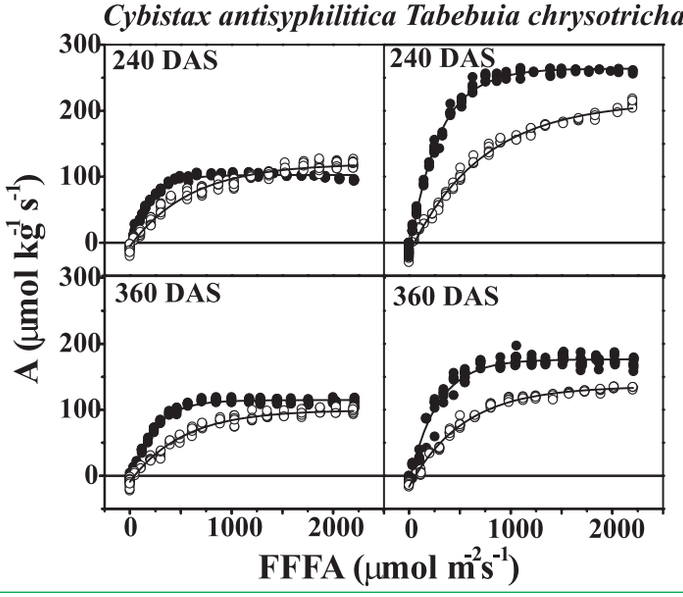


Figura 3
Fotossíntese líquida (A) expressa em massa (μmol kg^{-1} s^{-1}) em função do fluxo de fótons fotossinteticamente ativos (FFFA) em folíolos totalmente expandidos de *Cybistax antisyphilitica* e *Tabebuia chrysotricha* aos 240 e 360 dias após a semeadura (DAS), cultivadas sob sol (símbolos abertos) e sombreadas (símbolos cheios).

duas espécies tropicais lenhosas *Swietenia macrophylla* e *Dipteryx odorata* crescendo sob condições de campo aberto e sob sombra. Além da acentuada diminuição da respiração no escuro, a pequena variação dos valores de fotorrespiração em relação aos valores de A_{maxa} (entre 24,7-28,8 %) demonstrou também a capacidade de adaptação do balanço de carbono das duas espécies estudadas nas diferentes condições de irradiação disponível. Os valores de fotorrespiração obtidos (de 1,8 a 2,7 µmol m^{-2} s^{-1}, sob sombreamento e de 3,4 a 5,3 µmol m^{-2} s^{-1}, sob irradiação plena, Tabela 2) são menores, em relação aos valores obtidos por Franco & Lüttge (2002), em quatro outras espécies lenhosas do cerrado crescendo em condições naturais na época chuvosa (de 3,06 a 11,37 µmol m^{-2} s^{-1} sob 1.000 µmol fótons m^{-2} s^{-1} e de 2,87 a 15,16 µmol m^{-2} s^{-1} sob 2000 µmol fótons m^{-2} s^{-1}).

A menor diferença entre os valores de fotossíntese líquida expressa em massa ocorreu devido a uma diminuição mais acentuada dos valores de massa específica foliar (MEF, figura 4) do que dos valores de A_{maxa} nos indivíduos sombreados. Este evento resultou em valores próximos ou mesmo maiores de A_{maxm} nos exemplares cultivados sob atenuação da irradiação (*e.g.* valores maiores de A_{maxm} nos indivíduos de *C. antisyphilitica* aos 360 dias e de *T. chrysotricha* aos 240 e 360 dias quando sombreados, Tabela 2).

Esta alteração demonstra a capacidade de aclimatação das duas

Tabela 2. Valores máximos ± erro padrão da fotossíntese expressa em área (A_{maxa}, µmol m^{-2} s^{-1}) e em massa (A_{maxm}, µmol kg^{-1} s^{-1}) e do ponto de compensação à luz (PCL, µmol m^{-2} s^{-1}). Também são mostrados os valores máximos de luz saturante da fotossíntese (LSF, µmol m^{-2} s^{-1}), respiração no escuro (Re, µmol m^{-2} s^{-1}), fotorrespiração (Fr, µmol m^{-2} s^{-1}), a proporção Fr/A_{maxm} (%) e a razão dos valores médios entre os tratamentos (Sol/Sombra) em duas espécies lenhosas do Cerrado com idades de 240 e 360 dias após a semeadura (DAS). Os valores foram obtidos por meio das curvas da fotossíntese líquida em função do fluxo de fótons fotossinteticamente ativos (FFFA).

	Cybistax antisyphilitica				*Tabebuia chrysotricha*				
	240 DAS		360 DAS		240 DAS		360 DAS		
	Sol	Sombra	Sol	Sombra	Sol	Sombra	Sol	Sombra	Razão da média Sol/ Sombra
A_{maxa} (µmol CO_2 m^{-2} s^{-1})	12,9 ±0,15	6,9 ±0,03	13,2 ±0,14	8,1 ±0,03	18,5 ±0,23	10,3 ±0,04	13,8 ±0,13	8,0 ±0,05	1,8
A_{maxm} (µmol CO_2 kg^{-1} s^{-1})	121 ±1,02	103 ±1,36	100 ±0,83	115 ±2,14	214 ±2,65	264 ±1,13	136 ±1,23	173 ±2,23	0,9
PCL (µmol quanta m^{-2} s^{-1})	21 ±5,67	13 ±0,81	45 ±4,58	14 ±1,19	50 ±4,19	15 ±1,22	55 ±3,31	15 ±2,03	3,0
LSF (µmol quanta m^{-2} s^{-1})	1171	473	1256	589	1693	691	1333	590	2,3
Re (µmol CO_2 m^{-2} s^{-1})	0,6	0,5	1,2	0,5	1,3	0,5	1,4	0,4	2,4
Fr (µmol CO_2 m^{-2} s^{-1})	3,4	1,8	3,8	2,0	5,3	2,7	3,9	2,1	1,9
Fr/A_{maxa} *100 (%)	26,4	26,1	28,8	24,7	28,6	26,2	28,3	26,3	1,1

espécies lenhosas estudadas, construindo folhas estruturalmente mais simples (menor valor de MEF) e exigindo menos carbono onde a captação deste elemento na forma de CO_2 não é possível de ser mantida nas taxas processadas pelas folhas expostas diretamente à irradiação solar. A irradiação a 50 cm do solo na área sombreada nunca alcançaria os valores necessários para a saturação da fotossíntese líquida das folhas de sol nas duas espécies lenhosas estudadas (valor médio de LSF igual a 1.300 µmol m^{-2} s^{-1}, Tabela 2). Mesmo na época seca (quando as copas das árvores perdem suas folhas) o valor máximo do FFFA sob sombra poderia atingir apenas cerca da metade dos valores necessários para a saturação da fotossíntese líquida (700 mmol m^{-2} s^{-1}) e, mesmo assim, somente em dias claros e entre os horários de dez e treze horas (Figura 1). Nesta condição de sombreamento intenso, as alterações fisiológicas (diminuição dos valores de PCL, LSF, Re, Tabela 2) e estruturais (diminuição dos valores de MEF, Figura 4) na folha são necessárias para aumentar a eficiência de utilização de carbono (carbono assimilado/carbono investido em estruturas de assimilação) onde a aquisição deste elemento é fortemente limitada.

Simultaneamente às alterações fisiológicas e estruturais na folha ocorreram também modificações na alocação de matéria seca nos compartimentos da planta aumentando a área de captação (área foliar) de energia luminosa em relação à massa seca total da planta nos indivíduos das duas espécies que cresceram sombreadas (incremento dos valores da RAF aos 240 e 360 DAS, Figura 4). Portanto, modificações em vários níveis de organização do corpo do vegetal aconteceram ao mesmo tempo nos dois tratamentos. Esta capacidade de aclimatação certamente atribui às duas espécies lenhosas a possibilidade de estabelecimento em ambientes com uma ampla faixa de intensidade de sombreamento. É importante destacar que nenhum dos indivíduos sombreados morreu mesmo aos 570 DAS, ou mesmo mostraram sinais de definhamento (morte prematura de folhas ou ausência de produção de novas folhas durante a época chuvosa) por um balanço negativo de carbono.

No entanto, a diminuição dos valores do PCL, LSF e Re nas folhas e o aumento dos valores de RAF nos indivíduos sombreados não foram suficientes para economizar carbono a ponto de superar a área foliar ou o número de folíolos dos indivíduos cultivados sob irradiação plena (Figura 4). Os indivíduos das duas espécies cultivados a pleno sol apresentaram maiores valores de biomassa total, altura (exceção aos 360 dias em *C. antysiphilitica*), diâmetro do caule e também maiores valores da razão da massa seca raiz/parte aérea (Figura 5).

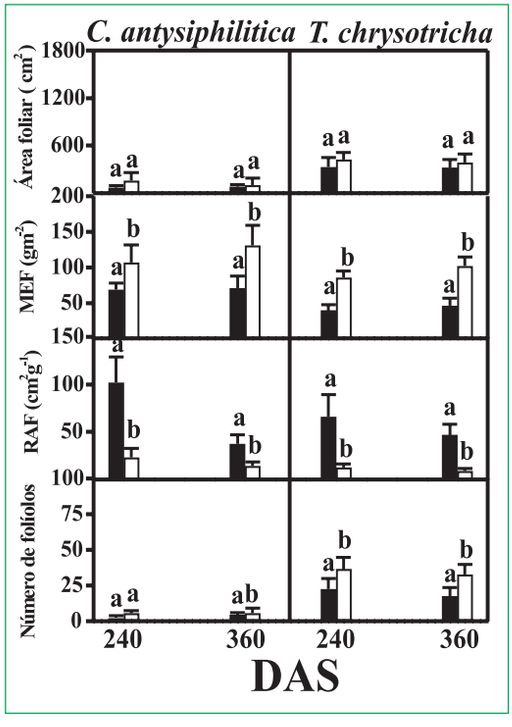


Figura 4
Valores médios (colunas) e desvio padrão (linhas acima das colunas) da área foliar total, massa específica foliar (MEF), razão da área foliar (RAF) e número de folíolos das espécies lenhosas *Cybistax antisyphilitica* e *Tabebuia chrysotricha* aos 240 e 360 dias após a semeadura (DAS), cultivadas sob sombra (colunas escuras) e sob pleno sol (colunas claras). Os valores médios seguidos pela mesma letra na mesma idade (DAS), entre as condições de irradiação (colunas claras e escuras) em cada parâmetro, não diferem entre si a 5% de probabilidade. n=10.

Assim, ficou evidente o efeito significativo e positivo da irradiação solar plena, dando condições de acrescentar mais matéria orgânica e, provavelmente, aumentando a capacidade de defesa (Chapin, 1990) e desenvolvimento da plântula, os dois processos mais importantes antes da fase adulta. Resultados semelhantes foram obtidos por Ronquim *et al.* (2003) os quais obtiveram maiores valores de biomassa seca na raiz, no caule e em toda a planta em indivíduos de duas espécies de Cerrado (*Copaifera langsdorffii* e *Eriotheca gracilipes*) com 360 DAS crescendo sob irradiação solar plena, e valores significativamente menores naqueles indivíduos que cresceram sob 80 e 30% de transmitância.

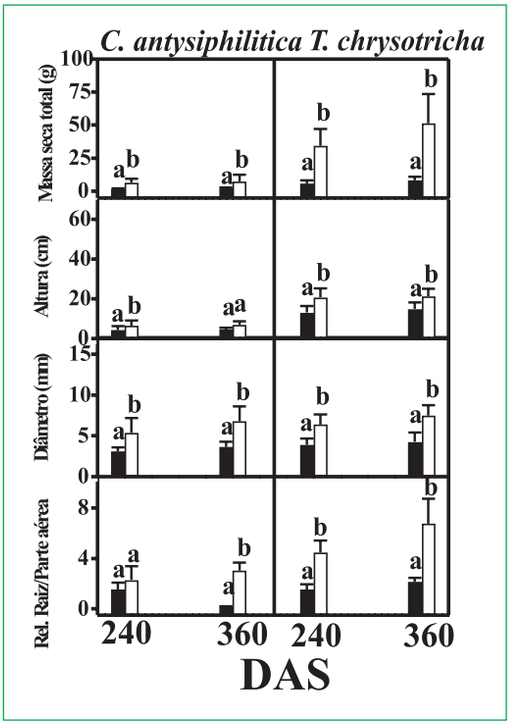


Figura 5 Valores médios (colunas) e desvio padrão (linhas acima das colunas) da massa seca total, altura, diâmetro do caule e razão da massa seca raiz/parte aérea das espécies lenhosas *Cybistax antisyphilitica* e *Tabebuia chrysotricha* aos 240 e 360 dias após a semeadura (DAS), cultivadas sob sombra (colunas escuras) e sob pleno sol (colunas claras). Os valores médios seguidos pela mesma letra na mesma idade (DAS), entre as condições de irradiação (colunas claras e escuras) em cada parâmetro não diferem entre si a 5% de probabilidade. n =10.

As curvas A-CO_2 evidenciaram que os indivíduos das duas espécies cultivados sob irradiação solar plena se mostraram mais capazes de seqüestrar CO_2 atmosférico por área de folha, apresentando valores de capacidade fotossintética expressa em área, em média, duas vezes maior que os indivíduos sombreados nas duas idades de medição (Figura 6). No entanto, quando os resultados de capacidade fotossintética sob condições saturantes de CO_2 são expressos em massa de folha a diferença entre tratamentos é nula ou menor (Figura 7, Tabela 3).

Esta aproximação de valores, quando a capacidade fotossintética é expressa em massa, ocorreu de forma

Tabela 3. Valores máximos ± erro padrão da fotossíntese líquida em função da concentração de CO_2 expressa em área ($A_{maxaCO2}$, µmol CO_2 m^{-2} s^{-1}) e em massa ($A_{maxmCO2}$, µmol CO_2 kg^{-1} s^{-1}). Também são mostrados os valores da eficiência de carboxilação aparente (ε, mol CO_2 m^{-2} s^{-1}) e a razão da média entre os tratamentos (Sol/Sombra) em duas espécies lenhosas do Cerrado com idades de 240 e 360 dias após a semeadura (DAS). Os valores foram obtidos através das curvas da fotossíntese líquida em função da concentração externa (para $A_{maxaCO2}$ e $A_{maxmCO2}$) e interna (para ε) de CO_2.

	Cybistax antisyphilitica				*Tabebuia chrysotricha*				
	240 DAS		360 DAS		240 DAS		360 DAS		
	Sol	Sombra	Sol	Sombra	Sol	Sombra	Sol	Sombra	Razão da média Sol/ Sombra
$A_{maxaCO2}$ (µmol m^{-2} s^{-1})	25,1 ±0,39	12,7 ±0,36	22,4 ±0,45	11,9 ±0,32	42,9 ±0,73	16,2 ±0,40	31,4 ±0,51	18,2 ±0,50	2,1
$A_{maxmCO2}$ (µmol kg^{-1} s^{-1})	235 ±4,85	214 ±4,18	170 ±5,87	170 ±3,72	520 ±13,01	442 ±8,50	300 ±9,66	400 ±11,50	1,0
ε (mol m^{-2} s^{-1})	0,085	0,035	0,062	0,035	0,160	0,050	0,100	0,030	2,7

similar nas curvas A-FFFA (Figuras 2 e 3) e pelo mesmo motivo: os valores de MEF (Figura 4) diminuem mais que os valores de capacidade fotossintética sob sombra.

No entanto, deve ser notado que houve um aumento do valor de Amax expressa em área ou em massa quando as folhas foram expostas momentaneamente às altas concentrações de CO_2 (Figuras 6 e 7). Em qualquer situação (idade, massa, área, espécie ou tratamento) os valores de Amax apresentados na Tabela 2 são de 1,7 a 2,3 vezes menores que os correspondentes na Tabela 3.

O aumento da capacidade fotossintética sob elevada concentração de CO_2 ocorre porque a proporção CO_2/O_2 atual na atmosfera ($1{,}69 \times 10^{-3}$) não é favorável à fotossíntese. O O_2 inibe a carboxilação e incrementa a fotorrespiração simultaneamente (Bowes, 1993). O aumento da capacidade fotossintética em espécies de Cerrado, expostas momentaneamente a altas concentrações de CO_2 (acima de 700 ppm), também foi obtido em plantas jovens de *Aloysia virgata* crescendo a

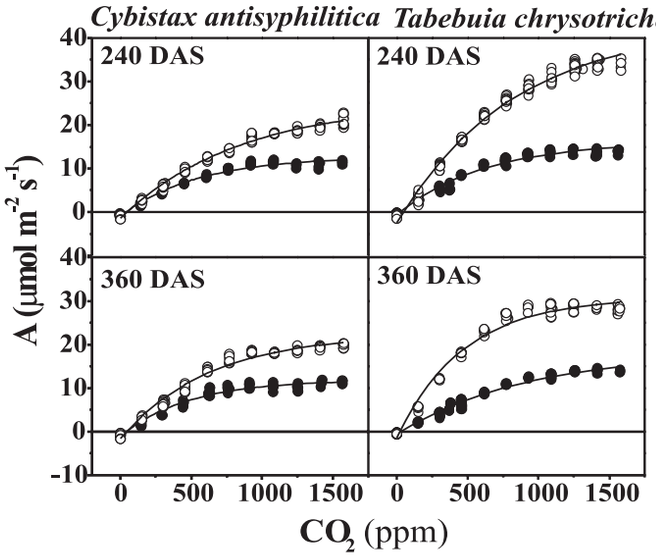


Figura 6
Fotossíntese líquida (A) expressa em área (μmol m^{-2} s^{-1}) em função da concentração de CO_2 atmosférico em folíolos totalmente expandidos de plantas jovens de *Cybistax antisyphilitica* e *Tabebuia chrysotricha* aos 240 e 360 dias após a semeadura (DAS), cultivadas sob pleno sol (símbolos abertos) e sob sombra (símbolos cheios).

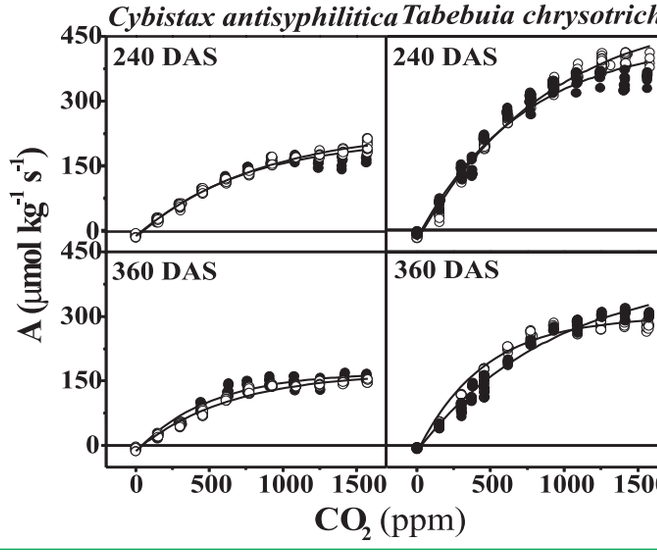


Figura 7
Fotossíntese líquida (A) expressa em massa (μmol kg^{-1} s^{-1}) em função da concentração de CO_2 atmosférico em folíolos totalmente expandidos de plantas jovens de *Cybistax antisyphilitica* e *Tabebuia chrysotricha* aos 240 e 360 dias após a semeadura (DAS), cultivadas sob sol (símbolos abertos) e sob sombra (símbolos cheios).

pleno sol (Amax = 45 μmol m^{-2} s^{-1}, duas vezes maior que em condições atmosféricas normais de CO_2); em folhas de sol de indivíduos adultos de *Miconia albicans* e *Bauhinia rufa* em condições naturais na época chuvosa (39 e 46 μmol m^{-2} s^{-1}, três vezes maior que sob concentrações normais de CO_2) e em indivíduos jovens de *Copaifera langsdorffii* (34 μmol m^{-2} s^{-1}, quatro vezes maior), dados de Prado *et al.* (não publicados).

Portanto, é provável que o aumento da concentração de CO_2 na atmosfera deve, de imediato, incrementar a capacidade fotossintética de espécies lenhosas jovens e adultas de Cerrado crescendo sob o sol ou sombreadas. No entanto, em médio e longo prazo este efeito pode diminuir ou mesmo ser anulado (Bowes, 1991). Uma maior aquisição potencial de carbono, devido à maior disponibilidade de CO_2, poderá ter conseqüências sobre a folha alterando as concentrações de carboidratos solúveis (Körner 2000), o tempo de vida (Cavender-Bares *et al.*, 2000), a concentração de nitrogênio (Bowes, 1993), e a capacidade fotossintética (Henrrick & Thomas, 1999). Poderá haver, também, conseqüências sobre a planta aumentando a produção de biomassa (Ceulemans *et al.*, 1999), a capacidade de rebrota (Hoffmann *et al.*, 2000) e a razão de área foliar (Cavender-Bares *et al.*, 2000). Ainda não existem trabalhos com espécies de Cerrado submetidas por períodos médios ou longos (1-4 meses ou anos, respectivamente) para que se possam estimar mudanças ou mesmo adaptações metabólicas e de alocação de biomassa às altas concentrações de CO_2.

A média entre os valores de eficiência de carboxilação aparente (ε) nos dois períodos de amostragem a pleno sol para *Cybistax antisyphilitica* e *Tabebuia chrysotricha* foram de 0,07 e 0,13 mol m^{-2} s^{-1}, respectivamente (Tabela 3). Tezara *et al.*, (1998) obtiveram valores semelhantes, 0,07 e 0,12 mol m^{-2} s^{-1}, respectivamente para *Jatropha gossypifolia* e *Ipomoea carnea*, ambos arbustos C_3 crescendo sob condições de campo a pleno sol e disponibilidade hídrica favorável. Os valores de ε foram maiores nos indivíduos cultivados sob irradiação solar plena (Tabela 3). Estes maiores valores de ε estão relacionados com a concentração e ativação da enzima RuBP carboxilase-oxigenese (a Rubisco) no estroma do cloroplasto (Bowes, 1993). Maior concentração e atividade da Rubisco aumentam potencialmente as taxas de carboxilação, seqüestrando mais rapidamente o CO_2 a cada incremento da disponibilidade deste gás antes da saturação da fotossíntese. Assim, é evidente o maior ângulo entre a fase linear inicial da curvas A-Ci e o eixo da variável independente nos indivíduos cultivados sob irradiação solar plena (Figura 8). Este resultado era esperado, pois folhas de sol apresentam maior capacidade de trabalho fotoquímico (maior atividade dos fotossistemas e maior velocidade de transporte eletrônico) e bioquímico (maior atividade da ATP-sintase por clorofila e maior atividade da Rusbisco) no processo fotossintético (Larcher 2000). Hoflacher & Bauer (1982) obtiveram o dobro da atividade da Rubisco em folhas de sol de *Hedera helix* (uma liana sempre verde) quando comparado com folhas de sombra.

A concentração da Rubisco pode aumentar de maneira significativa e positiva em função do conteúdo de nitrogênio nas folhas (em g de N m^{-2}, Osborne *et al.*, 1998). Com um sistema radicular mais desenvolvido e apresentando maiores valores de MEF

(Figura 5), os indivíduos que cresceram sob radiação solar plena podem ter maior capacidade de absorção de nutrientes e maior conteúdo de nitrogênio por área de folha. Uma determinação do conteúdo de nitrogênio foliar foi realizada aos 240 e 360 DAS nas duas espécies nos dois tratamentos. Foram obtidos maiores valores do conteúdo de nitrogênio por área de folha nos indivíduos que cresceram sob irradiância plena (2,8 e 2,2 g N m^{-2} em *C. antysiphilitica* e *T. chrysotricha*, respectivamente, n = 4) em relação aos que cresceram sombreados (2,0 e 1,6 g N m^{-2} em *C. antysiphilitica* e *T. chrysotricha*, respectivamente, n = 4).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Foi evidente a ação positiva e significativa da irradiação solar plena sobre os indivíduos cultivados em área aberta nas duas espécies lenhosas estudadas. Com maior disponibilidade de energia luminosa houve maiores valores de biomassa total e da razão raiz/parte aérea. Nesta situação, as plantas cultivadas sob irradiação plena certamente obtiveram maior reserva de carboidratos. Esta reserva poderá ser utilizada em uma situação desfavorável (por exemplo, durante a estação de seca no Cerrado) diminuindo os custos envolvidos na aquisição de carbono (Chapin *et al*. 1990). Os carboidratos estocados são reservas que podem ser mobilizadas para os dois processos vitais durante a fase jovem (o crescimento e a defesa) aumentando as chances de sobrevivência.

Os indivíduos das duas espécies, quando cultivados sob sombra, apresentaram capacidade de ajuste fisiológico (diminuição dos valores de Re, Fr, PCL, LSF) e estrutural (diminuição dos valores de MEF e aumento da RAF) capazes de mitigar os efeitos dos menores valores de capacidade fotossintética no balanço de carbono sob sombreamento intenso. Estas aclimatações de longo prazo explicam parcialmente a ocorrência de *C. antisyphilitica* em fitofisionomias de Cerrado (cerrado *stricto sensu* e cerradão) com diferentes regimes de irradiação e em mata (Mendonça *et al.*, 1998). Por outro lado, o estabelecimento de *T. chrysotricha* em mata-galeria (Leite, 2001), onde deve responder a diferentes disponibilidades de energia luminosa antes de alcançar o dossel, pode também ser em parte explicada pelos ajustes

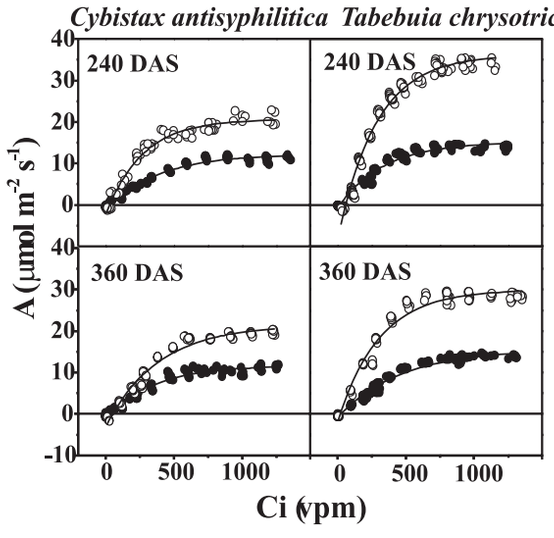


Figura 8
Fotossíntese líquida (A) expressa em área (μmol m^{-2} s^{-1}) em função da concentração interna de CO_2 (Ci) em folíolos totalmente expandidos de plantas jovens de *Cybistax antisyphilitica* e *Tabebuia chrysotricha* aos 240 e 360 dias após a semeadura (DAS), cultivadas sob pleno sol (símbolos abertos) e sob sombra (símbolos cheios).

fisiológicos e estruturais na folha evidenciados neste trabalho. As duas espécies ainda são encontradas em restinga e em remanescentes de Mata Atlântica (Rizzini, 1997).

Tanto os indivíduos cultivados sob as copas quanto sob irradiação solar plena responderam ao aumento da concentração momentânea de CO_2 com alterações significativas na assimilação (capacidade fotossintética) e na desassimilação (respiração e fotorrespiração). A alteração na estrutura da folha (MEF) compensou o maior aumento da capacidade fotossintética expressa em área, aproximando os resultados de capacidade fotossintética entre os tratamentos quando a fotossíntese foi expressa em massa. No entanto, a própria assimilação de carbono pode ser alterada após um tempo mais longo de exposição a altas concentrações de CO_2, retornando a valores de capacidade fotossintética anteriores. Este evento parece ser mediado pelo declínio da atividade da Rubisco (Bowes, 1991), mas só pode ser testado em experimentos com tempo de exposição das folhas a altas concentrações de CO_2 durante alguns meses (Cavender-Bares *et al.*, 2000) ou após alguns anos (Herrick & Thomas, 1999).

Portanto, ainda é necessária uma série de experimentações com plantas jovens e adultas de Cerrado, expostas por períodos mais longos a altas concentrações de CO_2. Neste tipo de experimento poderiam ser avaliadas as respostas pós-exposição, as quais podem ser muito diferentes das respostas imediatas. Um projeto de grande porte utilizando câmaras de topo aberto e o sistema FACE ("Free Air CO_2 Enrichment") seria imprescindível para testar várias respostas ao nível foliar e individual em espécies de Cerrado crescendo sob condições controladas ou sob condições naturais, mas expostas a altas concentrações de CO_2 (por exemplo, cerca de 700 ppm).

AGRADECIMENTOS

Este trabalho teve o apoio do CNPq (PRONEX e bolsa PIBIC), da FAPESP (bolsa Doutoramento), e do Fundo Nacional do Meio Ambiente (FNMA). Agradecemos a colaboração da MSc. Izabel P. Corrêa na ajuda durante a obtenção dos dados de biomassa e área foliar. Este trabalho é dedicado a Adam Homonnay (*in memoriam*).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Bowes, G. 1991. Growth at elevated CO_2: photosynthetic responses mediated through Rubisco. *Plant, Cell and Environment* 14: 795-806.

_____. 1993. Facing the inevitable: plants and increasing atmospheric CO_2. Annual Review Plant Physiology. *Plant Molecular Biology* 44: 309-332.

Cavender-Bares, J., M. Potts, E. Zacharias & F. A. Bazzaz. 2000. Consequences of CO_2 and light interaction for leaf phenology, growth, and senescence in *Quercus rubra*. *Global Change Biology* 6: 877-887.

Ceulemans, R., I. A. Janssens & M. E. Jach. 1999. Effects of CO_2 enrichment on trees and forests: lessons to be learned in view of future ecosystem studies. *Annals of Botany* 84: 577-590.

Chapin, F. S., E. D. Schulze & H. A. Mooney.

1990. The Ecology and economics of storage in plants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 21: 423-47.

Franco, A. C. & U. Lüttge. 2002. Midday depression in savanna trees: coordinated adjustments in photochemical efficiency, photorespiration, CO_2 assimilation and water use efficiency. *Oecologia* 131:356-365.

Herrick, J. D. & R. B. Thomas. 1999. Effects of CO_2 enrichment on the photosynthetic light response of sun and shade leaves of canopy sweetgum trees (*Liquidambar styraciflua*) in a forest ecosystem. *Tree Physiology* 19: 779-786.

Hoffmann, W. A., F. A. Bazzaz, N. J. Chatterton, P. A. Harrison & R. B. Jackson. 2000. Elevated CO_2 enhances resprouting of a tropical savanna tree. *Oecologia* 123: 312-317.

Hoflacher, H. & H. Bauer. 1982. Light acclimation in leaves of the juvenile and in adult life phase of ivy *Hedera helix*. *Physiology Plantarum* 56: 177-182.

Kanegae, M. F., V. da S. Braz & A. C. Franco. 2000. Efeitos da disponibilidade sazonal de água e luz na sobrevivência de *Bowdichia virgilioides* em duas fitofisionomias típicas dos cerrados do Brasil Central. *Revista Brasileira de Botânica* 23: 459-468.

Körner, C. 2000. Biosphere responses to CO_2 enrichment. *Ecological Applications* 10: 1590-1618.

Larcher, W. 2000. *Ecofisiologia Vegetal.* Rima. São Carlos, São Paulo.

Leite, E. J. 2001. Spatial distribution patterns of riverine Forest taxa in Brasília, Brazil. *Forest Ecology and Management* 140: 257-264.

Lombardi, J. O. & M. Gonçalves. 2000. Composição florística de dois remanescentes de Mata Atlântica do sudeste de Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 23: 255-282.

Lorandi, R. 1985. *Caracterização dos solos das áreas urbana e suburbana de São Carlos (SP) e suas aplicações.* Tese de doutorado, ESALQ, Piracicaba, São Paulo.

Marenco, R. A., J. F. de C. Gonçalves & G. Vieira. 2001. Leaf gas exchange and carbohydrates in tropical trees differing in successional status in two light environments in central Amazonia. *Tree Physiology* 21: 1311-1318

Medina, E. 1998. Seedling establishment and endurance in tropical forests: Ecophysiology of stress during early stages of growth. In: Scarano, F. R. and Franco, A. C. (eds) *Ecophysiological strategies of xerophitic and amphibious plants in the neotropics*. pp. 23-43. Oecologia Brasiliensis, Rio de Janeiro, RJ

Mendonça, R. C., J. M. Felfili, B. M. T. Walter, C. S. Júnior, A.V. Rezende, T. S. Filgueiras & P. E. Nogueira. 1998. Flora vascular do cerrado. In: Sano, S. M. & S. P. Almeida. *Cerrado: ambiente e flora.* pp 289-539. Embrapa-CPAC, Planaltina, DF.

Nardoto, G. B., M. P. Souza & A. C. Franco. 1998. Estabelecimento e padrões sazonais de produtividade de *Kielmeyera coriacea* (Spr) Mart. nos cerrados do Planalto Central: efeitos do estresse hídrico e sombreamento. *Revista Brasileira de Botânica* 21: 313-319.

Osborne, C. P., J. LaRoche, R. L. Garcia, B. A. Kimball, G. W. Wall, P. J. Pinter, R. L. La Morte, G. Hendrey & S. P. Long. 1998. Does leaf position within a canopy affect acclimation of photosynthesis to elevated CO_2? *Plant Physiology* 117: 1037-1045.

Paula, N. F. 2002. *Capacidade fotossintética, deciduidade e teor de nitrogênio e fósforo em espécies lenhosas de cerrado.* Tese de doutorado,UFSCar, São Carlos, São Paulo.

Poorter, H. & E. Garnier. 1996. Plant growth analysis: an evaluation of experimental design and computational methods. *Journal of Experimental Botany* 47: 1343-1351.

Prado, C. H. B. A. & J. A. P. V. Moraes. 1997. Photosynthetic capacity and specific leaf mass in twenty woody species of cerrado vegetation under field conditions. *Photosynthetica* 33: 103-112.

Rizzini, C. T. 1997. *Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos florísticos.* Âmbito Cultural edições Ltda. Rio de Janeiro. R. J.

Ronquim, C. C., C. H. B. A. Prado & N. F. Paula. 2003. Growth and photosynthetic capacity in two woody species of cerrado vegetation under different radiation availability. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 46 (2): 243 - 252.

Sharkey, T. D. 1988. Estimating the rate of photorespiration in leaves. *Physiologia Plantarum* 73: 147-152.

Tezara, W., M. D. Fernández, C. Donoso & A. Herrera. 1998. Seasonal changes in photosynthesis and stomatal conductance of five species from a semiarid ecosystem. *Photosynthetica* 35(3): 399-410.

Tolentino, M. 1967. *Estudo crítico sobre o clima da região de São Carlos*. Prefeitura Municipal de São Carlos, São Carlos, S. P.

Parte III

FOTO: ANDERSON SEVILHA

Comunidades de animais

Capítulo 12

A importância relativa dos processos biogeográficos na formação da avifauna do Cerrado e de outros biomas brasileiros

FOTO: ROBSON SILVA-FOSFERTIL

José Maria Cardoso da Silva
Conservação Internacional
Belém, PA
Marcos Pérsio Dantas Santos
Universidade Federal do Piauí
Teresina, PI

INTRODUÇÃO

O Cerrado sempre foi identificado como um dos mais distintos biomas sul-americanos. Centenas de espécies de animais e plantas são endêmicas deste bioma (Müller, 1973; Rizzini, 1979; Cracaft, 1985; Haffer, 1985; Myers *et al.*, 2000), sendo, portanto, testemunhas de uma longa e dinâmica história evolutiva. Tal história teve como palco os antigos, mas nem por isso estáveis, planaltos do Brasil Central (Ab'Saber, 1983; Brasil & Alvarenga, 1989; Silva, 1997). Apesar de suas características fascinantes, a distribuição e a evolução da biota do Cerrado continuam ainda muito pouco investigadas, com um esforço científico inferior ao que foi alocado para se compreender a evolução das ricas florestas sul-americanas (Silva, 1995a).

Este capítulo tem como objetivo fazer um breve resumo sobre o que se conhece sobre a composição, diversidade e evolução da avifauna do Cerrado. Ele é organizado em três seções. A primeira descreve resumidamente as principais características ambientais do bioma do Cerrado que, de alguma forma, interferem na distribuição das espécies de aves na região. A segunda seção apresenta uma síntese sobre o que se conhece e o que precisa ser conhecido a respeito da composição e a diversidade da avifauna do Cerrado em uma escala regional. A última seção compara a avifauna do Cerrado com as avifaunas dos biomas adjacentes e, como conseqüência, apresenta uma hipótese sobre a importância relativa dos processos biogeográficos na formação da avifauna destas regiões. Desse modo, esta seção, também, discute as implicações desta hipótese para o estabelecimento de propostas para a conservação da avifauna em cada um dos grandes biomas brasileiros.

O CERRADO: CONTEXTO GEOGRÁFICO

O Cerrado é a maior região de savana tropical na América do Sul, com cerca de 1,8 milhão de km^2. O Cerrado inclui grande parte do Brasil Central e partes do nordeste do Paraguai e leste da Bolívia

(Figura 1). O bioma ocupa uma posição central na América do Sul e, por isso, limita-se com todos os maiores biomas de terras baixas do continente. Ao norte, o Cerrado possui limites com a Amazônia, a nordeste com a Caatinga, a leste e sudeste com a Floresta Atlântica e a sudoeste com o Chaco e o Pantanal. Nenhum outro bioma sul-americano possui esta diversidade de contatos biogeográficos com biomas tão distintos.

A maior parte do Cerrado está sobre planaltos sedimentares ou cristalinos, que formam grandes blocos homogêneos separados entre si por uma rede de depressões periféricas ou interplanálticas (Brasil & Alvarenga, 1989). Esta variação geomorfológica ajuda a explicar, pelo menos em parte, a distribuição dos grandes tipos de vegetação na região (Cole, 1986). O topo dos planaltos (500 a 1.700m) é geralmente plano e revestido principalmente pela vegetação do cerrado (ver revisões em Eiten, 1972, 1990; Furley & Ratter, 1988; Ribeiro & Walter, 1998), com florestas ribeirinhas formando corredores lineares ao longo dos cursos d'água. Em contraste, as depressões periféricas (100-500m), apesar de serem planas e pontuadas com relevos residuais, são muito mais heterogêneas, pois são revestidas por diferentes tipos de vegetação, tais como cerrados, florestas mesofíticas e extensas florestas ribeirinhas. De acordo com mapa publicado pelo IBGE (1998), estima-se que a vegetação do cerrado (incluindo campos rupestres e florestas ribeirinhas associadas) ocupe 72% do bioma Cerrado. O restante do bioma é coberto por mosaicos (áreas de tensão ecológica, segundo Brasil, 1998) compostos por cerrado e florestas mesofíticas (24%) ou somente por florestas mesofíticas (4%).

As florestas ribeirinhas estão presentes em quase todo o bioma, tanto sobre os planaltos como sobre as depressões. Oliveira-Filho & Ratter (2002) estimaram em 10% a área recoberta por matas galeria no bioma Cerrado. As florestas ribeirinhas estão associadas à complexa rede de drenagem regional, que inclui parte das bacias de alguns dos principais rios sul-americanos, tais como o São Francisco,

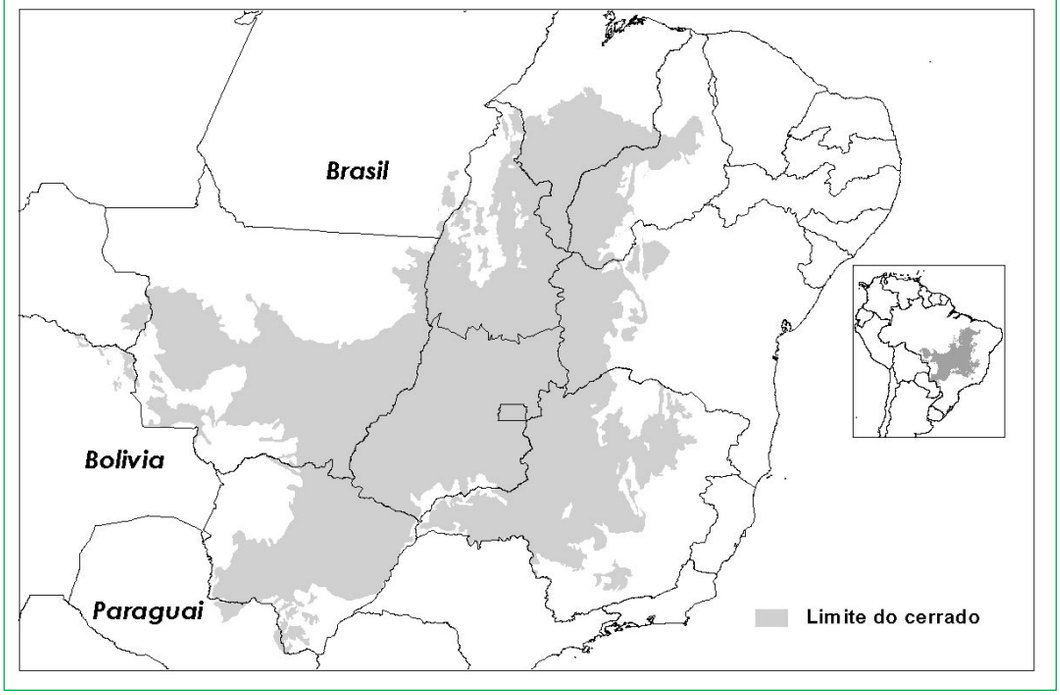


Figura 1
O bioma do Cerrado no contexto da América do Sul. Note a posição central do Cerrado no continente

o Tocantins, o Araguaia e o Paraguai (Innocencio, 1989). A partir destes planaltos, estes rios correm para diferentes direções, propiciando a oportunidade de contato entre as suas florestas ribeirinhas e as florestas ribeirinhas existentes nos biomas adjacentes.

Encraves de cerrado são encontrados isolados em outros biomas brasileiros, como a Amazônia, Floresta Atlântica e Caatinga (Eiten, 1972). Estes encraves são verdadeiros laboratórios naturais para o estudo da diferenciação ecológica e evolutiva de populações que estão passando pelo processo de isolamento geográfico, pois suas biotas são testemunhas de uma época, na qual a vegetação do cerrado possuía uma distribuição muito mais extensa do que a atual (Cole, 1986). Infelizmente, muitos destes encraves foram parcialmente ou totalmente alterados pela expansão das atividades humanas nestas regiões.

DIVERSIDADE E COMPOSIÇÃO DA AVIFAUNA DO CERRADO

O que se conhece?

Silva (1995b) apresentou uma síntese sobre a diversidade da avifauna do Cerrado. Foram registradas 837 espécies de aves para a região, distribuídas em 64 famílias. Destas, 759 (90,7%) se reproduzem dentro do bioma, 26 (3,1%) são migrantes do hemisfério norte, 12 (1,5%) são migrantes do sul da América do Sul, 8 (0,9%) são possivelmente migrantes altitudinais das montanhas do sudeste brasileiro e 32 (3,8%) possuem o *status* desconhecido. Desde que esta lista foi publicada, 19 espécies foram registradas pela primeira vez para o bioma (Tabela 1). Todas estas espécies, com exceção da narceja-de-bico-torto (*Rostratula semicollaris*), possivelmente se reproduzem na região (Tabela 1). Assim, a avifauna do Cerrado passa a ter 856 espécies, das quais 777 (90,7%) se reproduzem na região.

Silva (1995b) listou 29 espécies de aves endêmicas ao bioma Cerrado. Desde então, uma nova espécie endêmica foi descrita, *Suiriri islerorum* (Zimmer *et al*., 2001), aumentando este número para 30. Esta alteração combinada com os novos registros de espécies para o Cerrado, mantém em 3,8% a porcentagem de espécies residentes endêmicas ao bioma. Silva (1995b) não definiu claramente os critérios utilizados para considerar uma espécie como endêmica ao bioma, o que gerou críticas à classificação de uma ou outra espécie. Assim, é necessária uma descrição dos dois critérios utilizados. O primeiro critério adotado foi o grau de sobreposição entre a distribuição geográfica conhecida da espécie e a região nuclear do domínio morfo-climático do Cerrado, tal como delimitado por Ab'Saber (1977). O limite mínimo de sobreposição para a espécie ser considerada como endêmica foi definido em 95%.

Este critério poderia ser utilizado isoladamente e já seria satisfatório, mas várias espécies de aves que possuem grande parte de suas distribuições dentro do bioma do Cerrado, possuem também populações isoladas em manchas de savana que estão isoladas no núcleo de outros biomas brasileiros ou nas complexas zonas de transição entre o Cerrado e os biomas adjacentes. Por causa disso, um segundo critério teve que ser adotado para classificar uma espécie como endêmica ou não: a distância da população isolada em relação à borda mais próxima da região nuclear do domínio morfoclimático do Cerrado. A partir das medidas de largura

das zonas de transição entre o Cerrado e os outros biomas adjacentes, definiu-se como critério a distância máxima de 430km, pois esta é a largura máxima da zona de transição entre o domínio do Cerrado e os domínios da Amazônia e Floresta Atlântica (Silva, 1996). Os dois critérios foram utilizados de forma combinada. Assim, espécies como o cigarra-do-campo (*Neothraupis fasciata*), que possui uma população isolada nas savanas do Amapá, a mais de 700km de distância da borda mais próxima do bioma do Cerrado, não foi considerada como endêmica ao bioma. Em contraste, o papa-moscas-de-costas-cinzenta (*Polystictus superciliaris*), que é encontrada somente nos campos rupestres do Espinhaço e em ilhas de vegetação aberta na Mantiqueira, foi considerada como endêmica, pois a maior parte de sua distribuição está no bioma do Cerrado e a distância das populações isoladas, em relação à borda do bioma, é inferior a 430km. Este estudo sugere que se use o termo "quase-endêmico" para as espécies que preenchem somente o primeiro dos critérios descritos aqui.

Silva (1995b) classificou a avifauna do Cerrado em três categorias ecológicas de acordo com a dependência das espécies em relação às florestas da região. Espécies dependentes são aquelas que se alimentam e se reproduzem principalmente em florestas, incluindo aí o cerradão, as florestas secas e as florestas ribeirinhas. Espécies independentes de floresta são aquelas espécies que se alimentam e se reproduzem principalmente no cerrado e em outros tipos de vegetação aberta. Por fim, espécies semidependentes são

Tabela 1. Novas espécies de aves registradas para o bioma Cerrado após a publicação de Silva (1995b).

Espécie	Referência
Nothura boraquira	Kirwan *et al.* (2001)
Rollandia rolland	Bagno & Rodrigues (1998)
Rostratula semicollaris	Robbins *et al.* (1999)
Columbina passerina	Antas (1995)
Asio flammeus	Bagno & Rodrigues (1998)
Chordeiles vielliardi	Kirwan *et al.* (2001)
Caprimulgus longirostris	Bagno & Rodrigues (1998)
Phaethornis eurynome	Bagno & Marinho-Filho (2001)
Sakesphorus cristatus	Kirwan *et al.* (2001)
Fluvicola nengeta	Kirwan *et al.* (2001)
Suiriri islerorum	Zimmer *et al.* (2001)
Phylloscartes eximius	Kirwan *et al.* (2001)
Phylloscartes roquettei	Kirwan *et al.* (2001)
Xenopsaris albinucha	Robbins *et al.* (1999)
Polioptila plumbea	Kirwan *et al.* (2001)
Embernagra platensis	Robbins *et al.* (1999)
Haplospiza unicolor	Antas (1985)
Paroaria coronata	Robbins *et al.* (1999)
Cacicus chrysopterus	Robbins *et al.* (1999)

espécies que podem se alimentar ou se reproduzir tanto em florestas como em áreas abertas na região. Esta classificação é grosseira, porque não leva em conta a grande variação estrutural que existe tanto entre as florestas como entre os diferentes tipos de cerrado e outras áreas abertas (Ribeiro & Walter, 1998). Entretanto, ela é suficiente para mostrar que a grande maioria (393; 51,8%) das espécies de aves residentes no bioma do Cerrado são dependentes de floresta, enquanto 208 são independentes e 158 são semidependentes. Com a inclusão das novas espécies de aves registradas neste bioma, o número de espécies por categoria passa a ser o seguinte: dependentes (399), semidependentes (161) e independentes (218). Estes resultados significam que as florestas do bioma do Cerrado, mesmo cobrindo menos de 10% da região, abrigam total ou parcialmente cerca de 72,0% da diversidade total de espécies na região. Assim, pode-se descrever a avifauna do Cerrado como predominantemente florestal, vivendo em um bioma coberto principalmente por savanas.

O que precisa ser conhecido?

Silva (1995c) avaliou o estado do inventário da avifauna do Cerrado e descobriu que grande parte do bioma nunca teve sua avifauna estudada minimamente. Como "minimamente estudada", Silva (1995c) considerou todas aquelas localidades onde pelo menos 80 espécimes foram coletados ou pelo menos uma lista com 100 espécies foi produzida. Estes números foram utilizados porque correspondiam aos resultados mínimos que poderiam ser obtidos entre 3 e 4 dias de trabalho de campo intensivo na região do cerrado. Mesmo adicionando-se todos os esforços de pesquisa feitos nos últimos seis anos, nota-se que a situação pouco se modificou. Apesar das localidades de amostragem de aves cobrirem grande parte do bioma (Figura 2a), o esforço feito na maioria destas localidades foi abaixo do mínimo exigido para que a localidade pudesse ser considerada como minimamente amostrada. O mapa, somente com as localidades consideradas como "minimamente amostradas" (Figura 2b), permite a identificação das áreas mais importantes para serem inventariadas na região: Maranhão, Piauí, Bahia, Tocantins, leste do Mato Grosso do Sul, central Mato Grosso do Sul e sudoeste de Minas Gerais.

Dentro destas áreas prioritárias, todos os ambientes devem ser amostrados para que a avifauna local possa ser conhecida adequadamente. Entretanto, é possível analisar as curvas históricas de descobrimento de espécies de aves dependentes, semidependentes e independentes de floresta em uma escala regional (Figura 3), a fim de identificar em quais *macrohabitats* há maior probabilidade de encontrar novas espécies de aves para o Cerrado. As curvas de descobrimento das espécies semidependentes e independentes subiram rapidamente nos primeiros anos de exploração ornitológica do bioma do Cerrado, para depois apresentarem um crescimento muito pequeno ao longo dos anos. Em contraste, a curva de descobrimento de espécies de aves dependentes de floresta continua a crescer e não mostra qualquer sinal de estabilização. Com base nesta análise simples é possível predizer que: (a) se novas espécies de aves forem registradas no bioma do Cerrado, elas serão encontradas principalmente nas florestas da região; (b) novas espécies de florestas continuam a serem registradas, devido

à avifauna deste tipo de ambiente apresentar maior *turnover* de espécies do que a avifauna das áreas abertas; (c) a avifauna semidependente e independente de floresta no bioma do Cerrado pode ser considerada, pelo menos em uma escala regional, como bem conhecida. A análise de Cavalcanti (1999) apóia a predição b, pois, ao comparar listas de aves de várias localidades dentro do bioma Cerrado, foi encontrado que a maior parte das diferenças em espécies está associada aos elementos florestais e aquáticos e não aos elementos de cerrado.

Apesar das limitações do conhecimento científico, as aves constituem-se no grupo zoológico mais bem conhecido de todo o bioma do Cerrado. Como os *habitats,* onde a maioria das espécies ocorre são conhecidos, é possível, portanto, modelar a distribuição de muitas espécies, por meio da integração entre os registros (de coleções, de campo e da literatura) e mapas detalhados de vegetação ou paisagens. Este tipo simples de modelagem pode ser feito, facilmente, com programas de sistemas de informação geográfica disponíveis atualmente. Entretanto, é necessário

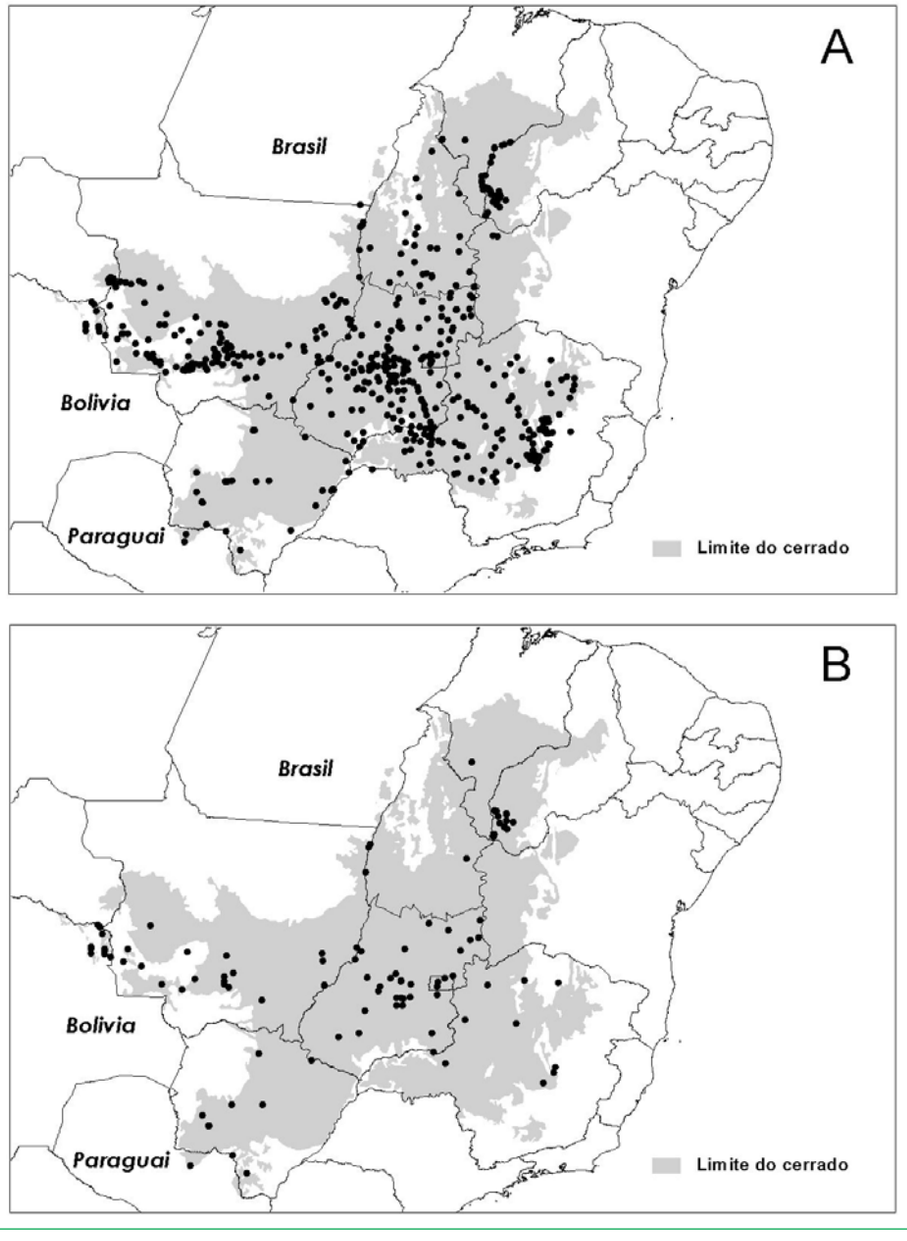


Figura 2
Localidades de amostragem de aves no Cerrado: (a) todas as localidades e (b) somente as localidades consideradas como "minimamente amostradas" (modificado a partir de Silva 1995c).

também que os mapas de distribuição potencial gerados pela modelagem sejam revistos por especialistas que conheçam bem tanto as espécies e suas necessidades ecológicas como as paisagens da região. Esta etapa é fundamental, pois ela ajuda na definição mais precisa dos possíveis limites das distribuições das espécies assim como na eliminação de possíveis erros causados por registros antigos, baseados em taxonomia ultrapassada. Como qualquer mapa de distribuição é uma hipótese, o sucesso desta metodologia para a determinação de distribuições potenciais das espécies pode ser avaliado de forma criteriosa por intermédio de trabalhos de campo bem planejados. Mapas com a distribuição potencial de espécies que foram gerados a partir de uma metodologia explícita e com pressupostos bem fundamentados são muito úteis em estudos biogeográficos e no planejamento para conservação, entre outras aplicações. Não se recomendam, pelo menos em escala regional, análises baseadas em mapas grosseiros publicados em obras como, por exemplo, Ridgely & Tudor (1989, 1994), pois a estes faltou consistência metodológica na determinação da distribuição potencial das espécies.

A IMPORTÂNCIA RELATIVA DOS PROCESSOS BIOGEOGRÁFICOS NA FORMAÇÃO DA AVIFAUNA DOS BIOMAS BRASILEIROS

Processos biogeográficos e a formação das biotas

Uma das questões mais interessantes da moderna biogeografia é estimar a importância relativa de seus diferentes processos, na determinação da diversidade de espécies, em uma determinada região biogeográfica. Ricklefs (1989) apresenta um modelo simples que mostra as conexões entre diversidade regional e diversidade local. De acordo com esse modelo, a diversidade regional de espécies é um produto da interação de três grandes processos: produção de espécies, intercâmbio biótico e extinção em massa. Os dois primeiros processos causam um aumento da diversidade regional, enquanto o terceiro causa sua redução.

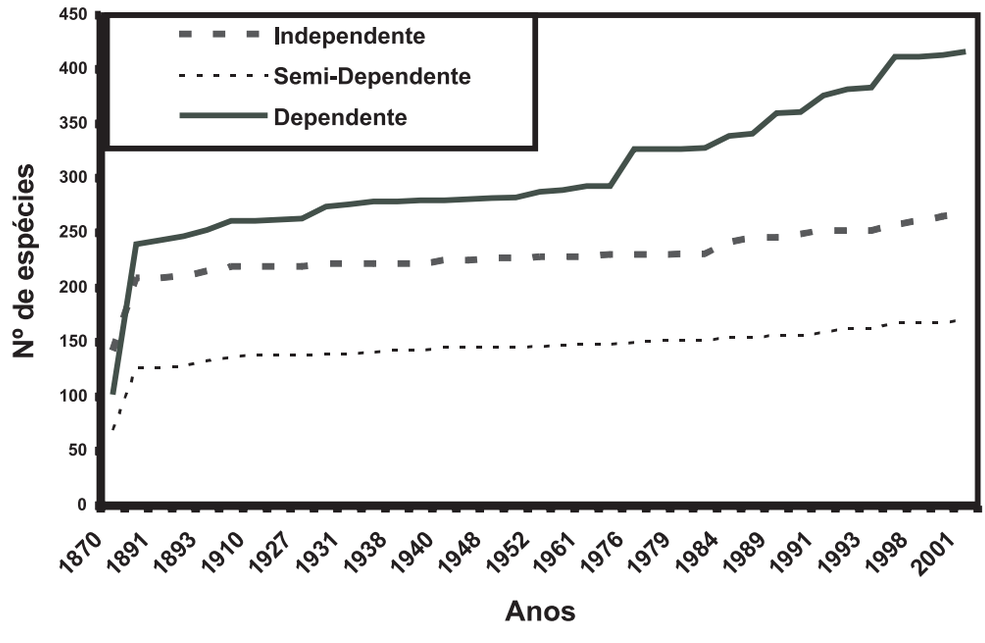


Figura 3
Curvas de descobrimento de espécies de aves dependentes, semidependentes e independentes de floresta no bioma do Cerrado (curvas geradas a partir do apêndice 1 de Silva, 1995b, com informações novas apresentadas neste capítulo).

Produção de espécies é uma conseqüência da especiação, entretanto nem toda especiação em uma região aumenta a diversidade regional. Assim, é preciso distinguir entre especiação intra-regional, que consiste na divisão de uma linhagem em duas ou mais linhagens descendentes no interior de uma determinada região, e especiação inter-regional que consiste na divisão de uma linhagem em duas ou mais linhagens descendentes, cujos limites de distribuições coincidem com os limites das grandes regiões naturais. Somente a especiação intra-regional aumenta a riqueza de espécies de uma área, mas ambos os tipos de especiação, desde que não sejam seguidos por eventos de dispersão, aumentam o número de espécies endêmicas de uma determinada região.

O intercâmbio biótico consiste no fluxo natural de espécies entre regiões adjacentes. A diversidade de espécies de uma região aumenta quando ela é colonizada por espécies de regiões adjacentes pelo processo de dispersão (Ricklefs, 1989). Enquanto a dispersão por saltos (*jump dispersal*) pode ser importante na formação de biotas em ilhas oceânicas, a difusão e a dispersão secular parecem ser as formas mais prováveis de dispersão quando se estuda a formação de biotas regionais dentro de grandes continentes (Cracraft, 1994; Brown & Lomolino, 1998).

A extinção em massa pode ser causada por vários fatores, bióticos ou abióticos (Raup, 1984). Entretanto, há cada vez mais razões para se acreditar que extinções em massa foram causadas por algum tipo de mudança ambiental drástica, apesar da natureza exata dessas perturbações e seus efeitos sobre os organismos serem difíceis de serem deduzidos claramente (Brown & Lomolino, 1998).

Métodos de estimativa

A importância relativa da produção de espécies, do intercâmbio biótico e da extinção em massa na determinação da diversidade regional das biotas das grandes regiões intracontinentais precisa ser ainda melhor calculada. Estimar a importância da extinção em massa requer material fóssil abundante e bem conservado (e.g., Olson & James, 1982). Os métodos da ecologia histórica podem ser utilizados para estimar a contribuição da produção de espécies e do intercâmbio biótico na formação de biotas modernas (Brooks & McLennan, 1993). Há casos, entretanto, onde o estudo das distribuições geográficas das espécies em uma região utilizando uma abordagem macroecológica pode também ser útil. Por exemplo, Silva (1996), ao estudar a distribuição das espécies de aves florestais no Cerrado, descobriu que a maioria dessas espécies tinha seus centros de distribuição na Amazônia ou na Floresta Atlântica e que elas estavam lentamente expandindo suas distribuições no interior do Cerrado seguindo a expansão das florestas ribeirinhas. Nessa área de investigação, dada a complexidade dos fatores que interferem na determinação da distribuição de uma espécie (Brown & Lomolino, 1998), uma abordagem metodológica pluralista, certamente, é a mais recomendável como ponto de partida.

Uma forma simples de se iniciar o trabalho é estudar as distribuições geográficas individuais das espécies que foram registradas em uma determinada região e agrupá-las em três categorias: (a) espécies amplamente distribuídas; (b) espécies endêmicas ou quase-endêmicas; e (c) espécies que possuem grande parte de suas distribuições em uma segunda região, mas que ocorrem,

na região sob análise, como isolados geográficos ou associadas a tipos especiais de vegetação que possuem distribuição restrita, tal como matas galerias. Espécies amplamente distribuídas em diferentes regiões ajudam pouco a elucidar a formação da biota de uma região, assim elas podem ser excluídas da análise. As espécies endêmicas e semi-endêmicas com uma ou mais espécies-irmãs dentro da mesma região indicam a importância relativa do processo de produção de espécies. Por fim, as espécies da categoria c indicam a importância relativa do processo de intercâmbio biótico com uma ou mais regiões adjacentes.

OS BIOMAS BRASILEIROS E SUAS AVIFAUNAS

O Brasil é um laboratório fenomenal para estudos sobre sistemática, evolução e biogeografia de aves neotropicais. A avifauna brasileira é composta por aproximadamente 1.700 espécies de aves (Sick, 1997). Este número representa, entretanto, apenas uma subestimativa. Estudos recentes têm demonstrado que muitas espécies politípicas são na verdade compostas por conjuntos de populações bastante distintos, cada qual com suas características únicas de plumagem, voz e comportamento (Willis, 1988; Prum, 1994). Estes conjuntos de populações devem ser, portanto, reconhecidos como espécies distintas, tanto sob o conceito biológico como sob o conceito filogenético de espécie. A identificação e o mapeamento desses conjuntos distintos de populações é um dos maiores desafios da moderna ornitologia brasileira.

A maioria das espécies de aves brasileiras está distribuída em cinco grandes regiões naturais: Amazônia, Floresta Atlântica, Caatinga, Cerrado e Pantanal. A Amazônia e a Floresta Atlântica são regiões naturais que estão (ou estavam, no caso da Floresta Atlântica!) recobertas, especialmente, por extensas florestas tropicais. Essas duas regiões são separadas entre si por um corredor de formações abertas formada pela Caatinga, Cerrado e Pantanal. A não ser pelo caráter aberto de suas vegetações, essas três regiões têm pouco em comum. A Caatinga está localizada, principalmente, em uma extensa depressão, recoberta por uma vegetação xérica que cresce sobre solos rasos e está sujeita a longos períodos de seca (Eiten, 1982), enquanto o Pantanal é uma depressão revestida, sobretudo, por uma savana sazonalmente inundável pelos ciclos de cheias da extensa rede de drenagem que domina a região (Eiten, 1982).

A hipótese

Estudos biogeográficos sobre as avifaunas dos cinco grandes biomas brasileiros foram desenvolvidos nas últimas décadas. A Amazônia foi estudada por Haffer (1978; 1985), o Cerrado por Silva (1995a, 1995b, 1996), a Floresta Atlântica por Willis (1992), o Pantanal por Brown (1986) e a Caatinga por Silva *et al.* (em preparação). A partir desses estudos e de novas análises é possível estimar a importância relativa da especiação versus intercâmbio biótico no processo de formação das avifaunas desses biomas e propor um primeiro modelo gráfico (Figura 4).

Com base no modelo, a produção de espécies parece ser o principal fator que leva a alta diversidade regional de espécies na Amazônia e Floresta Atlântica. Em contraste com as avifaunas das três áreas de formações abertas, as

avifaunas da Amazônia e da Floresta Atlântica são compostas por uma grande porcentagem de espécies endêmicas, muitas das quais são restritas a somente uma porção da região. Além disso, a presença de inúmeros grupos monofiléticos de aves compostos por duas ou mais espécies que se substituem geograficamente ("superespécies" de acordo com Haffer, 1986) dentro destas regiões serve para ilustrar muito bem a importância da especiação intra-regional no aumento da diversidade regional de aves dessas regiões.

Para as avifaunas da Caatinga, Cerrado e Pantanal, o intercâmbio biótico teve um papel mais importante na determinação da diversidade regional de aves do que a produção de espécies. O Pantanal não possui endemismos em aves e muito da sua avifauna é composta por elementos biogeográficos dos biomas adjacentes. A Caatinga e o Cerrado possuem muito mais espécies endêmicas do que o Pantanal, no entanto, em ambos os biomas é bastante significativo o grande número de espécies que têm os centros de suas distribuições localizados em outros biomas. Na Caatinga, os elementos de outros biomas estão principalmente nas florestas úmidas encontradas nas encostas de planaltos residuais (localmente denominadas de "brejos") ou nas transições ecológicas com relevo complexo (Chapada da Diamantina) para a Floresta Atlântica e Cerrado. No Cerrado, os elementos dos outros biomas estão sobretudo nas florestas de galeria, que cobrem menos de 10% da região, e nas florestas secas, que estão restritas a manchas de solos derivados de rochas básicas nas depressões localizadas entre planaltos.

O papel da extinção em massa na determinação da diversidade regional de aves nas cinco regiões investigadas ainda não pode ser avaliado concretamente com base nos dados atualmente disponíveis. Paleontólogos têm documentado a extinção em massa de grandes

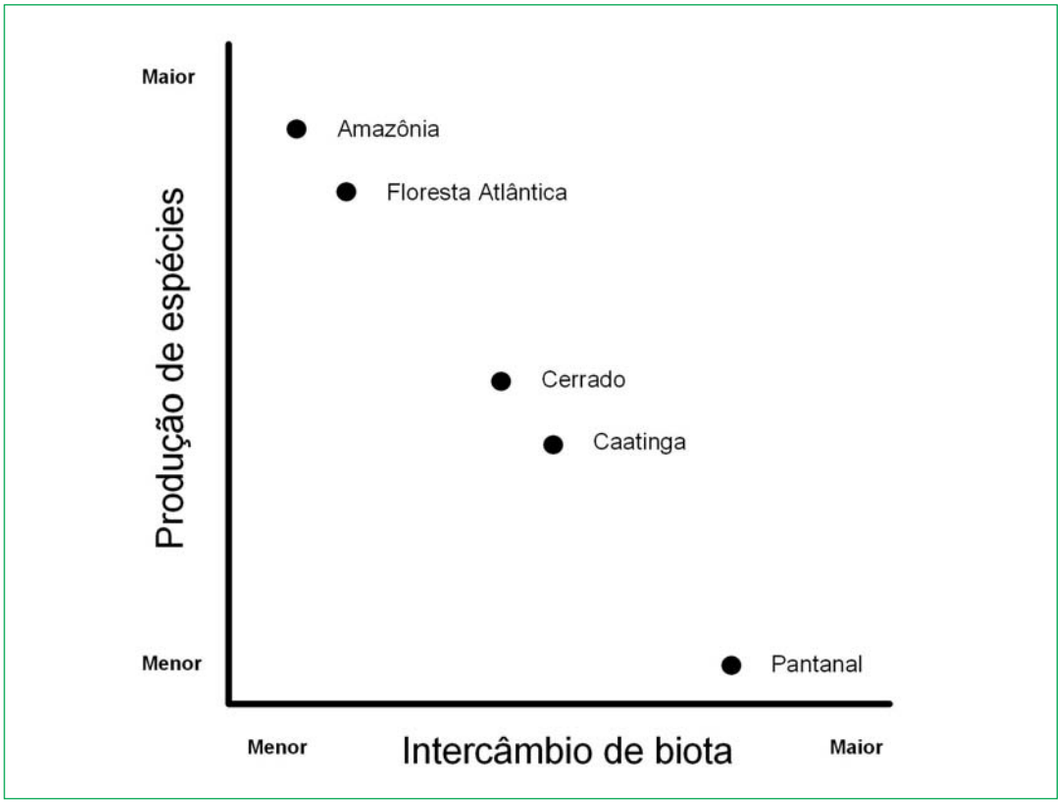


Figura 4
A contribuição relativa da produção de espécies (especiação intra-regional) e intercâmbio biótico (colonização de uma região por espécies de biomas adjacentes) na diversidade regional de aves em cinco grandes biomas brasileiros: Amazônia, Floresta Atlântica, Cerrado, Caatinga e Pantanal.

mamíferos que habitavam formações abertas sul-americanas durante o último período glacial (Cartelle, 2000), mas não há evidências de que este padrão seja válido para outros grupos de organismos. O estado ainda embrionário da paleontologia de aves no Brasil impede qualquer conjectura a esse respeito.

IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

Além do interesse puramente acadêmico, a compreensão dos processos que promovem a diversidade da avifauna de uma região é muito importante para a elaboração de sistemas eficientes de reservas que tenham como objetivo conservar a biodiversidade de uma região. Na verdade, qualquer planejamento biorregional de conservação deve ter como objetivo manter os processos biogeográficos responsáveis pela diversidade regional de espécies. Ou seja, tal planejamento deveria tanto manter a produção de espécies e o intercâmbio biótico com os biomas adjacentes como evitar a extinção em massa das espécies, devido às modificações ambientais causadas pelas atividades humanas.

Com base no modelo apresentado acima é possível sugerir algumas estratégias de desenho de sistemas de conservação para as cinco macro-regiões brasileiras. Na Amazônia e Floresta Atlântica, uma atenção especial deveria ser dada à conservação daquelas áreas com grandes concentrações de espécies endêmicas, pois essas regiões podem estar funcionando, ainda hoje, como fontes de espécies para as áreas adjacentes mais dinâmicas ecologica e historicamente. No Pantanal e no Cerrado, extensos corredores ribeirinhos são essenciais para garantir o fluxo permanente de populações e espécies dos biomas adjacentes para essas regiões. No caso do Cerrado, as florestas ribeirinhas possuem também muitas espécies endêmicas. No Cerrado, mais especificamente, um esforço especial de conservação deve ser direcionado para as três áreas de endemismo reconhecidas para aves na região: o vale do rio Araguaia, o vale do rio Paranã e suas florestas secas e a Chapada da Diamantina com os seus campos rupestres (Silva & Bates, 2002). Para a conservação das espécies endêmicas das áreas abertas do Cerrado, lugares estratégicos devem ser selecionados com base nos padrões de variação da abundância destas espécies ao longo da região. Na Caatinga, especial atenção deve ser direcionada para a conservação das florestas nas encostas de planaltos residuais e das caatingas arbóreas adjacentes, pois são estas que mantém uma grande parte da diversidade de aves na região.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ab'Saber, A. N. 1977. Os domínios morfoclimáticos da América do Sul. Primeira aproximação. *Geomorfologia* 52:1-21.

Ab'Saber A. N. 1983. O domínio dos cerrados: introdução ao conhecimento. *Revista do Servidor Público* 111: 41-55.

Antas, P. T. Z. 1995, Aves do Parque Nacional de Brasília. Brasília, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.

Bagno, M.A. & F. H. G. Rodrigues, 1998. Novos registros de espécies de aves para

o Estado de Goiás, Brasil. *Ararajuba* 6: 64-65.

Bagno, M. A. & J. Marinho-Filho, 2001. A avifauna do Distrito Federal: uso de ambientes abertos e florestais e ameaças. In J. F. Ribeiro, C. E. L. Fonseca & J. C. Sousa-Silva, eds. *Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria*, p. 495-515. Brasília, EMBRAPA.

Brasil A. E & S. M. Alvarenga 1989. Relevo. In Duarte AC, ed. *Geografia do Brasil-Região Centro-Oeste*, p. 53-72. IBGE, Rio de Janeiro.

Brooks, D. R. & McLennan, 1993. Historical Ecology: examining phylogenetic components of community evolution. In R. E. Ricklefs & D. Schulter (eds.), *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives*, p. 267-280. The University of Chicago Press, Chicago.

Brown, J. H. & M. V. Lomolino, 1998. *Biogeography*. Second Edition. Sinauer Associates, Sunderland.

Brown, K. S., Jr. 1986. Zoogeografia da região do Pantanal Matogrossense. In EMBRAPA-CPAP (ed.), *Anais do 1º Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal*, p. 137-178. EMBRAPA-DDT, Brasília.

Cartelle, C. 2000. Pleistocene mammals of the Cerrado and Caatinga of Brazil. In J. F. Eisenberg & K. H. Redford (eds.), *Mammals of the neotropics, the central neotropics*, Vol. 3, p. 27-46. The University of Chicago Press, Chicago.

Cavalcanti, R. B. 1999. Bird species richness and conservation in the cerrado region of central Brazil. *Studies in Avian Biology* 19: 244-249.

Cole M.M. 1986. *The savannas: biogeography and geobotany*. London, Academic Press.

Cracraft J. 1985. Historical biogeography and patterns of differentiation within the South America avifauna. Areas of endemism. *Ornithological Monographs* 36: 49-84.

Cracraft, J. 1994. Species diversity, biogeography and the evolution of biotas. *American Zoologist*, 34:33-47.

Eiten, G. 1972. The Cerrado vegetation of Brazil. *Botanical Review* 38:201-341.

Eiten, G. 1982. Brazilian "Savannas". In B. J. Huntley & B. H. Walker (eds.), *Ecology of tropical savannas*, p. 25-47. Springer-Verlag, New York.

Eiten G. 1990. Vegetação. In Pinto M.N., ed. *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectiva*, p. 9-65. Brasília, Universidade de Brasília and SEMATEC.

Furley P.A. & J. A. Ratter, 1988. Soil resources and plant communities of the central Brazilian cerrado and their development. *Journal of Biogeography* 15: 97-108.

Haffer, J. 1978. Distribution of Amazon forest birds. *Bonner Zoologische Beiträge* 1-3:38-77.

Haffer, J. 1985. Avian zoogeography of the neotropical lowlands. *Neotropical Ornithology* 36:113-146.

Haffer, J. 1986. Superspecies and species limits in vertebrates. *Zeitschrift fuer Zoologische Systematik und Evolutionsforschung* 24:169-190.

IBGE. 1988. *Mapa de vegetação do Brasil*. Rio de Janeiro, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

Innocencio, N.R. 1989. Hidrografia. In Duarte AC, ed. *Geografia do Brasil - Região Centro-Oeste*, p. 53-72. Rio de Janeiro, IBGE.

Kirwan, G.M.; J. M. Barnett & J. Minns, 2001. Significant ornithological observations from the Rio São Francisco Valley, Minas Gerais, Brazil, with notes on conservation and biogeography. *Ararajuba* 9:145-161.

Müller P. 1973. *The dispersal centers of terrestrial vertebrates in the Neotropical Realm. A study in the evolution of the Neotropical biota and its native landscapes*. Haag: Dr. W. Junk.

Myers N., R. A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca & Kent

J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.

Oliveira-Filho, A. T. & J. A. Ratter, 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado biome. In *The Cerrados of Brazil*, Oliveira, P. & Marquis, R. J., eds.. New York, Columbia University Press.

Olson, S. L. & H. F. James, 1982. Fossil bird from the Hawaiian Islands: evidence for wholesale extinction by man before western contact. *Science* 217:633-635.

Prum, R. O. 1994. Species status of the White-fronted Manakin, *Lepidothrix serena* (Pipridae), with comments on conservation biology. *Condor* 96:692-702.

Raup, D. M. 1984. *Extinction: bad genes or bad luck?* New York, W. W. Norton & Company.

Ribeiro J. F. & B. M. T. Walter 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In Sano S. M. & S. P. Almeida, eds. *Cerrado: ambiente e flora*, p. 91-166. Brasília, EMBRAPA.

Ricklefs, R. E. 1989. The integration of local and regional processes. In D. Otte and J. A. Endler (eds.), *Speciation and its consequences*, p. 599-622. Massachusetts, Sinauer Associates.

Robbins, M.B.; R. C. Faucett & N. H. Rice, 1999. Avifauna of a Paraguayan cerrado locality: Parque Nacional Serranía San Luis, depto. Concepción. *Wilson Bulletin* 111: 216-228.

Ridgely, R. & G. Tudor, 1989. *The birds of South America*. Vol. 1. Austin, University of Texas Press.

Ridgely & G. Tudor, 1994. *The birds of South America*. Vol. 2. Oxford, Oxford University Press.

Rizzini C. T. 1979. *Tratado de fitogeografia do Brasil*. São Paulo, HUCITEC and EDUSP.

Sick, H. 1997. *Ornitologia brasileira*. Rio de Janeiro, Editora Nova Fronteira.

Silva, J. M. C. 1995a. Biogeographic analysis of the South American cerrado avifauna. *Steenstrupia* 21:49-67.

Silva, J. M. C. 1995b. Birds of the Cerrado Region, South America. *Steenstrupia* 21: 69-92.

Silva, J. M. C. 1995c. Avian inventory of the cerrado region, South America: implications for biological conservation. *Bird Conservation International* 5: 291-304.

Silva, J. M. C. 1996. The distribution of Amazonian and Atlantic forest elements in the gallery forests of the Cerrado Region. *Ornitologia Neotropical* 7:1-18.

Silva, J.M.C. 1997. Endemic bird species and conservation in the Cerrado Region, South America. *Biodiversity and Conservation* 6:435-450.

Silva, J.M.C. & J. M. Bates, 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. *Bioscience* 52:225-233.

Willis, E. O. 1988. *Drymophila rubricolis* (Bertoni, 1901) is a valid species (Aves, Formicariidae). *Revista Brasileira de Biologia*, 48:431-438.

Willis, E. O. 1992. Zoogeographical origins of eastern Brazilian birds. *Ornitologia Neotropical*, 3:1-15.

Zimmer K.J., A. Whittaker & D. C. Oren 2001. A cryptic new species of flycatcher (Tyrannidae: *Suiriri*) from the Cerrado region of central South America. *Auk* 118: 56-78.

Capítulo 13

A biodiversidade dos Cerrados: conhecimento atual e perspectivas, com uma hipótese sobre o papel das matas galerias na troca faunística durante ciclos climáticos.

Miguel Trefaut Rodrigues
Departamento de Zoologia
Universidade de São Paulo,
São Paulo, SP

FOTO: MARIA LUIZA S. PARCA

INTRODUÇÃO

O domínio morfoclimático dos cerrados brasileiros abrange uma área de 2.000.000 km^2; é o segundo em ordem de grandeza espacial do país (Ab'Saber, 1981). Desta área, apenas cerca de 20% permanecem intocados e um total de aproximadamente 1,5 % estão protegidos em áreas de conservação (Mittermeier *et al.*, 1999). Este capítulo apresenta reflexões sobre algumas questões que a este autor parecem importantes para melhor compreender a história e a diversidade da fauna dos Cerrados. Assim, inicia-se comentando alguns dos problemas operacionais que levam à definição do número de espécies e dos endemismos do bioma, apresentando a seguir, e em linhas gerais, a situação atual do conhecimento sobre a biodiversidade dos Cerrados e as razões para incentivar esses estudos. Procurando contribuir para tal, este estudo apresenta uma hipótese sobre um dos possíveis papéis históricos das matas de galeria na diferenciação da fauna neotropical. O texto se encerra com considerações de caráter estratégico que pedem ação urgente no que respeita aos destinos da pesquisa futura e à adequada preservação da diversidade biológica da área. Embora faça algumas considerações de caráter mais geral, este trabalho baseia-se principalmente na herpetofauna, grupo ao qual o autor tem se dedicado e lhe é mais familiar.

RIQUEZA DE ESPÉCIES E ENDEMISMOS

Vários trabalhos apresentados no decorrer deste encontro mostraram números aproximados de espécies para alguns grupos da biota dos Cerrados; geralmente, os valores absolutos fornecidos estiveram acompanhados da porcentagem de espécies endêmicas. Há nos Cerrados cerca de 10.000 espécies de plantas lenhosas (4.400 ou 44% endêmicas); 837 espécies de Aves (29 ou 3,4% endêmicas); 161 de mamíferos (19 ou 11% endêmicas); 120 de répteis (24 ou 20% endêmicas) e 150 espécies de anfíbios (45 delas ou 30% endêmicas). Ou seja, considerando apenas as plantas e os vertebrados terrestres, a taxa de endemismo dos Cerrados estaria entre os 3% e os 50%. Os dados acima, extraídos de Mittermeier *et al.* (1999), concordam parcialmente

com números mais detalhados para alguns grupos que vêm sendo apresentados, mas há diferenças importantes com outros e, obviamente, entre grupos (Marinho-Filho; Colli, 2003). Em alguns casos as diferenças são consideráveis. Comparações quantitativas como estas, buscando explicações para a diversidade entre faunas, têm sido freqüentes e servem de exemplo para mostrar que é preciso, inicialmente, compreender as razões destas discrepâncias. Deixando, por ora, de lado as fontes de variação devidas aos processos diretamente responsáveis pela origem da diversidade, três fatores são relevantes para explicá-las: (1) o nível taxonômico de conhecimento; (2) a unidade básica de trabalho; e, (3) a qualidade da amostragem.

As taxas de endemismo do Cerrado variam de grupo para grupo e entre grupos, pois dependem muito do nível do conhecimento taxonômico. A variação devida a este fator, está diretamente relacionada ao número de pesquisadores envolvidos no estudo e ao nível de refinamento taxonômico atingido pela sistemática do grupo em questão, mas não se restringe apenas a estas fontes. Parte dela deve-se também à tradição taxonômica em voga no grupo. Muitas vezes a predominância de escolas sistemáticas de classificação distintas em grupos diferentes (por exemplo, entre Aves e Squamata), resulta em números finais de espécies que, por não estarem baseados nos mesmos critérios, torna difícil a comparação direta entre indicadores de diversidade. Outra variável importante que afeta as taxas de endemismo está na unidade escolhida para estudo, ou seja, nos diferentes conceitos de Cerrado empregados. Para alguns, as matas-galeria não fazem parte do Cerrado, para outros, sim. Alguns consideram a fauna dos campos rupestres como pertencentes aos Cerrados; outros incluem, entre a fauna dos Cerrados, espécies tipicamente amazônicas, ou de outros biomas, que penetram marginalmente nos Cerrados. Não é possível proceder a comparações adequadas sem definições precisas. Um terceiro fator complicador ao analisar as taxas de endemismo é a qualidade da cobertura geográfica da área estudada. Não há dois grupos que tenham sido igualmente amostrados. Todos estes fatores afetam profundamente os números e devemos estar cientes de sua importância quando realizamos comparações entre faunas de biomas distintos ou entre a diversidade ou a taxa de endemismo de grupos diferentes dentro do mesmo bioma. O número, por si só, não diz nada se não for calcado em base qualitativa sólida que permita comparações confiáveis.

Ainda que idealmente todos estes problemas estejam equacionados de forma adequada, as taxas de endemismo para o Cerrado serão bastante distintas entre grupos (por exemplo, entre os grupos de vertebrados), pois cada um tem suas próprias peculiaridades históricas e ecológicas. O que se deve ressaltar é que a presença de espécies endêmicas mostra que, ao contrário do que se assumiu por algum tempo (Vanzolini, 1974, 1976), o Cerrado possui fauna própria, distinta daquela presente nas Caatingas e no Chaco (Rodrigues, 1988; Colli, 2003). Ela resulta de uma história bastante complexa, associada ao soerguimento dos Planaltos Brasileiro e das Guianas no final do Cretáceo e durante o Terciário, e à instalação na área de uma vegetação original e sua modificação desde então (Colli, 2003). Uma das tarefas importantes a realizar é tentar resgatar esta história a partir do estudo da fauna e flora dos Cerrados atuais para que se

possa melhor conhecer as causas que lhe deram origem e, assim, obter orientação adequada para conservá-la de modo mais eficaz.

A SITUAÇÃO ATUAL DO CONHECIMENTO

Embora as pesquisas sobre a fauna e flora dos Cerrados tenham avançado muito, é necessário admitir que a diversidade biológica do bioma ainda é muito pouco conhecida. Imensas áreas não foram sequer inventariadas, numa época em que ainda existem sérios problemas taxonômicos em grupos de espécies que, se melhor conhecidos, poderiam auxiliar a compreender melhor os principais padrões de distribuição de sua fauna e flora.

Apesar do imenso esforço dedicado pela comunidade científica a levantamentos, ao longo da última década, os cerrados ainda permanecem muito mal inventariados. Deixando de lado os peculiares e complexos campos rupestres que apresentam uma biota característica (Heyer, 1999), não se sabe dizer ainda quais são as principais áreas de endemismo dos Cerrados brasileiros. Este conhecimento é fundamental para tentar compreender sua história e assim estabelecer uma lista de áreas prioritárias para a conservação. Ao contrário do que ocorre para os demais domínios morfoclimáticos brasileiros, também não se dispõe de modelos de aplicabilidade geral que permitam explicar a especiação e a diversidade nos Cerrados.

O nível do estado atual de conhecimento atingido sobre os Cerrados, insuficiente e grave por si só, torna-se mais crítico quando contraposto comparativamente ao que se dispõe para a Amazônia e para a Mata Atlântica. Nos dois casos, apesar do conhecimento insuficiente que também há sobre aqueles biomas, sabe-se, pelo menos, dizer algo a respeito das áreas de endemismo mais importantes daqueles domínios. Ainda que se desconheça profundamente a diversidade da Amazônia, já se dispõe de vários modelos para explicar a especiação e, conseqüentemente, parte da diversidade de sua fauna e flora (Haffer, 2001). Tais hipóteses têm dado margem a amplos debates, gerado controvérsias, e assim estimulado exponencialmente a elaboração de projetos procurando testá-las. Estes, aprimorando a qualidade e a cobertura geográfica dos levantamentos, têm acarretado avanços substanciais no nosso conhecimento sobre a área. O modelo clássico dos refúgios, por exemplo, é um dos que se dispõe para explicar a diversidade da fauna amazônica (Haffer, 1969; Vanzolini & Williams, 1970); há muitos outros, como o modelo dos rios atuando como barreiras (Wallace, 1852) e o dos gradientes (Endler, 1982); (veja Vieira *et al*., 2001). É importante lembrar que em face da realidade das flutuações climáticas que afetaram a distribuição espacial das florestas amazônicas ao longo do tempo, dispõe-se também dos requisitos mínimos, em termos de cenários geográficos e fisionômicos, para testar a aplicabilidade dos vários dos modelos de diferenciação propostos. Assim, ainda permanecem na Amazônia grandes áreas naturais de matas contínuas, seja na planície seja em terras altas, manchas de florestas isoladas fora dela (por exemplo, os “brejos” nas Caatingas) e enclaves de vários tipos de paisagens abertas no próprio domínio amazônico. Estas áreas são aquelas que nos permitem resgatar a informação necessária para testar os principais modelos invocados para explicar a

diversidade biológica do mais rico ecossistema brasileiro. O quadro geral é similar para a Mata Atlântica, apesar de a devastação ter reduzido sua área intocada a apenas cerca de 7%. Dispõe-se de modelos de especiação para explicar a diversidade de espécies da área (o dos refúgios e o da diferenciação em ilhas da plataforma continental, por exemplo) e ainda se dispõe dos cenários com suas paisagens naturais que permitem testá-los: áreas contínuas de mata em regiões de baixos e altos relevos; os brejos nordestinos e as ilhas florestadas na plataforma continental. Nos dois casos, a disponibilidade de modelos que procuram explicar a diversidade destes biomas tem constantemente estimulado a pesquisa e ajudado a delinear áreas prioritárias para estudo e conservação. No caso de áreas abertas, a situação é similar para a fauna das Caatingas: falta conhecer muito, mas já se sabe onde estão algumas das áreas de endemismo e se dispõe de hipóteses para compreender parte de sua diversidade, o que tem permitido políticas científicas e de conservação mais adequadas (Rodrigues, 2002).

Este estudo chama a atenção para o fato de que, sob este contexto, a situação dos cerrados é gravíssima. Muitas das áreas naturais que permitiriam resgatar informação da maior relevância para traçar com certa precisão alguns dos padrões de distribuição ou das áreas de endemismo do Cerrado, já foram completamente destruídas. Assim, provavelmente como conseqüência de amostragens insuficientes e de estudos desacompanhados de filogenias confiáveis, não apenas não se pode dizer onde estão as áreas de endemismo do domínio, como não se dispõe de modelos de diferenciação adequados para explicar ao menos parte da história de sua complexa fauna e flora. Apesar de tudo, deve-se dizer que, há algumas hipóteses biogeográficas para a fauna de alguns grupos que vivem nos Cerrados brasileiros. Por exemplo, os trabalhos de Cartelle (2000) e Fonseca *et al*. (2000) apresentam hipóteses para explicar a distribuição atual e pretérita e a composição da mastofauna das áreas abertas do continente. De modo similar, há hipóteses biogeográficas para explicar os padrões gerais de distribuição da avifauna dos Cerrados (Silva, 1995a, 1995b) e evidências sobre a importância das florestas de galeria na dispersão de aves amazônicas e da Floresta Atlântica nos Cerrados (Silva,1996, Willis, 1992). Faltam, contudo, estudos mais detalhados, baseados em inventários representativos para outros grupos, que possibilitem uma visão comparativa e uma definição mais precisa das áreas de endemismo dos Cerrados.

Embora o modelo dos refúgios assuma que a fase de expansão das florestas e das áreas abertas foram complementares ao longo do Terciário e Quaternário, a aplicação do modelo aos Cerrados nunca foi efetivamente testada. Ainda que se assuma sua complementaridade para explicar a diferenciação de algumas espécies, a imensa maioria dos cenários geográficos que permitiriam testar a hipótese foi destruída. Grandes extensões de áreas contínuas de Cerrados já foram quase que totalmente eliminadas; as poucas ainda intocadas, situadas nos chapadões do Piauí, Bahia e Maranhão, estão sob intensa pressão antrópica. De modo similar, os enclaves de Cerrados relictuais no domínio das Caatingas ou da Mata Atlântica estão praticamente destruídos. Restam quase que apenas as manchas isoladas, atualmente, ainda encerradas em áreas de difícil acesso na Floresta Amazônica. Deve haver

empenho para preservá-las urgentemente, assim como procurar maximizar a preservação das regiões da área nuclear que ainda permanecem com cobertura original.

Sabe-se que há endemismos nos Cerrados, que as matas de galeria do domínio - no caso da herpetofauna, em particular, e no de muitas espécies de outros grupos - não constituem barreira para a fauna adaptada aos ambientes abertos dos Cerrados. A mata de galeria, tão característica do domínio, não apresenta fauna própria expressiva, sendo utilizada pela maioria das espécies encontradas nos Cerrados abertos, talvez com mais freqüência no período seco (Marinho & Gastal, 2000; Silva & Viellard, 2000). Quais foram as barreiras e os mecanismos que levaram à complexificação progressiva da fauna dos Cerrados? Quais foram os quadros de paisagens que dominaram o espaço dos Cerrados à altura dos períodos úmidos? Que tipos de vegetação aberta estavam instalados no alto dos chapadões e nos vales ao longo dos períodos glaciais? Como ocorreu a transição para o cenário atual? Apesar de haver muitos avanços no domínio do conhecimento palinológico e na reconstrução de paleoambientes (Laboriau, Ledru, 2003), ainda não se sabe muito sobre a composição, a permanência e a extensão geográfica das paleopaisagens que ocuparam a área dos Cerrados ao longo do Quaternário. Perceber e tentar compreender as pequenas diferenças na organização estrutural e biótica da paisagem, que coletivamente é denominada de Cerrado, é fundamental para entender o passado (Ab'Saber, 2000).

O desconhecimento sobre os processos ecológico-evolutivos que levaram à origem e diferenciação da fauna dos Cerrados é de tal ordem que não podemos nos dar ao luxo de considerar uma ou outra área como não-merecedora de investigação prioritária. Absolutamente tudo deve ser considerado prioritário. No estado atual do conhecimento, não se pode dizer se um chapadão ou um vale isolados e esquecidos no meio da paisagem, idênticos a muitos outros, foram ou não cenários de processos histórico-evolutivos que levaram à divergência de parte da fauna que abrigam. Somente um trabalho intenso no campo pode eliminar essas dúvidas. A descoberta surpreendente de áreas de endemismo nas Caatingas, que possuem herpetofauna muito melhor conhecida que a dos Cerrados, apóia esta linha de pensamento (Rodrigues, 1991, 1996, 2002).

É no contexto do cenário geográfico ainda oferecido pelos enclaves de Cerrados isolados da Amazônia que se pode testar a aplicabilidade do modelo dos refúgios aos Cerrados. É nestas áreas isoladas, com áreas de ordem de grandeza muito diversa, que a fauna dos Cerrados vem passando por diferenciação. No estudo destes experimentos naturais, está a chave para a compreensão de alguns dos mecanismos que permitem explicar a diversidade atual e a origem da fauna do bioma. É ali também que se deve buscar as explicações para o papel das florestas de galeria na evolução da fauna dos Cerrados.

ESPECIAÇÃO DURANTE CICLOS CLIMÁTICOS E A IMPORTÂNCIA DAS MATAS DE GALERIA.

Atualmente, admitem-se dois mecanismos alopátricos de especiação para explicar a origem de novas espécies

durante fases alternantes dos ciclos climáticos: o modelo clássico dos refúgios (Haffer, 1969, Vieira *et al*. 2001; Vanzolini, 1981; Vanzolini & Williams, 1970) e o do refúgio evanescente (Vanzolini & Williams, 1981). Sob o modelo dos refúgios, a expansão das formações abertas na fase seca do ciclo provocaria o isolamento e a diferenciação de espécies de floresta; de modo similar, durante as fases úmidas, corresponderia à expansão das matas que isolaria populações de áreas abertas provocando sua diferenciação específica. Sob o modelo do refúgio evanescente, originalmente proposto para áreas florestadas, espécies umbrófilas de mata, isoladas em refúgios que desapareceriam durante períodos secos, poderiam se tornar espécies vicariantes de ambientes abertos e vice-versa: espécies vivendo em ambientes abertos isolados por florestas, poderiam, desaparecendo as áreas abertas, tornarem-se espécies vicariantes de áreas florestadas. Para espécies de requisitos ecológicos rígidos, nos dois casos, os modelos são teoricamente simétricos e complementares. Estes dois mecanismos têm sido, ao menos em teoria, utilizados para tentar explicar parte da origem da diversidade neotropical. Nenhum deles, contudo, considera o papel das matas de galeria.

Apresenta-se aqui, a título de hipótese de trabalho, um modelo sugerindo que as florestas de galeria podem contribuir substancialmente ao aumento da diversidade de espécies. Mais uma vez, este estudo atém-se à herpetofauna. A Figura 1 mostra as principais seqüências de eventos do modelo apresentado. Postula-se aqui que as matas de galeria, ao longo do tempo e durante ciclos climáticos alternados, desempenharam um papel *assimétrico* no que respeita a sua contribuição à diferenciação e ao enriquecimento da fauna dos Cerrados e das áreas florestadas. Elas forneceram, diferencialmente, muito mais espécies às florestas do que aos Cerrados. A hipótese parte da premissa de que, com raras exceções, as espécies do Cerrado freqüentam livremente ou toleram a mata de galeria, possuindo assim pré-adaptações mínimas para permanecer em áreas florestadas. A fauna de floresta, ao contrário, é estritamente umbrófila e, praticamente, não tolera ambientes abertos.

Nas fases úmidas dos ciclos climáticos, quando manchas de Cerrados (ou paisagens abertas similares) com matas de galeria perdem espaço para as florestas, as matas de galeria poderiam desempenhar o papel de provedoras de espécies para as áreas florestadas. Nesta situação, espécies de Cerrado envolvidas por ambientes florestados em expansão, poderiam invadir a floresta através das matas de galeria e ali se manter. Sob esta hipótese, caso a expansão e a coalescência das florestas, durante uma fase úmida, levassem ao total desaparecimento do Cerrado remanescente nas áreas próximas, as espécies do Cerrado original estariam capturadas pela mata, permanecendo ali isoladas. Nesta fase populações isoladas dos estoques parentais poderiam se diferenciar. Vale lembrar que este mecanismo é muito similar ao do refúgio evanescente, diferindo dele porque é assimétrico e se aplica a praticamente toda a fauna que transita entre dois tipos de ambientes contrastantes. Sua assimetria deve-se não apenas ao fato da fauna de floresta não tolerar os ambientes abertos. Mas também porque, ainda que se admitisse a complementaridade do processo em fase seca, o desaparecimento da ilha-de-mata, tornaria a estreita área de floresta-galeria

disponível, incapaz de manter as populações ali presentes, sujeitando-as à deriva genética e à extinção. Esta parece ser uma das possíveis explicações para a presença disjunta de animais tipicamente de Cerrado em matas hoje incorporadas ao corpo principal de floresta da Amazônia. Há exemplos. Entre os lagartos, os gimnoftalmídeos *Colobosaura modesta* e as formas do complexo *Cercosaura* servem para exemplificar isolamentos mais recentes. Em alguns locais da Amazônia, algumas das populações destas espécies se encontram em ambientes florestais típicos, possivelmente, porque habitavam matas-galeria que já foram incorporadas ao corpo principal de floresta, exatamente como prevê a hipótese de trabalho apresentada. Em tese, a assimetria deste mecanismo também ajudaria a explicar a maior

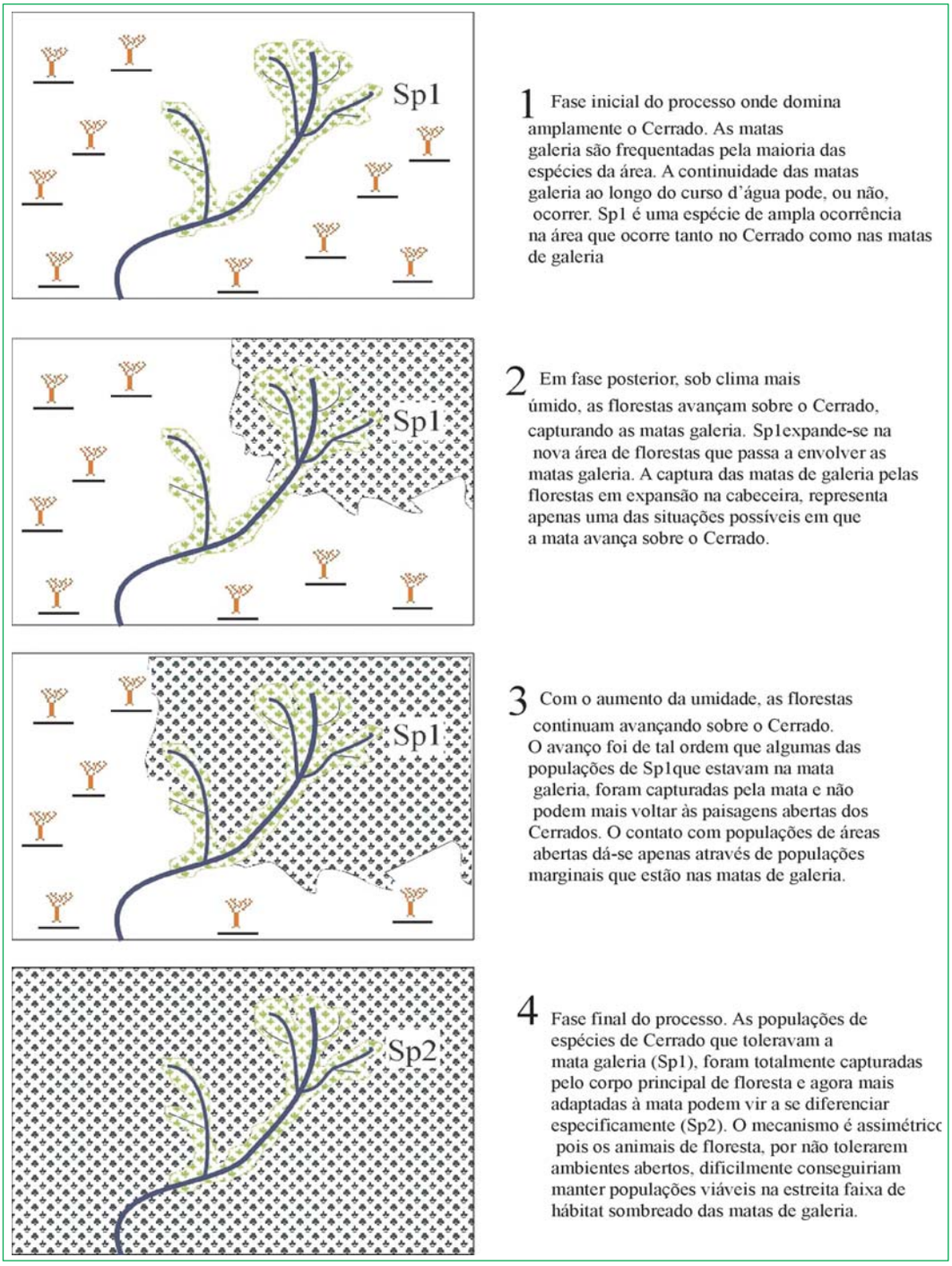


Figura 1
Esquema hipotético para explicar o possível papel assimétrico desempenhado pelas matas de galeria no enriquecimento faunístico de áreas florestadas durante ciclos climáticos.

diversidade local e espacial da Amazônia, quando comparada aos Cerrados. Filogenias adequadas que possibilitassem verificar o número e a posição relativa dos clados associados a vicariâncias ecológicas em linhagens monofiléticas, permitiriam testar a hipótese. Casos como o dos geconídeos do gênero *Coleodactylus*, dos scincídeos do gênero *Mabuya*, teídeos do gênero *Kentropyx*, policrotídeos do gênero *Anolis*, e de muitos outros, com espécies tanto na mata como nos Cerrados, poderiam também ser alvo de investigação para testar o modelo.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Há muito por fazer no que respeita ao estudo da biodiversidade e à conservação dos Cerrados e deve-se agir rapidamente, pois a situação do bioma é crítica. Mal inventariado e altamente ameaçado o Cerrado ainda tem poucas unidades de conservação regulamentadas. A falta de conhecimento básico impede a delimitação mais precisa das áreas potenciais de conservação e não tem permitido frear a ocupação das paisagens naturais que ainda restam. O ecossistema deve ser alvo prioritário de políticas públicas voltadas à conservação e educação ambiental. Não se trata de parar o desenvolvimento, mas de repensá-lo criticamente.

A enorme expressão espacial dos Cerrados e sua história de ocupação econômica produziram uma diversidade cultural de tal ordem que as ações de conservação precisam ser muito bem planejadas. O processo educativo que permite perceber a importância de preservar o Cerrado com sustentabilidade não é o mesmo para um índio dos Parecis, do Araguaia, ou para a infinidade de grupos com educação cultural muito diversa que hoje ali vivem: gaúchos, paranaenses, mato-grossenses, paulistas, nordestinos, mineiros e muitos outros, entre eles, imigrantes de diversas procedências. A diversidade de culturas exige estratégias elaboradas que envolvem investimentos em tempo, energia e recursos financeiros que são diferentes para cada um destes grupos culturais. Não é através de uma receita simples, muitas vezes eficiente nos países de primeiro mundo, onde há muito existe certa homogeneidade cultural, que obteremos o retorno necessário para estancar a erosão das paisagens naturais do Cerrado. As ações aqui devem envolver um planejamento específico, integrado, uma visão mais estratégica do que temos hoje para preservar nossa diversidade biológica.

Sabemos que a sensibilização da sociedade será lenta e, em face da urgência que se impõe, ela deve ser procurada com todos os meios que estiverem ao alcance. Isto exige a participação de jornalistas, escolas, zoológicos, e a produção de abundante material educativo. Exige que se mudem conceitos antigos, estagnados, sobre o papel social de algumas instituições. Os zoológicos, por exemplo, têm um enorme potencial de sensibilização cultural da sociedade que é pouco aproveitado. É preciso valorizar nossa fauna e mostrar sua importância: dos pequenos roedores e marsupiais à onça, dos invertebrados às pererecas. Este estudo cita, como exemplo, a importância conferida mundialmente à fauna australiana, fato que só acontece, pois eles souberam valorizá-la.

As tarefas acima só poderão ser cumpridas a tempo se a comunidade científica sair do seu imobilismo. Os cientistas devem sair de suas salas e também assumir a responsabilidade, que

têm, de ajudar a sensibilizar a sociedade, aumentando sua inserção social. A mídia, os zoológicos, ou os jardins botânicos, por exemplo, só poderão mostrar adequadamente a importância do patrimônio biológico do país se forem informados por eles, aqueles que geram o conhecimento. Embora seja a comunidade científica, por intermédio do seu esforço, quem dá a conhecer ao mundo as plantas e os animais desconhecidos, a transposição para a sociedade destas descobertas, por meio da sua divulgação, em parte, também lhe cabe. É preciso tomar consciência disso.

Neste complexo processo de conscientização que conduz à preservação das áreas remanescentes de Cerrado, visando salvar a informação ainda disponível, é também altamente desejável que a relação entre a agência ambiental e a comunidade científica evolua. O Brasil é líder mundial em diversidade biológica, os Cerrados o segundo maior domínio morfoclimático brasileiro e, como foi visto, está desaparecendo sem que se possa recuperar informações valiosas sobre sua história e diversidade. É preciso uma estrutura mais ágil, por parte dos órgãos ambientais, que facilite o trabalho daqueles que se ocupam da descrição da diversidade biológica. É também necessário que a comunidade científica compreenda a importância de repassar ao IBAMA as informações de que dispõe, para que este possa traçar políticas cada vez mais eficientes de fiscalização, manejo e utilização das paisagens naturais. É necessário sentar à mesa para conversar, de modo a maximizar a utilização das melhores capacidades do meio científico.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ab'Saber, A. N. 1981. Domínios morfoclimáticos atuais e quaternários na região dos cerrados. *Craton & Intracraton* 14: 1-39.

Ab'Saber, A. N. 2000. O suporte geoecológico das florestas beiradeiras (ciliares). *In* R. R. Rodrigues and H. F. Leitão Filho (Eds.). *Matas ciliares, conservação e recuperação*. p. 15-25. Editora da Universidade de São Paulo, S. Paulo.

Absy, M. L., and T. Van der Hammen, 1976. Some palaeoecological data from Rondonia, southern part of the Amazon Basin. *Acta Amaz.* 6:293-299.

Cartelle, C. 2000. Pleistocene mammals of the Cerrado and Caatinga of Brazil. In J. F. Eisenberg and K. H. Redford (Eds.). *Mammals of the neotropics: the central neotropics*. Vol. 3, p. 27-46. The University of Chicago Press.

Endler, J. 1982. Pleistocene forest refuges? *In* G. T. Prance (Ed.). *Biological diversification in the tropics*. p. 179-200. New York, Columbia University Press.

Fonseca, G. A. B., G. Hermann, and Y. L. R. Leite. 2000. Macrogeography of brazilian mammals. *In* J. F. Eisenberg and K. H. Redford (Eds.). *Mammals of the neotropics: the central neotropics.* Vol. 3, p. 549-563. The University of Chicago Press.

Haffer, J., 2001. Hypothesis to explain the origin of species in Amazonia. *In* I. C. G. Vieira, J. M. C. Silva, D. C. Oren, and M. A. d'Incao (Eds.). *Diversidade biológica e cultural da Amazônia.* p. 45-118. Museu Paraense Emílio Goeldi. Belém, Pará

Heyer, W. R. 1999. A new genus and species of frog from Bahia, Brazil (Amphibia: Anura: Leptodactylidae) with comments on the zoogeography of the Brazilian

campos rupestres. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 112: 19-39.

Marinho-Filho, J., and M. L. Gastal. 2000. Mamíferos das matas ciliares dos Cerrados do Brasil Central. *In* R. R. Rodrigues and H. F. Leitão Filho (Eds.). *Matas ciliares, conservação e recuperação.* p. 209- 221. Editora da Universidade de São Paulo, S. Paulo.

Mittermeier, R. A, N. Myers, P. Robles Gil, and C. G. Mittermeier. 1999. *Hotspots: earth biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions.* CEMEX. Agrupación Sierra Madre, Mexico.

Oliveira, P. E., A. M. F. Barreto, and K. Suguio. 1999. Late Pleistocene/ Holocene climatic and vegetational history of the Brazilian Caatinga: the fossil dunes of the middle São Francisco River. *Palaeo* 152: 319-337.

Rodrigues, M. T. 1988. Distribution of lizards of the genus Tropidurus in Brazil (Sauria, Iguanidae). In W. R. Heyer & P. E. Vanzolini (Eds.). Proceedings of a Workshop on Neotropical Distribution Patterns. p. 305-315. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro.

Rodrigues, M. T. 1996. Lizards, snakes and amphisbaenians from the Quaternary sand dunes of the middle rio São Francisco: Bahia: Brazil. *J. Herpetol* . 30: 513-523.

Rodrigues, M. T. 2003. Herpetofauna da Caatinga. *In* M. Tabarelli, I. Leal & J. M. C. Silva (Eds.) *Ecologia e conservação da Caatinga.* . (no prelo)

Silva, J. M. C. 1994. Can avian distribution patterns in northern Argentina be related to gallery-forest expansion-retraction caused by Quaternary climatic changes? *Auk.* 111:495-499.

Silva, J. M. C. 1995a. Biogeographic analysis of the South American cerrado avifauna. *Steenstrupia* 21: 49-67.

Silva, J. M. C. 1995b. Birds of the Cerrado region, South America. *Steenstrupia* 21: 69-92.

Silva, J. M. C. 1996. The distribution of Amazonian and Atlantic forest elements in the gallery forests of the Cerrado region. *Ornitologia Neotropical* 7: 1-18.

Silva, W. R., and J. Vielliard. 2000. Avifauna de mata ciliar., *In* R. R. Rodrigues and H. F. Leitão Filho (Eds.). *Matas ciliares, conservação e recuperação.* p. 169-182. Editora da Universidade de São Paulo, S. Paulo.

Vanzolini, P. E., and E. E. Williams.1970. South American anoles: the geographic differentiation and evolution of the *Anolis chrysolepis* species group (Sauria, Iguanidae). *Arq. Zool.,* S. Paulo 19:298p.

Vanzolini, P. E. 1974. Ecological and geographical distribution of lizards in Pernambuco, northeastern Brasil (Sauria). *Pap. Avul. Zool.,* S. Paulo 28:61-90.

Vanzolini, P. E. 1976. On the lizards of a Cerrado-Caatinga contact: evolutionary and zoogeographical implications (Sauria). *Pap. Avul. Zool.,* S. Paulo 29: 111-119.

Vanzolini, P. E. 1981. A quasi-historical approach to the natural history of the differentiation of reptiles in tropical geographic isolates. Pap. Avul. Zool., S. Paulo 39:189-204.

Vanzolini, P. E., and E. E. Williams, 1981. The vanishing refuge: a mechanism for ecogeographic speciation. *Pap. Avul. Zool.,* S. Paulo, 34:251-255.

Vieira, I. C. G., J. M. C. Silva, D. C. Oren, and M. A. d'Incao (Eds.). 2001. *Diversidade biológica e cultural da Amazônia.* Museu Paraense Emílio Goeldi. Belém, Pará.

Wallace, A. R. 1852. On the monkeys of the Amazon. Proc. *Zool. Soc. London,* 1852: 107-110.

Willis, E. O. 1992. Zoogeographical origins of eastern Brazilian birds. *Ornitologia Neotropical.* 3: 1-15.

FOTO: GUARINO COLLI

Capítulo 14

As origens e a diversificação da herpetofauna do Cerrado

Guarino R. Colli
Departamento de Zoologia
Universidade de Brasília
Brasília, DF

INTRODUÇÃO

Por uma série de razões, não foi feita até o presente qualquer reconstrução sobre as origens da herpetofauna do Cerrado. Uma vez que praticamente inexistem localidades fossilíferas de vertebrados no Brasil central (Báez & Gasparini, 1979; Estes & Báez, 1985), os estudos sobre a evolução da herpetofauna das paisagens abertas sul-americanas são baseados quase que inteiramente nos registros fósseis da porção mais meridional do continente (e.g., Webb, 1978; Cei, 1979). Além disso, com poucas exceções, não existem análises filogenéticas envolvendo os táxons relevantes. Interpretações confiáveis sobre os fatores históricos que moldaram as distribuições dos organismos só podem ser obtidas pela consideração de suas relações filogenéticas (e.g., Ball, 1975; Wiley, 1981). Ainda, uma ênfase excessiva tem sido dada a eventos históricos recentes, como flutuações climáticas do Quaternário e suas conseqüências (Vanzolini, 1970, 1974, 1976; Heyer, 1978; Duellman, 1979), em detrimento de eventos do Terciário, quando ocorreu grande parte da diversificação da herpetofauna sul-americana (Heyer & Maxson, 1982; Estes & Báez, 1985; Bauer, 1993; Duellman, 1993). Considerando essas limitações, o cenário delineado abaixo é extremamente preliminar e terá atingido seus objetivos se apenas estimular pesquisas futuras sobre o assunto.

Os fósseis mais antigos de famílias viventes de anfíbios e répteis da América do Sul datam do Cretáceo Superior, aproximadamente 75 milhões de anos atrás (Báez & Gasparini, 1979). Eles incluem Leptodactylidae, Iguania (sensu Frost & Etheridge, 1989), Teiidae, Boidae e Podocnemididae (Estes & Báez, 1985; Albino, 1996). À exceção de Teiidae, todos esses táxons são presumivelmente originários de Gonduana (Bauer, 1993; Duellman, 1993). Os teiídeos

aparentemente surgiram na América do Norte, dispersaram-se durante o Cretáceo para a América do Sul, onde sofreram uma radiação no Terciário, e se extinguiram abruptamente na América do Norte na transição Cretáceo-Terciário (Presch, 1974; Estes & Báez, 1985; Gao & Fox, 1996). Um provável Teiidae foi assinalado no Cretáceo Inferior do Chile por Gayet *et al.* (1992) e Albino (1996), ambos citando trabalho em preparação de J. Valencia, que nunca foi publicado. Se confirmado, esse registro implicaria na evolução de Teiidae no Cretáceo Inferior da América do Sul (Gonduana), com sua posterior dispersão para a América do Norte no Cretáceo Superior (Gayet, 1992). Recentes achados de fósseis de Teiidae no Cretáceo Inferior (Aptiano-Albiano) da América do Norte, entretanto, corroboram a origem setentrional do grupo (Nydam, 2002; Nydam e Cifelli, 2002ab).

Não se conhecem fósseis de algumas das famílias que habitam o Cerrado. Dentre elas, Centrolenidae, Dendrobatidae, Pseudidae, Gymnophthalmidae, Hoplocercidae, Polychrotidae, Tropiduridae e Anomalepididae são endêmicas ou mais diversificadas na América do Sul (Duellman & Trueb, 1986; Guyer & Savage, 1986; Frost & Etheridge, 1989; Pough *et al.*, 1998) e, presumivelmente, são originárias desse continente. Outras, como Microhylidae, Amphisbaenidae, Scincidae, Leptotyphlopidae e Typhlopidae, estão ausentes do registro fóssil sul-americano, mas aparentemente se originaram em Gonduana (Vanzolini & Heyer, 1985). Membros da família Anguidae também não possuem fósseis na América do Sul e provavelmente dispersaram-se da América do Norte, onde seu registro fóssil vem desde o Cretáceo (Báez & Gasparini, 1979; Gao & Fox, 1996), diversificando-se posteriormente na linhagem Diploglossinae na América do Sul (Savage & Lips, 1993). Dessa forma, a evidência disponível indica que a maior parte das famílias viventes da herpetofauna do Cerrado é originária de Gonduana e já havia divergido ao encerramento da Era Mesozóica.

Pelo Cretáceo Superior (Campaniano-Maastrichtiano), cerca de 37 milhões de anos haviam decorrido desde que a África e a América do Sul haviam se separado e a América do Norte ainda estava conectada à América do Sul (Parrish, 1993a; Pitman *et al.*, 1993). O clima na América do Sul exibia elevada precipitação na região equatorial (na extremidade norte do continente) e variava de moderadamente úmido a árido no resto do continente, incluindo o Escudo Central Brasileiro (Parrish, 1993b). Três províncias da microflora são reconhecidas na América do Sul durante o Maastrichtiano: a Província Microfloral das Palmeiras ("Palm Microfloral Province") do norte da América do Sul, onde diversas famílias viventes de angiospermas aparecem pela primeira vez, e as Províncias Microflorais Mista e de Notofagiditas ("Mixed and Nothofagidites Microfloral Provinces") do sul da América do Sul, de natureza mais xérica e temperada (Romero, 1993). Assim, a dicotomia fundamental entre regiões úmidas e quentes *versus* xéricas e frias já havia se estabelecido na América do Sul no Cretáceo Superior e, presumivelmente, se espelhava na herpetofauna. As divergências mais profundas nas linhagens da herpetofauna devem datar dessa época e, possivelmente, estão associadas a preferências ecológicas por *habitats* florestais *versus* savânicos. Por exemplo, embora de forma não claramente associada a essa dicotomia, membros já extintos das subfamílias viventes de Teiidae, Teiinae e Tupinambinae, são reconhecidos desde

o Cretáceo Superior (Presch, 1974; Gao & Fox, 1996).

O Terciário foi principalmente um período de isolamento da América do Sul, que resultou na diversificação de uma biota endêmica. Durante todo o início do Terciário o clima foi se tornando cada vez mais úmido, atingindo um máximo durante o Eoceno, mas depois se tornou mais árido e frio, especialmente no sul do continente, após o soerguimento dos Andes (Haffer, 1974; Webb, 1978; Parrish, 1993b). Além disso, houve uma crescente diferenciação latitudinal do clima, em contraste com o clima mais homogêneo do Cretáceo Superior (Pascual & Jaureguizar, 1990). Uma ampla diferenciação de famílias de plantas ocorreu na América do Sul durante o Terciário. Na região equatorial, a Província Microfloral das Palmeiras é reconhecível até o Paleoceno, após o qual famílias modernas se tornaram mais abundantes formando a Província Microfloral Neotropical, que originou as atuais florestas úmidas e formações mais mésicas da América do Sul (Romero, 1993). Na porção meridional, a flora da Província Microfloral Mista se desenvolveu em uma combinação de elementos temperados e tropicais, incluindo diversas espécies adaptadas a ambientes secos. A Província Microfloral Mista presumivelmente originou as atuais savanas da América do Sul, incluindo o Cerrado (Romero, 1993). Se a presença de um estrato graminoso é um requerimento para a definição de savanas, como o Cerrado, então esse tipo de vegetação pode ter existido desde o Eoceno, quando os primeiros registros de Poaceae aparecem (Romero, 1993). Savanas muito similares às atuais já ocorriam no Mioceno da América do Sul setentrional (Van der Hammen, 1983).

Diversas famílias atuais da herpetofauna do Cerrado aparecem pela primeira vez no registro fóssil no Paleoceno da América do Sul, sugerindo uma origem em Gonduana. Elas incluem Caeciliidae, Bufonidae, Hylidae, Gekkonidae e Chelidae (Báez & Gasparini, 1979; Estes & Báez, 1985). Aligatorídeos e aniliídeos fósseis estão presentes no Paleoceno da América do Sul, mas aparentemente possuíam ampla distribuição nas Américas durante o Cretáceo (Estes & Báez, 1985). O Terciário deve ter sido um período de grande diversificação da herpetofauna do Cerrado. Paisagens abertas e climas secos dominaram a América do Sul, especialmente depois do Oligoceno, e aparentemente prevaleceram até o Pleistoceno (Del'Arco & Bezerra, 1989; Pascual & Jaureguizar, 1990). Assim, a herpetofauna de paisagens abertas gozou de um período longo e favorável para sua diversificação. Além disso, o estabelecimento de um pronunciado gradiente latitudinal de temperatura também deve ter contribuído para a compartimentação da herpetofauna, como descrito para a mastofauna (Pascual & Jaureguizar, 1990). Por exemplo, é possível que a divergência das subfamílias de Tropiduridae em um grupo meridional, Liolaeminae, e dois grupos setentrionais, Tropidurinae e Leiocephalinae (Frost & Etheridge, 1989; mas vide Hedges, 1996), tenha sido dirigida pelo aprofundamento do gradiente climático do início do Terciário.

Durante o Mioceno houve uma grande transgressão marinha na América do Sul, que separou o Escudo Central Brasileiro da porção meridional do continente (Räsänen *et al.*, 1995; Webb, 1995). Essa transgressão provavelmente teve uma profunda influência na evolução da biota das paisagens abertas sul-americanas, pela fragmentação da distribuição de táxons amplamente distribuídos (Pascual & Jaureguizar,

1990). Alguns grupos do Cerrado com parentes próximos no sul do continente podem ter divergido durante esse evento, como *Tupinambis merianae* e *T. duseni*, do centro-norte da América do Sul, *versus T. rufescens*, do sul da América do Sul, uma vez que os fósseis mais antigos de *Tupinambis* datam do Mioceno (Estes, 1961).

A chegada de imigrantes de paisagens abertas das Américas Central e do Norte enriqueceu ainda mais a herpetofauna sul-americana durante o Terciário. A primeira onda de imigrantes apareceu durante o Mioceno, com a chegada dos testudinídeos e colubrídeos, provavelmente por dispersão através do mar (Estes & Báez, 1985). Quando a conexão entre a América do Norte e a América do Sul foi restabelecida no Plioceno, diversos membros da herpetofauna atual do Cerrado colonizaram a América do Sul, incluindo Ranidae, Emydidae, Kinosternidae, Iguanidae, Elapidae e Viperidae (Vanzolini & Heyer, 1985). Presumivelmente, a mesma rota foi utilizada por lagartos do gênero *Norops* (os *Anolis beta* de Williams, 1976), um grupo que evoluiu na América Central depois que a distribuição de um ancestral com ampla ocorrência nas Américas Central e do Sul foi fragmentada, ao final da Era Mesozóica (Guyer & Savage, 1986).

Finalmente, no final do Terciário, o soerguimento epeirogênico do Planalto Central Brasileiro promoveu uma compartimentação adicional da paisagem, com a formação de amplas depressões entre platôs, como as do Guaporé, Pantanal, Araguaia e Tocantins (Brasil & Alvarenga, 1989; Del'Arco & Bezerra, 1989). Antes desse evento, deve ter existido um franco intercâmbio entre as biotas de paisagens abertas, desde o sul até o nordeste da América do Sul. O soerguimento do Planalto Central Brasileiro provavelmente deu o ímpeto final para a diferenciação da biota do Cerrado, eminentemente em relação aos biomas abertos adjacentes, a Caatinga e o Chaco (Silva, 1995). Diversos padrões de distribuição da herpetofauna parecem ter sido determinados por esse evento. Lagartos geconídeos do gênero *Lygodactylus* estão representados na América do Sul por duas espécies, *L. klugei* da Caatinga e *L. wetzeli* do Chaco (Vanzolini, 1968ab, 1974; Bons & Pasteur, 1977; Smith *et al.*, 1977), mas não existem registros do gênero no Cerrado. É possível que a distribuição de um ancestral comum tenha sido fragmentada pelo soerguimento do Planalto Central Brasileiro, seguida pela extinção no Cerrado e pela diferenciação na Caatinga e no Chaco. O gimnoftalmídeo *Vanzosaura rubricauda* mostra uma distribuição geográfica semelhante (Rodrigues, 1991; Vanzolini & Carvalho, 1991). Ainda, a divergência de *Kentropyx paulensis* e *K. vanzoi*, endêmicos do Cerrado, de sua presumida espécie-irmã, *K. viridistriga*, do Pantanal e do Chaco, pode também ter sido influenciada pelo soerguimento do Planalto Central Brasileiro, mesmo tendo Gallagher (1979, 1992) proposto causas mais recentes.

Em resumo, o Terciário foi provavelmente o período no qual o caráter da herpetofauna do Cerrado se definiu, primariamente como conseqüência da formação de um forte gradiente latitudinal de temperatura na América do Sul, da modernização da Província Microfloral Mista, de eventos de vicariância promovidos por uma grande transgressão marinha e pelo soerguimento do Planalto Central Brasileiro e, finalmente, pela chegada de imigrantes das Américas Central e do Norte. Essa visão é corroborada por

Heyer and Maxson (1982) que, baseados em dados imunológicos, indicaram que boa parte da diversificação do grupo *fuscus* do gênero *Leptodactylus*, típico de paisagens abertas, ocorreu no Terciário, com alguns eventos de especiação tendo ocorrido tão cedo quanto o Eoceno.

A característica mais significativa do Quaternário na América do Sul são ciclos alternados de aridez e umidade, associados com períodos glaciais e interglaciais das zonas temperadas, respectivamente (vide revisões em Prance, 1982; Whitmore & Prance, 1987). Esses ciclos climáticos causaram retrações e expansões de florestas e vegetações abertas (Van der Hammen, 1974; Absy & Van der Hammen, 1976; Van der Hammen & Absy, 1994), presumivelmente promovendo especiação alopátrica em enclaves de floresta, durante períodos secos, e em enclaves de savanas, durante períodos úmidos. Essa "Hipótese dos Refúgios Pleistocênicos" se tornou tão popular, que diversos autores a utilizaram, de forma pouco crítica, para explicar seus dados (diversos exemplos em Duellman, 1979). Inquestionavelmente, ciclos climáticos do Quaternário promoveram alguma especiação na herpetofauna do Cerrado. Por exemplo, o isolamento em enclaves atuais de vegetação aberta aparentemente resultou na diferenciação de espécies de *Tropidurus* em Rondônia e na Serra do Cachimbo (Vanzolini, 1986; Rodrigues, 1987; Vitt, 1993), ambas as regiões situadas na borda meridional da Floresta Amazônica. Ainda, diversos endêmicos do Cerrado na Serra do Espinhaço, como *Eurolophosaurus nanuzae* (Rodrigues, 1981), *Hyla cipoensis* (Haddad *et al.*, 1988) e *H. saxicola* (Pombal & Caramaschi, 1995), podem também ter se originado pelo isolamento durante máximos de umidade, quando essas áreas presumivelmente foram isoladas por florestas (Harley, 1988). Entretanto, o impacto dos ciclos climáticos do Quaternário na diversificação da biota sul-americana tem sido superestimado (Lynch, 1988; Colli, 1996).

UMA ANÁLISE BIOGEOGRÁFICA

O cenário delineado implica que os principais eventos de vicariância que afetaram a herpetofauna sul-americana, em geral, e do Cerrado, em particular, são os seguintes. Em primeiro lugar, a diferenciação climática latitudinal e a formação de províncias florísticas ao final do Cretáceo e início do Terciário criaram uma dicotomia entre espécies de paisagens abertas, sob climas temperados e secos, *versus* espécies de paisagens florestais, sob climas tropicais e úmidos. Em segundo lugar, a herpetofauna foi subdividida pela formação da Cordilheira dos Andes a partir do Oligoceno, resultando na divergência de elementos cis *versus* trans-Andeanos. Depois, a grande transgressão marinha do Mioceno promoveu uma maior diferenciação entre a herpetofauna do Planalto Central Brasileiro em relação à do sul do continente. Em seguida, o soerguimento do Planalto Central Brasileiro estimulou a diversificação da herpetofauna do Cerrado, entre elementos dos platôs *versus* das depressões interplanálticas. Finalmente, flutuações climáticas no Quaternário promoveram mais especiação, principalmente em enclaves de vegetação nas regiões de contato entre o Cerrado e as Florestas Amazônica e Atlântica. A esses eventos de vicariância, há que se acrescentar o enriquecimento adicional da herpetofauna de paisagens abertas, incluindo o Cerrado, pela chegada de imigrantes das Américas Central e do Norte. Essa seqüência de eventos

presumivelmente deixou suas marcas, seja na composição atual da herpetofauna dos biomas, seja nas filogenenias dos clados sul-americanos, o que pode ser verificado através de análises biogeográficas.

Os estudos anteriores que investigaram de forma quantitativa as relações entre áreas da Região Neotropical, baseados na herpetofauna, focalizaram principalmente a floresta pluvial (e.g., Duellman, 1990; Donnelly, 1994; Guyer, 1994; Ávila-Pires, 1995; Ron, 2000; Azevedo-Ramos & Galatti, 2002). Silva and Sites (1995) analisaram as relações entre localidades neotropicais baseados na composição de suas herpetofaunas, utilizando o coeficiente de similaridade de Jaccard e UPGMA. Eles incluíram duas localidades do Cerrado e uma da Caatinga, concluindo que as herpetofaunas desses dois biomas são mais similares entre si do que com qualquer outro bioma florestal da Região Neotropical. Com poucas exceções, a maioria desses estudos se baseou em métodos de distâncias para obter dendrogramas indicativos de relações entre áreas. Diversas dificuldades, entretanto, existem com essa classe de métodos, incluindo a subjetividade na seleção das medidas de distância (ou similaridade) e do algoritmo de agrupamento, o significado de "distância", a falta de aditividade, a perda de informação durante a conversão de dados brutos para distâncias e a não-consideração da história dos táxons (Ridley, 1986; Rosen, 1988; Brooks & McLennan, 1991; Humphries & Parenti, 1999).

Para contornar algumas dessas dificuldades, foi reunido um conjunto de dados de ocorrências de 213 espécies de lagartos provenientes de 32 localidades neotropicais, incluindo 19 localidades de biomas abertos Caatinga, Cerrado, Chaco, Llanos, e Patagônia (Tabela 1), e analisada a matriz resultante com o método de Análise de Parsimônia de Endemismos – APE (Rosen, 1988, 1992; Morrone *et al.*, 1994). Esse método considera áreas como táxons e ocorrências de espécies (presenças-ausências) como caracteres, submetendo os dados a uma análise de parsimônia. Assim, a ocorrência de um mesmo táxon em diferentes áreas é considerada como evidência de uma história compartilhada entre as mesmas, tendo a distribuição resultado da ausência de especiação quando as áreas se separaram. Nessa análise, eventos de dispersão ou extinção são considerados como homoplasias. Ávila-Pires (1995) e Ron (2000) utilizaram a APE em análises biogeográficas da herpetofauna neotropical, mas se concentraram em áreas florestais.

Uma vez que houve preocupação, especialmente, com as relações históricas entre localidades de vegetação aberta e para não ter que postular um ancestral hipotético destituído de táxons (enraizamento de Lundberg), utilizei foram utilizadas três localidades da América Central (Barro Colorado, Chinajá, e La Selva) como grupos externos, para enraizar os cladogramas de áreas resultantes (Watrous & Wheeler, 1981). A matriz foi analisada com o programa PAUP v. 4.0b10 (Swofford, 1999) com as seguintes configurações: critério de otimização da parsimônia máxima, todos os caracteres não-ordenados e com pesos iguais, ausências codificadas como zeros, busca heurística, cladogramas iniciais obtidos por adição passo-a-passo, seqüência de adição simples, um cladograma retido a cada passo e algoritmo TBR (tree-bisection-reconnection) de troca de ramos. Para determinar o suporte de clados individuais utilizei uma análise de decaimento tradicional ou suporte de

Tabela 1. Matriz utilizada na análise de parsimônia de endemismos baseada na distribuição de 213 espécies de lagartos em 32 localidades neotropicais

Localidade	10	20	30	40	50	60	70
Alagoado	0000100000	0000000000	0000000000	0000000000	0011000000	0001000100	0000000000
Alto Paraíso	0000100000	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	0001000001	0000000000
Apure	0000100010	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	0100000000	0000000000
Balbina	1000100000	0001010000	0101000000	0001010000	0000000000	0000010000	0000000000
Barra do Garças	0000100000	0001000000	1000000000	0000000000	0000000010	0001000001	0000000000
Barro Colorado	0000111011	0100100011	0010100100	1100000001	0000000000	0000000000	1000000000
Belém	1000100000	0001010000	0100010000	0010010000	0000000011	0000010000	0100000000
Brasília	0000100000	0001000000	1000000000	0000100000	0000000010	0001000001	0000000000
Chaco	0000100000	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	0001000000	0000000000
Chapada dos Guimarães	0000100000	0001010000	1000000000	0000100000	0000000010	0001000101	0000000000
Chinajá	0000010001	0100001110	0000001000	0000000000	0100001000	0000000000	1000000000
Cocha Cashu	0010100000	0001010000	0100010000	0000000100	0000000000	0000000000	0000100000
Cuzco	0000100000	0001010000	0100010000	0000000000	0000000010	0000010000	0000000000
Exu	0000100000	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	0001000000	0000010000
Guarico	0000100010	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	0100000000	0000000000
Ibiraba	0000100000	0000000000	0000000000	0000000000	0011000000	0001000000	0000000000
Iquitos	1100100000	1001010000	0100010011	0001000010	0000000010	0000000000	0000000000
Itaparica	0000100000	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	0001000000	0000010000
Joaquim Gonzalez	0000100000	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	0001000000	0000000000
La Selva	0000010101	0110001111	0010000000	0000000000	1100000100	0000000000	1001001000
Manaus	0001100000	0001010000	0101000000	0001011000	0000000000	0000010000	0000000000
Minaçu	0000100000	0001000000	1000000000	0000000000	0000000010	0001001101	0000000000
Norte da Patagônia	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	0010000000	0010000111
Pirenópolis	0000100000	0001000000	1000000000	0000000000	0000000000	0001000000	0000000000
Planaltina	0000100000	0001000000	1000000000	0000000000	0000000010	0001000000	0000000000
Samuel	1000100000	0001010000	0100010001	0001000000	0000000010	1000010000	0100000000
Santa Cecília	0100100000	0001010000	0100010011	0001000010	0000000000	0000000000	0000000000
Santo Inácio	0000100000	0000000000	0000000000	0000000000	0010010000	0001100010	0000000000
Serra do Japi	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000
Sul da Patagônia	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	0000000110
Tucuruí	0000100000	0001010000	0001010000	0011000000	0000000001	0000010001	0000000000
Vacaria	0000100000	0000000000	0000000000	0000000000	0010100000	0001000000	0000000000

Site	80	90	100	110	120	130	140
Alagoado	0000000000	0000000000	0000010000	0000000000	0000000000	0000000000	0000100000
Alto Paraíso	0000000000	0000100000	0000100000	0000000000	0000000000	0000000000	0000000010
Apure	0000000000	0000010001	0000010000	0100000000	0000000000	0000000000	0000000000
Balbina	0000000000	0001000010	0000010010	0000000000	1010000000	0000000000	0000000000
Barra do Garças	0000000000	0000100000	0000100001	0000000000	0000000000	0000000000	0000000010
Barro Colorado	0000000001	0000010100	0000010000	0000000101	0001000000	0000000000	0000000000
Belém	1000000000	0001000010	0000011010	0000001000	1010000000	0000000000	0000001000
Brasília	0000100000	0000000010	0000100001	0000000000	0000000000	0000000000	0000000111
Chaco	0100000000	0000000000	0001000000	0000000000	0000000000	0000000000	0000010010
Chapada dos Guimarães	0000000000	0001100010	0000110001	0000000000	0000000000	0000000000	0000000010
Chinajá	0000000110	0000000000	0000010000	0001000001	0000000000	0000000000	0000000000
Cocha Cashu	0001000000	0011000000	0000000100	1000000000	0000000000	0000000000	0000000000
Cuzco	0000000000	0001000000	0000001100	1000000000	0000000000	0000000000	0000000000
Exu	0000000000	0000100010	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	0000100000
Guarico	0000000000	0000010001	0000010000	0100000000	0000000000	0000000000	0000000000
Ibiraba	0000000000	0000000010	0000010000	0000000000	0000000000	0000000000	0000100000
Iquitos	1011000000	1001000010	0000011100	1000010000	0100000000	0000000000	0000000000
Itaparica	0000000000	0000101010	0000010000	0000000000	0000000000	0000000000	0000100000
Joaquim Gonzalez	0000000000	0000000000	1010000000	0010000000	0000000000	1000000000	0001000010
La Selva	0000000000	0000000000	0000010000	0000000011	0000000000	0000000000	0000000000
Manaus	0000000000	0001000000	0000010010	0000000000	1010000000	0000000000	0000000000
Minaçu	0000000000	0000100000	0000110001	0000000000	0000000000	0000000000	0000000010
Norte da Patagônia	0000000000	0000000000	0101000000	0000100000	0000011111	0111110110	1110000010
Pirenópolis	0000000000	0000100000	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	0000000010
Planaltina	0000000000	0000000010	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	0000000110
Samuel	0001001000	0011000010	0000011010	0000000000	0110000000	0000000000	0000000000
Santa Cecília	1011000000	1001000000	0000001000	1000000000	0101000000	0000000000	0000000000
Santo Inácio	0000000000	0000000010	0000010000	0000000000	0000000000	0000000000	0000100000
Serra do Japi	0000010000	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	0000000010
Sul da Patagônia	0000000000	0000000000	0100000000	0000000000	0000101100	0000101011	0000000000
Tucuruí	0000000000	0001000010	0000010010	0000001000	1000000000	0000000000	0000000000
Vacaria	0000000000	0000100010	0000010000	0000000000	0000000000	0000000000	0000100000

Tabela 1. Matriz utilizada na análise de parsimônia de endemismos baseada na distribuição de 213 espécies de lagartos em 32 localidades neotropicais (continuação)

Site	150	160	170	180	190	200	210	213
Alagoado	1000000100	0010010000	0000110000	0000000000	0000001000	0100000010	0000100000	000
Alto Paraíso	0100100001	1010010000	0000000000	0000000000	0000000000	0001100000	0001000000	000
Apure	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	0100000000	0000000100	000
Balbina	0100010000	0000000100	0000000100	0000000000	0110100000	0000001000	0010000110	000
Barra do Garças	0101000001	1000010000	0000000000	0000001000	0000000000	0001100000	0100110000	000
Barro Colorado	0010000000	0000001000	0000000000	0010000000	0100000000	0000000000	0000000000	000
Belém	0100010000	0000000110	0000000000	0000000000	0100100000	0000100000	0010000110	000
Brasília	0101100001	1000010000	0000000000	0000000000	0000000000	0010100000	0101100000	000
Chaco	0000000010	0010010000	0000000000	0000000000	1000000000	0000000000	1000101000	000
Chapada dos Guimarães	0101100001	1010010000	0000000000	0000001000	0000000000	1001100000	0100110000	000
Chinajá	0000000000	0000000000	0000000000	0010100000	0100000000	0000000000	0000000000	000
Cocha Cashu	0100001000	0000000011	1010000010	0000000001	0100000000	0000001000	0010000100	000
Cuzco	0100000000	0000000111	0100000100	1000000010	0100000001	0000001000	0010000100	000
Exu	1000000000	0010010000	0000000000	0000000000	0000000000	0100000010	0000100000	000
Guarico	0000000000	0100000000	0000000000	0000000000	0000000000	0100000000	0000000100	000
Ibiraba	1000000100	0010010000	0000100000	0000000000	0000001000	0100000100	0000100000	010
Iquitos	0100001000	0000000110	0000000100	1000010000	0100000001	0000001000	0010000100	000
Itaparica	1000000000	0010010100	0000000000	0000000000	0000000000	0100000011	0000100000	010
Joaquim Gonzalez	0000000010	1000000000	0000000000	0000000100	1000000010	0000000000	1000001001	010
La Selva	0010000000	0000001000	0000000000	0101100000	0100000000	0000000000	0000000000	000
Manaus	0100010000	0000000000	0000000000	0000000000	0110100000	0000001000	0010000110	000
Minaçu	0101100001	1010010000	0000000000	0000000000	0000000000	0001100000	0100110000	000
Norte da Patagônia	0000000000	0001100000	0001001000	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	000
Pirenópolis	0101100000	1000010000	0000000000	0000000000	0000000000	0010100000	0000100000	000
Planaltina	0100100001	1000010000	0000000000	0000000000	0000000000	0010000000	0101100000	000
Samuel	0100010000	1000000111	0000000000	0000000000	0100000000	0000001000	0010000110	000
Santa Cecília	0100001000	0000000110	1000000100	1000000000	0100000001	0000000000	0010000100	000
Santo Inácio	1000000000	0010010000	0000000001	0000000000	0001000100	0100010000	0000100000	010
Serra do Japi	0000000000	1000000000	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	0000100000	100
Sul da Patagônia	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	0000000000	001
Tucuruí	0100000000	0000000010	0000000000	0000000000	0110000000	0000101000	0010000110	000
Vacaria	1000000000	0010010000	0000000001	0000000000	0000010100	0100000000	0000100000	010

Nota: O indica ausências, enquanto que 1 indica presença. As espécies são as seguintes: 1. *Alopoglossus angulatus*, 2. *A. atriventris*, 3. *A. buckleyi*, 4. *A. carinicaudatus*, 5. *Ameiva ameiva*, 6. *A. festiva*, 7. *A. leptophrys*, 8. *A. quadrilineata*, 9. *Anolis auratus*, 10. *A. biporcatus*, 11. *A. bombiceps*, 12. *A. capito*, 13. *A. carpenteri*, 14. *A. chrysolepis*, 15. *A. frenatus*, 16. *A. fuscoauratus*, 17. *A. humilis*, 18. *A. lemurinus*, 19. *A. limifrons*, 20. *A. lionotus*, 21. *A. meridionalis*, 22. *A. ortonii*, 23. *A. pentaprion*, 24. *A. philopunctatus*, 25. *A. poecilopus*, 26. *A. punctatus*, 27. *A. sericeus*, 28. *A. gr. fuscoauratus*, 29. *A. trachyderma*, 30. *A. transversalis*, 31. *A. tropidogaster*, 32. *A. vittigerus*, 33. *Arthrosaura kockii*, 34. *A. reticulata*, 35. *Bachia bresslaui*, 36. *B. cophias*, 37. *B. panoplia*, 38. *Bachia sp.*, 39. *B. trisanale*, 40. *Basiliscus basiliscus*, 41. *B. plumifrons*, 42. *B. vittatus*, 43. *Briba brasiliana*, 44. *Caliptommatus leiolepis*, 45. *C. nicterus*, 46. *C. sinebrachiatus*, 47. *Celestus rozellae*, 48. *C. hylaius*, 49. *Cercosaura ocellata*, 50. *Cnemidophorus cryptus*, 51. *C. gramivagus*, 52. *C. lemniscatus*, 53. *C. longicaudus*, 54. *C. ocellifer*, 55. *Cnemidophorus sp.*, 56. *Coleodactylus amazonicus*, 57. *C. brachystoma*, 58. *C. meridionalis*, 59. *Colobosaura mentalis*, 60. *C. modesta*, 61. *Corytophanes cristatus*, 62. *Crocodilurus lacertinus*, 63. *Ctenoblepharys donosobarrosi*, 64. *Diploglossus bilobatus*, 65. *D. fasciatus*, 66. *D. lessonae*, 67. *D. monotropis*, 68. *Diplolaemus bibronii*, 69. *D. darwinii*, 70. *D. leopardinus*, 71. *Dracaena guianensis*, 72. *D. paraguayensis*, 73. *Enyalioides cofanorum*, 74. *E. laticeps*, 75. *Enyalius bilineatus*, 76. *E. iheringii*, 77. *E. leechii*, 78. *Eumeces schwartzei*, 79. *E. sumichrasti*, 80. *Gonatodes albogularis*, 81. *G. concinnatus*, 82. *G. eladioi*, 83. *G. hasemani*, 84. *G. humeralis*, 85. *Gymnodactylus geckoides*, 86. *G. speciosus*, 87. *Hemidactylus agrius*, 88. *H. frenatus*, 89. *H. mabouia*, 90. *H. palaichthus*, 91. *Homonota borelli*, 92. *H. darwinii*, 93. *H. fasciata*, 94. *H. horrida*, 95. *Hoplocercus spinosus*, 96. *Iguana iguana*, 97. *Iphisa elegans*, 98. *Kentropyx altamazonica*, 99. *K. calcarata*, 100. *K. paulensis*, 101. *K. pelviceps*, 102. *K. striata*, 103. *K. viridistriga*, 104. *Laemanctus longipes*, 105. *Leiosaurus bellii*, 106. *Lepidoblepharis festae*, 107. *L. heyerorum*, 108. *L. sanctaemartae*, 109. *L. xanthostigma*, 110. *Lepidophyma flavimaculatum*, 111. *Leposoma guianense*, 112. *L. parietale*, 113. *L. pericarinatum*, 114. *L. southi*, 115. *Liolaemus archeforus*, 116. *L. austromendocinus*, 117. *L. bibronii*, 118. *L. boulengeri*, 119. *L. buergeri*, 120. *L. ceii*, 121. *L. chacoensis*, 122. *L. chiliensis*, 123. *L. darwinii*, 124. *L. elongatus*, 125. *L. fitzingeri*, 126. *L. gracilis*, 127. *L. kingii*, 128. *L. kriegi*, 129. *L. lineomaculatus*, 130. *L. magellanicus*, 131. *L. rothi*, 132. *L. ruizleali*, 133. *L. tenuis*, 134. *L. wiegmannii*, 135. *Lygodactylus klugei*, 136. *L. wetzeli*, 137. *Mabuya bistriata*, 138. *M. dorsivittata*, 139. *M. frenata*, 140. *M. guaporicola*, 141. *M. heathi*, 142. *M. nigropunctata*, 143. *M. unimarginata*, 144. *Micrablepharus atticolus*, 145. *M. maximiliani*, 146. *Neusticurus bicarinatus*, 147. *N. ecpleopus*, 148. *Notobachia ablephara*, 149. *Ophiodes intermedius*, 150. *O. striatus*, 151. *Pantodactylus schreibersii*, 152. *Phyllodactylus ventralis*, 153. *Phyllopezus pollicaris*, 154.

Bremer, que determina o número de passos adicionais necessários para que um determinado clado desapareça do consenso estrito de cladogramas subótimos (Bremer, 1994). Considerou-se, de forma arbitrária, clados com índice de decaimento igual ou superior a cinco como "robustos".

A APE produziu nove cladogramas mais parsimoniosos de igual comprimento (comprimento = 312, índice de consistência = 0,68, índice de retenção = 0,77). O cladograma de consenso estrito mostra que todas as localidades formam clados coincidentes com os biomas das quais são provenientes, sugerindo que a compartimentação da herpetofauna em biomas é natural e que a classificação dos biomas é adequada (Figura 1). Entretanto, o suporte para os biomas Caatinga, Cerrado e Chaco, revelado pelo índice de decaimento, foi apenas moderado. A dicotomia basal no grupo interno representa localidades de biomas florestais *versus* localidades de biomas abertos, com exceção da Serra do Japi, uma localidade da Floresta Atlântica, que mostrou mais parentesco com localidades do Cerrado, Chaco e Patagônia (Figura 1). Esse resultado está de acordo com a previsão feita anteriormente, de que a primeira divergência biogeográfica na herpetofauna sul-americana produziu dois conjuntos de espécies, um de paisagens abertas e outro de paisagens florestais. A estreita relação entre a Serra do Japi com localidades de biomas abertos possivelmente resultou da presença de enclaves de vegetação aberta na região, da grande proximidade dessa localidade ao Cerrado e, presumivelmente, de conexões históricas entre essa localidade e o Cerrado durante flutuações climáticas do Quaternário (Ab'Saber, 1992; Leitão-Filho, 1992). Entretanto, o grau de suporte para esse posicionamento foi extremamente baixo (Figura 1).

As localidades amazônicas formaram um grupo monofilético com

Nota - continuação

Phymaturus palluma, 155. *P. patagonicus*, 156. *Polychrus acutirostris*, 157. *P. gutturosus*, 158. *P. marmoratus*, 159. *Prionodactylus argulus*, 160. *P. eigenmanni*, 161. *P. manicatus*, 162. *P. oshaughnessyi*, 163. *Prionodactylus sp.*, 164. *Pristidactylus fasciatus*, 165. *Procellosaurinus erythrocercus*, 166. *P. tetradactylus*, 167. *Proctotretus pectinatus*, 168. *Pseudogonatodes guianensis*, 169. *Pseudogonatodes sp.*, 170. *Psilophthalmus paeminosus*, 171. *Ptychoglossus brevifrontalis*, 172. *Sphaerodactylus homolepis*, 173. *S. lineolatus*, 174. *S. millipunctatus*, 175. *Sphenomorphus cherriei*, 176. *Stenocercus aculeatus*, 177. *S. caducus*, 178. *S. doellojuradoi*, 179. *S. roseiventris*, 180. *Stenocercus sp.*, 181. *Teius teyou*, 182. *Thecadactylus rapicaudus*, 183. *Tretioscintus agilis*, 184. *Tropidurus amathites*, 185. *T. azureum*, 186. *T. cocorobensis*, 187. *T. divaricatus*, 188. *T. erythrocephalus*, 189. *T. etheridgei*, 190. *T. flaviceps*, 191. *T. guarany*, 192. *T. hispidus*, 193. *T. itambere*, 194. *T. montanus*, 195. *T. oreadicus*, 196. *T. pinima*, 197. *T. plica*, 198. *T. psammonastes*, 199. *T. semitaeniatus*, 200. *Tropidurus sp.*, 201. *T. spinulosus*, 202. *T. torquatus*, 203. *T. umbra*, 204. *Tupinambis duseni*, 205. *T. merianae*, 206. *T. quadrilineatus*, 207. *T. rufescens*, 208. *T. teguixin*, 209. *Uranoscodon superciliosus*, 210. *Urostrophus gallardoi*, 211. *U. vautieri*, 212. *Vanzosaura rubricauda*, 213. *Vilcunia sylvanae*.

Fontes: Alagoado, Brasil (Rodrigues, 1996); Alto Paraíso, Brasil (Coleção Herpetológica da Universidade de Brasília - CHUNB); Apure, Venezuela (Staton & Dixon, 1977); Balbina, Brasil (Silva & Sites, 1995); Barra do Garças, Brasil (CHUNB); Barro Colorado Island, Panama (Rand & Myers, 1990); Belém, Brasil (Silva & Sites, 1995); Brasília, Brasil (CHUNB); Chaco, Paraguay (Norman, 1994); Chapada dos Guimarães, Brasil (CHUNB, Strüssmann, 2000); Chinajá, Guatemala (Silva & Sites, 1995); Cocha Cashu, Peru (Rodriguez & Cadle, 1990); Cuzco, Peru (Duellman & Salas, 1991); Exu, Brasil (Vitt, 1995); Guarico, Venezuela (Staton & Dixon, 1977); Ibiraba, Brasil (Rodrigues, 1996); Iquitos, Peru (Silva & Sites, 1995); Itaparica, Brasil (Silva & Sites, 1995); Joaquim V. Gonzales, Argentina (Fitzgerald *et al.*, 1999); La Selva, Costa Rica (Guyer, 1994); Manaus, Brasil (Zimmerman & Rodrigues, 1990); Minaçu, Brasil (CHUNB); Norte da Patagônia, Argentina (Cei, 1979); Pirenópolis, Brasil (CHUNB); Planaltina, Brasil (Brandão & Araujo, 1998); Samuel, Brasil (Silva & Sites, 1995); Santa Cecilia, Equador (Duellman, 1978); Santo Inácio, Brasil (Rodrigues, 1996); Serra do Japi, Brasil (Sazima & Haddad, 1992); Sul da Patagônia, Argentina (Cei, 1979); Tucuruí, Brasil (Silva & Sites, 1995); Vacaria, Brasil (Rodrigues, 1996).

alto grau de suporte e se dividiram em dois grupos, um da Amazônia Ocidental e outro da Amazônia Oriental, ambos com moderado grau de suporte (Figura 1). Essa divisão biogeográfica na Amazônia já havia sido identificada em estudos anteriores com diversos organismos, incluindo anfíbios (Ron, 2000), lagartos (Ávila-Pires, 1995; Ron, 2000), aves (Haffer, 1987) e primatas (Silva & Oren, 1996). Por outro lado, as localidades de biomas abertos (mais a Serra do Japi) formaram um grupo monofilético com baixo nível de suporte (Figura 1). Os resultados indicam que a herpetofauna da Caatinga compartilha uma história mais recente com a dos Llanos do que com a do Cerrado, Chaco e Patagônia. Ainda, o cladograma de consenso estrito indica que a herpetofauna do Cerrado compartilha uma história mais recente com a do Chaco que com a de outros biomas abertos sul-americanos. Entretanto, o grau de suporte para esses grupos de localidades de biomas abertos foi baixo, à exceção da Patagônia e dos Llanos (Figura 1).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os principais eventos que marcaram a diferenciação da herpetofauna do

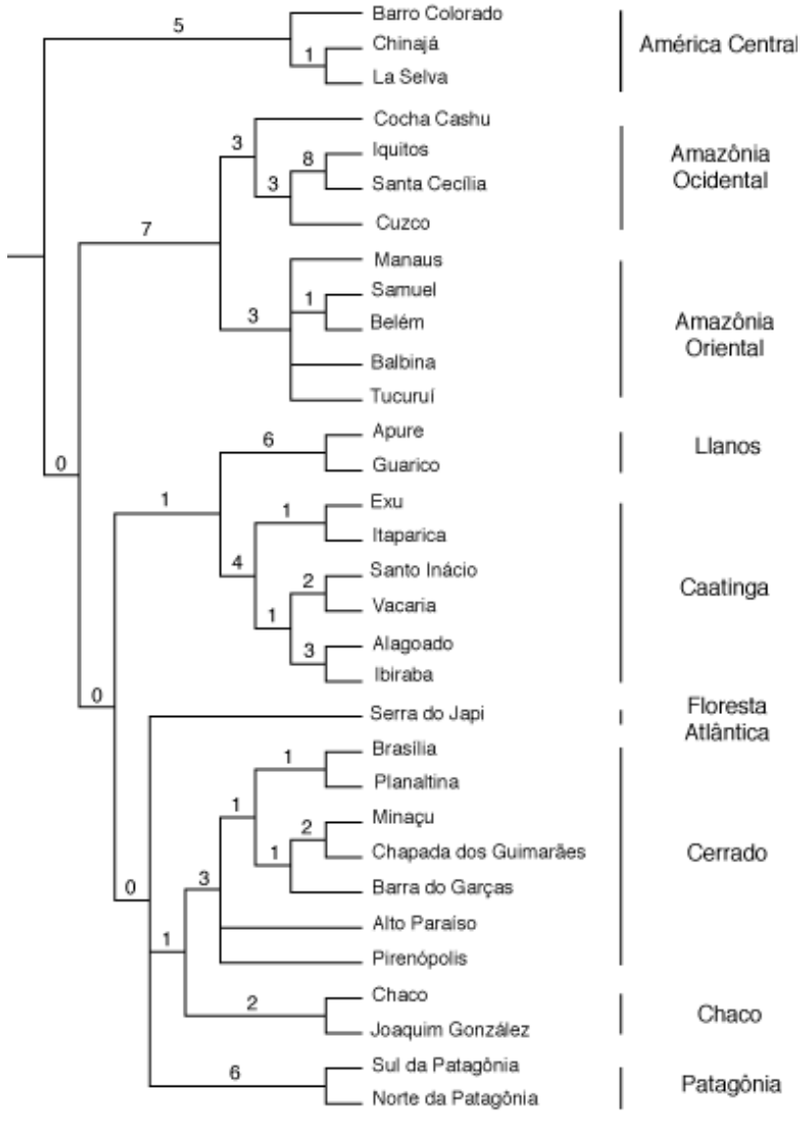


Figura 1
Cladograma de áreas, obtido através de Análise de Parsimônia de Endemismos de 213 espécies de lagartos em 32 localidades neotropicais. Cladograma é o consenso estrito de 9 cladogramas mais parsimoniosos. Números indicam índice de decaimento ou suporte de Bremer.

Cerrado consistem do estabelecimento de um gradiente climático associado à formação de três províncias florísticas ao início do Terciário, a grande transgressão marinha do Mioceno, o soerguimento do Planalto Central e a chegada de imigrantes das Américas Central e do Norte ao final do Terciário e flutuações climáticas do Quaternário. Parte dos padrões de distribuição da herpetofauna sul-americana, interpretados à luz de uma Análise de Parsimônia de Endemismos, corroboram a importância de alguns desses eventos. Muita ênfase tem sido dada a eventos do Quaternário sobre a diferenciação da herpetofauna sul-americana, enquanto que aparentemente o Terciário teve muito maior importância. Estudos sobre a paleontologia da herpetofauna sul-americana, assim como sobre as relações filogenéticas de grupos endêmicos, são fundamentais para uma melhor compreensão de sua gênese.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ab'Saber, A. N. 1992. A Serra do Japi, sua origem geomorfológica e a teoria dos refúgios. *In* L. P. C. Morellato (Ed.). *História Natural da Serra do Japi*. pp. 12-23. Editora da UNICAMP/FAPESP, Campinas, São Paulo.

Absy, M. L., & T. Van der Hammen. 1976. Some paleoecological data from Rondônia, southern part of the Amazon basin. *Acta Amazonica* 6: 293-299.

Albino, A. M. 1996. The South American fossil Squamata (Reptilia: Lepidosauria). *Münchner Geowiss. Abh* . (A) 30: 185-202.

Ávila-Pires, T. C. S. 1995. Lizards of Brazilian Amazonia (Reptilia: Squamata). *Zool. Verh.* 1995: 3-706.

Azevedo-Ramos, C., & U. Galatti. 2002. Patterns of amphibian diversity in Brazilian Amazonia: Conservation implications. *Biol. Conserv.* 103: 103-111.

Báez, A. M., & Z. B. Gasparini. 1979. The South American herpetofauna: an evaluation of the fossil record. *In* W. E. Duellman (Ed.). *The South American Herpetofauna*: its origin, evolution, and dispersal. p. 29-54. The Museum of Natural History, The University of Kansas, Lawrence, Kansas.

Ball, I. R. 1975. Nature and formulation of biogeographical hypotheses. *Syst. Zool*. 24: 407-430.

Bauer, A. M. 1993. African-South American relationships: a perspective from the Reptilia. *In* P. Goldblatt (Ed.). *Biological Relationships between Africa and South America*. p. 244-288. Yale University Press, New Haven and London.

Bons, J., and G. Pasteur. 1977. Solution histologique à un problème de taxinomie herpétologique intéressant les rapports paléobiologiques de l'Amérique du Sud et de l'Afrique. *CR Hebd. Acad. Sci.* 284: 2547-2550.

Brandão, R. A., & A. F. B. Araujo. 1998. A herpetofauna da Estação Ecológica de Águas Emendadas. *In* J. S. Marinho-Filho (Ed.). *Vertebrados da Estação Ecológica de Águas Emendadas.* História Natural e Ecologia de um Fragmento de Cerrado do Brasil Central. p. 9-21. Instituto de Ecologia e Meio Ambiente do Distrito Federal, Brasília.

Brasil, A. E., & S. M. Alvarenga. 1989. Relevo. *In* A. C. Duarte (Ed.). *Geografia do Brasil* . Região Centro-Oeste. p. 53-72. FIBGE-Diretoria de Geociências, Rio de Janeiro.

Bremer, K. 1994. Branch support and tree stability. *Syst. Biol.* 49: 754-776.

Brooks, D. R., & D. A. McLennan. 1991. *Phylogeny, Ecology, and Behavior, A Research Program in Comparative Biology*. The University of Chicago Press, Chicago.

Cei, J. M. 1979. The Patagonian herpetofauna. *In* W. E. Duellman (Ed.). *The South American Herpetofauna:* its origin, evolution, and dispersal. p. 309-339. The Museum of Natural History, The University of Kansas, Lawrence, Kansas.

Colli, G. R. 1996. *Amazonian Savanna Lizards and the Biogeography of Amazonia*. Tese de Doutorado, University of California, Los Angeles, California.

Del'Arco, J. O., & P. E. L. Bezerra. 1989. Geologia. *In* Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (Ed.). *Geografia do Brasil*. Região Centro-Oeste. Volume 1. p. 35-51. IBGE, Rio de Janeiro.

Donnelly, M. A. 1994. Amphibian diversity and natural history. *In* L. A. McDade, K. S. Bawa, H. A. Hespenheide and G. S. Hartshorn (Eds.). *La Selva. Ecology and natural history of a neotropical rain forest*. p. 199-209. The University of Chicago Press, Chicago and London.

Duellman, W. E. 1978. The biology of an equatorial herpetofauna in Amazonian Ecuador. *Misc. Publ. Mus. Nat. Hist. Univ. Kansas* 65: 1-352.

_____. (Ed.). 1979. *The South American Herpetofauna:* its origin, evolution and dispersal. Lawrence, Kansas, The Museum of Natural History, The University of Kansas.

_____.1990. Herpetofaunas in neotropical rainforests: comparative composition, history, and resource use. *In* A. H. Gentry (Ed.). *Four Neotropical Rainforests*. p. 455-505. Yale University Press, New Haven and London.

_____.1993. Amphibians in Africa and South America: evolutionary history and ecological comparisons. *In* P. Goldblatt (Ed.). *Biological Relationships between Africa and South America*. p. 200-243. Yale University Press, New Haven and London.

_____ & L. Trueb. 1986. *Biology of Amphibians*. McGraw-Hill Publishing Company, New York.

_____ & A. W. Salas. 1991. Annotated checklistof the amphibians and reptiles of Cuzco Amazonico, Peru. *Occ. Pap. Mus. Nat. Hist. Univ. Kansas* 143: 1-13.

Estes, R., & A. Báez. 1985. Herpetofaunas of North and South America during the late Cretaceous and Cenozoic: evidence for interchange? *In* F. G. Stehli and S. D. Webb (Eds.). *The Great American Biotic Interchange*. p. 139-197. Plenum Press, New York.

_____ .1961. Miocene lizards from Colombia, South America. *Breviora* 143: 1-11.

Fitzgerald, L. A., F. B. Cruz, & G. Perotti. 1999. Phenology of a lizard assemblage in the dry chaco of Argentina. *J. Herpetol.* 33: 526-535.

Frost, D. R., & R. Etheridge. 1989. A phylogenetic analysis and taxonomy of iguanian lizards (Reptilia: Squamata). *Misc. Publ. Mus. Nat. Hist. Univ. Kansas* 81: 1-65.

Gallagher, D. S., & J. R. Dixon, Jr. 1992. Taxonomic revision of the South American lizard genus *Kentropyx* Spix (Sauria, Teiidae). *Boll. Mus. reg. Sci. nat. Torino* 10: 125-171.

Gallagher, D. S., Jr. 1979. *A Systematic Revision of the South American Lizard Genus Kentropyx (Sauria: Teiidae)*. Tese de Doutorado, Texas A&M University, College Station, Texas.

Gao, K., & R. C. Fox. 1996. Taxonomy and evolution of Late Cretaceous lizards (Reptilia: Squamata) from western Canada. *Bull. Carnegie Mus. Nat. Hist.* 33: 1-107.

Gayet, M., J. C. Rage, T. Sempere, & P. Y. Gagnier. 1992. Modalités des échanges de vértebrés continentaux entre l'Amérique du Nord et l'Amérique du Sud au Crétacé supérieur et au Paléocène. *Bull. Soc. géol. France* 163: 781-791.

Guyer, C. 1994. The reptile fauna: diversity and ecology. *In* L. A. McDade, K. S. Bawa, H. A. Hespenheide and G. S. Hartshorn (Eds.). *La Selva. Ecology and*

Natural History of a Neotropical Rain Forest. p. 210-216. The University of Chicago Press, Chicago and London.

_____ & J. M. Savage. 1986. Cladistic relationships among anoles (Sauria: Iguanidae). *Syst. Zool.* 35: 509-531.

Haddad, C. F. B., G. V. Andrade, & A. J. Cardoso. 1988. Anfíbios anuros no Parque Nacional da Serra da Canastra, estado de Minas Gerais. *Brasil Florestal* 64: 9-20.

Haffer, J. 1974. *Avian Speciation in Tropical South America, with a Systematic Survey of the Toucans (Ramphastidae) and Jacamars (Galbulidae).* Nutall Ornithological Club, Cambridge, Massachussets.

_____. 1987. Biogeography of Neotropical birds. *In* T. C. Whitmore and G. T. Prance (Eds.). *Biogeography and Quaternary History in Tropical America*. pp. 105-150. Clarendon Press, Oxford.

Harley, R. M. 1988. Evolution and distribution of *Eriope* (Labiatae), and its relatives, in Brazil. *In* P. E. Vanzolini and W. R. Heyer (Eds.). *Proceedings of a Workshop on Neotropical Distribution Patterns.* p. 71-120. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro.

Hedges, S. B. 1996. The origin of West Indian amphibians and reptiles. *In* R. Powell and R. W. Henderson (Eds.). *Contributions to West Indian Herpetology.* A tribute to Albert Schwartz. p. 95-128. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, Saint Louis, Missouri.

Heyer, W. R. 1978. Systematics of the *fuscus* group of the frog genus *Leptodactylus* (Amphibia, Leptodactylidae). *Nat. Hist. Mus. Los Angeles County Sci. Bull.* 29: 1-85.

_____ & L. R. Maxson. 1982. Distributions, relationships, and zoogeography of lowland frogs- the *Leptodactylus* complex in South America, with special reference to Amazonia. *In* G. T. Prance (Ed.). *Biological Differentiation in the Tropics.* p. 375-388. Columbia University Press, New York.

Humphries, C. J., & L. R. Parenti. 1999. *Cladistic Biogeography.* Oxford University Press, Oxford.

Leitão-Filho, H. F. 1992. A flora arbórea da Serra do Japi. *In* L. P. C. Morellato (Ed.). *História Natural da Serra do Japi.* p. 40-63. Editora da UNICAMP/FAPESP, Campinas, São Paulo.

Lynch, J. D. 1988. Refugia. *In* A. A. Myers and P. S. Giller (Eds.). *Analytical Biogeography:* An Integrated Approach to the Study of Animal and Plant Distributions. p. 311-342. Chapman and Hall, London.

Morrone, J. J., S. Roig-Juñent, & J. V. Crisci. 1994. Cladistic biogeography of terrestrial sub-Antarctic beetles (Insecta: Coleoptera) from South America. *Res. Explor.* 10: 104-115.

Norman, D. R. 1994. *Amphibians and Reptiles of the Paraguayan Chaco*, Volume 1. D. Norman, San José, Costa Rica.

Nydam, R. L. 2002. Lizards of the Mussentuchit Local Fauna (Albian-Cenomanian boundary) and comments on the evolution of the Cretaceous lizard fauna of North America. J. *Vertebr. Paleontol.* 22: 645-660.

_____ & R. L. Cifelli. 2002a. A new teiid lizard from the Cedar Mountain formation (Albian-Cenomanian boundary) of Utah. *J. Vertebr. Paleontol.* 22: 276-285.

_____ & R. L. Cifelli. 2002b. Lizards from the Lower Cretaceous (Aptian-Albian) Antlers and Cloverly formations. *J. Vertebr. Paleontol.* 22: 286-298.

Parrish, J. T. 1993a. The paleogeography of the opening south Atlantic. *In* W. George and R. Lavocat (Eds.). *The Africa-South America Connection.* p. 8-27. Clarendon Press, Oxford.

_____. 1993b. Palaeoclimatic history of the opening South Atlantic. *In* W. George

and R. Lavocat (Eds.). *The Africa-South America Connection*. p. 28-43. Clarendon Press, Oxford.

Pascual, R., and E. O. Jaureguizar. 1990. Evolving climates and mammal faunas in Cenozoic South America. *J. Hum. Evol.* 19: 23-60.

Pitman, W. C., III, S. Cande, J. LaBrecque, & J. Pindell. 1993. Fragmentation of Gondwana: the separation of Africa from South America. *In* P. Goldblatt (Ed.). *Biological Relationships between Africa and South America.* p. 15-34. Yale University Press, New Haven and London.

Pombal, J. P., Jr., & U. Caramaschi. 1995. Posição taxonômica de *Hyla pseudopseudis* Miranda-Ribeiro, 1937 e *Hyla saxicola* Bokermann, 1964 (Anura, Hylidae). *Bol. Mus. Nac.,* nova sér., Zool., Rio de Janeiro 363: 1-8.

Pough, F. H., R. M. Andrews, J. E. Cadle, M. L. Crump, A. H. Savitzky, & K. D. Wells. 1998. *Herpetology*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.

Prance, G. T. 1982. *Biological Diversification in the Tropics.* Columbia University Press, New York.

Presch, W. F., Jr. 1974. Evolutionary relationships and biogeography of the macroteiid lizards (Family Teiidae, Subfamily Teiinae). *Bull. So. Calif. Acad. Sci.* 73: 23-32.

Rand, A. S., & C. W. Myers. 1990. The herpetofauna of Barro Colorado Island, Panama: an ecological summary. *In* A. H. Gentry (Ed.). *Four Neotropical Rainforests.* p. 386-409. Yale University Press, New Haven and London.

Räsänen, M. E., A. M. Linna, J. C. R. Santos, & F. R. Negri. 1995. Late Miocene tidal deposits in the Amazonian foreland basin. *Science* 269: 386-390.

Ridley, M. 1986. *Evolution and Classification: the Reformation of Cladism.* Longman, New York.

Rodrigues, M. T. 1981. Uma nova espécie de *Tropidurus* do Brasil (Sauria, Iguanidae). *Pap. Avul. Zool.,* S. Paulo 34: 145-149.

_____ .1987. Sistemática, ecologia e zoogeografia dos *Tropidurus* do grupo *Torquatus* ao sul do rio Amazonas (Sauria, Iguanidae). *Arq. Zool.,* S. Paulo 31: 105-230.

_____ .1991. Herpetofauna das dunas interiores do rio São Francisco, Bahia, Brasil. III. *Procellosaurinus*: Um novo gênero de microteiídeos sem pálpebra, com a redefinição do gênero *Gymnophthalmus* (Sauria, Teiidae). *Pap. Avul. Zool.*, S. Paulo 37: 329-342.

_____. 1996. Lizards, snakes, and amphisbaenians from the quaternary sand dunes of the middle rio São Francisco, Bahia, Brazil. *J. Herpetol.* 30: 513-523.

_____ & J. E. Cadle. 1990. A preliminary overview of the herpetofauna of Cocha Cashu, Manu National Park, Peru. *In* A. H. Gentry (Ed.). *Four Neotropical Rainforests.* pp. 410-425. Yale University Press, New Haven and London.

Romero, E. J. 1993. South American paleofloras. *In* P. Goldblatt (Ed.). *Biological Relationships between Africa and South America.* p. 62-85. Yale University Press, New Haven and London.

Ron, S. R. 2000. Biogeographic area relationships of lowland Neotropical rainforest based on raw distributions of vertebrate groups. *Biol. J. Linn. Soc.* 71: 379-402.

Rosen, B. R. 1988. From fossils to earth history: applied historical biogeography. *In* A. A. Myers and P. S. Giller (Eds.). *Analytical Biogeography: An Integrated Approach to the Study of Animal and Plant Distributions.* p. 437-481. Chapman and Hall, London.

_____. 1992. Empiricism and the biogeographical black box: concepts and methods in marine palaeobiogeography. *Palaeogeogr., Palaeoclimatol., Palaeoecol.* 92: 171-205.

Savage, J. M., & K. R. Lips. 1993. A review of the status and biogeography of the lizard genera *Celestus* and *Diplogossus* (Squamata: Anguidae), with description of two new species from Costa Rica. *Revta. Biol. Trop.* 41: 817-842.

Sazima, I., & C. F. B. Haddad. 1992. Répteis da Serra do Japi: Notas sobre história natural. *In* L. P. C. Morellato (Ed.). *História Natural da Serra do Japi*. Ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil. p. 212-237. Editora da Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Silva, J. M. C. 1995. Biogeographic analysis of the South American Cerrado avifauna. *Steenstrupia* 21: 49-67.

_____ & D. C. Oren. 1996. Aplication of parsimony analysis of endemicity in Amazonian biogeography: an example with primates. *Biol. J. Linn. Soc.* 59: 427-437.

Silva, N. J., Jr., & J. W. Sites, Jr. 1995. Patterns of diversity of neotropical squamate reptile species with emphasis on the Brazilian Amazon and the conservation potential of indigenous reserves. *Conserv. Biol.* 9: 873-901.

Smith, H. M., R. L. Martin, & T. A. Swain. 1977. A new genus and two new species of South American geckos (Reptilia, Lacertilia). *Pap. Avul. Zool.*, S. Paulo 30: 195-213.

Staton, M. A., & J. R. Dixon. 1977. The herpetofauna of the central llanos of Venezuela: noteworthy records, a tentative checklist and ecological notes. *J. Herpetol.* 11: 17-24.

Strüssmann, C. 2000. Herpetofauna. *In* C. J. R. Alho (Ed.). *Fauna Silvestre da Região do Rio Manso-MT.* p. 153-189. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis e Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A., Brasília, Brasil.

Swofford, D. L. 1999. *PAUP*. Phylogenetic Analysis using Parsimony (*and Other Methods)*. Sunderland, Massachusetts, Sinauer Associates.

Van der Hammen, T. 1974. The Pleistocene changes of vegetation and climate in tropical South America. *J. Biogeogr.* 1: 3-26.

_____ . 1983. The palaeoecology and palaeogeography of savannas. *In* F. Bourlière (Ed.). *Ecosystems of the World 13.* Tropical Savannas. p. 19-35. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam.

_____ & M. L. Absy. 1994. Amazonia during the last glacial. *Palaeogeogr., Palaeoclimatol., Palaeoecol.* 109: 247-261.

Vanzolini, P. E. 1968a. Geography of the South American Gekkonidae (Sauria). *Arq. Zool.,* S. Paulo 17: 85-112.

_____. 1968b. Lagartos brasileiros da família Gekkonidae (Sauria). *Arq. Zool.*, S. Paulo 17: 1-84.

_____. 1970. *Zoologia Sistemática, Geografia e a Origem das Espécies.* Universidade de São Paulo, Instituto de Geografia, São Paulo.

Vanzolini, P. E. 1974. Ecological and geographical distribution of lizards in Pernambuco, northeastern Brazil (Sauria). *Pap. Avul. Zool.*, S. Paulo 28: 61-90.

_____. 1976. On the lizards of a cerrado-caatinga contact, evolutionary and zoogeographical implications (Sauria). *Pap. Avul. Zool.*, S. Paulo 29: 111-119.

_____. 1986. *Levantamento Herpetológico da Área do Estado de Rondônia sob a Influência da Rodovia BR 364.* Conselho Nacional do Desenvolvimento Científico e Tecnológico, Assessoria Editorial, Brasília, Distrito Federal, Brasil.

_____. & W. R. Heyer. 1985. The American herpetofauna and the interchange. *In* F. G. Stehli and S. D. Webb (Eds.). *The Great American Biotic Interchange.* p. 475-487. Plenum Press, New York.

_____. & C. M. Carvalho. 1991. Two sibling and sympatric species of

Gymnophthalmus in Roraima, Brasil (Sauria, Teiidae). *Pap. Avul. Zool.*, S. Paulo 37: 173-226.

Vitt, L. J. 1993. Ecology of isolated open-formation *Tropidurus* (Reptilia: Tropiduridae) in Amazonian lowland rain forest. *Can. J. Zool.* 71: 2370-2390.

_____. 1995. The ecology of tropical lizards in the Caatinga of northeast Brazil. *Occ. Pap. Oklahoma Mus. Nat. Hist.* 1: 1-29.

Watrous, L. E., & Q. D. Wheeler. 1981. The out-group comparison method of character analysis. *Syst. Zool.* 30: 1-11.

Webb, S. D. 1978. A history of savanna vertebrates in the New World. Part II: South America and the Great Interchange. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 9: 393-426.

_____. 1995. Biological implications of the Middle Miocene Amazon Seaway. *Science* 269: 361-362.

Whitmore, T. C., & G. T. Prance. 1987. *Biogeography and Quaternary History in Tropical America*. Clarendon Press, Oxford.

Wiley, E. O. 1981. *Phylogenetics: the Theory and Practice of Phylogenetic Systematics*. John Wiley & Sons, New York.

Williams, E. E. 1976. South American anoles: the species groups. *Pap. Avul. Zool.*, S. Paulo 29: 259-268.

Zimmerman, B. L., & M. T. Rodrigues. 1990. Frogs, snakes, and lizards of the INPA-WWF reserves near Manaus, Brazil. *In* A. H. Gentry (Ed.). *Four Neotropical Rainforests.* p. 426-454. Yale University Press, New Haven and London.

Capítulo 15

Pequenos mamíferos de Cerrado: distribuição dos gêneros e estrutura das comunidades nos diferentes *habitats*.

FOTO: ANDREAS SOFILTER

Emerson M. Vieira
Laboratório de Ecologia de Mamíferos
Universidade do Vale do Rio dos Sinos
UNISINOS
São Leopoldo, RS
Alexandre R. T. Palma
Universidade de Brasília
Brasília, DF

INTRODUÇÃO

O Cerrado originalmente cobria cerca de 2.000.000 km^2 do Brasil central (Ribeiro & Walter, 1998), estendendo-se de 6°S a 26°S (IBGE, 1993). Esse bioma é formado por um conjunto de tipos de *habitats* distintos, que variam em grau de cobertura arbórea desde áreas completamente abertas, cobertas por vegetação graminóide (e. g. campo limpo), passando por formações savânicas (e.g. cerrado *sensu stricto*) até áreas com *habitats* florestais (e. g. floresta de galeria) (Eiten, 1993). As transições entre esses subtipos podem ser tanto graduais como abruptas (Eiten, 1993; Ribeiro & Walter, 1998). A diversidade de espécies vegetais do Cerrado é reconhecidamente alta. Considerando-se apenas as formações savânicas, há mais de 2.500 espécies de plantas vasculares reconhecidas (Coutinho, 1990). Essas espécies estão sujeitas a uma forte variação sazonal na precipitação pluviométrica, com ciclos anuais de seca e chuva bem definidos.

Áreas com grande extensão territorial, aliadas à alta heterogeneidade ambiental, alta diversidade vegetal e precipitação pluviométrica relativamente alta, são características que favorecem o desenvolvimento de uma ampla gama de adaptações por parte da fauna e, conseqüentemente, alta riqueza das comunidades animais (Dueser & Brown, 1980; August, 1983). Por apresentar essas características, o Cerrado é uma região com potencial para uma alta diversidade faunística. De fato, para vários grupos animais o Cerrado é considerado uma região de fauna rica e diversificada (e. g. aves [Silva, 1995], anfíbios e répteis [Colli *et al.*, 2002]). Para mamíferos, ocorrem no mínimo 159 espécies nesse bioma, sendo dessas 41 roedores e 14 marsupiais (Fonseca *et al.*, 1996). As espécies dessas duas ordens são os componentes principais do grupo dos pequenos mamíferos não-voadores. Muitas das espécies são fieis a determinadas características de *habitat* e podem ser fortemente influenciadas por alterações ambientais, como queimadas, fragmentação, substituição da vegetação nativa por monoculturas, entre outras perturbações (e.g Borchert & Hansen, 1983; Malcolm, 1997; Vieira, 1999)

As origens biogeográficas dos pequenos mamíferos de Cerrado, assim

como de outros componentes da fauna desse bioma podem variar. Como o Brasil central é drenado em sua maior parte por três bacias hidrográficas distintas: Amazônica, Platina e do São Francisco, sendo circundado por diversos tipos de vegetação: Chaco ao sul, Caatinga ao nordeste, Floresta Amazônica ao norte-noroeste e Mata Atlântica ao leste-sudeste, essa configuração permite múltiplas origens para os componentes das comunidades do Cerrado, como já foi sugerido para aves (Silva, 1995; 1996) e plantas (Prado & Gibbs, 1993; Oliveira-Filho & Ratter 1995; 2000).

Os fatores ecológicos e geográficos citados produzem variabilidade na estrutura das comunidades, tanto entre *habitats*, como entre regiões. Estudos comparando comunidades em escala regional no Cerrado foram feitos com endemismos e afinidades biogeográficas em aves (Silva 1995; 1996; 1997), composição de comunidades de plantas (Oliveira-Filho & Ratter, 1995; 2000; Ratter *et al.*, 1996), composição e diversidade de comunidades de répteis e anfíbios (Colli *et al.*, 2002). Especialmente para pequenos mamíferos, com exceção do estudo de Marinho-Filho *et al.* (1994), que apresenta uma análise preliminar de variação na composição de comunidades de roedores e marsupiais situadas em seis diferentes áreas de Cerrado, não existem estudos mais abrangentes sobre variação na composição de espécies e associação destes aos diferentes *habitats* de Cerrado.

Alguns estudos já demonstraram claramente que há forte preferência de algumas espécies de pequenos mamíferos a determinados *habitats* (e.g. Alho *et al.*, 1986; Mares *et al.*, 1986; Redford & Fonseca, 1986). Todos os trabalhos existentes, no entanto, foram feitos analisando somente comunidades de uma mesma área ou região. O presente estudo, apresenta uma análise geral da ocorrência e distribuição de pequenos mamíferos (roedores e marsupiais) nos distintos tipos de *habitat* existentes no Cerrado. Especificamente, foi analisada a riqueza associada a cada *habitat* e padrões gerais de distribuição dos gêneros e associação desses às distintas fisionomias de Cerrado.

METODOLOGIA

Para este estudo foram utilizados alguns dados da literatura, outros não publicados dos próprios autores e outros também não publicados, mas disponibilizados por outros pesquisadores. Foram incluídas nas análises, comunidades de pequenos mamíferos no domínio do Cerrado, incluindo também matas de galeria, matas mesofíticas e *habitats* perturbados. Foram considerados apenas grupos regularmente capturados com armadilhas convencionais (Didelphidae, Echimyidae e Muridae), excluindo outros pequenos mamíferos raramente capturados (e. g. Cavidae e Lagomorpha). Foram considerados apenas levantamentos com no mínimo 10 indivíduos capturados e com um esforço de captura mínimo de 500 armadilhas-noite, o que é o mínimo recomendado por Jones *et al.* (1996) para inventariar um *habitat*. Seguindo estes critérios, 82 sítios (comunidades) em 17 áreas foram incluídos na base de dados (Figura 1, Apêndice I). Como sítio considerou-se uma grade ou linha de armadilhas e como área micro-bacias, unidades de conservação ou municípios.

Sítios foram classificados pelo tipo de *habitat* do local. Considerou-se como *habitats* distintos, tipos de vegetação com características edáficas e fisionômicas bem distintas, seguindo as

classificações propostas por Eiten (1993) e Ribeiro & Walter (1998), com modificações. As áreas foram classificadas de acordo com a formação florística regional apresentada por duas classificações: a do IBGE (1993), que é um sistema de classificação altamente dependente da fisionomia e das condições climáticas, e a classificação apresentada por Ratter *et al.* (1996), baseada exclusivamente em critérios florísticos. Os *habitats* considerados foram (ordenados em ordem crescente de cobertura vegetal): campo úmido e vereda, campo limpo, campo sujo, campo cerrado, cerrado *sensu stricto*, cerradão, mata mesofítica, mata de galeria e mata ciliar.

Adotou-se o arranjo de espécies em gêneros de Wilson & Reeder (1993). Este arranjo difere dos nomes de espécies originalmente adotados em alguns estudos utilizados como base de dados. Para todas as comparações de composição de fauna foram usados gêneros como unidades taxonômicas de organização. Isto foi feito para evitar problemas e dúvidas sobre delimitação e distribuição de espécies, que ainda existem no conhecimento atual dos pequenos mamíferos sul-americanos (veja Kasahara & Yonenaga-Yassuda 1984, Vivo 1996, Patton *et al.* 1997). Uma vez analisadas as espécies com uma ampla gama de adaptações locomotoras e alimentares (Fonseca *et al.*, 1996), assumiu-se que espécies de um mesmo gênero têm requerimentos ecológicos similares e representam variações de um mesmo tipo funcional. Esta abordagem é a mesma seguida por Kaufman (1995) que sugeriu que padrões de distribuição de macrotaxa refletem restrições do tipo ecológico na distribuição geográfica e, portanto na diversidade. Este autor se refere a tipos funcionais como "bauplans".

Estimamos a α-diversidade de cada *habitat* como a riqueza média de gêneros nos sítios de determinado *habitat*. Essa riqueza de gêneros por sítio foi obtida por rarefação (n = 10 indivíduos – limite mínimo para inclusão na base de dados), usando o *software* BioDiversity Pro (McAleece *et al.*, 1997). Esses valores médios de riqueza de gêneros para cada *habitat* foram relacionados com o grau de cobertura arbórea dos *habitats* por intermédio de uma regressão linear. Para essa regressão ordenou-se os *habitats*

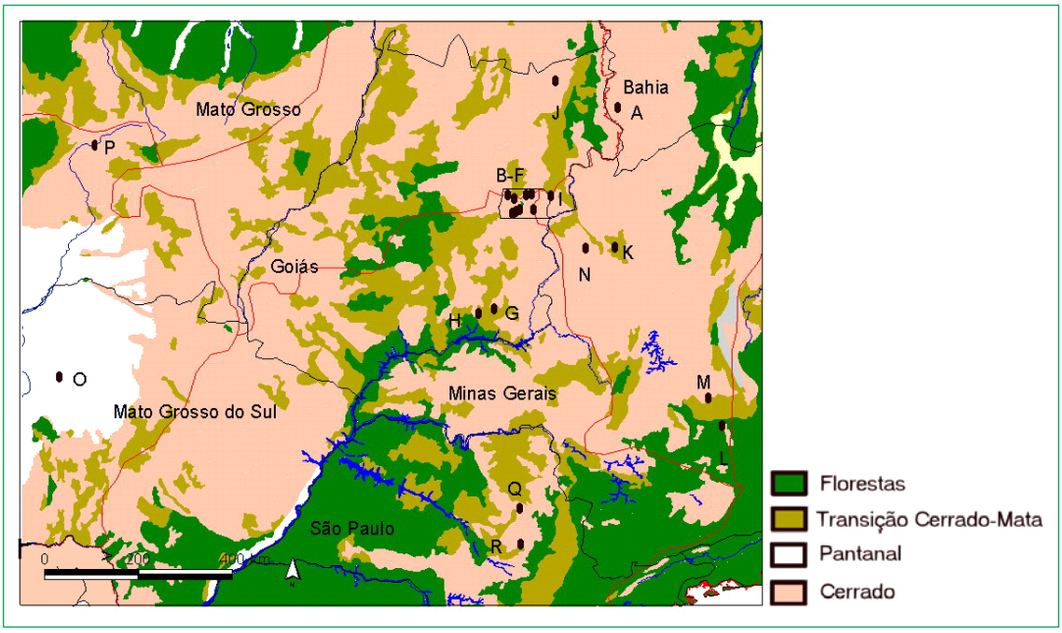


Figura 1
Mapa do Brasil central com a localização das áreas amostradas. Detalhes sobre as áreas na Tabela 1.

quanto à cobertura arbórea, atribuindo o valor 1 para as áreas mais abertas (campo limpo, campo úmido e campo sujo), valor 2 para as áreas com alguma cobertura arbórea (campo cerrado), e assim sucessivamente.

Visando avaliar o quanto sítios de um mesmo *habitat* eram similares em termos de composição de espécies estimou-se a β-diversidade de cada *habitat*. Essa diversidade beta é essencialmente uma medida do quão diferentes (ou similares) são um conjunto de comunidades em termos de composição de espécies (Magurran, 1988). Para essas estimativas foi utilizado o Índice de Whittaker - b_w: $b_w = S/a - 1$; onde S = riqueza de gêneros total no conjunto de comunidades (total de sítios) e a = riqueza média de gêneros por comunidade (sítio). Esse índice é considerado simples e um dos mais adequados para estimativas de similaridade entre sítios (Magurran, 1988).

Realizou-se também uma comparação da dissimilaridade entre pares de sítios e da distância geográfica entre eles. Para estimar a dissimilaridade utilizou-se o índice de Czekanowski - $D = 2\Sigma \min(x_A, x_B) / \Sigma (x_A + x_B)$; sendo que x_A = proporção de cada gênero na comunidade A e x_B = proporção de cada gênero na comunidade B. Esse índice fornece uma boa estimativa do quão dissimilares são duas comunidades em relação à abundância relativa de cada uma das espécies (ou gêneros, nesse caso), que as compõem (Pielou, 1984). Esses valores calculados foram correlacionados com a distância geográfica entre as áreas por meio do teste de Mantel (Manly, 1986). Considerou-se apenas as distâncias entre sítios de áreas diferentes. Distâncias entre sítios na mesma área foram consideradas zero.

Foram utilizados os dados de abundância relativa de gêneros em cada sítio para executar uma DCA ("Detrended Correspondence Analysis", ou Análise de Correspondência Não-tendenciada), usando o programa PC-ORD 4.0. Por intermédio dessa análise podemos ver como os sítios se agrupam em função da composição da fauna e avaliar a importância relativa de cada gênero para as comunidades (Ter Braak, 1995). Pudemos também, com essa análise, visualizar a relação dos gêneros com os tipos de *habitat* de Cerrado.

RESULTADOS

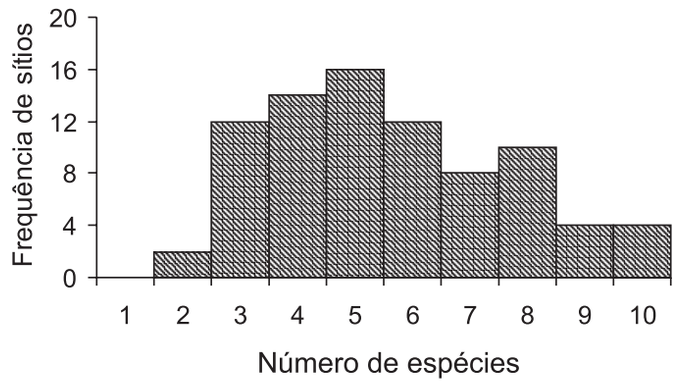
Registramos no total a ocorrência de 28 gêneros de pequenos mamíferos em Cerrado (Tabela 1). Os gêneros geralmente foram representados por apenas uma espécie nas comunidades de Cerrado estudadas (razão espécies/gêneros = 1,06 ± 0,10; valor máximo = 1,33). Isto resulta numa forte correlação entre riqueza de espécies e riqueza de gêneros ($r = 0.969$; $p < 0.001$; $n = 82$), de forma que pouca informação sobre a diversidade é perdida ($R^2 = 0,938$) quando as comunidades são analisadas em nível de gênero. Há dependência entre riqueza de gêneros e esforço de captura ($r = 0.307$; $P = 0.005$; $N = 81$), e entre riqueza de gêneros e número de indivíduos capturados ($r = 0.321$; $P = 0.004$; $N = 78$), mas ambos os fatores explicam pequena proporção da variabilidade da riqueza de gêneros ($R^2 = 0,094$ e $R^2 = 0,103$, respectivamente). Nas comunidades estudadas, os números modais de espécies e gêneros por comunidade foram 5 e 4,5 respectivamente (Figura 2). As diferenças entre comunidades (Índice de Czekanowski) não mostraram correlação significativa com distância geográfica (teste de Mantel, $r_m = -0,672$; $p = 0,406$).

Foi detectada uma correlação significativa entre a abundância local dos gêneros que ocorrem em Cerrado e a o número de sítios onde esses ocorreram ($r = 0,63$, $P < 0,05$; Figura 3). A maioria desses gêneros é de roedores murídeos. Vários dos gêneros mais freqüentes ou abundantes (*Akodon*, *Calomys*, *Oecomys*, *Oligoryzomys* e *Oryzomys*) foram representados por espécies simpátricas em várias áreas amostradas. Equimiídeos (*Proechimys* e *Thrichomys*) tenderam a ser restritos a poucos locais, onde foram particularmente abundantes. Marsupiais tenderam a ser raros, com exceção dos gêneros *Didelphis* e *Gracilinanus*.

Tabela 1. Gêneros de pequenos mamíferos encontrados nos estudos realizados em Cerrado. Grupos taxonômicos segundo Wilson e Reeder (1993), modo de locomoção segundo Fonseca *et al.* (1996).

Gêneros	Código	Modo de locomoção	Grupo taxonômico
Didelphis	Did	Escansorial	Didelphidae
Philander	Phi	Escansorial	Didelphidae
Chironectes	Chi	Semi-aquático	Didelphidae
Monodelphis	Mon	Cursorial	Didelphidae
Marmosops	Mso	Escansorial	Didelphidae
Thylamys	Thy	Cursorial	Didelphidae
Micoureus	Mic	Arborícola	Didelphidae
Marmosa	Mar	Escansorial	Didelphidae
Gracilinanus	Gra	Arborícola	Didelphidae
Caluromys	Cal	Arborícola	Didelphidae
Thrichomys	Thr	Cursorial	Echimidae
Proechimys	Pro	Cursorial	Echimidae
Euryzygomatomys	Eur	Semi-fossorial	Echimidae
Clyomys	Cly	Fossorial	Echimidae
Nectomys	Nec	Semi-aquático	Sigmodontinae
Oryzomys	Ory	Cursorial	Sigmodontinae
Oligoryzomys	Oli	Escansorial	Sigmodontinae
Oecomys	Oec	Arborícola	Sigmodontinae
Rhipidomys	Rhi	Arborícola	Sigmodontinae
Akodon	Ako	Cursorial	Sigmodontinae
Thalpomys	Tha	Cursorial	Sigmodontinae
Bolomys	Bol	Cursorial	Sigmodontinae
Oxymycterus	Oxy	Cursorial	Sigmodontinae
Calomys	Clm	Cursorial	Sigmodontinae
Pseudoryzomys	Pse	Escansorial	Sigmodontinae
Wiedomys	Wie	Arborícola	Sigmodontinae
Neacomys	Nea	Cursorial	Sigmodontinae
Rattus	Rat	Cursorial	Murinae

Houve também uma relação significativa entre a ordenação dos *habitats*, por grau de cobertura arbórea, e a riqueza dos mesmos, estimada por rarefação (r^2 = 0,85, g.l. = 80, P < 0.001; Figura 4). As áreas mais abertas apresentaram uma menor riqueza média de espécies e as florestas de galeria apresentaram a maior riqueza média de espécies. As áreas de campo úmido, que



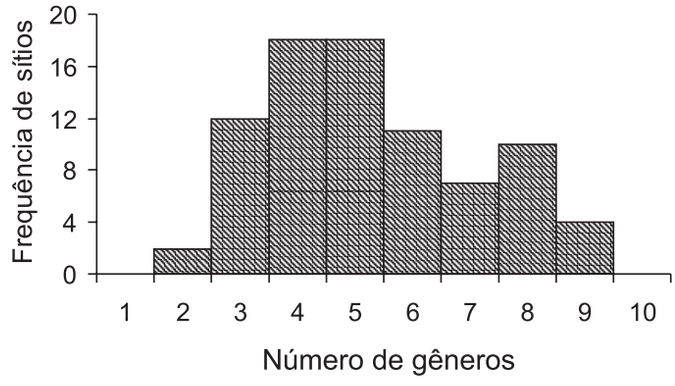


Figura 2
Número de gêneros e espécies de pequenos mamíferos capturados em sítios na região do Cerrado.

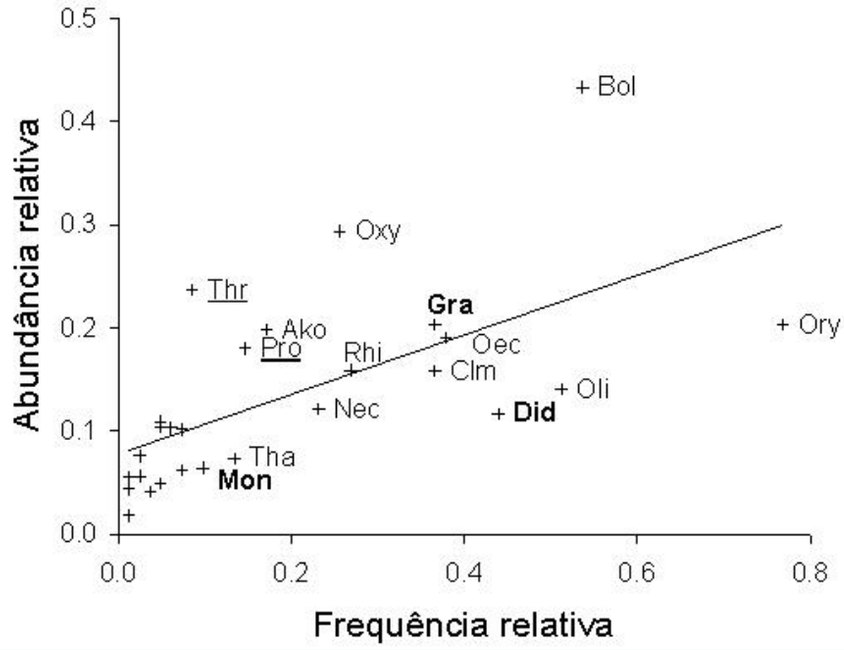


Figura 3
Abundância relativa média dos gêneros de pequenos mamíferos em função da freqüência de ocorrência (proporção do número total de sítios de Cerrado estudados; N = 82). Os gêneros mais abundantes estão indicados por códigos. Os códigos dos gêneros estão explicados na Tabela 1. Os códigos em negrito indicam os gêneros de marsupiais, códigos sublinhados indicam os gêneros de roedores equimiídeos e todos os outros indicam roedores murídeos.

possuem algumas espécies típicas deste tipo de formação (e. g. *Oxymycterus roberti*) são mais ricas do que as outras formações campestres (campo limpo e campo sujo). Quanto à β-diversidade (variação entre sítios), não houve um padrão aparente em relação à complexidade de vegetação. Os *habitats* com maiores valores foram o cerrado *s.s.* e a mata de galeria (Figura 4).

Os resultados da DCA indicaram dois eixos principais com maior relevância biológica (autovalores de 0,895 e 0,757). Essa análise mostrou padrões claros de associações de gêneros a determinados tipos e *habitat* (Figura 5). *Bolomys*, *Thalpomys* e *Calomys* são importantes em áreas de cerrado (*s. l.*). Também associadas às formações savânicas de Cerrado estão alguns gêneros mais raros, como *Eurizygomatomys*, *Wiedomys* e *Thylamys*. O gênero *Oxymycterus*, por sua vez está associado às áreas úmidas. Essas áreas estão posicionadas no centro do gráfico, junto com as áreas campestres secas. A grande maioria dos marsupiais está relacionada às formações florestais. Nessas formações parece não haver diferenças entre os gêneros que ocorrem em matas mesofíticas e em matas de galeria.

Além dos marsupiais, os *habitats* florestais possuem uma série de gêneros de Muridae estritamente associados aos mesmos (Figura 5). A posição central dos gêneros *Oryzomys* e *Oligoryzomys* pode ser explicada por esses serem gêneros poli-específicos, com espécies associadas

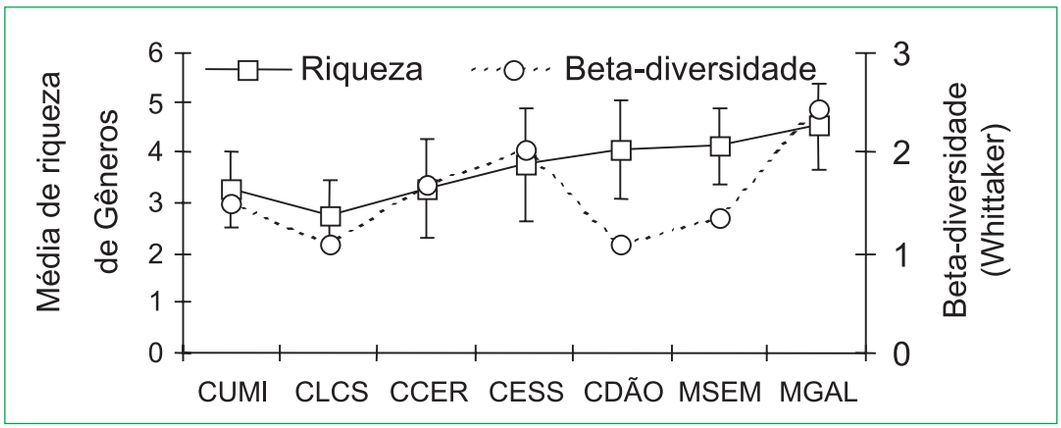


Figura 4
Relação entre cada tipo de habitat e a média dos índices de riqueza (rarefação – eixo da esquerda) e a diversidade beta para cada habitat (índice de *Whittaker* - eixo da direita). As barras de erro indicam o desvio padrão das médias. Os habitats foram ordenados de acordo com o grau de cobertura vegetal. CUMI = campo úmido e vereda, CLCS = campo limpo e campo sujo, CCER = campo cerrado, CESS = cerrado sensu stricto, CDÃO = cerradão, MMES = mata mesofítica e MGAL = mata de galeria e mata ciliar. As áreas úmidas estão apresentadas separadas das outras formações abertas por apresentarem condições ambientais características e fauna diferenciada. No entanto esses dois habitats (CUMI e CLCS) foram analisados em conjunto para o cálculo da regressão (ver texto).

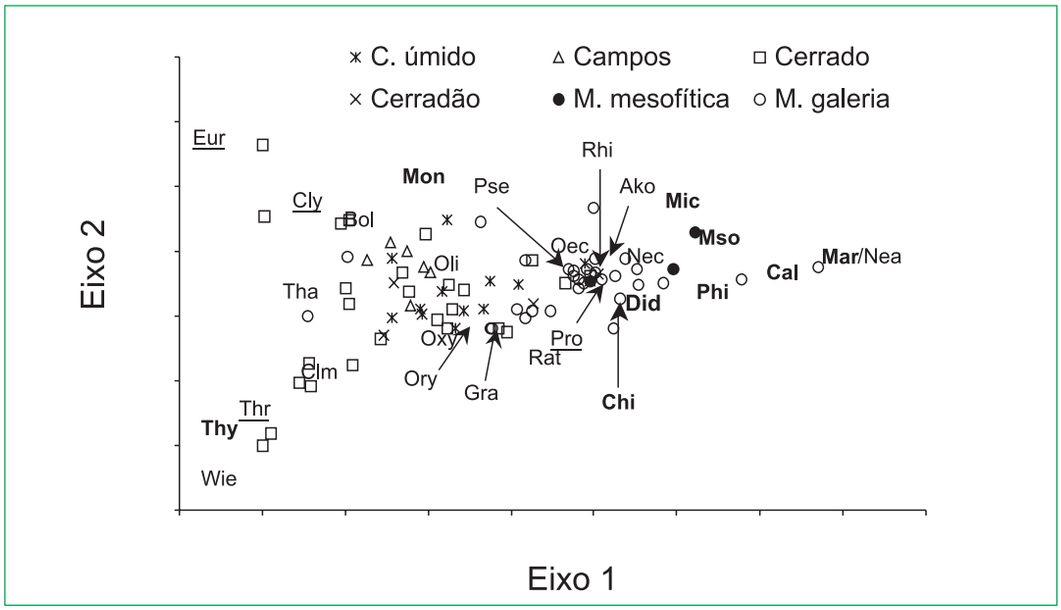


Figura 5
Resultados da Análise de Correspondência Não-tendenciada (DCA) para os sítios amostrados. Códigos dos gêneros como na Figura 3. A posição dos códigos dos gêneros indica sua localização real ao longo dos eixos, exceto nos casos onde as setas indicam a localização exata.

a *habitats* mais abertos e espécies ocupando *habitats* florestais. Entre os Echimyidae, dos quatro gêneros capturados nos estudos analisados, três grupos mostram preferências distintas de *habitat*. O gráfico da DCA indica que *Clyomys* está mais próximo de áreas mais abertas, *Thrichomys* e *Eurizygomatomys* de *habitats* de cerrado *s. l.*, e *Proechimys* a *habitats* florestais (Fig 5).

DISCUSSÃO

O presente estudo apresenta uma comparação de dados provenientes de diferentes fontes. Os dados desses estudos originais tinham diferenças intrínsecas, causadas principalmente por diferenças na amostragem das comunidades (tipo de isca, número, tipo e tamanho das armadilhas, estratos de vegetação amostrados). Embora essas diferenças possam causar uma variação nos resultados que obtivemos, não é possível obter amostras representativas de comunidades em ambientes tão distintos (e. g. campos e florestas) usando uma metodologia única. Tais diferenças metodológicas limitam o uso de métodos estatísticos e são inevitáveis em estudos que comparam dados obtidos de diversos estudos.

Segundo Sarmiento (1983) "gêneros são uma ferramenta de análise mais adequada para proporcionar uma perspectiva evolutiva mais ampla de mudanças e relações faunísticas." Em um estudo, como esse apresentado aqui, que aborda estrutura de comunidades de pequenos mamíferos em uma escala geográfica tão ampla, não é possível ainda usar espécies como unidades taxonômicas. Grelle (2002) fez uma análise geral de riqueza de mamíferos neotropicais em diferentes níveis taxonômicos e concluiu que riqueza de gêneros é um bom indicador da riqueza de espécies.

Em abordagens utilizando gêneros como unidades taxonômicas, perdem-se detalhes da estrutura das comunidades, particularmente no caso de pares de espécies congenéricas simpátricas como, por exemplo, os gêneros *Akodon, Oryzomys, Oligoryzomys, Oecomys, Calomys e Thalpomys,* sendo que os três primeiros possuem espécies simpátricas especializadas em *habitats* diferentes. Quando todas as espécies de um mesmo gênero ocupam *habitats* similares, como os três últimos citados, ou quando os gêneros são mono-específicos, como a maioria dos equimídeos, os padrões obtidos são mais facilmente interpretáveis.

Palma & Vieira (1997) e Vieira (1999) apresentam uma análise de comunidades de pequenos mamíferos de 40 locais em Mata Atlântica e encontraram um número modal de 11 espécies e nove gêneros. As comunidades de Cerrado apresentaram uma riqueza de espécies (moda = 5) e gêneros (moda 4,5) bem menor do que a encontrada na Mata Atlântica. Esses padrões eram esperados, pois o Cerrado engloba *habitats* mais distintos com alta variação de complexidade e heterogeneidade. August (1983) detectou uma relação significativa entre complexidade e heterogeneidade ambiental e riqueza de pequenos mamíferos neotropicais. Os dados compilados nesse estudo indicam claramente essa mesma relação para *habitats* de Cerrado. As matas de galeria e ciliares foram os *habitats* com maior α-diversidade, enquanto as áreas abertas tiveram uma menor riqueza média de gêneros. Quanto à β-diversidade, não houve um padrão tão claro, pois áreas de mata de galeria e cerrado s. s. apresentaram uma maior diversidade

entre sítios. Essa maior variação quanto à composição das comunidades pode reforçar a necessidade de preservação de várias áreas com essas formações para garantir a preservação de toda a biodiversidade de pequenos mamíferos associada aos cerrados s.s. e matas de galeria.

A ocorrência de roedores da subfamília Murinae (*Rattus* spp.) foi limitada a poucos sítios (5%) e em baixa abundância, exceto em uma mata de galeria (sítio B35) próxima a casas e ruínas. As capturas de *Mus musculus* em ambientes naturais do Cerrado também são extremamente raras, ocorrendo em uma área recém-queimada (A. R. T. Palma, obs. pess.). Isto demonstra que no Cerrado estes animais têm sido capazes de invadir *habitats* naturais apenas quando ocorre forte perturbação antrópica, como observado em outros locais (Fox, 1982; Soulé *et al.*, 1991; E. M. Vieira, obs. pess.).

Com relação à distribuição dos gêneros nos *habitats* de Cerrado, o padrão de espécies arborícolas concentradas em florestas é trivial, enquanto que a concentração de espécies de didelfídeos em matas reflete um padrão que ocorre com a família em nível continental, uma vez que a maioria dos gêneros de didelfídeos é predominantemente florestal ou é euritópico (Emmons & Feer, 1990). As exceções são os gêneros *Lestodelphis* e *Thylamys* (Nowak, 1991; Vieira & Palma, 1996), que ocorrem predominantemente fora de florestas. No Cerrado *Thylamys* e também *Monodelphis* ocorrem em áreas mais abertas.

Quanto aos roedores, pode-se identificar uma dicotomia quanto à distribuição da maioria dos gêneros entre *habitats* florestais e *habitats* savânicos. Somente dois gêneros, *Oryzomys* e *Oligoryzomys*, situados na região central do gráfico da DCA, parecem ocorrer mais freqüentemente nesses dois *habitats* distintos.

O tipo de *habitat* parece ser o principal fator determinante da estrutura das comunidades de pequenos mamíferos do Cerrado, onde essas comunidades podem ser divididas em três grupos: um primeiro formado por espécies savânicas (campos cerrados a cerrados densos), um segundo grupo, bastante distinto do primeiro, formado por espécies tipicamente florestais, incluindo gêneros arborícolas (e. g. *Rhipidomys*, *Micoureus*), gêneros de *habitats* semi-aquáticos (e.g. *Nectomys*) e alguns outros gêneros que, mesmo sendo essencialmente cursoriais, são exclusivos de florestas (e.g. *Proechimys*). Pela análise dos resultados da DCA, pode-se identificar ainda um terceiro grupo, intermediário, que ocorre em áreas abertas, secas e úmidas. Essas áreas geralmente estão situadas entre os ambientes savânicos e os florestais. Embora haja gêneros característicos dessas áreas (e. g. *Oxymycterus*), nelas ocorrem também gêneros de *habitats* - generalistas (e.g. *Oligoryzomys*, *Bolomys*) e gêneros mais comuns em outros *habitats,* que eventualmente ocorrem em ambientes vizinhos mais abertos, como *Gracilinanus* e *Nectomys*. Com isso os *habitats* abertos se situaram em uma posição central no gráfico da DCA.

A correlação positiva entre abundância local e distribuição geográfica encontrada neste estudo ocorre em vários grupos (ex.: Hanski, 1982). Os gêneros de pequenos mamíferos do Cerrado formam um *continuum* de algumas espécies abundantes e de distribuição ampla (*Oryzomys, Bolomys, Oligoryzomys* e *Didelphis*) a várias espécies raras presentes em poucos sítios. Os gêneros

que foram relativamente abundantes, porém com ocorrência relativamente restrita, foram aqueles geralmente especialistas de *habitat*, como *Oxymycterus* (campo úmido), *Akodon* e *Proechimys* (ambientes florestais). Proporcionalmente ao total de gêneros encontrados, houve relativamente poucos gêneros abundantes em várias áreas e muitos restritos a poucos sítios. Esse padrão, aliado à alta β-diversidade entre *habitats* e mesmo entre sítios, reforça a necessidade da existência de várias áreas de proteção, em diferentes regiões do Cerrado, para conservação da diversidade geral desse bioma.

O presente levantamento dos trabalhos publicados em Cerrado indicou que a mata de galeria e o cerrado (*s. s.*) foram os *habitats* melhor amostrados em termos de comunidades de pequenos mamíferos. Outros *habitats*, porém, carecem de amostragens representativas, particularmente a vereda, não associada com mata, a mata ciliar, a mata mesofítica e o cerradão. Essa necessidade é especialmente crítica para a mata ciliar, por sua alta α-diversidade e para a mata mesofítica, por sua diversidade fisionômica (Ribeiro & Walter 1998), cuja influência sobre as comunidades de pequenos mamíferos é ainda desconhecida.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As comunidades de pequenos mamíferos do Cerrado podem ser divididas em três conjuntos segundo sua composição: comunidades em florestas, comunidades em áreas abertas (secas ou úmidas) e comunidades em *habitats* mésicos savânicos (cerrados com diferentes graus de cobertura arbórea). A riqueza de espécies de pequenos mamíferos no Cerrado atinge valores máximos em matas ciliares e de galeria, seguidas pelas matas mesofíticas. As comunidades de alguns *habitats* do Cerrado, como as veredas, matas ciliares, matas mesofíticas e cerradões, foram até hoje muito pouco amostradas. Esses *habitats*, especialmente os dois últimos, já são naturalmente menos freqüentes e associados a solos mais valorizados para a agricultura. Dessa forma, levantamentos nas áreas remanescentes desses tipos de vegetação deveriam ser considerados prioritários, para um maior conhecimento da diversidade de pequenos mamíferos associada ao Cerrado.

A grande maioria dos levantamentos feitos até hoje foi realizada na região sul e central da distribuição do bioma do Cerrado. Algumas regiões do Cerrado representam grandes lacunas quanto ao conhecimento da simples ocorrência de espécies de pequenos mamíferos. Essas regiões, que devem ser consideradas prioritárias para o levantamento da sua mastofauna associada, incluem toda a metade norte do Cerrado, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e manchas de Cerrado na Amazônia.

Embora ainda haja lacunas a serem preenchidas no conhecimento, a associação das espécies de roedores e marsupiais aos diversos *habitats* de Cerrado é hoje razoavelmente bem conhecida. No entanto, padrões de associação de espécies e características mais finas do *habitat* (*microhabitat*) ainda são escassos, especialmente para as espécies de ambientes florestais. Além disso, faltam ainda, para o Cerrado, estudos que analisem padrões de composição de comunidade e potenciais fatores que possam influenciar a estrutura das mesmas, na linha dos estudos já realizados para comunidades de roedores australianos (Fox, 1989),

norte-americanos (Fox & Brown, 1993) e chilenos (Kelt, 1996).

AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos organizadores, Aldicir Scariot, Jeanine M. Felfili e José Carlos Sousa-Silva por viabilizar a publicação deste livro e possibilitar a nossa participação no mesmo. Parte dos dados que utilizamos foram coletados por ARTP, enquanto ele era bolsista de doutorado do CNPq no curso de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília. Agradecemos aos colegas que permitiram a inclusão de dados não publicados nas análises deste trabalho (veja apêndice I): M. Prada, F. M. Diniz, D. C. Briani e R. G. Gonçalves. Versões iniciais desse capítulo foram revisadas e receberam sugestões de Ludmilla Aguiar e um revisor anônimo, os quais em muito melhoraram a versão final.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alho, C.J.R. 1981. Small mammal populations of Brazilian cerrado: the dependence of abundance and diversity on habitat complexity. *Revista Brasileira de Biologia.* 1: 223-230.

_____, L.A. Pereira & A.C. Paula. 1986. Patterns of habitat utilization by small mammal populations in the Cerrado biome of Central Brazil. *Mammalia* , 4: 447-460.

Anciães, M., M.M. Guimarães, A. Guimarães, M.L. Reis & J.S. Marinho-Filho. 1997. Diversidade e parâmetros populacionais em comunidades de pequenos mamíferos do Brasil central. *In* : Leite, L.L. & Saito, C.H. (Eds.). *Contribuição ao conhecimento ecológico do Cerrado.* p.153-156. Dep. Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília - DF.

August, P.V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology* . 64:1495-1507.

Borchert, M. & R.L. Hansen. 1983. Effects of flooding and wildfire on valley side wet campo rodents in central Brazil. *Revista Brasileira de Biologia.* 3:229-240.

Colli, G.R., R.P. Reis & A.F.B. Araújo. The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna. *In:* Oliveira, P.S. and Marquis, R.J. (Eds.). *The Cerrados of Brazil: Ecology and natural history of a Neotropical savanna.* Columbia University Press, New York. No prelo.

Coutinho, L. M. 1990. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado. *In:* Goldammer J. G. (ed.). p. 82-105. *Fire in the tropical biota.* Springer Verlag, Berlin.

Dueser, R.D. & W.C. Brown. 1980. Ecological correlates of insular rodent diversity. *Ecology* , 1:50-56.

Eiten, G. 1993. vegetação do Cerrado. *In:* Pinto, M.N. (Ed.). *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas.* p. 17-73. Editora Universidade de Brasília, Brasília.

Emmons, L.H. & F. Feer. 1990. *Neotropical rainforest mammals.* A field guide. 2ª ed. The University of Chicago Press, Chicago. 281 p.

Ernest, K.A. & M.A. Mares. 1986. Ecology of *Nectomys squamipes*, the neotropical water rat, in central Brazil: home range, habitat selection, reproduction and behaviour. *Journal of Zoology.* 210:599-612.

Fonseca, G.A.B. & K.H. Redford. 1984. The mammals of IBGE's ecological reserve, Brasilia, and an analysis of the role of gallery forests in increasing diversity. *Revista Brasileira de Biologia.* 4:517-523.

_____, G. Herrmann, Y. L. R. Leite, R.A. Mittermeier, A.B Rylands & J.L. Patton. 1996. Lista anotada dos mamíferos do

Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology,* 4:1-38.

Fox, B. J. 1989. Small-mammal community pattern in Australian heathlands: a taxonomically based rule for species assembly. *In* D. W. Morris, Z. Abramsky, B. J. Fox & M. R. Willig (Eds.). *Patterns in the structure of mammalian communities*. p. 91-103. Special Publications n° 28. The Museum, Texas Tech University, Lubbock, EUA.

_____ & J. H. Brown. 1993. Assembly rules for functional groups in North American desert rodent communities. *Oikos* 67: 358-370.

Gastal, M.L.A. 1997. *Ecologia de comunidades de pequenos mamíferos em matas galerias de Brasília.* Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília. 124p.

Gettinger, D. & K. A. Ernest, 1995. Small-mammal community structure and the specificity of ectoparasite associations in central Brazil. *Rev. Bras. Biol.* 55: 331-341.

Grelle, C.E.V. 2002. Is Higher-taxon analysis an useful surrogate of species richness in studies of Neotropical mammal diversity? *Biol. Conserv.* 108: 101-106.

Hanski, I. 1982. Dynamics of regional distribution: the core and satellite species hypothesis. *Oikos* , 38: 210-221.

Henriques, R.P.B. & C.J.R. Alho. 1991. Microhabitat selection by two rodent species in the cerrado of central Brazil. *Mammalia*, 55: 50-56.

_____, Bizerril, M.X., and Palma, A.R.T. 2000. Changes in small mammal populations after fire in a patch of unburned cerrado in central Brazil. *Mammalia* 64: 173-185.

IBGE. 1993. *Mapa da vegetação do Brasil.* Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. .

Jones, C., W.J. McShea, M.J. Conroy & T.H. Kunz. 1996. Capturing mammals. *In* Cole, F.R., Nichols, J.D., Rudran, R., and Foster, M.S. (Eds.). *Measuring and monitoring biological diversity:* Standard methods for mammals. p. 115-155. Smithsonian Institution Press, Washington.

Kasahara, S. & Y. Yonenaga-Yassuda. 1984. A progress report of cytogenetic data on Brazilian rodents. *Rev. Brasil. Gen.* 7: 509-533.

Kaufman, D. M. 1995. Diversity of the new world mammals: universality of the latitudinal gradients of species and bauplans. *J. Mammal.* 76: 322-334.

Kelt, D.A. 1996. Ecology of small mammals across a strong environmental gradient in Southern South America. *J. of Mammal*. 77: 205-219.

Lacher, Jr., T.E.J. & C.J.R. Alho. 1989. Microhabitat use among small mammals in the Brazilian pantanal. *J. of Mammal.* 70: 396-401.

_____ & C.J.R. Alho. 2001. Terrestrial small mammal richness and habitat association in an Amazon Forest - Cerrado contact zone. *Biotropica* , 33: 171-181.

_____, M.A. Mares & C.J.R. Alho. 1989. The structure of a small mammal community in a central Brazilian savanna. *In* Redford, K.H. & Eisenberg, J.F. (Eds.). *Advances in Neotropical Mammalogy.* p. 137-162. Sandhill Crane Press, Gainesville, FL.

Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University, Princeton, New Jersey.

Malcolm, J. R. 1997. Biomass and diversity of small mammals in Amazonian forest fragments. *In* W. F. Laurance & R. O. Bierregard Jr., (Eds). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities.* p. 207-221. The University of Chicago Press, Chicago.

Manly, B.F.J. 1986. *Multivariate statistical methods: a primer.* Chapman and Hall, London.

Mares, M.A., K.A. Z Ernest and D.D. Gettinger. 1986. Small mammals community structure and composition

in the cerrado province of central Brazil. *J. Trop. Ecol.* 2: 289-300.

Marinho-Filho, J., M.L. Reis, P.S. Oliveira, E.M. Vieira & M.N. Paes. 1994. Diversity standards and small mammal numbers: conservation of the cerrado biodiversity. *Anais Acad. Bras. Ciênc.* 66 (Supl. 1):149-156.

McAleece, N., J. Lambshead. G. Paterson & J. Gage. 1997. *BioDiversity Pro.* The Natural History Museum/Scottish Association for Marine Science, Oban, Escócia.

Nitikman, L.Z. & M.A. Mares. 1987. Ecology of small mammals in a gallery forest of central Brazil. *Ann. Carnegie Mus.* 56: 75-95.

Nowak, R.M. 1991. *Walker's mammals of the world.* 5ª ed. The John Hopkins University Press, Baltimore. .

Oliveira, P.S. 1993. *Estudo de duas comunidades de pequenos mamíferos do Cerrado, na Reserva Ecológica do IBGE (RECOR), Brasília - DF.* Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília - DF.

Oliveira-Filho, A.T. & J.A. Ratter. 1995. A study of the origin of Central Brazilian forests by the analysis of plants species distribution patterns. *Edinbourgh J. Bot.* 52: 141-194.

_____& Ratter, J.A. 2000. Padrões florísticos das matas ciliares da região do Cerrado e a evolução das paisagens do Brasil central durante o Quaternário tardio. *In* Rodrigues, R.R. and Leitão-Filho, H.F. (Eds.). *Matas ciliares:* conservação e recuperação. p. 73-89. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.

Palma, A.R.T. 2002. *Composição de comunidades de pequenos mamíferos de Cerrado.* Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.

_____ & E. M. Vieira. 1997. Community composition of small mammals in the Brazilian Atlantic rainforest: successional stages, habitat disturbance and variation among habitats. *In Abstracts of the 7th International Theriological Congress.* p. 73. Acapulco, México.

Patton, J.L., M.N.F. Silva, M.C. Lara & M.A. Mustrangi. 1997. Diversity, differentiation, and the historical biogeography of nonvolant small mammals of the neotropical forests. *In* W. F. Laurance and R. O. Bierregard Jr., (Eds). *Tropical forest remnants:* ecology, management, and conservation of fragmented communities. p. 455-465. The University of Chicago Press, Chicago.

Pielou, E.C. 1984. *The interpretation of ecological data.* Wiley, New York.

Prado, D.E. & P.E. Gibbs 1993. Patterns of species distributions in the dry seasonal forests of South America. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 80: 902-927.

Ratter, J.A., S. Bridgewater, R. Atkinson & J.F. Ribeiro. 1996. Analysis of the floristic composition of the Brazilian Cerrado vegetation II: comparision of the woody vegetation of 98 areas. *Edinbourgh J. Bot.* 53: 153-180.

Redford, K. H. & G. A. B. Fonseca. 1986. The role of gallery forests in the zoogeography of the cerrado's non-volant mammalian fauna. *Biotropica* 18: 126-135.

Reis, M.L. 1993. *Estudo das comunidades de pequenos mamíferos não voadores em duas áreas de cerrado (sensu stricto), de diferentes tamanhos, inseridas dentro de uma grande floresta plantada na Fazenda Jatobá (Correntina-BA).* Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF. 93 p.

_____ & Marinho-Filho, J.S. 1998. Estudo das comunidades de pequenos mamíferos na Estação Ecológica de Água Emendadas - DF. *In* L. Labarrère (Coord.) *Anais do seminário Pesquisa em Unidades de Conservação.* pp. 171-197. IEMA/SEMATEC . Brasília, DF.

Ribeiro, J.F. & B. M. T. Walter, 1998. Fitofisionomias do Cerrado. In: Sano,

S.M. & Almeida, S.P. (Eds.). *Cerrado: ambiente e flora.* p. 89-166. Embrapa, Planaltina - DF.

Sarmiento, G. 1983. The savannas of tropical America. In: Bourliere, F. (Ed.). *Tropical savannas*. p. 245-288. Elsevier, Amsterdam..

Silva, J.M.C. 1995. Biogeographic analysis of the South American Cerrado avifauna. *Steenstrupia* , 21:49-67.

_____. 1996. Distribution of amazonian and atlantic birds in gallery forests of the Cerrado region, South America. *Ornitol. Neot.* 7: 1-18.

_____. 1997. Endemic bird species and conservation in the Cerrado region, South America. *Biodiv. Conserv.* 6: 435-450.

Soulé, M.E., A.C. Alberts and D.T. Bolger. 1991. The effects of habitat fragmentation on chaparral plants and vertebrates. *Oikos* 63: 39-47.

Talamoni, S.A. & M.M. Dias. 1999. Population and community ecology of small mammals in southeastern Brazil. *Mammalia*, 63: 167-181.

Ter Braak, C. J. F. 1995. Ordination. *In* R. H. G. Jongman, C. J. F. Ter Braak & O. F. R. Van Tongeren (Eds.). *Data analysis in community and landscape ecology.* p. 91-173. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Valle, C.M.C., M. C. Alves, I. B. Santos & J. B. M. Varejão, 1982. Observações sobre a dinâmica de população de *Zigodontomys lasiurus* (Lund, 1841), *Calomys expulsus* (Lund, 1841) e *Oryzomys subflavus* (Wagner, 1842) em vegetação de cerrado no vale do rio das Velhas (Prudente de Morais, Minas Gerais, Brasil – 1981) Rodentia = Cricetidae. *Lundiana* , 2: 71-83.

Vieira, E.M. 1999. *Estudo comparativo de comunidades de pequenos mamíferos em duas áreas de Mata Atlântica situadas a diferentes altitudes no sudeste do Brasil.* Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. 129 p.

_____. 1999. Small mammal communities and fire in the Brazilian Cerrado. *J. Zool.,* London. 249: 75-81.

Vieira, E.M. & A.R.T. Palma. 1996. Natural history of *Thylamys velutinus* (Marsupialia, Didelphidae) in central Brazil. *Mammalia*, 60: 481-484.

_____ & J. Marinho-Filho. 1998. Pre and post-fire habitat utilization by rodents of cerrado from central Brazil. *Biotropica*, 30: 491-496.

Vieira, M. V. Dynamics of a rodent assemblage in a cerrado of southeast Brazil. *Rev. Brasil. Biol.* 57: 99-107.

Vivo, M. 1996. How many species of mammals are there in Brazil? Taxonomic practice and diversity evaluation. *In* : Bicudo, C.E.M. & N. A. Meneses, (Eds.). *Biodiversity in Brazil:* A first approach. p. 314-321.CNPq. Brasília, DF.

Wilson, D.E. & Reeder, D.M. 1993. *Mammal species of the world*. 2nd ed. Smithsonian Institution Press, Washington.

Apêndice I Características dos locais e *habitats* amostrados. Os locais são indicados por letras (áreas) e números (sítios dentro das áreas).

Local	Nome	Estado	Referência	*Habitat*
A1	Jatobá - Grade A	BA	Reis (1993)	Cerrado (s.s.)
A2	Jatobá - Grade B	BA	Reis (1993)	Cerrado (s.s.)
B1	Country Club	DF	Gastal (1997)	Mata de galeria
B2	Cristo Redentor (campo)	DF	Vieira & Marinho-Filho (1998)	Campo úmido
B3	Cristo Redentor (campo)	DF	Vieira & Marinho-Filho (1998)	Campo úmido
B4	Cristo Redentor (mata)	DF	Vieira & Marinho-Filho (1998)	Mata de galeria
B5	FAL	DF	Henriques & Alho (1991)	Campo úmido/Cerrado
B6	FAL	DF	Alho (1981)	Cerrado (s.s.)
B7	FAL	DF	Alho (1981)	Cerradão
B8	FAL	DF	Alho (1981)	Campo úmido
B9	FAL	DF	Alho (1981)	Mata de galeria
B10	FAL – C. campo	DF	Gastal (1997)	Campo sujo / limpo
B11	FAL – Campo limpo	DF	Lacher *et al.* (1989)	Campo limpo
B12	FAL – Cór. Capetinga 1	DF	Nitikman & Mares (1987)	Mata de galeria
B13	FAL – Cór. . Capetinga	DF	Briani, Palma & Vieira (dad. ñ publ.)	Cerrado (s.s.)
B14	FAL	DF	Lacher *et al.* (1989)	Campo limpo
B15	FAL – Horta	DF	Briani, Palma & Vieira (dad. ñ publ.)	Cerrado (s.s.)
B16	FAL - Cór. Capetinga 2	DF	Gastal (1997)	Mata de galeria
B17	FAL – Mirante do Taquara	DF	Briani, Palma & Vieira (dad. ñ publ.)	Cerrado (s.s.)
B18	FAL - Olho d'Água da Onça	DF	Gettinger & Ernest (1995)	Campo úmido
B19	FAL - Olho d'Água da Onça	DF	Gettinger & Ernest (1995)	Campo úmido
B20	IBGE - Projeto-Fogo 1	DF	Vieira (1999)	Cerrado (s.s.)
B21	IBGE - Projeto-Fogo 1	DF	Vieira (1999)	Cerrado (s.s.)
B22	IBGE	DF	Fonseca & Redford (1984)	Mata de galeria
B24	IBGE - Cór. Monjolo	DF	Ernest & Mares (1986)	Mata de galeria
B25	IBGE - Taquara 3	DF	Oliveira (1993)	Campo limpo
B26	IBGE - Taquara 4	DF	Oliveira (1993)	Campo cerrado
B27	IBGE – Cerradão	DF	Henriques *et al.* (2000)	Cerradão
B28	IBGE - Projeto-Fogo 3	DF	Briani, Palma & Vieira (dad. ñ publ.)	Cerrado (s.s.)
B29	IBGE – Sede	DF	Briani, Palma & Vieira (dad. ñ publ.)	Cerrado (s.s.)
B30	JBB – Cór. Cabeça-de-veado	DF	Gastal (1997)	Mata de galeria
B31	JBB - Projeto-Fogo	DF	Vieira (1999)	Cerrado (s.s.)
B32	JBB - Projeto-Fogo	DF	Vieira (1999)	Cerrado (s.s.)
B33	JBB – Mirante	DF	Briani, Palma & Vieira (dad. ñ publ.)	Cerrado (s.s.)
B34	Vargem Bonita	DF	Gastal (1997)	Mata de galeria
B35	Cór. Vicente Pires	DF	Gurgel *et al.* (unp. Data)	Mata de galeria
C01	CPAC – Cerradão	DF	Palma (2002)	Cerradão
C02	CPAC – Rio Sarandi	DF	Palma (2002)	Mata de galeria
C03	EEAE	DF	Anciães *et al.* (1997)	Cerrado s. s.
C04	EEAE	DF	Anciães *et al.* (1997)	Campo úmido
C05	EEAE	DF	Anciães *et al.* (1997)	Mata de galeria
C06	EEAE – Campo Úmido	DF	Reis & Marinho-Filho (1998)	Campo úmido

Apêndice I (cont.)

Local	Nome	Estado	Referência	*Habitat*
C08	EEAE – Cerrado s. s.	DDF	Reis & Marinho-Filho(1998)	Cerrado s. s.
C09	EEAE – Mata de Galeria	DF	Reis & Marinho-Filho(1998)	Mata de galeria
C10	EEAE – Rio Brejinho	DF	Palma (2002)	Mata de galeria
C11	EEAE – Vereda	DF	Prada (com. pess.) e Palma (2002)	Vereda
D1	PNB	DF	Borchert & Hansen (1983)	Campo Cerrado
D2	PNB	DF	Borchert & Hansen (1983)	Campo úmido
D3	PNB	DF	Borchert & Hansen (1983)	Campo úmido
D4	PNB	DF	Borchert & Hansen (1983)	Campo sujo
D5	PNB	DF	Borchert & Hansen (1983)	Campo úmido
D6	PNB – Cerrado (P3)	DF	Palma (2002)	Cerrado (s.s.)
D7	PNB – Rio Três Barras (P4)	DF	Palma (2002)	Mata de galeria
D8	PNB – Rio Três Barras (P5)	DF	Palma (2002)	Mata de galeria
E1	Cariru – Ulisses	DF	Palma (2002)	Mata de galeria
E2	Cariru – Zacanaro	DF	Palma (2002)	Mata de galeria
F1	Rio da Palma – Mata de encosta	GO	Palma (2002)	Mata mesofítica
F2	Rio da Palma – Danton	GO	Palma (2002)	Mata de galeria
F3	Rio da Palma – Stuckert	GO	Palma (2002)	Mata de galeria
G	Caldas Novas	GO	Palma (2002)	Mata de galeria
H	Ipameri	GO	Palma (2002)	Mata de galeria
I1	CIE – Rio Pindaíba (P9)	GO	Palma (2002)	Mata de galeria
I2	CIE – Rio Pindaíba (P10)	GO	Palma (2002)	Mata de galeria
J	Teresina de Goiás	GO	Palma (2002)	Mata ciliar
K	Bonfinópolis	MG	Palma (2002)	Mata ciliar
L	P. E. Serra do Rola Moça	MG	F. M. Diniz (com. pess.)	Cerrado (s.s.)
M	Prudente de Morais	MG	Valle *et al.* (1982)	Cerrado (s.s.)
N	Unaí	MG	Palma (2002)	Mata de galeria
O1	Nhumirim – Campo	MS	Lacher & Alho (1989)	Campo limpo
O2	Nhumirim – Cerrado	MS	Lacher & Alho (1989)	Campo cerrado
O3	Nhumirim – Mata de galeria	MS	Lacher & Alho (1989)	Mata de galeria
P1	Manso – Campo cerrado	MT	Lacher & Alho (2001)	Campo cerrado
P2	Manso – Campo úmido	MT	Lacher & Alho (2001)	Campo úmido
P3	Manso – Cerrado	MT	Lacher & Alho (2001)	Cerrado
P4	Manso – Mata de galeria	MT	Lacher & Alho (2001)	Mata de galeria
P5	Manso– Mata mesofítica	MT	Lacher & Alho (2001)	Mata mesofítica
Q1	Jataí– Campo Cerrado	SP	Talamoni & Dias (1999)	Campo Cerrado
Q2	Jataí– Mata de galeria	SP	Talamoni & Dias (1999)	Mata de galeria
Q3	Jataí– Floresta Semidecídua.	SP	Talamoni & Dias (1999)	Mata mesofítica
R	Itirapina	SP	Vieira (1997)	Campo cerrado

FOTO: GERALDO W. FERNANDES

Capítulo 16

Biodiversidade de insetos galhadores no Cerrado

G. Wilson Fernandes
Silmary J. Gonçalves-Alvim
Ecologia Evolutiva de Herbívoros Tropicais/DBG,
Universidade Federal de Minas Gerais
Belo Horizonte, MG

INTRODUÇÃO

Estudos sobre padrões de distribuição e diversidade de insetos herbívoros têm indicado que insetos galhadores não se enquadram na hipótese do gradiente latitudinal, que prevê maior riqueza de espécies com a diminuição da latitude (Price *et al.*, 1998). Ao contrário da maioria dos grupos estudados, os insetos galhadores apresentam maior riqueza em latitudes intermediárias, em *habitats* quentes e com vegetação esclerófila do tipo mediterrâneo. Este tipo de vegetação inclui o 'chaparral' (Estados Unidos), 'fynbos'(África do Sul) e a maioria das fitofisionomias do Bioma Cerrado (Brasil). Estes ambientes são caracterizados por alta incidência de radiação solar, disponibilidade irregular de água, baixo teor de nutrientes no solo e estão sujeitos a queimadas constantes durante a estação seca (Eiten, 1972; Ferri, 1977; Goodland & Ferri, 1979; Silva *et al.*, 1986; Secco & Lobo, 1988; Silva & Rosa, 1990; Silva *et al.*, 1996).

Segundo Fernandes & Price (1991, 1992), insetos galhadores provavelmente tiveram taxas maiores de especiação e radiação em ambientes áridos e pobres em nutrientes, já que galhas estão comumente associadas a plantas esclerófilas. Estas apresentam folhas com alto conteúdo de compostos fenólicos e baixos teores de nutrientes (Sobrado & Medina, 1980; Fernandes & Price, 1991). Devido às restrições nutricionais, químicas e filogenéticas, plantas esclerófilas dificultam a sua utilização por herbívoros de vida livre (Coley, 1983, 1987; Coley & Aide, 1991; Ribeiro *et al.*, 1998). Todavia, a esclerofilia não funciona como barreira para a colonização de insetos galhadores. Por serem previsíveis no espaço e no tempo, a utilização de plantas esclerófilas aumenta a probabilidade de colonização e sobrevivência da prole (Fernandes *et al.*, 1994). Além disso, os nutrientes podem ser manipulados para se concentrarem no tecido do qual a larva se alimenta, representando ainda um espaço livre de inimigos naturais, como predadores e patógenos (Fernandes & Price, 1988, 1991).

O conhecimento da riqueza de insetos galhadores e flora associada, em ecossistemas tropicais, é importante para o entendimento e determinação de

padrões globais de distribuição deste grupo de herbívoros. Entretanto, poucos estudos têm sido realizados nas regiões tropicais enfocando este aspecto. No Brasil, estes estudos foram iniciados por Tavares (1915, 1917a e b, 1922) e importantes contribuições foram dadas posteriormente por Fernandes *et al.* (1988, 1995, 1996, 1997), Maia & Monteiro (1999), Maia (2001) e Maia & Fernandes 2004. Assim, neste capítulo serão abordados os mecanismos envolvidos na determinação da biodiversidade dos insetos galhadores na vegetação do Cerrado, contribuindo para a obtenção de dados ecológicos que auxiliem estudos biogeográficos e de conservação deste Bioma.

PADRÕES DE RIQUEZA DE INSETOS GALHADORES E PLANTAS HOSPEDEIRAS

Os levantamentos de riqueza de insetos galhadores realizados em quatro localidades no sudeste do Brasil estão apresentados no Quadro 1. Nesses levantamentos foram realizadas coletas ao longo de transectos com 10 metros de largura e comprimento definido de acordo com o número dos diferentes tipos arquitetônicos observados, totalizando 1.000 ervas, 100 arbustos e 45 árvores em cada transecto (Fernandes & Price, 1988) ou através de três caminhadas aleatórias de uma hora em cada ponto de amostragem (Price *et al.*, 1986). Esses métodos de amostragem de galhadores são amplamente conhecidos e têm sido utilizados em inúmeros trabalhos, permitindo comparações entre comunidades de galhadores em diferentes partes do mundo (veja Price *et al.*, 1998).

A distribuição de insetos galhadores entre os grupos de insetos e de plantas hospedeiras corrobora o padrão observado em outros estudos (Mani, 1964; Gagné, 1989; Fernandes, 1987; Fernandes *et al.*, 1994; Lara & Fernandes, 1996; Wright & Samway, 1998), que apontam os Cecidomyiidae como o grupo mais bem representado em todas as regiões biogeográficas. Além disso, Leguminosae, Asteraceae, Myrtaceae e Malpighiaceae são indicadas como as mais ricas famílias em fauna de insetos galhadores na América do Sul (Fernandes, 1987, 1992; Fernandes *et al.*, 1988).

Aproximadamente 125 espécies (morfotipos) de insetos galhadores em 31 famílias de plantas e 84 espécies vegetais foram encontradas em quatro fisionomias do Cerrado, em Minas Gerais (Gonçalves-Alvim & Fernandes, 2001a e b). Leguminosae, Myrtaceae, Malpighiaceae e Asteraceae, Erythroxylaceae, Bignoniaceae e Malvaceae englobaram cerca de 65% das espécies de plantas hospedeiras e apresentaram 70% das espécies de galhadores amostrados (Tabela 1). A maior riqueza de insetos galhadores foi observada no cerrado *sensu stricto* (com um total de 50 espécies), seguido de canga (33 espécies), campo sujo (29 espécies) e cerradão (23 espécies).

Comparada a de outros ecossistemas investigados, a fauna de insetos galhadores no Cerrado é uma das mais ricas do mundo (veja Lara & Fernandes, 1996). Wright & Samway (1998) observaram menos de 25 espécies de galhadores nos "fynbos", na África do Sul. Blanche (2000) coletou cerca de 30 espécies de galhadores ao longo de um gradiente de precipitação nas savanas australianas, enquanto Fernandes *et al.* (2002) encontraram 29 espécies de insetos galhadores, em cinco áreas do Chaco central na Argentina. Mesmo no

Tabela 1. Distribuição do número de espécies de insetos galhadores e de espécies vegetais (total e com galhas) nas famílias de plantas predominantes no cerradão, cerrado *sensu stricto*, campo sujo e canga, no sudeste do Brasil.

Famílias de plantas	Nº de spp. de plantas coletadas	Nº de spp. de plantas hospedeiras	Nº de spp. de galhadores
Leguminosae	44	15	25
Asteraceae	43	12	21
Myrtaceae	20	06	11
Malpighiaceae	16	08	13
Rubiaceae	14	02	02
Bignoniaceae	13	05	05
Erythroxylaceae	08	05	08
Lamiaceae	07	03	03
Euphorbiaceae	07	02	03
Malvaceae	06	03	04
Guttiferae	05	02	03
Vochysiaceae	05	01	03
Convolvulaceae	03	02	02
Bombacaceae	01	01	03
Myrsinacae	02	01	02
Apocynaceae	02	01	02
Melastomataceae	07	01	01
Verbenaceae	06	01	01
Ch rysobalanaceae	03	01	01
Annonaceae	03	01	01
Ochnaceae	02	01	01
Dilleniaceae	02	01	01
Araliaceae	02	01	01
Burseraceae	01	01	01
Gentianaceae	01	01	01
Nyctaginaceae	01	01	01
Oxalidaceae	01	01	01
Proteaceae	01	01	01
Turneraceae	01	01	01
Indeterminada	02	02	02
Outras (com 1 spp.)	46	00	00
Total	**275**	**84**	**125**

Brasil, em áreas de *habitats* úmidos, como Pantanal e Floresta Amazônica, o número de espécies de insetos galhadores foi menor, 133 e 52 espécies, respectivamente (Julião *et al.*, 2002; Yukawa, 2001), quando comparado, por exemplo, às 236 espécies encontradas no Vale do Jequitinhonha (Quadro 1).

Gonçalves-Alvim & Fernandes (2001a) observaram ainda que sete espécies de insetos galhadores foram comuns ao cerrado *sensu stricto* e campo sujo, enquanto apenas duas espécies foram compartilhadas pelo cerrado *sensu stricto* e cerradão. Apesar de uma maior semelhança entre as áreas de campo sujo, cerrado *sensu stricto* e cerradão, que não apresentaram nenhuma espécie de galhador em comum com as das áreas de canga, observou-se pouca similaridade entre todas as áreas amostradas. Isto evidencia que uma baixa similaridade florística entre fisionomias (Tabela 2), acompanhada da alta diversidade de insetos galhadores, pode ser comum no Cerrado.

MECANISMOS QUE FAVORECEM O AUMENTO DA RIQUEZA DE INSETOS GALHADORES NO CERRADO

Estudos realizados no deserto do Arizona e nos campos rupestres da Serra do Cipó, em diferentes altitudes, demonstraram que há menores taxas de mortalidade de galhadores causadas por inimigos naturais em *habitats* xéricos, ou seja, estressados higrotérmica e nutricionalmente (Fernandes & Price, 1991, 1992, Ribeiro–Mendes *et al.*, 2002). Nestes ambientes, temperaturas elevadas favoreceriam o aumento do teor de compostos fenólicos, aumentando a resistência da planta à invasão de patógenos e diminuindo a mortalidade de galhadores causada por estes organismos. A pressão seletiva exercida sobre a capacidade de resposta das plantas ao ataque de galhadores, como mecanismos de hipersensitividade, seria também menor em *habitats* xéricos que em mésicos (Fernandes *et al.*, 1994). Além disso, a preferência da fêmea do inseto galhador e o aumento da *performance* larval em plantas hospedeiras em *habitats* estressados

Tabela 2. Matriz de similaridade florística (índice de Sorensen) entre as fisionomias de vegetação amostradas (Cg = canga, Cs = campo sujo, Ce = cerrado *sensu stricto*, Cr = cerradão), no sudeste do Brasil.

Fisionomias	Cg	Cs	Ce
Cs	0,096	-	-
Ce	0,055	0,273	-
Cr	0,000	0,133	0,189

Quadro 1. Levantamentos de insetos galhadores e plantas hospedeiras em áreas de Cerrado, em Minas Gerais.

Locais de amostragem	Fisionomias	Riqueza de galhadores	Riqueza de plantas hospedeiras	Principais grupos de galhadores	Principais famílias de planta	Fonte
Campus da Universidade Federal de Minas Gerais	Cerrado *sensu stricto* e cerradão	37	22	Cecidomyiidae, Homoptera e Hymenoptera	Leguminosae, Boraginaceae, Asteraceae e Myrtaceae	Fernandes *et al.*, 1988
Vale do Jequitinhonha	Cerrado *sensu stricto* e campos rupestres	236	134	Cecidomyiidae, Hymenoptera e Curculionidae	Leguminosae, Malpighiaceae, Asteraceae e Myrtaceae	Fernandes *et al.*, 1997
Três Marias	Cerrado *sensu stricto*, cerradão e campo sujo	92	62	Cecidomyiidae, Hymenoptera e Lepidoptera	Leguminosae, Myrtaceae, Malpighiaceae e Asteraceae	Gonçalves-Alvim & Fernandes, 2001b
Quadrilátero Ferrífero	Canga	58	39	Cecidomyiidae, Hymenoptera e Curculionidae	Asteraceae, Malpighiaceae Myrtaceae e Leguminosae	Gonçalves-Alvim *et al.*, 2005

foram também observados por Fernandes & Price (1988), reforçando o padrão de maior sucesso de galhadores em *habitats* xéricos.

Entre os fatores que influenciam a riqueza de insetos galhadores, em diferentes fisionomias do Cerrado, estão a riqueza de espécies de Leguminosae e a baixa fertilidade do solo (Gonçalves-Alvim & Fernandes, 2001a; Figura 1). Diferentemente da Austrália, onde a riqueza de galhadores em Myrtaceae é que determina o padrão de distribuição de espécies de insetos galhadores (Blanche, 1994), Leguminosae, uma família numerosa e de distribuição ampla no Brasil (Barroso, 1991), foi a que mais se destacou nos levantamentos realizados no Cerrado (Quadro 1). Além disso, a riqueza de espécies de Leguminosae explicou 43% da variação no número de espécies de insetos galhadores em quatro fisionomias do Cerrado em Minas Gerais [Log(y + 1) = 1,45 + 0,388x; r^2 = 0,43; $F_{1,11}$ = 7,40; p < 0,05] (Gonçalves-Alvim & Fernandes, 2001a). Este resultado pode estar relacionado a alguns atributos presentes neste grupo, tornando as leguminosas adequadas à colonização por insetos galhadores. Por exemplo, a maioria das espécies amostradas é de árvores e arbustos, com maior complexidade estrutural e diversidade de nichos, o que possibilitaria a manutenção de maior riqueza de galhadores. Em geral, espécies de Leguminosae não acumulam alumínio e apresentam associações com bactérias nitrificantes (Haridasan, 1982), implicando em diferentes estratégias fisiológicas, que também poderiam favorecer a nutrição de insetos galhadores no Cerrado.

Dentre as variáveis investigadas no solo, Gonçalves-Alvim & Fernandes (2001a) observaram que a riqueza de galhadores correlacionou-se negativamente com o conteúdo de magnésio, potássio, fósforo, matéria orgânica e a capacidade total de troca de cátions

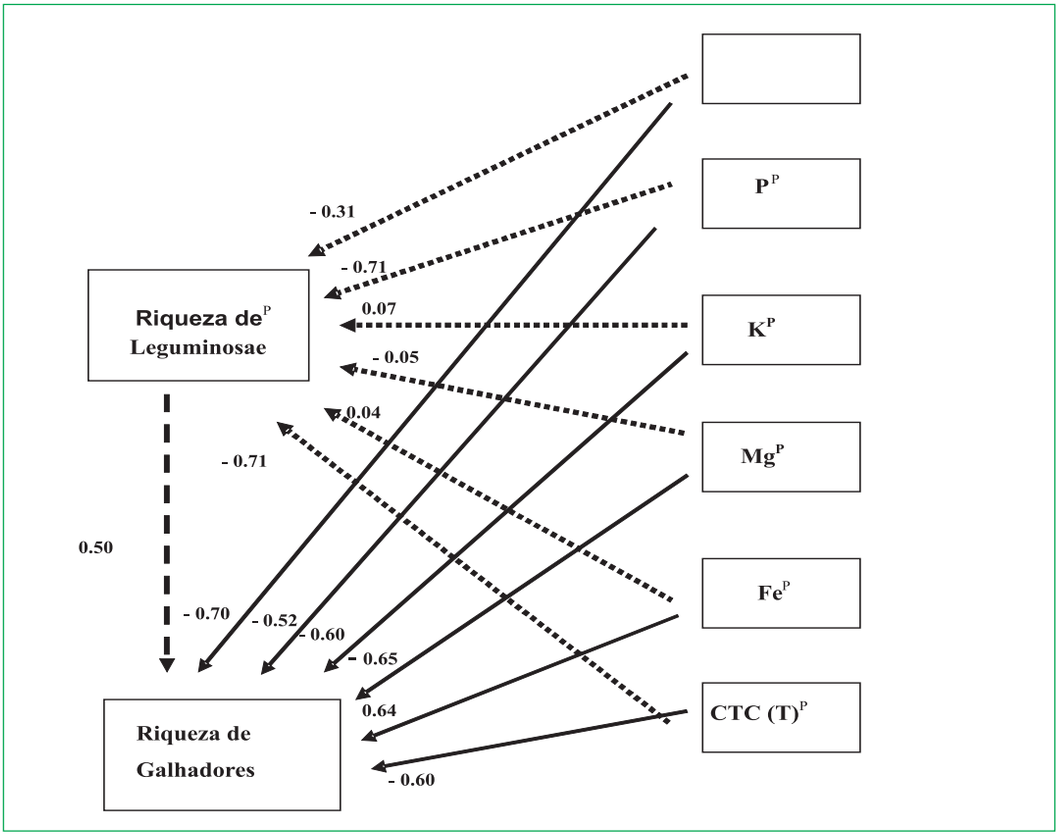


Figura 1
Influência da riqueza de espécies de Leguminosae, do conteúdo de nutrientes (MO, P, K, Mg e Fe) e da capacidade total de troca de catíons (CTC) do solo sobre a riqueza de insetos galhadores (índices de correlação de Pearson^P e Spearman^S).

(CTC) (Fig. 1). Entretanto, houve um aumento da riqueza de galhadores com o aumento no conteúdo de ferro, que em níveis elevados é prejudicial ao desenvolvimento da vegetação (Ferri, 1985). O conteúdo destes nutrientes e a CTC explicaram 72% da variação observada na riqueza de galhadores nas fisionomias estudadas ($y = 1{,}22 - 0{,}043Mg - 0{,}162K + 0{,}00326Fe - 0{,}0199CTC$; $r^2 = 0{,}72$; $F_{4,11} = 4{,}47$; $p < 0{,}05$), corroborando a hipótese de Fernandes & Price (1991) de que plantas mediam o efeito do estresse abiótico (i.e., deficiência de água e de nutrientes essenciais no solo) na riqueza de insetos galhadores.

Em ambientes estressados nutricionalmente, as plantas desenvolveriam mecanismos de tolerância à menor disponibilidade de nutrientes e, como conseqüência, apresentariam esclerofilia (devido principalmente à estocagem, em excesso, de carboidratos e lipídios e à baixa produção de proteínas; Goodland, 1971), folhas e caules grossos e alta concentração de compostos de defesa nos tecidos (e.g., glicosídeos cianogênicos, alcalóides, compostos fenólicos e terpernóides) (Fernandes & Price, 1988, 1991).

Além disso, a deficiência de elementos, como magnésio e potássio (importantes no processo de fotossíntese, ativação de várias enzimas e controle osmótico celular), pode bloquear a síntese de proteínas, provocando a acumulação de aminoácidos nos tecidos, além de reduzir a formação de fibras, o que resulta em um alimento de melhor qualidade para o galhador (veja White, 1969, 1976,1984). Esta deficiência leva ainda a formação de compostos fenólicos que atuariam como inibidores de fungos e outros patógenos (Rhoades, 1979). Maior pressão seletiva sofrida por galhadores seria exercida pelo ataque de parasitóides (como os microhimenópteros), pois grande parte das galhas de Cecidomyiidae é atacada por este grupo de insetos (Maia, 2001). Portanto, este conjunto de características (cenário ambiental) seria responsável pelo sucesso evolutivo de insetos galhadores nas plantas esclerófilas do Cerrado, com a ação de predadores e patógenos sobre os insetos galhadores sendo menos efetiva em ambientes mais estressados (Fernandes & Price, 1988, 1991, 1992; Fernandes *et al.*, 1994; Price *et al.*, 1998; Ribeiro *et al.*, 1998).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A baixa similaridade tanto de espécies vegetais hospedeiras quanto de insetos galhadores, entre as diferentes fisionomias no Cerrado, evidencia que a presença de espécies raras deve ser comum no Cerrado. Segundo Myers *et al*. (2000), os cerrados brasileiros constituem uma das 25 regiões do mundo com maior biodiversidade e, portanto, prioritárias para conservação (“*hotspots*”). Entretanto, os grupos taxonômicos de invertebrados, como insetos galhadores, ainda continuam pouco estudados e não foram citados naquele estudo.

A documentação e elucidação dos padrões de biodiversidade são essenciais para a conservação de espécies de insetos e dos organismos que se alimentam destes. O fato de insetos galhadores estarem intimamente associados às suas plantas hospedeiras e possuírem hábito séssil os torna ainda mais suscetíveis à extinção, caso a cobertura vegetal de uma determinada área seja modificada por ação antrópica (e.g., mineração, fogo, expansão das fronteiras agrícolas).

Além disso, o manejo inadequado da vegetação pode aumentar a abundância de uma espécie ou família de planta, o que também pode ter implicações negativas na riqueza de galhadores. Portanto, estudos biogeográficos e de biodiversidade são cada vez mais necessários, principalmente nas regiões fora da área central de distribuição do Cerrado (e.g., Norte e Nordeste). Estudos desta natureza permitiriam um melhor entendimento dos mecanismos ecológicos e processos evolutivos atuantes, antes que este Bioma seja totalmente descaracterizado.

AGRADECIMENTOS

À M. M. Espírito-Santo e aos revisores pelas sugestões ao manuscrito. Este trabalho foi apoiado pela Sociedade Brasileira de Cultura Japonesa através do Fundo Bunka de Pesquisa/Banco Sumitomo, WWF, Fundep, Fapemig e CNPq.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Barroso, G.M. 1991. *Sistemática de angiospermas do Brasil.* Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, Brasil.

Blanche, K.R. 1994. Insect induced galls on Australian vegetation. *In* P.W. Price, W.J. Mattson & Y. Barranchikov (Eds.). *The ecology and evolution of gall-forming insects.* p. 49-55. Forest service –United States, Department of agriculture. Krasnoyarsky, Siberia.

Blanche, K.R. 2000. Diversity of insect galls along a temperature-rainfall gradient in the tropical savannah region of the northern territory, Australia. *Aust. Ecol.* 25: 311-318.

Coley, P.D. 1983. Herbivore and defensive characteristics of tree species in a lowland tropical forest. *Ecol. Monogr.* 53: 209-233.

_____. 1987. Padrones en las defensas de las plantas: por que los herbivoros prefieren ciertas especies? *Rev. Biol. Trop.* 35: 151-164.

_____,. & T.M. Aide. 1991. Comparisons and plant defenses in temperate and tropical broad-leaved forests. *In* P.W. Price, T.M. Lewinsohn, G.W. Fernandes & Benson, W.W. (Eds.). *Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions.* p. 25-49. John Wiley and Sons, New York, USA.

Eiten, G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *Bot. Rev.* 38: 201 -341.

Ferri, G.M. 1977. Ecologia do cerrado. *In* G. M. Ferri (Ed.). *IV simpósio sobre o cerrado.* pp: 15-36. Itatiaia, São Paulo, Brasil.

Fernandes, G.W. 1987. Gall forming insects: their economic importance and control. *Rev. Bras. Ent.* 31: 379–398.

_____. 1992. Plant historical and biogeographical effects on insular gall-forming species richness. *Lett. Global Ecol. Biogeog.*: 2: 71-74.

_____, & P.W. Price. 1988. Biogeographical gradients in galling species richness: tests of hypotheses. *Oecologia* : 76: 161–167.

_____, & P.W. Price. 1991. Comparisons of tropical and temperate galling species richness: the roles of enviromental harshness and plant nutrient status. *In* P.W. Price, T.M. Lewinsohn, G.W. Fernandes and Benson, W.W. (Eds.). *Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions.* p: 91 - 115. John Wiley and Sons, New York, USA.

_____, & P.W. Price. 1992. The adaptive significance of insects gall distribution: survivorship of species in xeric and mesic habitats. *Oecologia* 90: 14-20.

_____, E. Tameirão-Neto, & R.P. Martins. 1988. Ocorrência e caracterização de galhas entomógenas no Campus-Pampulha da UFMG. *Revta. Brasil. Zool.* 5: 11 - 29.

_____, C.F.L. Lara, & P.W. Price. 1994. The geography of galling insects and the mechanisms that result in patterns. *In* P.W. Price, W.J. Mattson and Barranchikov, Y. (Eds.). *The ecology and evolution of gall-forming insects.* p. 42 - 48. Forest service –United States, Department of agriculture, Krasnoyarsky, Siberia.

_____, Paula, A.S., & Loyola Jr., R. 1995. Distribuição de insetos galhadores entre habitats e seu possível uso como bioindicadores. *Vida Silv. Neotrop.* 4: 133 - 139.

_____, M.A.A. Carneiro, A.C.F. Lara, L.A. Allain, T.C. Reis, & I.M. Silva. 1996. Galling insects on neotropical species of *Baccharis* (Asteraceae). *Trop. Zool.* 9: 315-332.

_____, R.C. Araújo, S.C. Araújo, J.A. Lombardi, A.S. Paula, R. Loyola, & T.G. Cornelissen. 1997. Insect galls from Jequitinhonha Valley, Minas Gerais, Brazil. *Naturalia* : 22: 221-244.

_____, O. Varela, H. Bucher, J.M. Chani, A. Echevarria, M. Espírito-Santo, J. Lim D. Negreiros, & C.S. Toledo. 2002. Gall-forming insects on woody and herbaceous plant species of the semi-arid chaco forest , Argentina. *Lundiana* 3: 61-66.

Gagné, R. J. 1989. *The plant-feeding gall midges of North America.* Cornell University Press, New York, USA.

Gonçalves-Alvim, S.J., & G.W. Fernandes. 2001a. Biodiversity of galling insects: historical, community and habitat effects in four neotropical savannas. *Biod. Conserv.* 10: 79-98.

_____. 2001b. Comunidades de insetos galhadores (Arthropoda, Insecta) em diferentes fisionomias do cerrado em Minas Gerais, Brasil. *Rev. Brasil. Zool.:* 18: 289-305.

Gonçalves-Alvim; S.J., A.C. Krafetuski, C. Almeida, S. Cleto, F. Fernandes & G.W. Fernandes. 2005. *Biodiversidade de plantas hospedeiras e insetos galhadores em áreas de canga natural e impactadas.* (em preparação).

Goodland, R. 1971. Oligotrofismo e alumínio no cerrado. *In*. G. M. Ferri (Ed.). *III Simpósio sobre o cerrado.* p: 44–60. Editora da Universidade de São Paulo/ Edgard Blücher, São Paulo, Brasil.

Goodland, R. & M.G. Ferri. 1979. *Ecologia do cerrado.* Editora da Universidade de São Paulo-Itatiaia, São Paulo, Brasil.

Haridasan, M. 1982. Aluminium accumulation by some cerrado native species of central Brazil. *Plant and Soil* 65: 265-273.

Julião, G.R., M.E.C. Amaral, & G. W. Fernandes. 2002. Galhas de insetos e suas plantas hospedeiras do Pantanal sul-mato-grossense. *Naturalia* 27: 47-74

Lara, A.C.F., & G.W. Fernandes. 1996. The highest diversity of galling insects: Serra do Cipó, Brazil. *Biodivers. Lett.* 3: 111-114.

Maia, V.C. 2001. The gall midges (Diptera, Cecidomyiidae) from three restingas of Rio de Janeiro State, Brazil. *Revta. Bras. Zool.* 18: 583-629.

_____, & R.F. Monteiro. 1999.Espécies cecidógenas (Diptera, Cecidomyiidae) e parasitóides (Hymenoptera) associadas a *Guapira opposita* (Vell.) Reitz. (Nyctaginaceae) na Restinga da Barra de Maricá, Rio de Janeiro. *Revta. Bras. Zool.* 16: 483-487.

_____, & G.W. Fernandes. 2004. Insect galls from Serra de São José (Tiradentes, MG, Brazil). Rev. Bras. Biol. 64: 423-445.

Mani, M.S. 1964. *Ecology of plant galls.* Dr. W. Junk-The Hague, The Nertherlands.

Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. Fonseca, & J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for

conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.

Price, P.W., Waring, G., & Fernandes, G.W. 1986. Hypotheses on the adaptative nature of galls. *Proc. Entomol. Soc. Wash.* 88: 361-363.

_____, G.W. Fernandes, A.C.F. Lara, J. Brawn, H. Barrios, M. Wright, S.P. Ribeiro, & N. Rothcliff. 1998. Global patterns in local number of insect galling species. *J. Biogeog.* 25: 581-591.

Rhoades, D.F. 1979. Evolution of plant chemical defense against herbivores. *In* G. A. Rosenthal and D. H. Janzen. (Eds.). *Herbivores: their interactions with secondary plant metabolites.* p. 3-54. Academic Press, New York, USA.

Ribeiro, S.P., M.A.A. Carneiro, & G.W. Fernandes. 1998. Free-feeding insect herbivores along environmental gradients in Serra do Cipó: basis for a management plan. J. *Insect Conserv.* 2: 107-118.

Ribeiro-Mendes H., G.W. Fernandes & I.M. Silva 2002. Plant sex and habitat effects on the survivorship of insectgalls within the geographical range of the host-plant. *Trop. Zool.* 15: 5-15.

Secco, R.S., & M.G. Lobo. 1988. Considerações taxonômicas e ecológicas sobre a flora dos "campos rupestres" da Serra dos Carajás. *Bol. FBCN* 3: 33-44.

Silva, M.F.F. da, & N.A. Rosa. 1990. Estudos botânicos na Área do Projeto Ferro Carajás, Serra Norte. I - Aspectos ecológicos e vegetacionais dos campos rupestres. *In Anais do XXXV Congresso Nacional de Botânica.* p. 367-379. Sociedade Botânica do Brasil, Manaus, Brasil.

_____, N.L. Menezes, P.B. Cavalcante, & C.A. Joly. 1986. Estudos botânicos: histórico, atualidade e perspectivas. *In* J.M.G Almeida (Ed.*). Carajás: desafio político, ecologia e desenvolvimento.* p. 184 - 207. Brasiliensis/CNPq, Brasília, Brasil.

_____, R.S. Secco, & M.G.A. Lobo. 1996. Aspectos ecológicos da vegetação rupestre da Serra do Carajás. *Acta Amaz.* 26: 17-44.

Sobrado, M.A., & E. Medina. 1980. General morphology, anatomical structure, and nutrient content of sclerophyllous leaves of the "bana" vegetation of Amazonas. *Oecologia* 45: 341-345.

Tavares, J.S. 1915. As cecídias das plantas do gênero *Styrax* no Brasil. *Brotéria* (Sér. Zool.) 13: 155-159.

_____. 1917a. As cecídias brasileiras que se criam em plantas da família das Melastomataceae. *Brotéria* (Sér. Zool.) 15: 19-45.

_____. 1917b. Cecídias brasileiras que se criam em plantas das famílias Compositae, Rubiaceae, Tiliaceae, Lythraceae e Arthocarpaceae. *Brotéria* (Sér. Zool.) 15: 113-181.

_____. 1922. Cecidologia brasileira. As restantes famílias. *Brotéria* (Sér. Zool.) 20:5-8.

White, T.C.R. 1969. An index to measure weather-induced stress of trees associated with outbreaks of psyllids in Australia. *Ecology* 50: 905-909.

_____. 1976. Weather, food and plagues of locusts. *Oecologia* 22: 119-134.

_____. 1984. The abundance of invertebrate herbivores in relation to the availability of nitrogen in stressed food plants. *Oecologia* 63: 90-105.

Wright, M.G., & M.M.J. Samways. 1998. Insect species richness tracking plant species richness in a diverse flora: gall-insects in the Cape Floristic region, South Africa. *Oecologia* 115: 427-433.

Yukawa, J., M. Tokuda, N. Uechi, & S. Sato. 2001. Species richness of galling arthropods in Manaus, Amazon and in the surroundings of the Iguassu Falls. *Esakia* 41: 11-15.

Capítulo 17

Estudos comparativos sobre a fauna de borboletas do Distrito Federal: implicações para a conservação

FOTO: CARLOS E. G. PINHEIRO

Carlos E. G. Pinheiro
Departamento de Zoologia
Universidade de Brasília
Brasília, DF

INTRODUÇÃO

Comparado aos demais estados brasileiros que têm a vegetação de cerrado como formação vegetal predominante, o Distrito Federal parece privilegiado em relação ao número de unidades de conservação efetivamente implantadas dentro de seus limites legais. Estas unidades incluem: um Parque Nacional, três Estações Ecológicas, quatro Reservas Ecológicas (Tabela 1) e vários pequenos parques, áreas de proteção de mananciais ou de relevante interesse ecológico. Entretanto, não se sabe com precisão se estas unidades são suficientes para a conservação de toda a fauna existente nos cerrados do Brasil central, especialmente no caso de animais de pequeno porte, como os insetos.

Dentre os insetos, as borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea) constituem um grupo especialmente interessante para estudos de biodiversidade e conservação. As larvas alimentam-se de tecidos vegetais e muitas espécies alimentam-se apenas de uma (monófagas) ou poucas (oligófagas) plantas hospedeiras. Assim, a presença de uma determinada espécie de borboleta em certo local, pode também implicar na presença de uma ou de determinadas plantas naquela

Tabela 1. As principais unidades de conservação do Distrito Federal.

Unidade	Sigla	Área (Ha)
Parque Nacional de Brasília	PNB	28.000
Estação Ecológica de Águas Emendadas	EEAE	10.500
Estação Ecológica do Jardim Botânico	EEJB	4.518
Estação Ecológica da UnB (Faz. Água Limpa)	FAL	2.340
Reserva Ecológica do IBGE	IBGE	1.360
Reserva Ecológica do Guará	REG	194
Reserva Ecológica do Gama (Parque do Gama)	REGa	136
Reserva do Centro Olímpico (Campus da UnB)	RCO	60

mesma região (Carter, 1982; Brown, 1991, 1996). Além disso, a maioria das espécies ocorre apenas em alguns *habitats* e *microhabitats*, sob determinadas condições de luz, temperatura e umidade. Portanto, a presença (ou não) de certas espécies também pode fornecer indicações sobre o estado de conservação do *habitat*. Por estas razões, têm-se verificado recentemente um uso crescente de borboletas em programas de monitoramento de biodiversidade em países da Europa (Carter, 1982; Dennis, 1992) e na América do Norte (Scott, 1986), ou como indicadores para a conservação de áreas no Brasil (Brown, 1996; Brown & Freitas, 2000).

O Distrito Federal apresenta uma rica fauna de borboletas. Com base em dados da literatura, na análise de coleções zoológicas e em levantamentos realizados por este autor e colaboradores nos últimos quinze anos, foi possível compilar uma lista contendo 645 espécies efetivamente registradas nesta unidade da federação. É altamente provável, entretanto, que novas espécies venham a ser acrescentadas a esta lista à medida que outras regiões ainda pouco exploradas venham a ser amostradas. Com base na distribuição geográfica de várias espécies em estados vizinhos e em dados ainda não disponíveis na literatura estima-se que o número total de espécies do DF seja, de fato, superior a 750 (Brown & Freitas, 2000).

Para se ter uma idéia da representatividade desta fauna, pode-se verificar, por exemplo, que este número é maior que toda a fauna de borboletas da América do Norte (incluindo a região neotropical do sul do México, Scott, 1986), é sete vezes maior do que a fauna de borboletas da Europa ou 13 vezes maior que a fauna de borboletas do Reino Unido (Carter, 1982). Infelizmente, entretanto, foi constatado nos levantamentos de fauna realizados, que um número próximo a 1/3 de todas as borboletas que ocorrem no Brasil Central (cerca de 210 espécies) nunca foi registrado em qualquer unidade de conservação do Distrito Federal. A explicação para este fenômeno é, como este estudo pretende demonstrar, o fato de que nas unidades de conservação existentes não se encontram representadas pelo menos duas das fisionomias de vegetação de Cerrado que se constituem no *habitat* preferido de uma grande variedade de espécies de borboletas: (1) as florestas semidecíduas (também conhecidas como florestas mesofíticas), que ocorrem no DF, principalmente, em regiões de solos calcários, como na região de Sobradinho, na Chapada da Contagem e na região da Fercal, e (2) as matas de galeria associadas a rios de médio e grande porte, geralmente mais densas e mais extensas do que aquelas encontradas ao longo dos pequenos córregos e ribeirões presentes nos parques e reservas.

Neste capítulo são apresentados alguns dados envolvendo a riqueza e a similaridade de espécies de borboletas encontradas nas principais unidades de conservação e em três regiões situadas em áreas "não protegidas" do DF, que contêm estas fisionomias de vegetação de cerrado não encontradas nas unidades já implantadas. Os resultados sugerem que, caso se quisesse realmente conservar esta extraordinária diversidade de espécies de borboletas, dever-se-ia não apenas ampliar o número de unidades de conservação nessa região, mas também adotar uma série de medidas para a proteção efetiva da fauna nas unidades existentes.

MATERIAL E MÉTODOS

Dados incluídos nas análises de similaridade, apresentadas a seguir, foram obtidos dos levantamentos de fauna realizados por Brown & Mielke (1967a,b) nas florestas de Sobradinho e matas de galeria do rio Sobradinho, na Chapada da Contagem, Fercal e rio Maranhão; por Ferreira (1982) na EEJB e IBGE; por Pinheiro & Ortiz (1992) na EEJB; por Pinheiro *et al*. (1992) no PNB; por Pinheiro & Emery (dados não publicados) na EEAE, no rio Maranhão e na RCO; e por Diniz & Morais (1995, 1997) na FAL, IBGE e PNB, além de dados obtidos nas coleções zoológicas da UnB e do IBGE.

A similaridade de espécies foi estimada por intermédio do Coeficiente de Jaccard. Uma análise de cluster (UPGMA) envolvendo seis dos principais parques e reservas do Distrito Federal (PNB, EEAE, EEJB, IBGE, FAL e RCO) e três áreas não protegidas (SWR = rio Sobradinho e florestas de Sobradinho; CCF = com dados agrupados da Chapada da Contagem e região da Fercal; e RMa = rio Maranhão) foi também realizada por intermédio da utilização do pacote estatístico para análise multivariada MVSP versão 3.1, para vários *taxa* distintos de borboletas (Pieridae, Papilionidae e alguns Nymphalidae), cuja sistemática se encontra relativamente bem resolvida.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O total de espécies encontrado em cada área de estudo para os diferentes *taxa* investigados está mostrado na Tabela 2. Com exceção dos Papilionidae ($r = 0{,}94$; $p < 0.05$) não foram encontradas correlações significativas entre a riqueza de espécies e a área das unidades de conservação para qualquer outro táxon investigado ($r = 0{,}34$ para os Pieridae; $r = -0{,}39$ para os Ithomiinae e $r = -0{,}58$ para os demais *taxa*

Tabela 2. Número de espécies em vários *taxa* de borboletas encontradas nos parques, reservas e outras localidades "não protegidas" do Distrito Federal (Nym= Nymphalinae, Lim= Limenitidinae, Cyr = Cyrestidinae, Bib = Biblidini e Col = Coloburinae).

Locais	Papilionidae	Pieridae	Ithomiinae	Nym+Lim+ Cyr+Bib+Col
PNB	8	19	13	38
EEAE	6	17	10	32
EEJB	6	19	15	46
IBGE	6	17	15	47
FAL	6	20	14	45
RCO	—	15	—	—
SWR	—	17	11	45
CCF	—	18	—	44
RMa	11	19	17	40
TOTAL DF	14	26	21	80

agrupados). No caso dos Ithomiinae e dos *taxa* agrupados foram encontradas correlações negativas, que poderiam ser explicadas, pelo fato de muitas espécies destes grupos ocorrerem apenas em áreas de florestas mais densas, úmidas e escuras, condições não encontradas em algumas áreas maiores, como a Estação Ecológica de Águas Emendadas. Estes resultados sugerem que a diversidade de espécies não depende apenas da área, mas dos tipos de vegetação encontrados nas diferentes regiões ou unidades de conservação.

Os dendrogramas produzidos pelas análises de cluster (baseados na matriz de similaridade de espécies) entre as unidades de conservação e outras regiões do DF são apresentados na Figura 1. Três padrões bastante característicos parecem ocorrer nos quatro dendro-gramas apresentados (Figuras A, B, C e D).

Em primeiro lugar, observa-se a grande similaridade de espécies (em geral > 0.8) encontrada entre os locais EEJB, IBGE e FAL, um resultado já esperado em vista da proximidade que estas áreas mantêm entre si e que compõem, em seu conjunto, a chamada APA Gama-Cabeça de Veado.

Em segundo lugar, nota-se claramente que as localidades da APA Gama-Cabeça de Veado geralmente se agrupam com os demais parques e reservas do DF (PNB, EEAE e RCO), com os quais também mantêm uma alta similaridade de espécies (geralmente entre 0.6 e 0.8). Esta alta similaridade de espécies encontrada entre os parques e reservas do DF poderia ser explicada pela grande semelhança de altitudes (em geral variando de 1.000 a 1.150m), topografias (todas situadas em regiões relativamente planas ou com declives

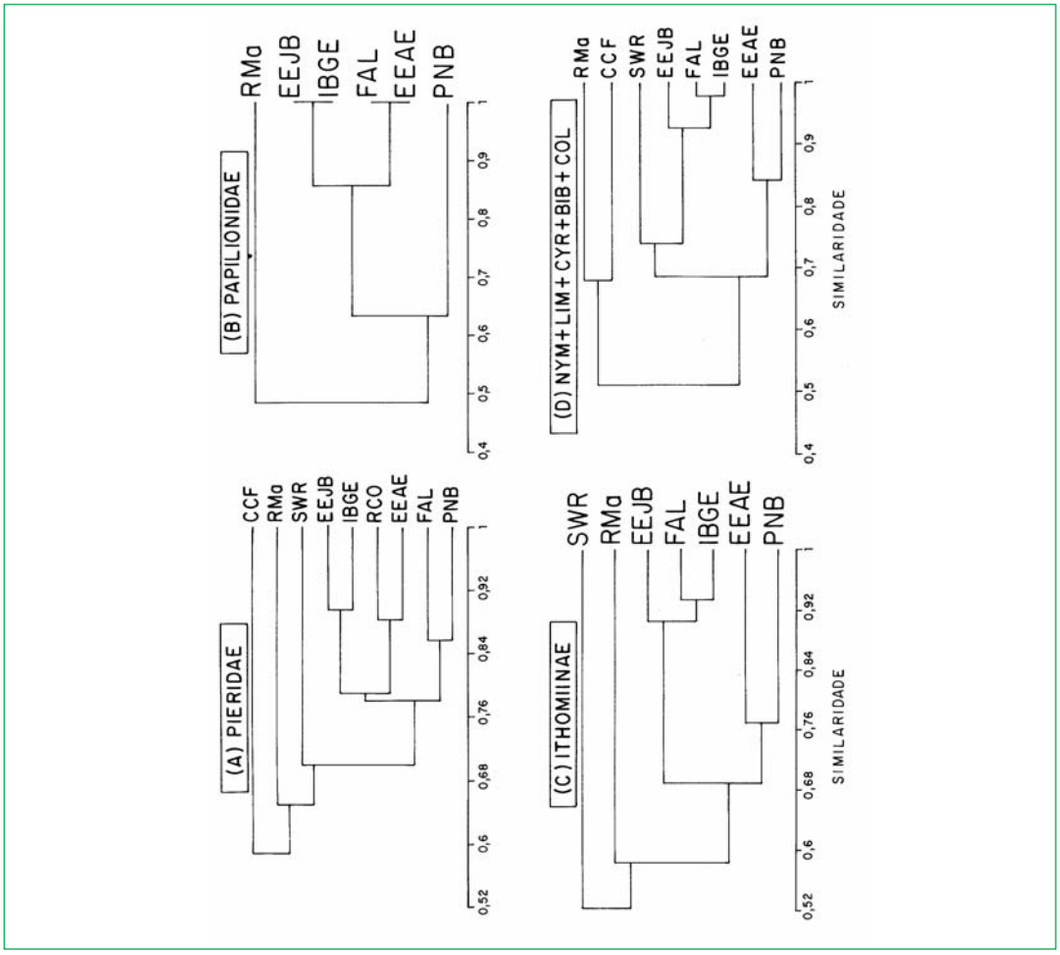


Figura 1
Dendrogramas baseados na similaridade da fauna de borboletas em seis áreas de conservação (PNB, EEAE, EEJB, IBGE, FAL e RCO) e em três áreas "não protegidas" do Distrito Federal (RMa = rio Maranhão, SWR = rio Sobradinho e florestas de Sobradinho, e CCF = Chapada da Contagem e Fercal). Análises são apresentadas separadamente para *(A) Pieridae, (B) Papilionidae, (C) Ithomiinae e (D) um aglomerado de outros Nymphalidae.*

suaves) e tipos fisionômicos de vegetação predominantes, em geral contendo grandes extensões de cerrado *sensu strictu*, algumas manchas de campos abertos e de cerradões, e matas de galeria associadas a pequenos cursos d'água.

Em terceiro lugar, podemos perceber nos dendrogramas apresentados que os menores índices de similaridade de espécies encontrados no estudo (entre 0.4 e 0.6) ocorrem exatamente entre as unidades de conservação e as áreas "não protegidas" (RMa, SWR e CCF) que contêm os tipos fisionômicos de vegetação não representados nos parques e reservas. Estes locais, geralmente mais acidentados e mais heterogêneos do que as demais regiões do DF, constituem-se no *habitat* preferido de um grande número de espécies de borboletas, como os Papilionidae: *Parides burchellanus, Heraclides hectorides* e vários *Protesilaus* spp (RMa); Pieridae: *Phoebis trite* (RMa), *Phoebis neocypris* (RMa, CCF), *Eurema arbela* (RMa, CCF) e *Hesperocharis anguitea* (CCF); Ithomiinae: *Hypoleria emyra* (RMa), *Aeria olena* (SWR) e *Oleria aquata* (RMa); Limenitidini: *Adelpha aethalia* (CCF), *A. delphicola* (RMa) e *A. cocala* (SWR); Biblidini: *Callicore hydaspes* (CCF), *Callicore pygas splendens* (RMa, CCF), *Dynamine limbata* (SWR), *Eunica macris* (RMa), *Phyciodes velica sejona* (RMa, CCF) e *Ectima liria lirissa* (CCF).

Além disso, duas das espécies mais raras e ameaçadas de extinção de todo o bioma do Cerrado ocorrem no rio Maranhão: *Parides burchellanus* (Papilionidae), observada apenas nesse local e numa outra localidade no estado de Minas Gerais, chegando a constar na lista de espécies ameaçadas da IUCN Red Data Book (Collins & Morris, 1985) e *Agrias claudia godmani* (Charaxinae), a espécie mais procurada por colecionadores. Este rio, um dos principais formadores do rio Tocantins, também parece funcionar como um corredor de fauna para várias espécies amazônicas que conseguem atingir o Brasil central (como a espetacular *Morpho rhetenor*, Morphinae) e que representam aproximadamente 8% de todas as espécies que ocorrem no DF (Brown & Mielke, 1967a). Estes dados demonstram claramente a necessidade de criação de uma unidade de conservação na região desse rio.

Outros *habitats* que requerem atenção especial para a sua conservação são os remanescentes naturais de florestas semidecíduas da região de Sobradinho, considerada por Brown & Mielke (1967a) como a área mais rica em espécies de todo o DF, e da região da Fercal. Além das espécies já citadas, várias outras borboletas do DF só foram registradas nestes locais específicos, hoje fortemente ameaçados pela chegada de vários condomínios habitacionais e pela indústria de extração do calcário.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho procurou enfatizar a necessidade de criação de novas unidades de conservação na região do Distrito Federal, de modo a incluir outros tipos fisionômicos de vegetação de Cerrado não representados nos parques e reservas já implantados, como as florestas semidecíduas e matas de galeria associadas a rios de grande porte, que contêm não apenas uma grande diversidade de borboletas, mas várias espécies que parecem ocorrer exclusivamente nestas formações vegetais. Entretanto, esta é apenas uma das várias frentes de batalha para a conservação da fauna dos cerrados.

Nas últimas décadas o Distrito Federal vem passando por um intenso processo de urbanização e pelo desenvolvimento de várias atividades econômicas que levam inexoravelmente à destruição dos *habitats* naturais e, conseqüentemente, à perda em biodiversidade. Com o avanço da urbanização, muitas das unidades de conservação que aí se encontram vêm sendo transformadas em verdadeiras "ilhas de vegetação", geograficamente isoladas de outras unidades. Os efeitos advindos do isolamento sobre as populações locais, como a interrupção do fluxo gênico e o aumento da taxa de endocruzamento são obviamente negativos (exemplos em Soulé, 1986). É necessário, portanto, conceber novas estratégias de conservação que propiciem certa "conectividade" entre estas áreas, ou corre-se o risco de sofrer uma grande perda em biodiversidade, até mesmo em espécies supostamente protegidas.

Além desses problemas, os parques e reservas estão ainda sujeitos a várias outras perturbações como incêndios, caça, invasões por animais domésticos, presença de plantas invasoras, depósitos de lixo e diferentes agentes poluidores que afetam não apenas as borboletas como toda a fauna e flora presentes. Um exemplo extremo da ação destes fatores pode ser observado na Reserva Ecológica do Gama, cuja flora e fauna originais já se encontram tão descaracterizadas que se optou por não incluir neste estudo os dados levantados por Brown & Mielke (1967a,b) sobre a fauna de borboletas daquele local.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Brown, K. S. Jr. 1991. Conservation of Neotropical environments: insects as indicators. *In*: N. M. Collins and J. A. Thomas (Eds.). *The conservation of insects and their habitats*. p. 349-404. Academic Press, London.

_____.1996. Diversity of Brazilian Lepidoptera: History of study, methods for measurements, and use as indicators for genetic, specific and system richness. *In*: C. E. M. Bicudo and N. A. Menezes (Eds). *Biodiversity in Brazil: a first approach.* p. 221-253. Inst. Bot./CNPq, São Paulo.

_____& A. V. L. Freitas, 2000. Atlantic Forest butterflies: indicators for landscape conservation. *Biotropica* 32: 934-956.

_____& O. H. H. Mielke, 1967a. Lepidoptera of the Central Brazil Plateau. I. Preliminary list of Rhopalocera: Introduction, Nymphalidae, Libytheidae. *Journal of the Lepidopterists' Society* 21(1): 77-106.

_____& O. H. H. Mielke, 1967b. Lepidoptera of the Central Brazil Plateau. II. Preliminary list of Rhopalocera (continued): Lycaenidae, Pieridae, Papilionidae, Hesperiidae. *Journal of the Lepidopterists' Society* 21(3): 145-168.

Carter, D. 1982. *Butterflies and Moths in Britain and Europe*. Heinemann, London.

Collins, N. M. & M. G. Morris, 1985. Threatened Swalowtail Butterflies of the World. *The IUCN Red Data Book*. Cambridge.

Dennis, R. L. H. 1992. *The Ecology of Butterflies in Britain*. Oxford Univ. Press, Oxford.

Diniz, I. R. & H. C. Morais, 1995. Larvas de Lepidoptera e suas plantas hospedeiras

em um cerrado de Brasília, Distrito Federal, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia* 39(4): 755-770.

Diniz I. R. & H. C. Morais, 1997. Lepidopteran caterpillar fauna of cerrado host plants. *Biodiversity and Conservation* 6: 817-836.

Ferreira, L. M. 1982. *Comparações entre riqueza, diversidade e equitabilidade de borboletas em três áreas com diferentes graus de perturbação, próximas a Brasília.* Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.

Pinheiro, C. E. G., H. J. Cunha, & R. Silva, 1992. *Revisão do plano de manejo do Parque Nacional de Brasília.* Funat., Brasília.

Pinheiro, C. E. G. & J. V. C. Ortiz, 1992. Communities of fruit-feeding butterflies along a vegetation gradient in central Brazil. *Journal of Biogeography* 19: 505-511.

Scott, J. A. 1986. *The Butterflies of North America:* a natural history and field guide. University Press, Stanford.

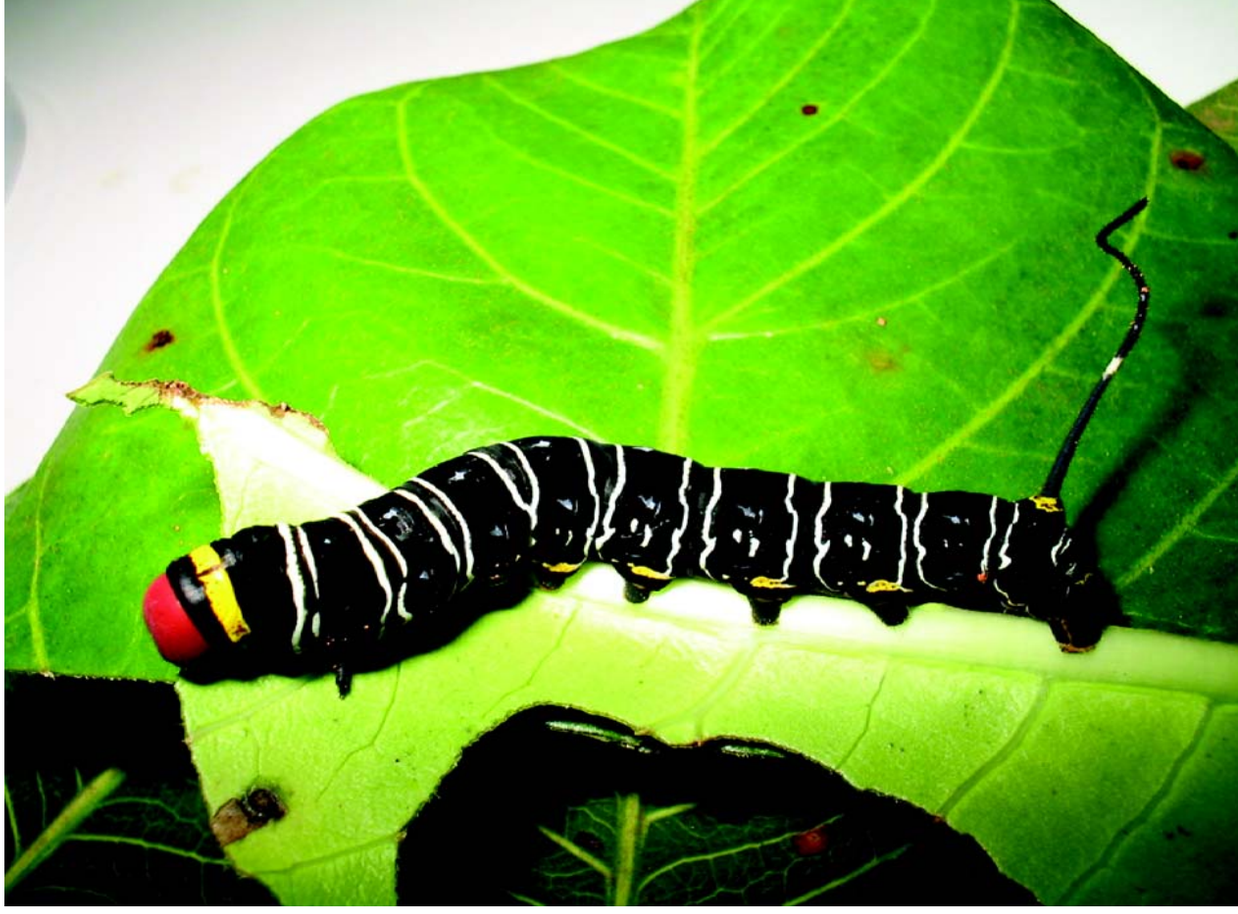
Soulé, M. E. 1986. *Conservation Biology:* The Science of Scarcity and Diversity. Sinauer, Sunderland.

Capítulo 18

Abundância e amplitude de dieta de lagartas (Lepidoptera) no cerrado de Brasília (DF)

ROSEVALDO QUEIROZ

Ivone R. Diniz
Departamento de Zoologia
Universidade de Brasília
Brasília, DF
Helena C. Morais
Departamento de Ecologia
Universidade de Brasília
Brasília, DF



INTRODUÇÃO

As plantas terrestres e seus insetos fitófagos constituem mais da metade de todas as espécies terrestres conhecidas (Coley & Barone, 1996; Bernays, 1998; Farrell *et al.*, 1992). A importância ecológica dos insetos herbívoros está relacionada principalmente à redução da aptidão das plantas e, na cadeia trófica, à transformação de um alimento pobre em proteínas, rico em fibras e de baixa digestibilidade, em outro formado por pequenos pacotes concentrados de proteínas. Os insetos herbívoros constituem uma das principais fontes de alimento para lagartos, pássaros e pequenos mamíferos, bem como para outros invertebrados predadores e parasitas. Evolutivamente, a interação planta-herbívoro é provavelmente responsável pela maior parte da diversidade terrestre (Farrell *et al.*, 1992) e os lepidópteros constituem a maior radiação entre os insetos fitófagos (Scoble, 1992), com a quase totalidade das lagartas vivendo a expensas de plantas. Mesmo assim, está apenas começando-se a entender como a diversidade das assembléias de inseto-planta é determinada, seja em ambiente temperado ou tropical.

Informações sobre a dieta das lagartas são fundamentais para a compreensão dos mecanismos de coevolução ou de evolução paralela envolvidos nesta radiação (Powell 1980; JERMY 1984; Powell *et al.* 1999; Menken 1996.) Por outro lado, a dieta das lagartas pode ser influenciada por fatores próximos como a pressão de predação e parasitismo (Bernays, 1998) e espécies generalistas podem ter dieta restrita em um local ou serem especialistas em partes de plantas (Ballmer & Pratt, 1989; Pratt & Pierce, 2001).

Os estudos sobre amplitude de dieta dos herbívoros, principalmente na região tropical, podem esclarecer algumas questões ecológicas, entre elas as estimativas de riqueza de espécies locais e regionais. Desde o início dos anos 1980 até os dias de hoje, estimativas globais

de riqueza de espécies têm sido baseadas no grau de especificidade de dieta de vários grupos de insetos herbívoros (Erwin, 1982; May, 1990; Odegaard *et al.*, 2000; Novotny *et al.*, 2002). Apesar da discussão sobre a amplitude de dietas de insetos herbívoros estar presente em vários trabalhos de diferentes pesquisadores, ainda é bastante difícil a comparação entre ecossistemas. Em muitos desses trabalhos as coletas basearam-se em um grupo taxonômico específico ou em conjuntos de herbívoros que atacam determinadas espécies ou famílias de plantas. Estas metodologias são efetivas, mas a extrapolação dos resultados para determinados locais deve ser vista com cuidado, principalmente nos ambientes de alta riqueza da flora, como é o caso do Cerrado. Algumas espécies de plantas são atacadas preponderantemente por herbívoros generalistas enquanto outras apresentam uma predominância de herbívoros especialistas (Barone, 1998).

Em geral, as informações sobre dieta de lagartas são restritas a poucas espécies ou gêneros de Lepidoptera, envolvendo grupos taxonômicos bem conhecidos. Isso se deve aos problemas inerentes a qualquer grupo com grande riqueza de espécies, que incluem taxonomia não resolvida, grande número de espécies não descritas e desconhecimento da grande maioria dos estágios imaturos. Uma exceção é o trabalho extenso de Janzen (1988, 1993) que estimou que cerca de 50% das espécies de lagartas da floresta seca no Parque Nacional de Santa Rosa (Costa Rica) estão restritas a uma única espécie de planta (monófagas) e as que se alimentam de várias famílias de plantas (polífagas) são bastante raras. Nas outras lagartas, a amplitude de dieta se restringe a espécies dentro de uma mesma família de planta (oligófagas). A idéia de que as lagartas apresentam uma amplitude de dieta bastante estreita nos trópicos foi evidenciada para algumas espécies de borboletas de Ithomiinae e *Heliconius* (Nymphalidae) que se alimentam basicamente de uma a três espécies dentro de uma família de planta (Benson, 1978; Brown, 1987). Marquis (1991) mostrou que 71% dos geometrídeos que atacam as espécies de *Piper* (Piperaceae) na floresta úmida de La Selva (Costa Rica) estão restritas a uma ou duas espécies de plantas desse gênero. Alguns estudos comparativos entre regiões temperadas e tropicais também sugerem que os insetos herbívoros devem apresentar uma dieta mais restrita nos trópicos, (Marquis & Bracker 1994) enquanto outros sugerem exatamente o contrário (Beaver, 1979; Wood & Olmstead 1984; Novotny *et al.*, 2002). Barone (1998) argumenta que nas florestas tropicais, grupos como as mariposas que apresentam boas habilidades dispersoras tendem a apresentar dietas mais restritas. Mas o que acontece no Cerrado? Lagartas são dominadas por espécies com maior ou menor especificidade de dieta? Qual a relação entre a amplitude de dieta e as espécies de lagartas comuns e raras nas plantas? Para responder essas questões as autoras iniciaram um programa de levantamento de lagartas em plantas do cerrado no início dos anos 1990 e que continua até o momento. Nesse capítulo apresentamos um resumo dos resultados gerais obtidos sobre a composição dessa fauna e o grau de especificidade da dieta de lagartas de lepidópteros associadas a plantas hospedeiras do cerrado no Distrito Federal.

METODOLOGIA

Os dados que apresentamos nesse capítulo foram obtidos a partir da coleta

de lagartas folívoras externas, durante dez anos, em plantas hospedeiras no cerrado sentido restrito da Fazenda Água Limpa (FAL) da Universidade de Brasília, no Distrito Federal. Maiores detalhes sobre a vegetação da FAL e sobre a forma e intensidade de coleta estão disponíveis em Ratter (1986), Diniz & Morais (1997) e Diniz *et al.* (1999). Uma lista de espécies e suas plantas hospedeiras é apresentada em Diniz *et al.* (2001). Todas as lagartas foram coletadas e criadas em laboratório para a obtenção de adultos, utilizando como alimento as folhas das plantas em que foram encontradas. Neste capítulo não foram incluídas informações sobre dieta disponíveis na literatura ou dados referentes às coletas qualitativas realizadas pelas autoras ao longo dos anos.

Foram realizadas coletas quantitativas, em 63 espécies de plantas, com a vistoria semanal de 15 indivíduos de cada espécie, durante pelo menos um ano, perfazendo uma amostra de cerca de 700 indivíduos por planta hospedeira. Aqui são apresentadas apenas as informações sobre os adultos obtidos nas criações em laboratório. As plantas hospedeiras foram constituídas basicamente por dicotiledôneas, com a inclusão de algumas espécies de palmeiras (Arecaceae) e de *Vellozia* (Velloziaceae), e foram identificadas com a colaboração de Tarciso Filgueiras (IBGE) e de professores e técnicos do Herbário da Universidade de Brasília.

A maioria das identificações dos lepidópteros foi feita por Vitor O. Becker (Brasília, DF) e Keith S. Brown Jr. (Campinas, SP), com a colaboração de Olaf H. H. Mielke (Curitiba, PR) e Klaus Zattler (Alemanha). Todos os espécimes obtidos estão depositados na Coleção Entomológica do Departamento de Zoologia da Universidade de Brasília.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Características da fauna de lagartas

Apesar da alta concentração de informações sobre Lepidoptera no cerrado do Distrito Federal, a taxonomia, a biologia e o conhecimento sobre as plantas hospedeiras ainda são muito precários. Das espécies de lagartas coletadas e criadas no laboratório, somente 43% estão identificadas com nome específico até o momento. A maioria delas foi descrita nos séculos 18 e 19 (63%) e na primeira metade do século 20 (31%). Grande parte possui como local tipo outros biomas das Américas do Sul e Central, indicando uma ampla distribuição geográfica e a possibilidade de uma grande variação na dieta entre locais. Esse quadro é similar ao mostrado por Janzen (1988) para o Parque Nacional de Santa Rosa, na Costa Rica.

Quinze espécies foram descritas após 1950 e nove delas possuem como local tipo áreas na região dos Cerrados brasileiros (Tabela 1). Nesta fauna estão representadas seis espécies reconhecidamente novas e dois gêneros novos (V. O. Becker, com. pes.) (Tabela 2). Alguns grupos, como Gelechioidea, são pouco conhecidos e apresentam sérios problemas taxonômicos. Em Elachistidae, 49 espécies estão denominadas pelo gênero e sete pela subfamília. Em Gelechiidae, 24 estão em gênero e 30 em família, enquanto o gênero *Inga* (Oecophoridae) possui nove espécies sem o binômio. Outros grupos ainda exigem um grande esforço de identificação como em Geometridae em que oito espécies estão denominadas pelo gênero e 11 pela família. Estes resultados reforçam a necessidade de um grande investimento em trabalhos de taxonomia. O nome de uma espécie e o

respectivo material depositado em coleção representam a linguagem básica de comunicação entre pesquisadores da área biológica. Apesar da possibilidade de utilização de vários tipos de análises com o uso de "morfoespécies", não é possível, por exemplo, a troca de informações sobre a dieta de insetos herbívoros, ou sobre a distribuição geográfica das espécies, sem o binômio correto.

Foi obtido um total de 486 espécies de lagartas folívoras de 38 famílias de Lepidoptera em 63 espécies de 30 famílias de plantas. As famílias de mariposas com maior número de espécies foram Elachistidae, Gelechiidae e Pyralidae, esses microlepidópteros representam 39% das espécies, enquanto as borboletas estão melhores representadas pelos Hesperiidae e Riodinidae. Entretanto, 12 famílias estão representadas por apenas uma ou duas espécies (Tabela 3).

As 486 espécies obtidas a partir da criação de lagartas em laboratório representam menos de 5% do número de espécies de lepidópteros estimado para a região do cerrado brasileiro a partir da coleta de adultos com o uso de armadilhas luminosas (V. O. Becker, com. pes.; Diniz & Morais, 1997).

No laboratório houve emergência de 4.238 adultos de 38 famílias de Lepidoptera. O número de adultos por família variou de três (Acrolepiidae, Aididae e Gracillariidae) a 934 (38%) em

Tabela 1. Exemplos de espécies de Lepidoptera com local tipo na região dos Cerrados brasileiros (Heppner, 1984, 1995; Thöny, 1997)

FAMÍLIA	Espécie	Local
ELACHISTIDAE	*Gonioterma exquisita* Duckworth, 1964	São Paulo
	Stenoma ybyrajuba Becker, 1971	Mato Grosso
	Timocratica melanocosta Becker, 1982	Distr. Federal
GELECHIIDAE	*Ophiolechia contrasta* Zatler, 1996	Distr. Federal
NOCTUIDAE	*Aucula munroei* Todd & Poole, 1981	Distr. Federal
	Heliothis planaltina Poole & Mitler, 1993	Distr. Federal
SATURNIIDAE	*Adeloneivaia schubarti* Rego-Barros & Mielke, 1970	Goiás
	Eacles lemarei Rego-Barros & Tangerini, 1973	Goiás
	Schausiella spitzi Travassos, 1958	Goiás

Tabela 2. Exemplos de espécies e gêneros reconhecidamente novos na fauna de lagartas folívoras considerada neste trabalho (V. O. Becker, com. pes.) e suas plantas hospedeiras.

FAMÍLIA	Espécie	Planta hospedeira
ELACHISTIDAE	*Stenoma* sp.n. VOBecker	*Connarus fulvus*
	Gen.n.sp.n. VOBecker	*Roupala montana*
GEOMETRIDAE	*Pseudazellodes* sp.n. VOBecker	*Aspidosperma tomentosum*
MIMALLONIDAE	*Cicinnus* sp.n. VOBecker	*Qualea parviflora*
	Cicinnus sp.n. VOBecker	*Caryocar brasiliense*
NOTODONTIDAE	*Hemiceras* sp.n. VOBecker	*Sclerolobium paniculatum*
OECOPHORIDAE	Gen.n.sp.n. VOBecker	*Vellozia flavicans*
SPHINGIDAE	*Perigea* sp.n. VOBecker	*Piptocarpha rotundifolia*

Tabela 3. Famílias de Lepidoptera com o número total de espécies, espécies representadas por apenas um adulto, espécies raras (2 a 10 adultos), espécies comuns (mais de 10 adultos) e o número de espécies polífagas entre as raras e as comuns.

Família	Total spp.	Com um adulto	Rara	Rara e polífaga	Comum	Comum e polífaga
Acrolepiidae	01	--	01	--	--	--
Aididae	01	--	01	--	--	--
Apatelodidae	05	03	02	01	--	--
Arctiidae	20	10	08	05	02	--
Cosmopterigidae	03	01	01	--	01	01
Crambidae	05	02	03	03	--	--
Dalceridae	06	01	02	01	03	03
Elachistidae	88	31	39	05	18	05
Gelechiidae	62	23	27	03	12	04
Geometridae	34	13	16	06	05	02
Gracillariidae	02	01	01	--	--	--
Hedylidae	01	--	01	--	--	--
Heliodinidae	01	01	--	01	--	--
Hesperiidae	18	06	11	03	01	01
Immidae	02	--	01	--	01	--
Lasiocampidae	05	03	01	--	01	01
Limacodidae	11	02	07	04	02	02
Lycaenidae	07	03	04	02	--	--
Lymantriidae	03	--	01	01	02	01
Megalopygidae	13	07	03	03	03	03
Mimallonidae	18	06	09	02	03	--
Monphidae	01	--	01	--	--	--
Noctuiidae	23	17	05	--	01	--
Notodontidae	16	08	08	01	--	--
Nymphalidae	07	03	03	--	01	--
Oecophoridae	16	03	06	02	07	05
Pieridae	01	--	01	--	--	--
Psychidae	04	03	01	01	--	--
Pterophoridae	03	01	02	--	--	--
Pyralidae	40	15	13	02	12	02
Riodinidae	13	04	06	04	03	02
Saturniidae	26	06	15	12	05	03
Sphingidae	06	03	03	--	--	--
Thyrididae	02	--	01	--	01	--
Tortricidae	17	07	05	--	05	03
Urodidae	01	--	--	--	01	--
Yponomeutidae	02	01	--	--	01	--
Zygaenidae	02	--	01	--	01	--
Total	486	184	210	62	92	38
%	--	37,9	43,2	29,5	18,9	41,3

Elachistidae e, no geral, cada espécie está representada em média por sete indivíduos, contudo essa média pode atingir 21 adultos como, por exemplo, nas espécies de Oecophoridae. Por outro lado, para 184 espécies de lagartas de 28 famílias foi obtido apenas um adulto nas criações de laboratório (Tabela 3). Algumas famílias com um número alto de espécies como Noctuidae e Notodontidae (Tabela 3) estão representadas, relativamente, por poucos indivíduos (55 e 42 respectivamente) e, apenas 10 famílias estão representadas por mais de 100 indivíduos. Nesse tipo de banco de dados, o número de adultos obtidos pode estar relacionado à abundância ou raridade inerentes ao grupo ou pode estar sendo afetado por problemas metodológicos. Alguns grupos são difíceis de criar em laboratório, como é o caso de *Pycnotema* sp. (Zygaenidae), cujas lagartas são gregárias, com grupos de mais de 50 indivíduos, especialistas em *Davilla elliptica* (Dilleniaceae) (Righetti, 1992), e apesar da abundância no campo, essa espécie está representada por apenas dois adultos na coleção. O sucesso de criação é também afetado pela presença de parasitóides em lagartas coletadas no campo. Por exemplo, *Eunica bechina* (Nymphalidae) e *Isognathus caricae* (Sphingidae) foram fortemente parasitadas por dípteros em diferentes anos (1992 e 1997) e *Stenoma cathosiota* (Elachistidae) por himenópteros em 1997. Apesar desses problemas a indicação de baixa abundância de indivíduos é confirmada por dados de morfoespécies (Price *et al.*, 1995) e por estudos populacionais de lagartas (Morais *et al.*, 1996; Bendicho-López, 2000).

DIETA DAS LAGARTAS

Os estudos sobre dieta de lagartas no cerrado esbarram em problemas que envolvem desde o número de espécies de plantas da amostra, à falta de conhecimento da biologia dos imaturos até à identificação das espécies dos lepidópteros. Aqui os resultados sobre dieta se baseiam naquelas espécies que foram representadas por pelo menos dois adultos (n = 302).

Cerca de 47% das espécies de lagartas folívoras foram encontradas em apenas uma espécie de planta (monófagas), enquanto 20% são oligófagas ocorrendo em apenas uma família de planta e 33% são polífagas (Figura 1). A alta proporção de espécies monófagas no cerrado (47%) é

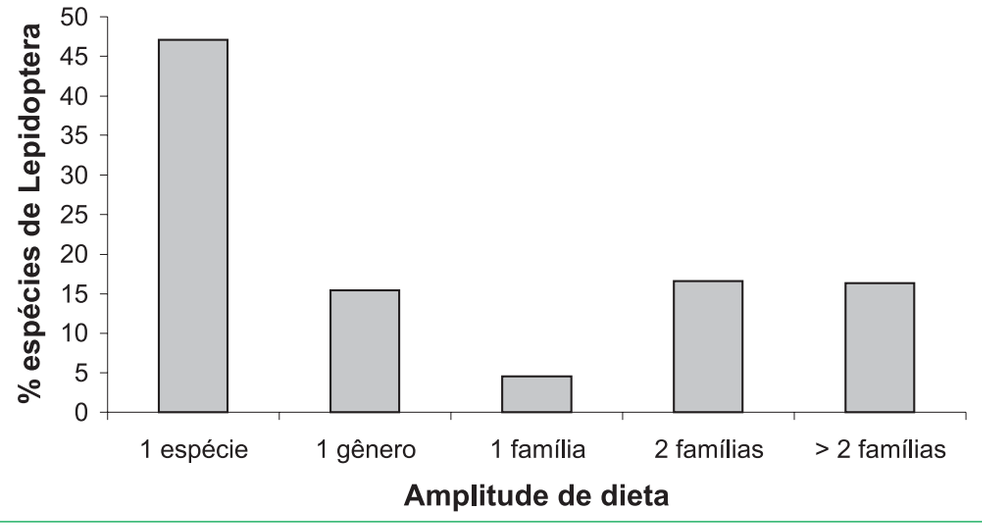


Figura 1
Porcentagem de espécies de Lepidoptera (n = 302) monófagas (uma espécie de planta), oligófagas (um gênero ou uma família) e polífagas (mais de uma família) no cerrado do Distrito Federal.

semelhante à encontrada por Janzen (1988) para lagartas da floresta seca de Costa Rica (50%). No estudo de Janzen a proporção de espécies oligófagas é maior do que a de polífagas enquanto no cerrado as polífagas ocorrem em maior proporção. A baixa oligofagia encontrada deve-se, parcialmente, ao conjunto de plantas amostradas e, principalmente, às próprias características da flora local de cerrado. Por exemplo, em relação a gêneros foram amostradas duas espécies de *Eremanthus* (Asteraceae), três espécies de *Byrsonima* (Malpighiaceae), de *Miconia* (Melastomataceae) e de *Qualea* (Vochysiaceae), e quatro espécies de *Erythroxylum* (Erythroxylaceae), enquanto para *Ouratea* (Ochnaceae) apenas uma espécie ocorre em abundância na área de estudos e, ainda, famílias como Caryocaraceae, Proteaceae e Styracaceae estão representadas por uma única espécie na área.

Cerca de um terço das espécies (100 spp.) é polífaga e essa proporção é bastante variável entre as diferentes famílias de Lepidoptera. Considerando as famílias representadas por mais de 10 espécies, encontramos uma proporção de espécies polífagas que varia de 75% em Saturniidae a 16% em Pyralidae (Tabela 3; Figura 2).

O número de adultos emergidos no laboratório foi utilizado como indicativo da abundância e, nesse caso, obtivemos 210 espécies raras (de dois a 10 indivíduos) e 92 comuns (mais de 10 indivíduos). Entre as espécies raras 29,5% são polífagas e entre as mais comuns 41,3% (Tabela 3). Esse resultado mostra que há uma alta proporção de monófagas e oligófagas (>50%) tanto entre as espécies raras como entre aquelas comuns.

Das sete espécies com mais de 100 indivíduos quatro são polífagas - *Compsolechia* sp. (Gelechiidae), *Fregela semiluna* (Arctiidae), *Inga phaeocrossa* (Oecophoridae), *Pococera* sp. (Pyralidae) - uma é oligófaga ocorrendo em um gênero de planta hospedeira - *Cerconota achatina* (Elachistidae) - e duas são monófagas - *Argyrotaenia* sp. (Tortricidae) e um Epipaschiinae (Pyralidae).

Um arctiideo, *Fregela semiluna,* apresentou a maior amplitude de dieta utilizando 33 espécies de plantas na FAL (Diniz *et al.*, 2000a) e outros exemplos de lagartas generalistas são apresentados na Tabela 4. Algumas delas chamam a atenção do observador como *Megalopyge albicollis* por ser uma lagarta grande com longos pelos urticantes e *Hylesia schuessleri* que são gregárias, com grupos de mais de 150 indivíduos, e uma biologia similar à descrita para *H. lineata* na Costa Rica (Janzen, 1984). Várias espécies apresentam especificidade de dieta e são relativamente comuns em suas plantas hospedeiras (Tabela 5). Algumas espécies consomem apenas um gênero de planta como é o caso de *Cerconota achatina* e *Gonioterma indecora* em espécies de *Byrsonima* (Andrade *et al.*, 1995; Diniz *et al.*, 2000b), *Stenoma muscula* em espécies de *Qualea*, *Cyclomia mopsaria* e *Eloria subapicalis* em espécies de *Erythroxylum*.

Conforme já mencionado, a fauna de lagartas nas plantas do cerrado é caracterizada pela baixa freqüência de indivíduos (Price *et al.*, 1995; Marquis *et al.*, 2002). Essa característica pode levar a uma superestimativa dos especialistas e, provavelmente, isso está ocorrendo com os resultados apresentados aqui. No entanto, após dez anos

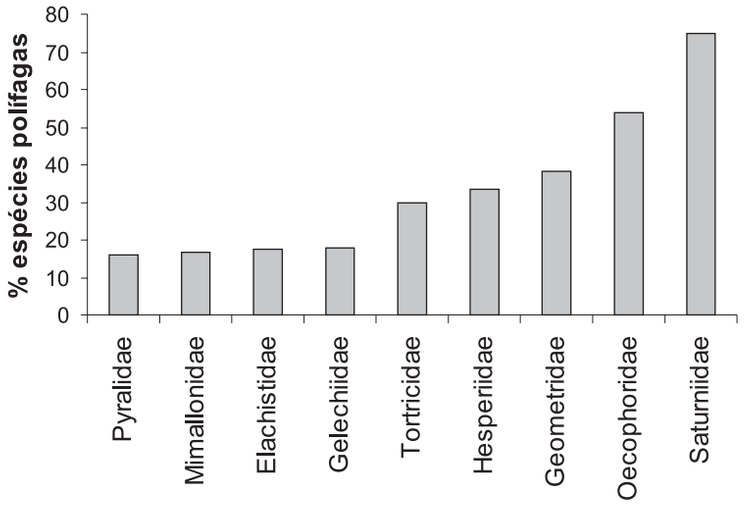


Figura 2 Porcentagem de espécies polífagas em diferentes famílias de *Lepidoptera*, em cerrado *sensu stricto* do Distrito Federal

Tabela 4. Exemplos de lagartas polífagas em plantas do cerrado de Brasília e suas amplitudes de dieta.

Família	Espécie	N° de plantas hospedeiras		
		Família	Gênero	Espécie
Limacodidae	*Semyra incisa* (Walker, 1855)	08	08	11
Oecophoridae	*Inga phaeocrossa* (Meyrick, 1912)	12	13	20
Saturniidae	*Hylesia schuessleri* Strand, 1934	12	13	14
Riodinidae	*Emesis russula* Stichel, 1910	13	13	16
Tortricidae	*Platynota rostrana* (Walker, 1863)	17	20	25
Megalopygidae	*Megalopyge albicollis* (Walker, 1855)	18	20	23
Arctiidae	*Fregela semiluna* (Walker, 1854)	21	29	33

Tabela 5. Exemplos de lagartas comuns e monófagas e suas plantas hospedeiras no cerrado da Fazenda Água Limpa, DF.

FAMÍLIA ***Espécie***	**Planta Hospedeira**
COSMOPTERIGIDAE	
Triclonella sp.	*Eremanthus glomerulatus* (Asteraceae)
ELACHISTIDAE	
Antaeotricha thysanoides (Meyrick, 1915)	*Sclerolobium paniculatum* (Leg. Caesalpin.)
Chlamydastis platyspora (Meyrick, 1932)	*Roupala montana* (Proteaceae)
Chlamydastis smodicopa (Meyrick, 1915)	*Styrax ferrugineus* (Styracaceae)
Stenoma staudingerana (Maassen, 1890)	*Protium ovatum* (Burseraceae)
GEOMETRIDAE	
Tricentra gavisata (Walker, [1863])	*Rourea induta* (Connaraceae)
PYRALIDAE	
Deuterollyta chrysoderas (Dyar, 1917)	*Maprounea guianensis* (Euphorbiaceae)
ZYGAENIDAE	
Picnotena sp.	*Davilla elliptica* (Dilleniaceae)

de experiência das autoras com levantamentos e criação de lagartas, esse parece ser um quadro bastante real para o cerrado.

Nossos resultados mostram que o cerrado apresenta uma proporção de espécies de lagartas polífagas (33%), que representa mais que o dobro da encontrada por Barone (1998) para herbívoros mastigadores (15%) nas florestas úmidas do Panamá e bem maior do que a proporção encontrada por Janzen (1988) nas florestas secas da Costa Rica e, ainda, não corroboram o argumento defendido por Novotny *et al.* (2002), no trabalho com herbívoros na floresta de Nova Guiné, da ocorrência de uma alta oligofagia nos ambientes tropicais. Mostram ainda, como esperado, que essa é uma fauna pouco conhecida com várias espécies descritas em um passado recente e, muitas outras, incluindo, também, gêneros ainda não descritos, exigindo um considerável esforço de trabalho taxonômico.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As maiores dificuldades nas análises do grau de especificidade de dieta nos diferentes grupos de mariposas são devidas à escassez de informações sobre suas plantas hospedeiras. Por exemplo, para as mais de 30 mil espécies de Geometridae listadas para o mundo menos de 5% têm referência sobre plantas hospedeiras (Scoble, 1999). Entre os Gelechioidea somente uma pequena fração das lagartas é conhecida e a polifagia nesse grupo deve ser mais comum do que os dados fragmentados indicam (Powell *et al.*, 1999). Mesmo para borboletas, bem melhor estudadas que as mariposas, o desconhecimento de estágios imaturos e de suas plantas hospedeiras é muito grande (DeVries, 1997). A obtenção de informações sobre plantas hospedeiras de mariposas no Distrito Federal foi iniciada pelo Dr. Vitor O. Becker e os resultados apresentados aqui representam o primeiro e único grande esforço de obtenção de informações sobre amplitude de dieta desses insetos no cerrado brasileiro.

Um outro ponto importante nas informações sobre amplitude de dieta de insetos herbívoros é a extensão da área geográfica e a variação de *habitats* em que as informações são obtidas. Claramente uma espécie pode ser polífaga quando considerada toda a sua distribuição geográfica e ter dieta restrita localmente. Os resultados apresentados aqui foram obtidos somente em áreas de cerrado típico no Distrito Federal e informações sobre outras fitofisionomias e outros locais são necessárias para os estudos dos padrões e processos da evolução da dieta desses grupos de lepidópteros no Cerrado.

Lagartas que se alimentam internamente em tecidos vegetais (p.ex., minadores e brocadores) e as que utilizam abrigos formados por folhas ou outros materiais tendem a ter dieta mais restrita que as lagartas expostas (Gaston *et al.*, 1992). Dados iniciais indicam uma predominância de lagartas que utilizam abrigos no cerrado, provavelmente relacionado à maior dessecação durante a estação seca, do que na mata de galeria onde há predominância de lagartas livres (Becker, 1991; Andrade *et al.*, 1994). Isso resulta tanto em composições de espécies distintas como em diferentes proporções de especialistas nestas comunidades. A relação da amplitude de dieta com várias características das plantas e das lagartas, assim como, a expansão geográfica das áreas de estudo favorecerá o progresso dessa linha de pesquisa e, poderá ainda fornecer pistas sobre hospedeiros alternativos de pragas de culturas nos

ambientes naturais, melhorando o entendimento sobre a dinâmica e o controle dessas populações nos agroecossistemas.

AGRADECIMENTOS

Aos estudantes que participaram do Projeto "Herbívoros e herbivoria no cerrado" coletando e criando lagartas. À FINATEC, ao CNPq (Proc. 520351/97-5), à UnB e ao PIBIC/CNPq/UnB que ao longo dos últimos anos vem financiando esse estudo por meio de auxílio-pesquisa e bolsas de estudo. Aos revisores anônimos cujos comentários colaboraram para uma maior clareza do texto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Andrade, I.; C. M. Dias; R. J. Malcher & H. C. Morais. 1994. Lagartas que utilizam abrigos em áreas de cerrado e mata ciliar: proteção contra dessecação. *Resumos do II Congresso de Ecologia do Brasil* (Londrina, PR), p. 87.

Andrade, I., I. R. Diniz. & H. C. Morais. 1995. A lagarta de *Cerconota achatina* (Oecophoridae: Stenomatinae): biologia e ocorrência em plantas hospedeiras do gênero *Byrsonima* (Malpighiaceae). *Rev. Brasil. Zool.* 12: 735-741.

Ballmer, G. R. & G. F. Pratt. 1989. A survey of the last instar larvae of the Lycaenidae (Lepidoptera) of California. *J. Res. Lepid.* 27: 1-80.

Barone, J. A. 1998. Host-specificity of folivorous insects in a moist tropical forest. *J. Anim. Ecology.* 67: 400-409.

Beaver, R. A. 1979. Host specificity of temperate and tropical animals. *Nature.* 281: 139-141.

Becker, V. O. 1991. Fauna de lepidópteros dos cerrados: composição e afinidades com as faunas das regiões vizinhas. *I Encontro de Botânicos do Centro-Oeste* (Brasilia, DF), p.91.

Bendicho-López, A. 2000. Biologia e comportamento de *Chlamydastis platyspora* (Meyrick, 1932) (Lepidoptera, Elachistidae) em *Roupala montana* Aubl. (Proteaceae) no cerrado. Mestrado em Biologia Animal, Universidade de Brasília, Brasília, DF.

Benson, W. W. 1978. Resource partitioning in passion wine butterflies. *Evolution.* 32: 493-518.

Brown, K. S. Jr. 1987. Chemistry at the Solanaceae/Ithomiinae interface. *Ann. Miss. Bot. Garden.* 74: 359-397.

Bernays, E. A. 1998. Evolution of feeding behavior in the insect herbivores. *BioScience* 48: 35-44.

Coley, P. D. & J. A. Barone. 1996. Herbivory and plant defenses in tropical forests. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 27: 305-335.

DeVries, P. J. 1997. *The butterflies of Costa Rica and their natural history.* Vol. II – Riodinidae. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.

Diniz, I. R. & H. C. Morais. 1997. Lepidopteran caterpillar fauna on cerrado host plants. *Biodiv. Conserv.* 6: 817-836.

_____, H. C. Morais, A. Botelho, F. Venturoli & B. C. Cabral. 1999. Lepidopteran caterpillar fauna on lactiferous host plants in the central Brazilian cerrado. *Rev. Brasil. Biol.* 59: 627-635.

_____, H. C. Morais & A. J. A. Camargo. 2001. Host plants of lepidopteran caterpillars in the cerrado of the Distrito Federal, Brazil. *Rev. Brasil. Entomol.* 45: 107-122.

_____, H. C. Morais & J. D. Hay. 2000b. Natural history of herbivores feeding on

Byrsonima species. *Brazilian J. Ecology* 4: 49-54.

_____, H. C. Morais, S. Scherrer & E. Emery. 2000a. The polyphagous caterpillar *Fregela semiluna* (Lepidoptera: Arctiidae): occurrence on plants in the central Brazilian cerrado. *Bol. Herb. E. P. Heringer* (Brasília) 5: 103-112.

Erwin, T. L. 1982. Tropical forests: their richness in Coleoptera and other arthropod species. *Coleop. Bull.* 36: 74-75.

Farrell, B. D.; C. Mitter & D. Futuyma. 1992. Diversification at the insect-plant interface – insights from phylogenetics. *BioScience* 42: 34-42.

Gaston, K. J.; D. Reavy & G. R. Valladares. 1992. Intimacy and fidelity: internal and external feeding by the British microlepidoptera. *Ecol. Ent.* 17: 86-88.

Heppner, J. B. (Ed.). 1984. *Atlas of Neotropical Lepidoptera.* Cheklist of Microptrigoidea – Immoidea. Part 1. W. Junk Publisher, USA.

_____. (Ed.). 1995. *Atlas of Neotropical Lepidoptera.* Cheklist of Hyblaedoidea – Pyraloidea - Tortricoidea. Part 2. Vol. 3. W. Junk Publisher, USA.

Janzen, D. H. 1984. Natural history of *Hylesia lineata* (Saturniidae: Hemileucinae) in Santa Rosa National Park, Costa Rica. *J. Kansas Entomol. Soc.* 57:490-514.

_____. 1988. Ecological characterization of a Costa Rican dry forest caterpillar fauna. *Biotropica* 20:120-135.

_____.1993. Caterpillar seasonality in a Costa Rican dry forest. *In* N. E. Stamp and T. M. Casey (Eds.). *Caterpillar - ecological and evolutionary constraints on foraging*. p. 448-477. Chapman & Hall, New York, USA.

Jermy, T. 1984. Evolution of insect-host plant relationships. *Amer. Nat.* 124: 609-627.

Marquis, R. J. 1991. Herbivore fauna of *Piper* (Piperaceae) in a Costa Rican wet forest: diversity, specificity, and impact. *In* P. W. Price, T. M. Lewinsohn, G. W. Fernandes, W. W. Benson (Eds.). *Plant-Animal Interactions:* Evolutionary Ecology in Tropical and Temperate Regions. p. 179-199. John Wiley & Sons, New York, USA.

_____& H. E. Bracker. 1994. Plant-herbivore interactions: diversity, specificity, and impact. *In* L. A. McDade, K. S. Bawa, H. A. Hespenheide & G. S. Hartshorn (Eds.). *La Selva:* Ecology and Natural History of a Neotropical Rainforest. p. 261-281. University of Chicago Press, Chicago, USA.

_____, H. C. Morais & I. R. Diniz. 2002. Interactions among cerrado plants and their herbivores: unique or typical? *In* P. S. Oliveira and R. J. Marquis (Eds.). *The cerrados of Brazil:* ecology and natural history of a Neotropical savanna. p. 306-328. Columbia University Press, New York.

May, R. M. 1990. How many species? *Phil. Trans. Royal Soc. London* B: 330: 293-304.

Menken, S. B. J. 1996. Pattern and process in the evolution of insect-plant associations: *Yponomeuta* as an example. *Entom. Exp. Appl.* 80: 297-306.

Morais, H. C., I. R. Diniz & J. R. Silva. 1996. Larvas de *Siderone marthesia nemesis* (Illiger) (Lepidoptera: Nymphalidae, Charaxinae) em um cerrado de Brasília, Distrito Federal, Brasil. *Rev. Brasil. Zool.* 13: 351-356.

Novotny, V.; Y. Basset; S. E. Miller; G. D. Weiblen; B. Bremer; L. Cizek & P. Drozd. 2002. Low host specificity of herbivorous insects in a tropical forest. *Nature* 416: 841-844.

Odegaard, F.; O. H. Diserud; S. Engen & K. Aagaard. 2000. The magnitude of local host specificity for phytophagous insects and its implications for estimates of global species richness. *Conservation Biology* 14: 1182-1186.

Powell, J. A. 1980. Evolution of larval food preferences in microlepidoptera. *Ann. Rev. Entomol.* 25: 133-159.

_____; C. Mitter & B. Farrell. 1999. Evolution of larval food preferences in Lepidoptera. *In* N. P. Kristensen (Ed.). *Lepidoptera – moths and butterflies*. p. 403-422. Walter De Gruyter, New York, USA.

Pratt, G. F. & C. L. Pierce. 2001. *Incisalia henrici* (Grote and Robinson) (Lepidoptera: Lycaenidae) reared on reproductive tissues of three different plant species. *Proc. Entomol. Soc. Wash.* 103: 403-408.

Price, P. W., I. R. Diniz, H. C. Morais & E. S. A. Marques. 1995. The abundance of insect herbivore species in the tropics: the high local richness of rare species. *Biotropica* 27: 468-478.

Righetti, S. M. 1992. *O papel do fogo na interação inseto-planta: danos foliares e regimes de queima*. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, DF.

Scoble, M. J. 1992. *The Lepidoptera:* form, function, and diversity. Oxford University Press, Oxford, UK.

_____. (Ed.). 1999. *Geometridae moths of the world – a catalogue*. CSIRO Publishing, Australia.

Thöny, H. 1997. Cheklist der Noctuidae Brasiliens – Teil 1. *Facetta*. Supplement 2. Ingoltastle.

Wood, T. K. & Olmstead, K. L. 1984. Latitudinal effects on treehopper species richness (Homoptera: Membracidae). *Ecol. Entomol.* 9: 109-115.

Capítulo 19

Padrões de diversidade e endemismo de térmitas no bioma Cerrado

FOTO: REGINALDO CONSTANTINO

Reginaldo Constantino
Departamento de Zoologia
Universidade de Brasília
Brasília, DF

INTRODUÇÃO

Os cupins são insetos sociais da ordem Isoptera, que contém cerca de 2.800 espécies conhecidas no mundo. Mais conhecidos por sua importância econômica como pragas de madeira e de outros materiais celulósicos, os cupins são detritívoros e formam um dos grupos dominantes na fauna de solo de ecossistemas tropicais, exercendo um papel importante nos processos de ciclagem de nutrientes e formação de solo (Eggleton *et al.*, 1996). Devido à sua capacidade incomum de digerir celulose, eles direcionam para si uma proporção considerável do fluxo de energia, atingindo biomassa elevada e ao mesmo tempo servindo de alimento para um grande número de organismos (Wood & Sands, 1978). Ao abrir túneis e construir seus ninhos, os cupins arejam e melhoram a estrutura do solo, além de movimentar verticalmente grande quantidade de partículas. Os termiteiros servem de abrigo a uma fauna diversa, incluindo artrópodes, vertebrados e outros grupos. Os ninhos velhos e abandonados servem de substrato para o desenvolvimento de várias de plantas. Devido a esse poder de modificar a estrutura do *habitat*, os cupins podem ser incluídos entre os "engenheiros do ecossistema" (Lawton, 1997), organismos que afetam a disponibilidade de recursos para outras espécies através de mudanças físicas em materiais bióticos ou abióticos. Isso significa que a eliminação de algumas espécies de cupins de um ecossistema em particular causaria a perda de inúmeras espécies de outros organismos que dependem destes insetos para sobreviver e se reproduzir.

A maioria das espécies de cupins vive nas regiões tropicais e subtropicais, com algumas poucas se estendendo até latitudes mais elevadas, raramente além de 40º norte ou sul. Mais espécies de cupins podem ser encontradas num

único hectare de floresta ou savana tropicais do que em toda a Europa. Como a maioria dos entomólogos vive na América do Norte e na Europa, o estudo dos cupins tem sido tendencioso por se concentrar nas poucas espécies comuns nessas regiões. A maioria das generalizações sobre a biologia de cupins se baseia em estudos detalhados de algumas poucas espécies norte-americanas e européias pertencentes às famílias Kalotermitidae, Rhinotermitidae e Termopsidae. No entanto, a fauna tropical é dominada pela família Termitidae, que foi muito menos estudada.

A diversidade de cupins da região Neotropical, com 505 espécies, é ultrapassada apenas pelas regiões Etiópica e Oriental (Constantino, 1998). Entretanto, enquanto os cupins dessas duas regiões foram mais bem estudados, a fauna de vastas áreas da Neotrópica permanece pouco conhecida. A fauna de cupins da Colômbia, por exemplo, é praticamente desconhecida. O Brasil é o único país da América Latina com tradição no estudo dos cupins, e sua fauna é a mais bem conhecida da região, com cerca de 280 espécies registradas.

Até o final do século 19, o conhecimento sobre os cupins neotropicais se limitava a informações fragmentadas coletadas por naturalistas europeus. As pesquisas termitológicas neotropicais se aceleraram durante a primeira metade do século 20 como resultado do trabalho desenvolvido por entomólogos europeus e norte-americanos. O brasileiro R.L. Araujo realizou importantes estudos sobre a termitofauna brasileira, de 1950 até sua morte prematura, em 1978; sua obra mais importante foi o Catálogo dos Isoptera do Novo Mundo (Araujo, 1977). Nas últimas duas décadas do século 20, o número de termitólogos nativos da região aumentou bastante, principalmente no Brasil, e o conhecimento sobre esse importante grupo de insetos tem avançado mais rapidamente. Um dos maiores obstáculos para o desenvolvimento da termitologia neotropical tem sido a falta de informações taxonômicas. Poucos grupos foram adequadamente revisados e existem poucos especialistas, dificultando o trabalho de identificação. Isso tem resultado em muitos trabalhos com identificações incorretas ou incompletas, o que impede a acumulação ordenada de informações e a comparação de resultados de trabalhos diferentes.

CUPINS DO CERRADO

Os cupins formam um componente dominante e conspícuo da fauna do Cerrado, atingindo densidades impressionantes em algumas áreas. Alguns deles, como *Cornitermes cumulans*, podem ser considerados espécies-chave ("keystone species") devido a sua grande abundância e impacto sobre o ambiente (Redford, 1984). Essa fauna começou a ser conhecida no início do século 20, quando o entomólogo italiano Filipo Silvestri estudou os cupins em algumas partes de Mato Grosso (Silvestri, 1903) e descreveu algumas das espécies mais comuns dessa região, como *Armitermes euamignathus*, *Constrictotermes cyphergaster*, *Embiratermes festivellus* e *Velocitermes heteropterus*. Nas décadas de 1950 a 1970, Renato L. Araujo realizou levantamentos principalmente nos cerrados de Minas Gerais e São Paulo (Araujo, 1958a; Araujo, 1958b) e organizou a importante coleção de Isoptera do Museu de Zoologia da USP, que serviu de base para muitos trabalhos taxonômicos realizados por ele e outros autores. O trabalho realizado por Mathews (1977) na Serra do Roncador foi o primeiro a incluir informações

ecológicas e taxonômicas mais detalhadas da fauna do Cerrado. A obra de Mathews tem sido usada como referência para a termitofauna do Cerrado, embora limite-se a uma pequena área de Mato Grosso na transição para a Amazônia, e inclua muitas espécies de distribuição amazônica (que têm sido erroneamente incluídas na fauna do Cerrado). Coles (1980) e Coles de Negret & Redford (1982) acrescentaram novos dados sobre a biologia e ecologia dos cupins do Cerrado, infelizmente sem um tratamento taxonômico adequado. Coles (1980) registrou 60 espécies para o Distrito Federal, mas sua lista contém muitas identificações incorretas. Domingos *et al.* (1986) encontraram 47 espécies de cupins num levantamento exaustivo de uma área de 5.000m² de cerrado em Sete Lagoas, MG. Constantino & Schlemmermeyer (2000) estudaram a fauna de cupins da região do Manso, MT, onde foram registradas 76 espécies, 64 das quais em cerrado propriamente. Além disso, existem vários estudos mais específicos sobre a biologia de algumas espécies (Brandão, 1991; Domingos, 1985; Domingos & Gontijo, 1996; Godinho *et al.*, 1989) e estudos de faunas locais e "comunidades" (Brandão & Souza, 1998; Gontijo & Domingos, 1991; Lacher *et al.*, 1986).

INVENTÁRIOS DISPONÍVEIS

Os cupins do Cerrado são ainda muito mal inventariados e as informações existentes concentram-se em algumas poucas localidades. O grau de conhecimento da taxonomia dos cupins do Cerrado pode ser ilustrado com o exemplo do rápido inventário realizado há alguns anos em Serra da Mesa, Goiás, onde este autor registrou 46 espécies. Entre essas, seis eram novas, 12 não puderam ser identificadas e quatro eram registros novos para o Cerrado. Dentre as espécies identificadas, várias eram previamente conhecidas apenas da respectiva localidade-tipo. A fauna das matas da região do Cerrado é pouco conhecida, mas sabe-se que contém elementos da Mata Atlântica e da Amazônia e aparentemente poucos endêmicos.

O mapa da Figura 1 mostra a distribuição do esforço amostral com base em dados publicados e das coleções da Universidade de Brasília e do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG). As áreas melhor amostradas são: Serra do Roncador (Mathews, 1977), Distrito Federal (Coles, 1980, Constantino, dados não publicados), Cuiabá (Silvestri, 1903), Manso, MT (Constantino & Schlemmermeyer, 2000), Sete Lagoas, MG (Domingos *et al.*, 1986). Inventários disponíveis em coleções incluem Serra da Mesa, GO, e Paracatu, MG (coleção UnB, Constantino, dados não publicados). Existem também dados esparsos de várias localidades de Minas Gerais (Araujo, 1958b) e de São Paulo (Araujo, 1958a). Em relação a Savanas Amazônicas, várias delas com fauna semelhante à do Cerrado, existem inventários de Humaitá, AM, e Amapá (coleção MPEG, Constantino, dados não publicados), de Vilhena e Pimenta-Bueno, RO (coleção UnB, Constantino, dados não publicados), e dados esparsos de outras localidades.

A Figura 1 mostra claramente que existem vastas áreas com fauna desconhecida ou pouco conhecida. Mesmo na área melhor amostrada, o Distrito Federal, a amostragem se concentra em poucos pontos e novos registros têm sido feitos com freqüência. A lista original de Coles (1980) continha 60 espécies, incluindo também as de

mata. Nos últimos quatro anos foram acrescentadas cerca de 20 espécies, incluindo as de mata e da área urbana. É também surpreendente que a fauna dos cerrados do Estado de São Paulo seja pouco amostrada. Os dados publicados limitam-se a registros isolados em algumas poucas localidades. Os cerrados de Tocantins, Maranhão, Piauí e Bahia são praticamente desconhecidos, assim como os do Mato Grosso do Sul (incluindo o Pantanal) e Paraná.

COMPOSIÇÃO E CARACTERÍSTICAS DA FAUNA DE CUPINS DO CERRADO

As espécies registradas na região do Cerrado, em vegetações abertas, isto é, excluindo as matas, estão listadas na Tabela 1. São pelo menos 139 espécies, mas como os *Anoplotermes* spp. estão agrupados, a lista real deve conter pelo menos 150 espécies. Algumas delas, marcadas com asterisco na lista, são mais típicas de matas e ocorrem ocasionalmente em cerrados mais densos.

Devido a limitações taxonômicas, é impossível apresentar uma lista acurada. A taxonomia das espécies neotropicais da subfamília Apicotermitinae é caótica e as listas de espécies publicadas contêm apenas morfoespécies tentativas. Os Apicotermitinae são cupins sem soldados, abundantes na fauna de solo. Devido aos inventários limitados e aos problemas taxonômicos também é difícil ter certeza de quais espécies são realmente endêmicas do Cerrado e sua associação com os vários tipos de *habitats*. De modo geral, poucas espécies vivem bem tanto em floresta como em áreas abertas. Ou seja, existe uma fauna típica de savanas e outra típica de matas.

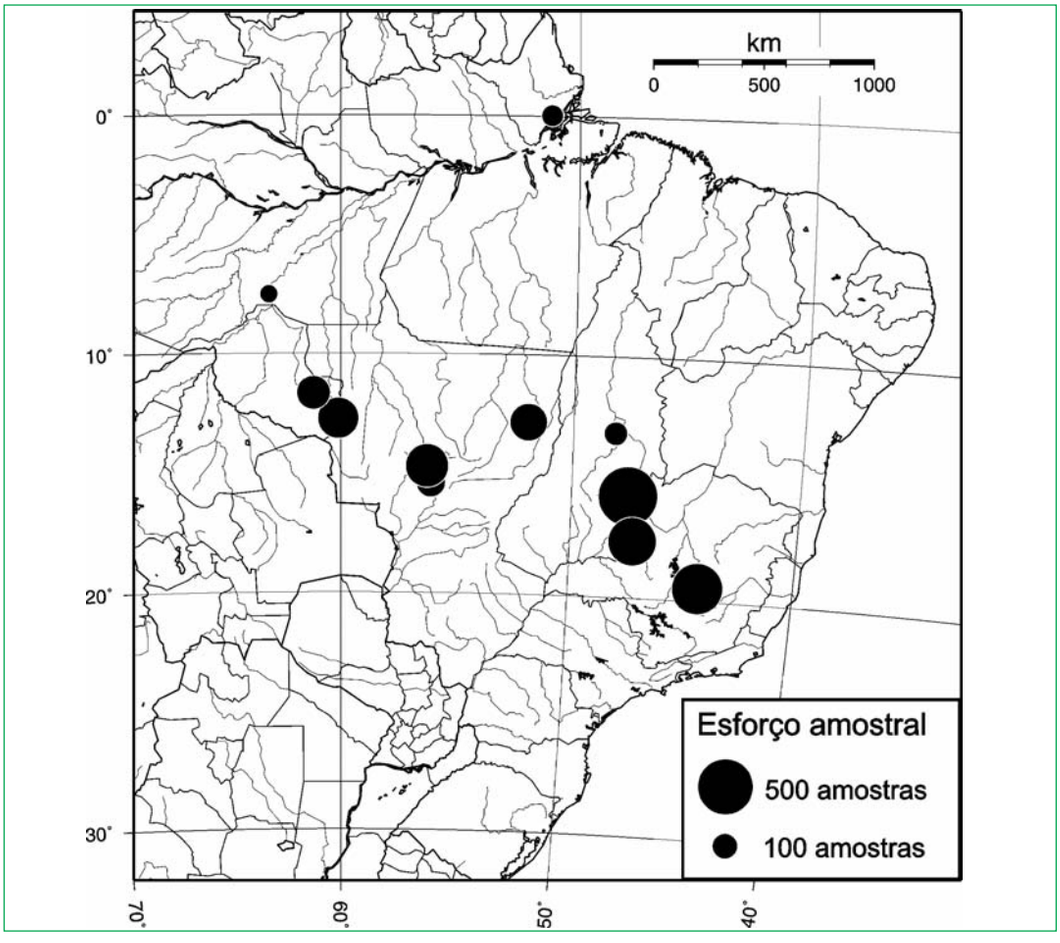


Figura 1
Distribuição do esforço de inventário de cupins no Cerrado e algumas savanas amazônicas. A área dos círculos é proporcional ao esforço amostral em cada área (número de amostras). Baseado em inventários publicados e nos catálogos das coleções da UnB e do Museu Paraense Emílio Goeldi. Pontos com menos de 50 amostras foram omitidos e pontos próximos foram agrupados.

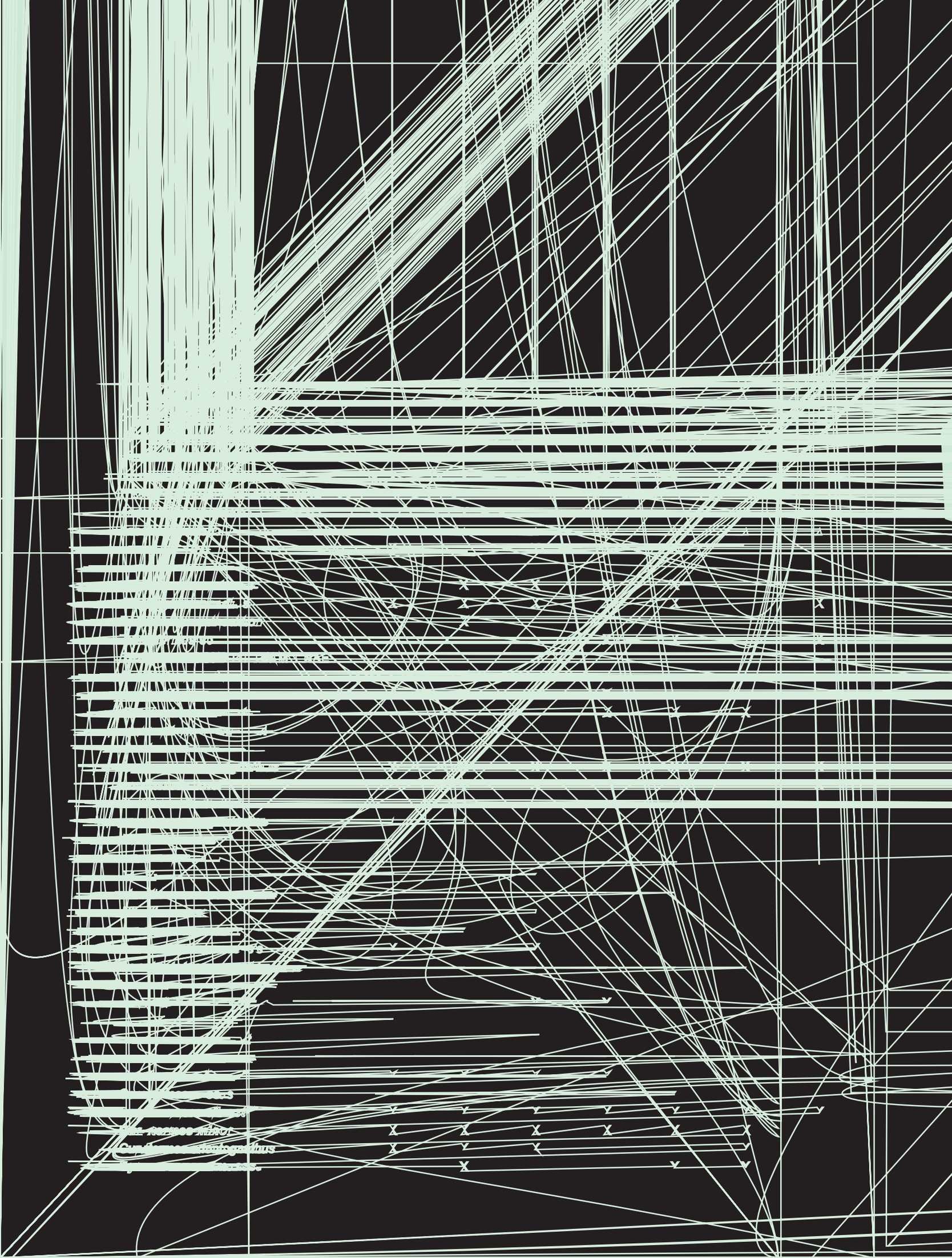


Tabela 1 (continuação)

	Vilhena	Roncador	Manso	Brasília	Paracatu	Sete Lagoas	São Paulo
Cyrilliotermes cupim				X	X	X	
Cyrilliotermes strictinasus	X	X					
Diversitermes diversimiles			X	X	X	X	X
Embiratermes festivellus	X	X	X	X	X	X	X
Embiratermes heterotypus				X	X	X	X
Embiratermes silvestrii			X	X			
Labiotermes brevilabius				X	X	X	X
*Labiotermes labralis**	X						
Labiotermes leptothrix		X	X				
Labiotermes longilabius			X				
***Labiotermes* sp.**							
Nasutitermes bivalens							
Nasutitermes bolivari		X	X				
Nasutitermes coxipoensis	X	X		X	X		X
Nasutitermes gaigei	X						
*Nasutitermes guyanae**	X						
Nasutitermes kemneri	X	X	X	X	X		
Nasutitermes macrocephalus	X	X	X				
Nasutitermes major	X		X				
Nasutitermes peruanus	X						
*Nasutitermes surinamensis**							
Nasutitermes wheeleri	X	X					
Nasutitermes spp.	X		X	X	X	X	
Noirotitermes noiroti							
Paracornitermes emersoni			X	X		X	X
Paracornitermes hirsutus							
Paracornitermes laticephalus			X	X	X		
Paracornitermes orthocephalus	X	X	X				
Parvitermes bacchanalis		X	X		X		
***Parvitermes* sp.**						X	
Procornitermes araujoi				X	X	X	X
Procornitermes triacifer			X	X			X
Rhynchotermes diphyes		X	X				X
Rhynchotermes guarany							
Rhynchotermes nasutissimus		X	X	X	X	X	X
Rhynchotermes nyctobius		X		X			
Rhynchotermes piauy							
Rotunditermes bragantinus	X						
Subulitermes microsoma	X	X	X	X	X	X	
Subulitermes sp.					X		
Syntermes barbatus				X			
Syntermes grandis	X	X		X	X		X
Syntermes insidians			X				X
Syntermes magnoculus							
Syntermes molestus	X			X	X		
Syntermes nanus	X	X	X	X			X
Syntermes obtusus							
Syntermes praecellens				X			X
Syntermes wheeleri				X		X	X
*Triangularitermes triangulariceps**	X			X			
Velocitermes glabrinotus	X	X	X				
Cyrilliotermes cupim				X	X	X	
Cyrilliotermes strictinasus	X	X					
Diversitermes diversimiles			X	X	X	X	X
Embiratermes festivellus	X	X	X	X	X	X	X
Embiratermes heterotypus				X	X	X	X
Embiratermes silvestrii			X	X			
Labiotermes brevilabius				X	X	X	X

Tabela 1 (continuação)

	Vilhena	Roncador	Manso	Brasília	Paracatu	Sete Lagoas	São Paulo
TERMITIDAE: TERMITINAE							
Amitermes amifer							
***Amitermes* sp.**							
Cavitermes parmae		X		X	X		
Crepititermes verruculosus	X	X	X	X	X		
Cylindrotermes brevipilosus	X		X	X	X		
Cylindrotermes nordenskioeldi			X				X
Dentispicotermes globicephalus			X		X		
Dentispicotermes pantanalis		X					
Dentispicotermes sp.				X		X	
Dihoplotermes inusitatus				X	X	X	
***Dihoplotermes* sp.**							
Genuotermes spinifer		X	X				
Inquilinitermes fur		X		X	X		
Inquilinitermes microcerus		X		X	X		
Microcerotermes exiguus		X		X			
Microcerotermes indistinctus		X					
Microcerotermes strunckii	X		X	X	X		
Neocapriternes araguaia				X			
Neocapritermes opacus		X	X	X	X	X	X
Neocapritermes parvus	X	X	X				
Neocapritermes pumilis				X			
Neocapritermes cf. *talpa*				X			
*Neocapritermes taracua**	X						
Orthognathotermes aduncus		X		X	X		
Orthognathotermes gibberorum		X		X	X	X	
Orthognathotermes heberi						X	
*Planicapritermes planiceps**	X						
Spinitermes allognathus	X	X					
Spinitermes brevicornutus							
Spinitermes nigrostomus	X	X	X	X	X		
Spinitermes robustus		X	X				
Spinitermes trispinosus	X	X	X	X	X	X	
Termes ayri			X				
Termes bolivianus	X	X	X	X	X		
Termes nigritus							X
*Termes medioculatus**		X					
Espécies (3)	60	66	64	70	64	47	30
Amostras (4)	300	250	320	600	400	450	?

* Espécies que ocorrem predominantemente em florestas e apenas ocasionalmente em cerrados.
(1) Espécies em negrito são aparentemente endêmicas do Cerrado e algumas Savanas Amazônicas.
(2) O gênero *Aparatermes* foi descrito após a publicação das listas de Roncador e Sete Lagoas; anteriormente essas espécies eram incluídas em *Anoplotermes*.
(3) O número de espécies corresponde ao total registrado na localidade e pode incluir espécies indeterminadas não listadas nesta tabela. Esse número é maior do que o total de espécies marcadas com X.
(4) O número de amostras indicado é aproximado e serve como medida do esforço amostral.

A Figura 2 apresenta a composição taxonômica das faunas de cinco locais bem amostrados de cerrado. Fica evidente a grande dominância da subfamília Nasutitermitinae, que corresponde a mais da metade das espécies. Da lista toda, eles correspondem a cerca de 60%. Esse grupo é dominante também em termos de abundância e quase todos os termiteiros epígeos e arborícolas em cerrado são construídos por Nasutitermitinae. Essa dominância é típica da fauna Neotropical, mas é um pouco mais acentuada no Cerrado. Por outro lado, a família Kalotermitidae é pouco representada, com apenas algumas poucas espécies registradas

ocasionalmente. Devido aos hábitos extremamente crípticos dos Kalotermitinae, que vivem em pequenas colônias em madeira dura, é certo que sua presença é subestimada. Por outro lado, eles não devem ser abundantes de fato no Cerrado, já que a quantidade de madeira disponível é muito menor que em florestas. A família Rhinotermitidae, apesar de representada por poucas espécies, contém algumas de ampla distribuição e extremamente abundantes, especialmente os *Heterotermes* spp.

Os cupins do Cerrado podem ser divididos em quatro grupos funcionais: xilófagos, humívoros, comedores de folhas da serapilheira (*litter*) e intermediários (espécies que não se enquadram claramente em nenhum dos outros grupos). Não existe consenso sobre essa classificação e sobre quais espécies devem ser incluídas em cada grupo. A Figura 3 mostra a proporção dessas guildas alimentares nas faunas de cinco locais. Fica claro que o grupo mais diversificado é o dos humívoros. A proporção de espécies de humívoros provavelmente está subestimada devido a limitações taxonômicas, já que os Apicotermitinae são quase todos desse grupo. Uma revisão mais cuidadosa certamente aumentaria a proporção de humívoros ao revelar a diversidade real

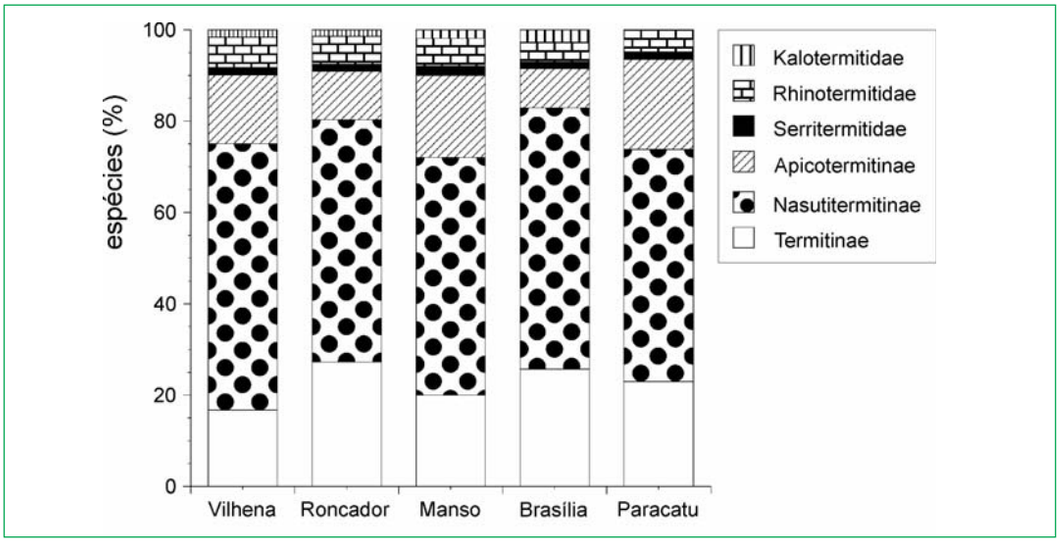


Figura 2 Composição taxonômica da fauna de cupins de cinco áreas de cerrado. Fontes: ver Tabela 1.

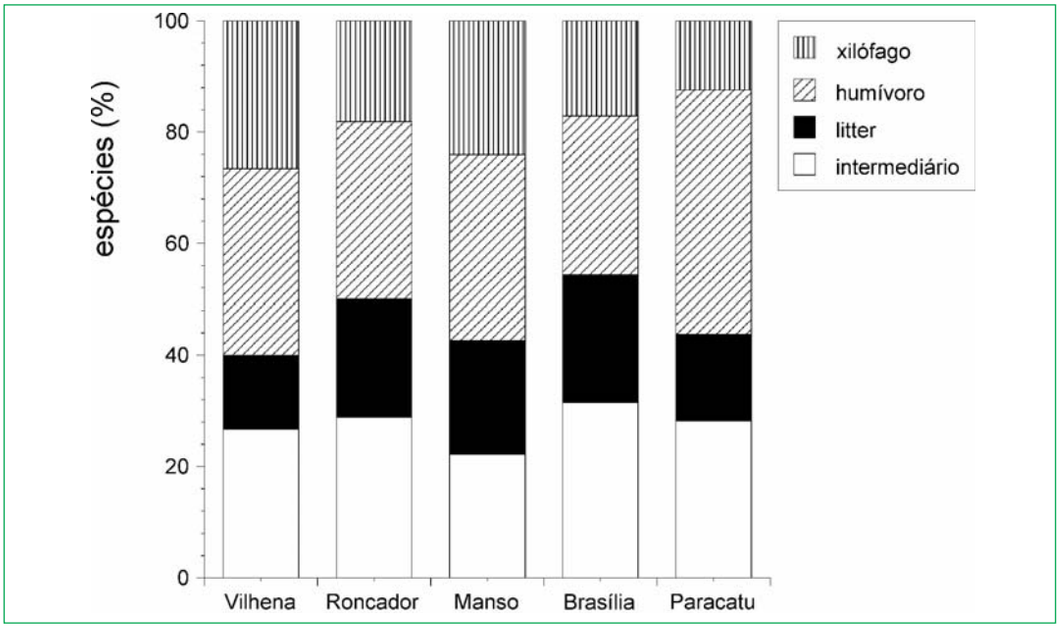


Figura 3 Composição de grupos funcionais na fauna de cupins de cinco áreas de cerrado. Fontes: ver Tabela 1.

de Apicotermitinae, como no estudo da fauna de Paracatu. Outra característica importante da fauna do Cerrado é a abundância e diversidade de comedores de folhas. Alguns desses forrageiam em grande número na superfície durante a noite, comendo ou recolhendo pedaços de folhas mortas. Todos os *Syntermes*, *Velocitermes*, *Rhynchotermes* e *Ruptitermes* estão incluídos nesse grupo. As principais diferenças da termitofauna de cerrado em relação à de florestas são: a) menor proporção de xilófagos; b) maior proporção de comedores de folhas da serapilheira.

Não existe nenhuma estimativa da biomassa de cupins no Cerrado. As dificuldades práticas são muito grandes, já que muitos deles vivem dentro de madeira dura ou em túneis difusos no solo. O fato de viverem em colônias mais ou menos discretas implica numa distribuição altamente agregada no ambiente, o que resulta em grande variância em qualquer tipo de amostragem. Além disso, a distribuição dos ninhos de várias espécies também é claramente agregada, com altas densidades em algumas áreas e baixa densidade ou ausência em outras. Ou seja, para cada espécie existe uma variação muito grande na abundância local, o que dificulta ainda mais qualquer estimativa de biomassa média nos cerrados. Não se sabe se isso se aplica também às espécies subterrâneas. De qualquer modo, é evidente que os cupins estão entre os animais mais abundantes no Cerrado e, provavelmente, alcançam biomassa maior que todos os vertebrados somados. As estimativas de densidade de termiteiros em cerrado *sensu stricto* estão entre 564.ha^{-1} (Coles, 1980) e 972.ha^{-1} (Domingos *et al.*, 1986) e o de colônias entre 1.296.ha^{-1} (Coles, 1980) e 1.804.ha^{-1} (Domingos *et al.*, 1986). Esses números são certamente subestimativas considerando-se a dificuldade em encontrar as colônias da maioria das espécies. Com base nessas estimativas e supondo um pequeno peso médio (hipotético) de 10g por colônia, a biomassa total estaria em torno de 15kg.ha^{-1}. A biomassa real deve, portanto ser maior que isso. Como referência para comparação, as estimativas para florestas da Amazônia estão em torno de 20kg. ha^{-1} (Martius, 1994).

Em termos de hábitos de nidificação, apenas cerca de 20% das espécies da Tabela 1 constroem ninho epígeo ou arborícola. O restante ocorre no solo, em madeira ou em ninhos de outras espécies. É extremamente comum a ocupação do mesmo termiteiro por várias espécies. Geralmente uma espécie constrói e outras, os chamados inquilinos, invadem gradativamente partes diferentes do ninho, modificando sua estrutura. As galerias são mantidas separadas e não existe interação direta entre diferentes espécies. Alguns casos de inquilinismo são bem específicos, como os *Inquilinitermes*, que vivem exclusivamente em ninhos de *Constrictotermes*. Os *Inquilinitermes* são humívoros e se alimentam do material fecal de *Constrictotermes*, acumulado na base do ninho. *Constrictotermes cyphergaster* é o único cupim arborícola comum no Cerrado. Seus ninhos são bem típicos e atingem alta densidade em algumas áreas. Os ninhos epígeos mais conspícuos são os de *Cornitermes*, que podem também atingir altas densidades, principalmente em áreas de vegetação mais aberta.

PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA, ENDEMISMO E DIVERSIDADE

Devido às limitações dos dados disponíveis, é possível apenas reconhecer, tentativamente, padrões muito gerais. A definição melhor dos

padrões de distribuição geográfica, endemismo e diversidade depende de amostragem de áreas pouco conhecidas e, principalmente, de estudos taxonômicos. A diversidade local em áreas de cerrado está em torno de 40-60 espécies. Coles (1980) registrou 37 espécies em um quadrado de cerrado *sensu stricto* de 50 x 50m em Brasília, enquanto Domingos *et al.* (1986) encontraram 47 espécies num quadrado similar em Sete Lagoas, MG. A comparação dos dados dos estudos disponíveis é dificultada pela ausência de padronização de protocolos de amostragem. Aparentemente os cerrados de São Paulo apresentam diversidade mais baixa, o que é esperado devido à latitude e ao conseqüente clima mais frio, especialmente a ocorrência de geadas, que aparentemente restringe a distribuição de alguns gêneros e espécies.

A determinação de padrões de distribuição geográfica e endemismos esbarra tanto no problema de amostragem como da falta de estudos taxonômicos. Muitas espécies são ainda conhecidas apenas da localidade-tipo ou de algumas poucas localidades. Os padrões são mais claros para espécies que constroem ninhos conspícuos e com taxonomia revisada, como os *Cornitermes*, e totalmente obscuros em espécies altamente crípticas e com taxonomia menos estudada, como os Apicotermitinae e os Kalotermitidae. Das espécies listadas na Tabela 1, cerca de 50% são endêmicas do Cerrado, uma proporção bastante alta. A proporção de endemismo em aves no Cerrado, por exemplo, é muito mais baixa, em torno de 3%. A Figura 4 mostra dois padrões comuns de distribuição geográfica, estabelecidos com base em grupos melhor conhecidos. Algumas espécies,

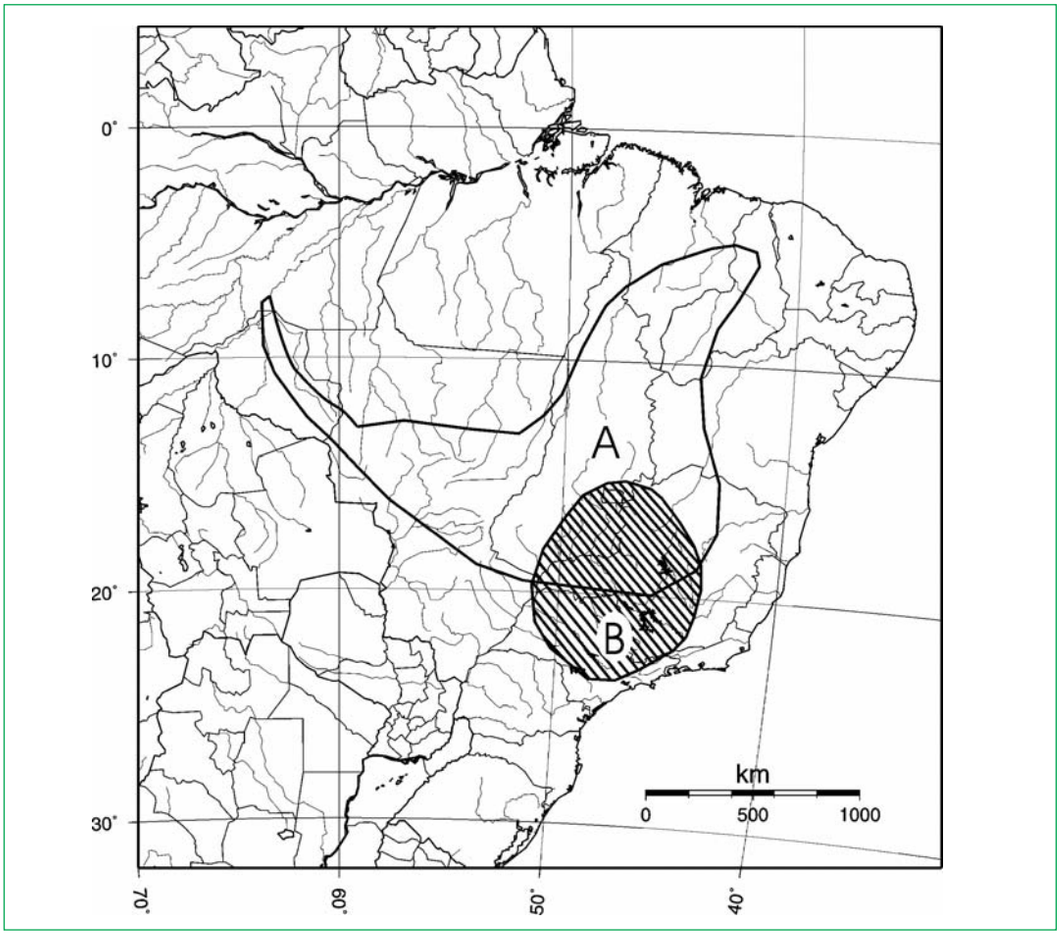


Figura 4
Dois padrões comuns de distribuição geográfica de espécies de cupins no Cerrado. Padrão A: *Serritermes serrifer, Cornitermes silvestrii, Cyranotermes timuassu*. Padrão B: *Labiotermes brevilabius, Procornitermes araujoi, Syntermes wheeleri, S. praecellens, Cornitermes villosus, Dihoplotermes* inusitatus. A distribuição é aproximada, podendo ser maior ou menor para algumas dessas espécies.

como *Serritermes serrifer*, ocorrem em boa parte do Cerrado e em algumas savanas amazônicas (Figura 4, área A), mas têm um limite sul que corresponde aproximadamente à divisa entre Minas Gerais e São Paulo. Várias outras, como *Labiotermes brevilabius* e *Procornitermes araujoi*, ocorrem numa área menor (Figura 4, área B), de São Paulo a Goiás. É provável também que existam dois outros padrões comuns. O primeiro corresponderia à porção noroeste, incluindo parte de Goiás até Rondônia, onde ocorrem *Spinitermes allognathus* e *Spinitermes robustus*. O segundo seria a parte nordeste, em Tocantins, Maranhão, Piauí e Bahia. A fauna dessa última área é praticamente desconhecida, mas uma espécie nova, *Noirotitermes noiroti*, foi descoberta recentemente num cerrado do Piauí (Cancello & Myles, 2000).

As relações da termitofauna do Cerrado com a de outros biomas da América do Sul são ainda bastante obscuras. O maior problema é a falta de informações sobre os outros biomas de vegetação aberta, como a Caatinga, o Chaco e os Llanos da Venezuela. Acredita-se que durante o Pleistoceno todas essas áreas estiveram interligadas. Algumas espécies de cupins estão distribuídas por várias dessas áreas, como *Syntermes grandis*. É provável a ocorrência de formas vicariantes entre essas áreas, mas ainda não existe nenhum caso conhecido, possivelmente devido à falta de estudos taxonômicos. A fauna da Caatinga foi amostrada por Cancello (1996), que encontrou uma grande proporção de espécies não descritas. Os resultados detalhados do estudo desse material ainda não foram publicados e não é possível comparar essa fauna com a do Cerrado. Um estudo superficial de Martius *et al.* (1999) indica que a fauna da Caatinga é distinta da do Cerrado, com baixa densidade de ninhos e composição taxonômica diferente. A fauna dos Llanos foi estudada muito superficialmente e sabe-se apenas que alguns gêneros comuns no Cerrado, como *Armitermes*, *Velocitermes* e *Nasutitermes*, também são abundantes lá, mas as espécies não foram identificadas (San Jose *et al.*, 1989). Não existe nenhum inventário da fauna do Chaco, apenas registros isolados de espécies. No entanto, os registros existentes correspondem a várias espécies comuns no Cerrado, o que sugere que existe alguma semelhança entre essas faunas.

As faunas dos vários tipos de mata da região do Cerrado são muito mal conhecidas. Os poucos dados do Distrito Federal e do Manso indicam que a fauna das matas de galeria é composta de elementos da Amazônia e da Mata Atlântica. Até o momento, a única espécie aparentemente endêmica de matas dessa região é *Angularitermes tiguassu*, conhecida apenas de uma mata de Goiânia. Como existem poucos inventários, é possível que exista uma fauna endêmica e desconhecida em algumas matas na região do Cerrado.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Devido à sua capacidade incomum de digerir celulose, os térmitas são um grupo funcional dominante no Cerrado, com grande impacto no fluxo de energia, ciclagem de nutrientes e formação do solo. Uma fauna extremamente diversa depende dos cupins para alimento ou abrigo. Por outro lado, a conversão de cerrados em agrossistemas freqüentemente leva a desequilíbrios que transformam algumas espécies de térmitas em pragas agrícolas. Vários estudos mostraram que os cupins são fortemente afetados pelas alterações

antrópicas (DeSouza & Brown, 1994; Eggleton *et al.*, 1996). O estudo de faunas locais e sua dinâmica é importante para o desenvolvimento de estratégias de manejo que garantam os serviços positivos executados pelos cupins, especialmente no solo, e ao mesmo tempo evitem problemas com o surgimento de pragas.

A determinação mais detalhada de padrões de distribuição geográfica e endemismo é essencial para os esforços de conservação da biota do Cerrado, e deve ser baseada numa amostragem balanceada de diversos grupos funcionais e taxonômicos. Os cupins estão entre os insetos mais bem estudados do Cerrado. Não porque a termitofauna do Cerrado seja bem conhecida, mas devido à ausência de informações sobre a maior parte da entomofauna. Os padrões observados na megafauna, especialmente aves e mamíferos, que apresentam baixo endemismo, claramente não se aplicam a outros elementos da biota do Cerrado. Os cupins constituem um grupo adequado para estudos voltados à conservação devido aos seguintes fatores: 1) riqueza de espécies tratável, entre 150 a 200 espécies no bioma Cerrado; 2) taxonomia em situação muito melhor que a da maioria dos outros grupos de insetos; 3) alta proporção de endêmicos; 4) boa fidelidade de *habitat*; 5) grande abundância e papel importante no ecossistema; 6) facilidade de amostragem através de protocolos padronizados, independente de sazonalidade, já que as colônias têm longa duração (a maioria dos outros insetos apresenta forte sazonalidade); 7) são fortemente afetados pelas alterações antrópicas. Por outro lado, isso não significa que os padrões apresentados pelos cupins possam ser extrapolados para todos os "invertebrados". Mas eles representam um grupo funcional importante devido à socialidade, com colônias de longa duração presentes no ambiente em altas densidades, e ao seu papel na cadeia detritívora.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Araujo, R.L. 1958a. Contribuição à biogeografia dos térmitas de Minas Gerais, Brasil. *Arquivos do Instituto Biológico* 25:219-236.

Araujo, R.L. 1958b. Contribuição à biogeografia dos térmitas de São Paulo, Brasil. *Arquivos do Instituto Biológico* 25:185-217.

Araujo, R.L. 1977. *Catálogo dos Isoptera do Novo Mundo*. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, 92 pp.

Brandão, D. 1991. Relações espaciais de duas espécies de *Syntermes* (Isoptera, Termitidae) nos cerrados da região de Brasília, DF, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia* 35(4):745-754.

Brandão, D. & R.F. Souza. 1998. Effects of deforestation and implantation of pastures on the termite fauna in the Brazilian "Cerrado" region. Tropical Ecology. 39(2):175-178.

Cancello, E.M. 1996. Termite diversity and richness in Brazil: an Overview. In C.E.M. Bicudo & N.A. Menezes (Eds.). *Biodiversity in Brazil:* A first approach. p. 173-182. CNPq, São Paulo.

Cancello, E.M. & T.G. Myles. 2000. *Noirotitermes noiroti* (Isoptera, Termitidae, Nasutitermitinae): a new genus and new species from northeastern Brazil. *Sociobiology* 36(3):531-546.

Coles de Negret, H.R. & K. Redford. 1982. The biology of nine termite species (Isoptera: Termitidae) from the cerrado of Central Brazil. *Psyche* 89(1-2):81-106.

Coles, H.R. 1980. *Defensive strategies in the ecology of neotropical termites.* Ph.D, University of Southampton, 243 pp.

Constantino, R. 1998. Catalog of the living termites of the New World (Insecta: Isoptera). *Arquivos de Zoologia* 35(2):135-231.

_____& T. Schlemmermeyer. 2000. Cupins (Insecta: Isoptera). *In* C.J.R. Alho (Eds.). *Fauna silvestre da região do rio Manso - MT.* p. 129-151. IBAMA / ELETRONORTE, Brasília.

DeSouza, O.F.F. & V.K. Brown. 1994. Effects of habitat fragmentation on Amazonian termite communities. *Journal of Tropical Ecology* 10:197-206.

Domingos, D.J. 1985. Densidade e distribuição espacial de ninhos de duas espécies de Armitermes (Isoptera, Termitidae) em cinco formações vegetais do Cerrado. *Revista Brasileira de Biologia* 45(3):233-240.

_____, T.M.C.M. Cavenaghi, T.A. Gontijo, M. Drumond & R.C.F. Carvalho. 1986. Composição de espécies, densidade e aspectos biológicos da fauna de térmitas de cerrado em Sete Lagoas - MG. *Ciência e Cultura* 38(1):199-207.

_____& T.A. Gontijo. 1996. Multi-occupation of termite mounds in cerrado vegetation in south-eastern Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 56(4):717-723.

Eggleton, P., D.E. Bignell, W.A. Sands, N.A. Mawdsley, J.H. Lawton, T.G. Wood & N.C. Bignell. 1996. The diversity, abundance and biomass of termites under differing levels of disturbance in the Mbalmayo Forest Reserve, southern Cameroon. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* B 351:51-68.

Godinho, A.L., L.V. Lins, T.A. Gontijo & D.J. Domingos. 1989. Aspectos da ecologia de *Constrictotermes cyphergaster* (Termitidae, Nasutitermitinae) em cerrado, Sete Lagoas, MG. *Revista Brasileira de Biologia* 49(3):703-708.

Gontijo, T.A. & D.J. Domingos. 1991. Guild distribution of some termites from cerrado vegetation in south-east Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 7:523-529.

Lacher, T.E., I. Egler, C.J.R. Alho & M.A. Mares. 1986. Termite community composition and mound characteristics in two grassland formations in Central Brazil. *Biotropica* 18(4):356-359.

Lawton, J. 1997. The role of species in ecosystems: aspects of ecological complexity and biological diversity. In T. Abe, S.A. Levin & M. Higashi (Eds.). *Biodiversity: An Ecological Perspective.* p. 325-228. Springer, New York.

Martius, C. 1994. Diversity and ecology of termites in Amazonian forests. *Pedobiologia* 38:407-428.

_____, W.A.F. Tabosa & A.G. Bandeira. 1999. Richness of termite genera in a semi-arid region (sertão) in NE Brazil (Isoptera). *Sociobiology* 33(3):357-365.

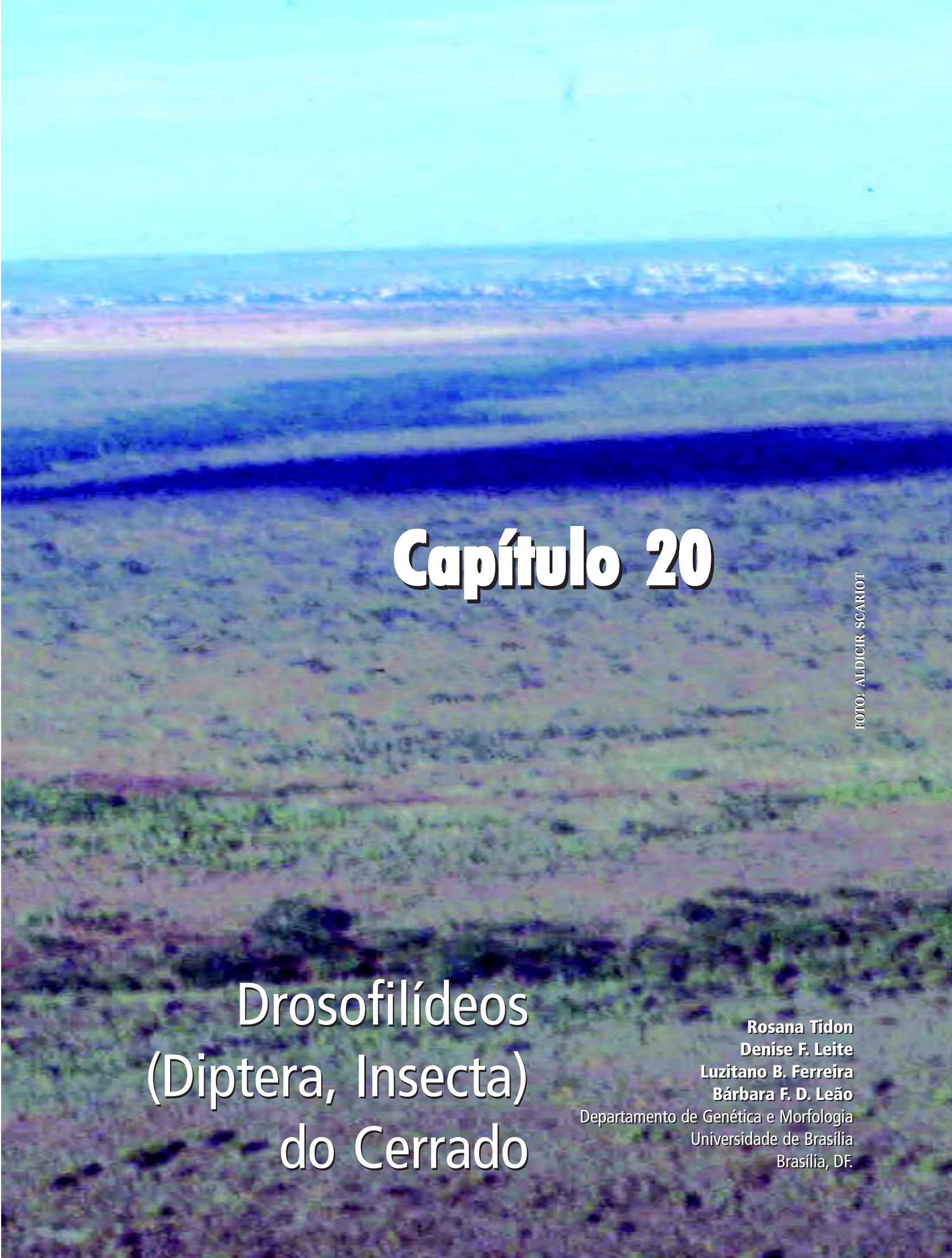
Mathews, A.G.A. 1977. *Studies on Termites from the Mato Grosso State, Brazil.* Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, 267 pp.

Redford, K. 1984. The termitaria of Cornitermes cumulans (Isoptera, Termitidae) and their role in determining a potential keystone species. *Biotropica* 16(2):112-119.

San Jose, J.J., R. Montes, P.A. Stansly & B.L. Bentley. 1989. Environmental factors related to the occurrence of mound-building nasute termites in Trachypogon savannas of the Orinoco Llanos. *Biotropica* 21(3):353-359.

Silvestri, F. 1903. Contribuzione alla conoscenza dei Termiti e Termitofili dell'America Meridionale. *Redia* 1:1-234.

Wood, T.G. & W.A. Sands. 1978. The role of termites in ecosystems. In M.V. Brian (Eds.). *Production ecology of ants and termites*. p. 245-292. Cambridge University Press, Cambridge



Capítulo 20

FOTO: ALDICIR SCARIOT

Drosofilídeos (Diptera, Insecta) do Cerrado

Rosana Tidon
Denise F. Leite
Luzitano B. Ferreira
Bárbara F. D. Leão
Departamento de Genética e Morfologia
Universidade de Brasília
Brasília, DF.

INTRODUÇÃO

Os insetos são excelentes organismos para investigar questões ecológicas, tais como a proposição de modelos que visem o desenvolvimento sustentável do planeta, em face das acentuadas modificações ambientais causadas pelo homem (Lawton, 2001). Drosofilídeos, em particular, são extremamente apropriados para explorar tais questões, uma vez que são pequenos e numerosos em termos de indivíduos e de espécies, amplamente distribuídos, sensíveis a modificações ambientais, facilmente coletados, possuem ciclo de vida curto e são facilmente manipulados nos laboratórios. Devido a essas características, esses insetos têm sido intensivamente utilizados em pesquisas, produzindo uma vasta literatura em várias áreas da Biologia. Nenhum outro modelo biológico tem sido estudado com tanta freqüência e em níveis tão diversos quanto as moscas do gênero *Drosophila*: em 1900 já havia 358 citações desse gênero em trabalhos científicos (Powell, 1997).

A família Drosophilidae possui representantes em praticamente todas as regiões biogeográficas, em diversos tipos de ecossistemas. Algumas espécies são endêmicas de determinadas áreas e outras são cosmopolitas, sendo que muitas desta última categoria dispersaram-se pelo mundo devido à sua capacidade de associação ao homem. São conhecidas mais de 2.800 espécies de Drosophilidae, quase 60% delas pertencentes ao gênero *Drosophila*. Wheeler (1986) se refere a 1.595 espécies desse gênero no "Catalog of the World Drosophilidae", e desde então dezenas de espécies novas foram registradas na literatura, inclusive, no Brasil (Val & Marques, 1996; Vilela & Bächli, 2000; Tidon-Sklorz & Sene, 2001). Certamente, a fauna das regiões temperadas é muito melhor conhecida do que a das regiões tropicais, onde provavelmente existem centenas de espécies ainda por descrever (Wheeler, *op. cit.*).

Em geral, as moscas dessa família são pequenas (cerca de 3mm) e apresentam coloração amarela, marrom ou preta, algumas vezes com padrões coloridos na parte dorsal do tórax. As asas geralmente são claras e o abdome

freqüentemente possui faixas ou manchas que podem estar presentes em alguns ou em todos os tergitos (Wheeler, 1981). A maioria dos drosofilídeos alimenta-se de microorganismos, principalmente leveduras, presentes em fungos ou vegetais em decomposição. Algumas espécies são restritas ecologicamente, utilizando como sítio de reprodução somente uma espécie hospedeira; outras são mais versáteis, podendo utilizar uma variada gama de recursos em diferentes fungos e(ou) plantas.

Embora os primeiros dados sobre espécies brasileiras de *Drosophila* tenham sido publicados por Duda em 1925, levantamentos mais sistemáticos foram realizados apenas a partir da década de 1940 (Pavan & Cunha, 1947; Dobzhansky & Pavan, 1943, 1950; Pavan, 1950, 1959; Mourão *et al.*, 1965). Posteriormente, com base nas informações dos trabalhos precedentes e de um extensivo programa de coletas, Sene *et al.* (1980) e Vilela *et al.* (1983) discutiram a fauna drosofiliana dos domínios morfoclimáticos brasileiros, visando conhecer a distribuição geográfica das espécies mais comuns. A fauna de drosofilídeos do Brasil Central, entretanto, foi pouco amostrada nesses trabalhos.

Nesse contexto, o objetivo do presente trabalho foi o de listar as espécies de drosofilídeos atualmente conhecidas no Cerrado, discutindo sua ocorrência na região em termos ecológicos e biogeográficos.

METODOLOGIA

A presente compilação foi elaborada com base em dois tipos de fontes. A primeira refere-se aos registros de ocorrência de drosofilídeos publicados na literatura, no período compreendido entre 1950 e 2001. Nesse levantamento, foram incorporadas apenas as localidades incluídas no bioma Cerrado *sensu* Ab'Saber (1977). Áreas com vegetação de cerrado *sensu stricto* situadas além dos domínios desse bioma não foram consideradas. Adicionalmente, foram considerados dados de coletas realizadas por nós, em diversas localidades do Brasil Central, no período compreendido entre 1997 e 2002. Nesta categoria, incluem-se visitas mensais ao Parque Nacional de Brasília (PNB: 15º 40' S; 47º 54'W) e à Reserva Ecológica do IBGE (RECOR: 15º 56' S; 47º 53' W) durante um período de dois anos, em ambientes urbanos da cidade de Brasília durante um ano, além de outras coletas esparsas mencionadas oportunamente.

A captura de drosofilídeos geralmente envolve o uso de iscas de frutas fermentadas (em armadilhas ou depositadas diretamente sobre o solo), cujos microorganismos atraem essas moscas. Os insetos atraídos, coletados com rede entomológica, em geral são levados vivos para o laboratório, onde são identificados sob lupa binocular (Dobzhansky & Pavan, 1943; Pavan & Cunha, 1947; Freire-Maia & Pavan, 1949; Frota-Pessoa, 1954). Em alguns casos a determinação das espécies é feita mediante a análise da genitália masculina, cuja morfologia é diagnóstica (Val, 1982; Vilela & Bachli, 1990; Vilela, 1992). Assim, é importante ressaltar que as espécies de Drosophilidae mencionadas neste trabalho restringem-se àquelas atraídas por iscas de frutas fermentadas, não incluindo, portanto espécies associadas a fungos, flores e eventuais outros substratos.

ESPÉCIES DE DROSOFILÍDEOS REGISTRADAS NO BIOMA CERRADO

A Tabela 1 lista as espécies cuja ocorrência já foi registrada no Cerrado.

Tabela 1. Relação das espécies de drosofilídeos registradas no Bioma Cerrado

Espécie	Registro da ocorrência	*Habitat*
D. albirostris	11	mg
D. ananassae	11	
D. annulimana	15	mg
*D. aragua**	16, 17	ce, mg,
D. aff. *arapuan*	15	mg
D. ararama	8, 13, 16, 17	ce, mg
*D. arauna**	16, 17	mg, po
*D. atrata**	16, 17	mg
D. aureata	15	mg
D. austrosaltans	4, 8, 16	ce, mg
D. bandeirantorum	8, 11, 17, 16	ce, mg, po
*D. bifilum**	19	mg
D. bocainensis	2, 8, 16, 17	ca, ce, mg
D. bocainoides	15	mg
D. borborema	9, 14	ar
D. bromelioides	15	mg
D. busckii	6, 8, 9, 11, 16, 17, 18	ca, ce, mg, po, au
D. buzzatii	11, 14, 20	ce, rg
D. camargoi	5, 7	
D. canalinea	2	ce
D. caponei	11, 15	mg, rg
D. capricorni	2, 5, 8, 11	ce, rg
D. cardini	8, 9, 11, 16, 17, 18	ca, ce, mg, po, au
D. cardinoides	5, 8, 11, 16, 18	ca, ce, mg, po, au
D. coroica	14	ce
D. dreyfusi	15	mg
D. fumipennis	2, 6, 8, 11, 16	ce, mg, po
D. fuscolineata	2, 11, 16	ce, mg, po
D. gouveai	10, 20	ar
D. griseolineata	11, 15	ce, mg
D. guaraja	11, 15	mg, rg
*D. guaru**	16, 17	mg
D. hydei	9, 11, 14, 16, 17, 18	ca, ce, mg, po, au
D. immigrans	2, 8, 11, 16, 17, 18	ca, ce, mg, po, au
D. impudica	8	ce, mg
D. kikkawai	8	ce
D. maculifrons	2, 5, 8, 11, 16, 17	ca, ce, mg
D. malerkotliana	8, 9, 11, 12, 16, 17, 18	ca, ce, mg, po, au
D. medioimpressa	15, 16, 17	ce, mg
D. mediopicta	15	mg
D. mediopunctata	11, 13, 16, 17	ce, mg
D. mediostriata	2, 5, 11, 16, 17	ca, ce, mg, po
D. melanogaster	8, 18	ce, au
D. mercatorum	9, 11, 14, 16, 17, 18	ca, ce, mg, po, au
D. meridionalis	11	ce
D. mesostigma	11	mg
D. nebulosa	2, 5, 8, 9, 11, 16, 17, 18	ca, ce, mg, po, au
*D. neocardini**	15, 16	ce, mg
D. neocordata	8	ce
D. neoelliptica	4, 5	ce
*D. neoguaramunu**	16, 17	mg
D. nigricruria	2, 6, 9, 16, 17	ca, ce, mg, po

(continuação)

Tabela 1. Relação das espécies de drosofilídeos registradas no Bioma Cerrado

Espécie	Registro da ocorrência	*Habitat*
D. onca	15, 17	ce, mg
D. ornatifrons	11, 16, 17	ca, ce, mg, po
D. pallidipennis	2, 8, 9, 11, 16	ce
D. parabocainensis	11, 15	mg
D. paraguayensis	15, 16, 17	mg
*D. paramediostriata**	16, 17	mg
D. paranaensis	14, 16,17, 18	ca, ce, mg, po, au
D. paulistorum	15	mg
D. polymorpha	2, 6, 8, 9, 11, 16, 17, 18	ce, mg, po, au
D. prosaltans	4, 5, 7, 11, 16, 17, 18	ca, ce, mg, po, au
D. pseudorepleta	11, 15	rg, mg
D. repleta	14, 16, 17	ca, ce, po
D. rosinae	15, 17	mg
D. seriema	9	ar
D. schildi	1, 12, 16, 17	ce, mg
D. simulans	8, 9 , 11, 16 ,17, 18	ca, ce, mg, po, au
D. sturtevanti	2, 4, 5, 8, 9, 11, 16, 17, 18	ca, ce, mg, po, au
D. trapeza	15	mg
D. tropicalis	3	
D. unipunctata	15	mg
D. virilis	11	
D. willistoni	3, 17	ca, ce, mg, po
D. zottii	15	mg
S. latifasciaeformis	2, 5, 8, 9, 11, 16, 17, 18	ca, ce, mg, po, au
Z. indianus	16, 17, 18	ca, ce, mg, po, au

*: novos registros para o Cerrado
Registros - **1**. Burla & Pavan, 1953; **2**. Dobzhansky & Pavan, 1950; **3**. Ehrman & Powell, 1982; **4**. Magalhães, 1962; **5**. Pavan, 1950; **6**. Pavan, 1959; **7**. Pavan & Breuer, 1954; **8.** Sene *et al*., 1980; **9**. Tidon-Sklorz & Sene, 1995a; **10**. Tidon-Sklorz & Sene, 2001; **11**. Tidon-Sklorz *et al.*, 1994; **12**. Val & Sene, 1980; **13**. Val, *et al.*, 1981; **14**.Vilela *et al.*, 1983; **15.** Vilela & Mori, 1999; **16**. Coletas na RECOR; **17**. coletas no PN; **18**. Coletas em ambientes urbanos de Brasilia-DF **19**. Coletas na Fazenda Água Limpa, DF; **20** Coletas em Pirenópolis-GO. - ca = *cerradão*, ce = *cerrado sensu stricto*, mg = mata de galeria, po = pomar, ar = afloramento rochoso, au = ambientes urbanos.

Após o nome da espécie seguem as referências que a registram no bioma e os tipos de ambientes onde foi feita a captura (informação nem sempre disponível).

Foram identificados três gêneros de Drosophilidae no bioma Cerrado. *Drosophila*, o maior na Região Neotropical, contempla 75 das 77 espécies listadas. *Scaptodrosophila* e *Zaprionus* estão representados por apenas uma espécie cada um.

Dentre as 77 espécies de drosofilídeos reconhecidas, 67 são endêmicas da Região Neotropical e 10 nela introduzidas (*D. ananassae, D. busckii, D. hydei, D. immigrans, D. kikkawai, D. malerkotliana, D. melanogaster, D. simulans, Scaptodrosophila latifasciaeformis* e *Zaprionus indianus*). Várias dessas espécies são sinantrópicas e colonizaram a área após a chegada do homem, alterando a composição da fauna drosofiliana da região. Espécies da fauna nativa são encontradas em todas as fitofisionomias do bioma, demonstrando o alto grau de plasticidade adaptativa dessa família.

A seguir, são apresentadas algumas informações a respeito de cada uma das espécies encontradas no Cerrado. Os gêneros e subgêneros estão ordenados segundo sua importância relativa na Região Neotropical. As categorias

"grupo" e "subgrupo", embora não reconhecidas formalmente pela taxonomia, têm sido amplamente utilizadas para reunir espécies de drosofilídeos presumivelmente aparentadas (Patterson & Stone, 1952; Vilela, 1983). Tais agrupamentos, definidos com base na morfologia do adulto, das formas imaturas, e dos cromossomos, são elaborados com o intuito de refletir grupos monofiléticos de espécies. Informações detalhadas sobre a classificação dos drosofilídeos, bem como referências relativas às descrições das espécies, podem ser consultadas *on line* no banco de dados TaxoDros (Bächli, 1999).

Gênero *Drosophila*

Subgênero Drosophila

Grupo *annulimana*

Este grupo compreende 15 espécies neotropicais, encontradas principalmente em florestas úmidas (Tosi & Pereira, 1993). Cinco delas estão registradas no Cerrado.

D. aragua (Vilela & Pereira) e *D. arauna* (Pavan & Nacrur) já eram conhecidas de áreas florestadas do Estado de São Paulo (Vilela & Pereira, 1982; Tidon-Sklorz & Sene, 1992; Tosi & Pereira, 1993) e, no caso de *D. aragua*, também da Argentina. Este é o primeiro registro dessas espécies no Cerrado, onde foram capturadas em matas de galeria e cerrados *sensu stricto* (neste último apenas *D. aragua*).

D. ararama (Pavan & Cunha) ocorre em ambientes onde normalmente não se coletam espécies deste grupo, tais como cerrados e restingas (Mourão, 1966; Sene *et al.*, 1980). No Brasil Central, essa espécie foi registrada em cerrados e matas de galeria.

D. annulimana (Duda) e *D.* aff. *arapuan* (Cunha & Pavan) foram coletadas apenas na *Serra do Cipó* (Vilela & Mori, 1999), localizada no extremo leste do bioma Cerrado.

Grupo *aureata*

D. aureata (Wheeler), a única espécie deste grupo, já havia sido registrada do México ao Panamá. Sua ocorrência na Serra do Cipó (Vilela & Mori, 1999) ampliou sua distribuição para a América do Sul continental.

Grupo *bromeliae*

O único espécime de *D. bromelioides* (Pavan & Cunha) registrado no Cerrado foi coletado na Serra do Cipó (Vilela & Mori, 1999). Todas as espécies deste pequeno grupo neotropical criam-se e alimentam-se em flores, não sendo, portanto, comuns em iscas de frutas fermentadas.

Grupo *calloptera*

As oito espécies deste grupo (Val *et al.*, 1981) possuem manchas escuras nas asas, compondo desenhos peculiares. No Cerrado foram capturadas duas espécies, ambas em matas de galeria: *D. schildi* (Malloch), que ocorre desde o sudeste do Brasil até a América Central (Burla & Pavan, 1953), e *D. atrata* (Burla & Pavan), espécie amplamente distribuída em florestas da América do Sul (Val *et al.*, *op. cit.*). Este é primeiro registro de *D. atrata* no domínio do Cerrado.

Grupo *canalinea*

D. canalinea (Patterson & Mainland) foi registrada em diversas localidades brasileiras na década de 1950 (Dobzhansky & Pavan, 1950; Pavan, 1959), inclusive nos cerrados de Goiás. Expedições mais recentes não fazem referência a este grupo, que inclui outras 10 espécies.

Grupo *cardini*

Segundo Heed e Russell (1971) o grupo inclui 16 espécies ecologicamente versáteis, amplamente distribuídas nas Américas. Quatro delas foram encontradas no Cerrado.

D. cardini (Sturtevant) e *D. cardinoides* (Dobzhansky & Pavan) são morfologicamente muito semelhantes, e suspeita-se que vários dos inventários realizados no Brasil possam ter confundido essas duas espécies (Vilela *et al.*, 2002). De qualquer maneira, ambas já haviam sido registradas no Cerrado (Sene *et al.*, 1980), onde ocorrem em diversos tipos de ambientes.

D. polymorpha (Dobzhansky & Pavan) ocorre da Guatemala até o Brasil, onde vem sendo coletada desde os primeiros levantamentos (Dobzhansky & Pavan, 1943, 1950), em diversos tipos de ambientes: florestas, cerrados, restingas, e até mesmo em associação com o homem. Trata-se de uma espécie relativamente abundante nos diferentes domínios morfoclimáticos, exceto nas caatingas (Sene *et al.,* 1980).

D. neocardini (Streisinger) também é uma espécie amplamente distribuída no Brasil, mas geralmente rara nas coletas (Sene *et al.*, 1980), este é seu primeiro registro no Cerrado onde foi capturada em matas de galeria e cerrado *sensu stricto*.

Grupo *coffeata*

Este grupo inclui quatro espécies neotropicais (Vilela & Bächli, 1990), e apenas *D. fuscolineata* (Duda) foi coletada no Cerrado até o momento (tanto em matas de galeria como em cerrado *sensu stricto*). Essa espécie, que possui ampla distribuição geográfica, do México até o Brasil, foi descrita também como *D. castanea* e *D. fumosa* (Vilela & Bächli, *op cit*.).

Grupo *dreyfusi*

As nove espécies que compõem este grupo são, aparentemente, restritas a florestas. Embora *D. camargoi* (Dobzhansky & Pavan) tenha sido registrada no Cerrado na década de 1950 (Pavan, 1950; Pavan & Breuer, 1954), não tem sido coletada no Brasil Central. *D. dreyfusi* (Dobzhansky and Pavan), por outro lado, foi recentemente encontrada na Serra do Cipó (Vilela & Mori, 1999).

Grupo *guarani*

Este grupo é formado por 13 espécies neotropicais (Tidon-Sklorz *et al.*, 1994), cinco delas registradas no Cerrado. *D. maculifrons* (Duda) é amplamente distribuída no Brasil em vários ambientes, com a exceção das caatingas (Sene *et al.*, 1980), e vem sendo registrada no Cerrado desde a década de 1950. Em contraste, *D. griseolineata* (Duda) e *D. guaraja* (King) foram coletadas apenas na *Serra do Cipó*.

D. ornatifrons (Duda) ocorre na Mata Atlântica (Sene *et al.*, 1980) e em diversos ambientes do bioma Cerrado. *D. guaru* (Dobzhansky & Pavan), coletada no Estado de São Paulo nos levantamentos pioneiros (Dobzhansky & Pavan, 1943), não vinha sendo registrada em coletas mais recentes; entretanto, em 1999 ela foi encontrada em mata de galeria no Parque Nacional de Brasília, seu primeiro registro no Cerrado.

Grupo *immigrans*

D. immigrans (Sturtevant) é uma espécie introduzida e cosmopolita, a única deste grupo que ocorre na Região Neotropical (Val *et al.*, 1981). Ela já havia sido coletada em associação com o homem e em áreas de cerrados e florestas, entretanto nunca foi registrada em caatingas e dunas (Sene *et al.*, 1980).

Esta espécie tem sido capturada regularmente em diversos ambientes do Cerrado.

Grupo *pallidipennis*

D. pallidipennis (Dobzhansky & Pavan) distribui-se em diversos tipos de ambientes, com exceção das caatingas (Sene *et al.*, 1980). Tem sido capturada esporadicamente em cerrado *sensu stricto*.

Grupo *repleta*

Este é o maior grupo de drosófilas neotropicais abrangendo, atualmente, mais de 100 espécies. Inclui seis subgrupos (Rafael & Arcos, 1989), cinco deles presentes no Cerrado.

Subgrupo *fasciola*

É formado por 20 espécies predominantemente associadas a matas, embora algumas delas tenham cactáceas como local de criação. Três delas foram registradas no Cerrado. *D. coroica* (Wasserman) foi encontrada nos cerrados de Campo Grande (MS), Bolívia, Argentina, e em matas mesofíticas do Estado de São Paulo (Vilela *et al.*, 1983; Tidon-Sklorz & Sene, 1992). *D. rosinae* ocorre na região oriental da América do Sul, incluindo a Serra do Cipó, e *D. onca* (Dobzhansky & Pavan) distribui-se desde o Cerrado até o sul do Brasil (Vilela *et al.*, *op. cit*.).

Subgrupo *hydei*

O subgrupo *hydei* é formado por seis espécies nominais que se distribuem na parte norte da América do Sul, América Central, e sudeste da América do Norte. *D. hydei* (Sturtevant) é a única espécie cosmopolita do subgrupo. Foi registrada por Vilela *et al.* (1983) em vegetação aberta na América do Sul, incluindo o Cerrado, especialmente em áreas alteradas pelo homem e continua sendo registrada com regularidade em diversos tipos de ambientes desse bioma, em baixas freqüências.

Subgrupo *mercatorum*

Das quatro espécies incluídas no subgrupo *mercatorum*, duas ocorrem no Cerrado. *D. mercatorum* (Patterson & Wheeler) é abundante em ambientes naturais, principalmente os de vegetação aberta (Sene *et al.*, 1981; Vilela *et al.*, 1983), e foi encontrada também em quintais e quitandas (Oliveira & Sene, 1993). *D. paranaensis* (Barros) é uma espécie críptica de *D. mercatorum* que, embora mais rara, também é amplamente distribuída, ocorrendo em ambientes naturais do México à Argentina. No Brasil, já foi encontrada em vegetação de cerrado, dunas, e matas secundárias (Vilela *et al.*, 1983; Sene & Santos, 1988). As duas espécies foram registradas tanto em ambientes naturais como urbanos.

Subgrupo *mulleri*

Com mais de 35 espécies descritas, este é o maior subgrupo do grupo *repleta,* e praticamente todas as suas espécies usam cactáceas como local de criação. Em decorrência desta especificidade de nicho, estas espécies ocupam áreas onde ocorrem cactáceas em todo continente americano, predominantemente em regiões semidesérticas ou desérticas.

D. buzzatii (Patterson & Wheeler), provavelmente originada no Chaco argentino, foi levada pelo homem, juntamente com um dos seus hospedeiros, *Opuntia ficus-indica,* para várias partes do mundo. No Brasil ela é abundante nos estados do sul, ocorrendo junto com *O. monachanta*. Embora demonstre preferência por cactos do gênero *Opuntia,* suas larvas também já foram observadas criando-se em cactos do gênero *Cereus* (Pereira *et al.*, 1983).

Essa espécie, que já havia sido registrada no Cerrado (Vilela *et al.*, 1983), foi capturada por nós em afloramentos rochosos próximos à cidade de Pirenópolis-GO.

D. nigricruria (Patterson & Mainland) possui ampla distribuição geográfica, já havia sido registrada no Estado de Goiás (Vilela *et. al.*, 1983), e tem sido capturada em cerrados *sensu stricto* e matas de galeria.

D. meridionalis (Wasserman) ocorre em diversos locais com vegetação seca na América do Sul, incluindo os limites orientais do bioma Cerrado, onde há áreas com esse tipo de vegetação (Tidon-Sklorz *et al.*, 1994). *D. Borborema*, uma espécie endêmica da Caatinga, também ocorre nos limites orientais do bioma Cerrado (Vilela *et al.*, 1983, Tidon-Sklorz & Sene, 1995a).

D. serido (Vilela & Sene) era considerada uma espécie politípica amplamente distribuída na América do Sul (Sene *et al.*, 1988). Atualmente, as relações filogenéticas que compõem esse conjunto de espécies já estão mais bem esclarecidas (Tidon-Sklorz & Sene, 1995b), de maneira que podemos identificar as duas espécies que ocorrem no bioma Cerrado: *D. seriema* (Tidon-Sklorz & Sene), restrita aos campos de altitude da Cadeia do Espinhaço (Tidon-Sklorz & Sene, 1995c), e *D. gouveai* (Tidon-Sklorz & Sene), distribuída nas áreas mais secas da região central do país (Tidon-Sklorz & Sene, 2001).

Subgrupo *repleta*

D. repleta (Wollaston), uma das sete espécies desse subgrupo, é generalista e encontrada em praticamente todos os ambientes urbanos (quitandas, banheiros, lixões, etc.), sendo dificilmente coletada em ambientes naturais. Dada a sua ampla distribuição e à dificuldade de identificação inerente a todas as espécies do grupo, Vilela (1983) encontrou cerca de 10 sinonímias desta espécie. *D. zotti* (Vilela) e *D. pseudorepleta* (Vilela and Bächli) tem ocorrência registrada nas porções sudeste e sul da América do Sul; no Cerrado, são conhecidas apenas da Serra do Cipó.

Grupo *tripunctata*

Segundo Vilela (1992), este grupo de espécies é o segundo maior de drosófilas na Região Neotropical, de onde é endêmico; a única espécie do grupo que ocorre fora dessa área é *D. tripunctata* (Loew), registrada na Região Neartica. O grupo *tripunctata* foi proposto formalmente por Sturtevant, em 1942, e desde então diversas espécies novas foram nele incluídas (Frota-Pessoa, 1954; Heed & Wheeler, 1957; Pipkin & Heed, 1964).

A identificação das espécies deste grupo geralmente é difícil, devido à grande variação intra-específica e, em alguns casos, à semelhança entre diferentes espécies. Como ocorre com outros grupos de *Drosophila*, a morfologia da genitália masculina tem sido usada como um caráter confiável para discriminar as espécies. Ilustrações sobre a genitália dessas espécies, assim como maiores informações sobre sua sistemática, podem ser obtidas em Vilela (1992) e referências inclusas.

Segundo Sene *et al.* (1980), os espécimes deste grupo são muito abundantes em florestas, podem ser encontrados em baixas freqüências em cerrados, dunas, e estão ausentes das caatingas. Pavan (1959) sugere que as moscas do grupo *tripunctata* são mais freqüentes nas proximidades de rios e lagos durante os meses frios do ano.

Atualmente, 13 espécies deste grupo são conhecidas no Cerrado, sendo que três delas estão sendo registradas nesse bioma pela primeira vez. *D. bandeirantorum* (Dobzhansky & Pavan), *D. medioimpressa* (Frota-Pessoa), *D. mediopunctata (*Dobzhansky & Pavan), *D. mediostriata* (Duda) e *D. paraguayensis* (Duda), já haviam sido registradas no Bioma, e continuam sendo capturadas principalmente em matas de galeria. Por outro lado, *D. albirostris* (Sturtevant), *D. mediopicta* (Frota Pessoa), *D. mesostigma* (Frota Pessoa), *D. trapeza* (Heed & Wheeler) e *D. unipunctata* (Patterson & Mainland) foram coletadas apenas na Serra do Cipó. Por fim, este é o primeiro registro no Cerrado de *D. bifilum* (Frota-Pessoa), *D. neoguaramunu* (Frydenberg) e *D. paramediostriata* (Townsend & Wheeler).

Grupo *virilis*.

D. virilis (Sturtevant) é uma espécie amplamente distribuída, a única do grupo que ocorre na região Neotropical. No Cerrado, foi encontrada apenas na Serra do Cipó.

Não agrupadas

D. impudica (Duda) (syn = *D. para*), espécie com ampla distribuição geográfica, e *D. caponei* (Pavan & Cunha), espécie aparentemente associada a florestas, foram encontradas na periferia do bioma Cerrado.

Subgênero *Sophophora*

Grupo *melanogaster*

Com mais de 160 espécies descritas e, provavelmente, originário do sudeste asiático, este grupo apresenta espécies que foram introduzidas em várias regiões do mundo e que se tornaram cosmopolitas ou subcosmopolitas (Lemeunier *et al.* 1986; Toda, 1991). Quatro delas têm registro do Cerrado.

D. kikkawai (Burla) já era conhecida no Brasil desde a década de 1950 (Freire-Maia, 1953), porém, de acordo com Freire-Maia (1964), nessa ocasião essa espécie era ocasionalmente confundida com *D. montium* (Meijere). Segundo Wheeler (1981), *D. montium* ocorre somente em Java, e *D. kikkawai* é uma espécie subtropical. Embora esta última tenha registro nos cerrados próximos à Brasília (Sene *et al.*, 1980), ela não tem sido encontrada desde 1996.

D. malerkotliana (Parshad & Paika) foi encontrada na América do Sul pela primeira vez em 1976 (Val & Sene, 1980). Acredita-se que tenha sido introduzida também na África, onde se tornou muito abundante (Chassagnard *et al.*, 1989). Há registros de *D. malerkotliana* em diversos biomas incluindo o Cerrado (Sene *et al.*, 1980), onde ocorre em diversos tipos de ambientes.

D. melanogaster (Meigen) é uma espécie sinantrópica e sua presença pode ser considerada um indicador de atividades humanas nas proximidades. Essa espécie já havia sido registrada no Cerrado (Sene *et. al.*, 1980), e continua sendo capturada em freqüências muito baixas.

D. simulans (Sturtevant) tem sido a espécie deste grupo mais abundante em várias localidades, e muito mencionada nos inventários de drosofilídeos (por exemplo: Dobzhansky & Pavan, 1950; Pavan, 1959; Sene *et al.*, 1980; Val & Kaneshiro, 1988; Tidon-Sklorz & Sene, 1992). Das espécies introduzidas na região Neotropical, é a que melhor se adaptou às diferentes regiões fitogeográficas, principalmente em áreas abertas (Perondini *et al.*, 1979). É muito abundante no Cerrado, em diversos tipos

de ambientes (uma notável exceção é a mata de galeria do Parque Nacional de Brasília, onde houve predominância das espécies do subgrupo *willistoni*). Em contraste, *D. ananassae* (Doleschall), uma espécie muito rara na região Neotropical, foi registrada apenas na Serra do Cipó e em baixas freqüências.

Grupo *saltans*

Este grupo é formado por cerca de 20 espécies (Val *et al.*, 1981), todas conhecidas da Região Neotropical. Segundo alguns autores (Pavan, 1959; Sene *et al.*, 1981), estas moscas apresentam acentuada variação sazonal e são muito sensíveis às técnicas de coleta.

D. austrosaltans (Spassky) foi considerada por Mourão (1966) como uma espécie rara. No Cerrado, foi registrada por Sene *et al*. (1980) em Caracol (MS), e tem sido capturada na Reserva Ecológica do IBGE.

Embora *D. neocordata* (Magalhães) tenha sido registrada no Cerrado por Sene *et al*. (1980), não foi identificada em nossas coletas. *D. neoelliptica* (Pavan & Magalhães) já foi reconhecida em Goiás (Pavan, 1950; Magalhães, 1962), mas aparentemente é mais comum na Floresta Atlântica (Sene *et al.*, 1980). Também não foi capturada por nós nas imediações de Brasília.

D. prosaltans (Duda) e *D. sturtevanti* (Duda) são espécies amplamente distribuídas nas Américas Central e do Sul. Ocorrem em diferentes domínios morfoclimáticos, embora tenham maior afinidade pelos cerrados (Sene *et al.*, 1980). As duas têm sido coletadas nesse bioma, inclusive por nós, em diferentes ambientes. No caso de *D. sturtevanti*, é possível que nossas amostras incluam ainda outras espécies crípticas à mencionada, o que deverá ser esclarecido em estudos posteriores.

Grupo *willistoni*

Este grupo, praticamente neotrópico, inclui 23 espécies nominais, e a maioria delas pode ser classificada em dois subgrupos (Val *et al.*, 1981).

O subgrupo *willistoni* é muito homogêneo e inclui seis espécies crípticas de difícil identificação, amplamente distribuídas na América do Sul em diversos tipos de ambientes, principalmente nos florestados. Embora *D. willistoni* (Sturtevant), *D. paulistorum* (Dobzhansky & Pavan) e *D. tropicalis* (Burla & Cunha) já tenham sido coletadas no Cerrado (Ehrman & Powell, 1982), amostras coletadas por nós (Parque Nacional de Brasília) e identificadas pela D^{ra} Marlúcia Martins (Museu Goeldi) acusaram somente *D. willistoni*. Essa espécie esteve ausente nos ambientes urbanos, apresentou baixas freqüências nos cerrados *sensu stricto* e altas freqüências nas matas somente na estação úmida.

Metade das 12 espécies do subgrupo *bocainensis* foi registrada no Cerrado. *D. capricorni* (Dobzhansky & Pavan) e *D. fumipennis* (Duda), registradas nesse bioma na década de 1950, não foram reconhecidas em coletas mais recentes. *D. bocainensis* (Pavan & Cunha), distribuída em diversos pontos da América do Sul, tem sido coletada em cerrados *sensu stricto* e matas de galeria. Por fim, *D. bocainoides* (Carson) e *D. parabocainensis* (Carson) foram encontradas apenas na Serrado Cipó.

D. nebulosa (Sturtevant) é a única espécie deste grupo que é mais abundante em formações abertas, tais como o cerrado e a caatinga, do que em florestas. Distribuída amplamente na Região Neotropical, tem sido capturada com freqüência desde a década de 1950

(Dobzhansky & Pavan, 1950; Pavan, 1959; Mourão, 1966; Sene *et al.*, 1980; Val & Kaneshiro, 1988; Tidon-Sklorz & Sene, 1992). Ocorre em ambientes naturais e urbanos, sendo mais abundante nos cerrados *sensu stricto*.

Subgênero *Dorsilopha*

O subgênero *Dorsilopha* tem origem na Região Oriental, e é constituído por três espécies, das quais apenas uma, *D. busckii* (Coquillett), se tornou cosmopolita (Toda, 1986). Essa espécie introduzida no Brasil é freqüentemente associada a ambientes modificados pelo homem, mas pode ser também encontrada em ambientes naturais, principalmente formações vegetais abertas. Registrada no Cerrado desde 1950, *D. busckii* tem sido encontrada em diversos tipos de ambientes naturais e urbanos, mas principalmente em cerrados *sensu stricto*.

Gênero *Zaprionus*

O gênero *Zaprionus* inclui mais de 50 espécies descritas, distribuídas pelo mundo todo, mas muito abundantes na África (Tsacas *et al.*, 1981; Chassagnard & Tsacas, 1993). *Z. indianus* (Gupta) é uma espécie generalista que se adapta facilmente a diversos tipos de ambientes (Parkash & Yadav, 1993), registrada no Brasil pela primeira vez por Vilela, em 1999. Desde então tem se disseminado rapidamente, de maneira que já se encontra distribuída por todo o território nacional. Como é uma espécie que ataca plantações de figo tem sido monitorada por diversos pesquisadores (Stein *et al.*, 1999). *Z. indianus* tem sido muito abundante na região de Brasília, principalmente em cerrados *sensu stricto* e durante estação chuvosa (Tidon *et al.*, 2003).

Gênero *Scaptodrosophila*

Este gênero possui mais de 170 espécies distribuídas em diversas Regiões Biogeográficas. Duas delas ocorrem no Brasil, sendo que *S. latifasciaeformis* (Duda) é a única presente em diversos tipos de ambientes (Sene *et al.*, 1980). Introduzida e cosmopolita, freqüentemente está associada ao homem (Val & Kaneshiro, 1988). No Cerrado, essa espécie foi mais comum em cerrados *sensu stricto* do que em matas de galeria.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As 77 espécies de drosofilídeos registradas no Cerrado certamente representam uma subestimativa da diversidade desses insetos no bioma, onde inventários regulares passaram a ser efetuados somente a partir de 1997, e concentram-se nas imediações do Distrito Federal. No Estado de São Paulo, que ocupa uma área cerca de oito vezes menor que o Cerrado, já foram registradas 97 espécies desses insetos (Tidon-Sklorz & Sene, 1999). Considerando que em todas as grandes universidades paulistas há laboratórios que estudam drosófilas, essa discrepância pode ser facilmente explicada pela diferença nos esforços de coleta realizados em ambas as regiões. No período decorrido entre 1997 e 2002 foram registradas nas imediações de Brasília oito novas ocorrências de espécies de Drosophilidae, além de diversas outras pertencentes à família, mas cuja determinação em nível de espécie ainda não foi possível. Expedições que investigarem outras regiões do bioma certamente vão aumentar a lista das espécies conhecidas no Cerrado.

É importante ressaltar que, nas coletas de drosofilídeos, geralmente se utilizam iscas de frutas fermentadas, muitas vezes no interior de armadilhas. Isto faz com que cada coleta seja altamente influenciada pelo tipo e localização de iscas e armadilhas, além

da eventual competição entre elas e os substratos naturais presentes na área de coleta (Pavan, 1959; Sene *et al.*, 1981; Carson & Heed, 1983). Mais raramente, são coletados também substratos naturais de criação das moscas, tais como fungos, flores ou frutos em decomposição (Valente & Araujo, 1991), os quais são mantidos no laboratório até a emergência dos adultos. Esse último procedimento permite a captura de espécies que não são atraídas pelas iscas normalmente utilizadas, e, portanto, deveria ser adotado regularmente nos inventários desses insetos.

Apesar das limitações acima, drosofilídeos são considerados excelentes modelos para estudos ecológicos (Powell, 1997), uma vez que, assim como diversos outros artrópodos, apresentam a maioria das características listadas por Hilty & Merelender (2000) para monitorar mudanças ambientais: são sensíveis a variações no ambiente, numerosos em termos de indivíduos e de espécies, possuem ciclo de vida curto, e são facilmente coletados e manipulados. A intensidade com que esses insetos têm sido utilizados em pesquisas é uma vantagem adicional: só nos últimos dez anos foram publicados mais de 15.000 artigos sobre essas moscas (Web of Science, 2004). Essas características, somadas ao relativamente baixo custo das pesquisas com drosofilídeos, sugerem o uso desses insetos como eventuais indicadores de perturbações ambientais (Parsons, 1991, 1995, Mata & Tidon, 2003).

A Tabela 1 mostra que das 10 espécies introduzidas na Região Neotropical e registradas no bioma, sete foram capturadas por nós na Reserva Ecológica do IBGE e no Parque Nacional de Brasília. Isso sugere que, embora mantidas como reservas ambientais, essas áreas estão sofrendo colonizações de espécies que podem alterar a fauna nativa da região. Essas invasões, possivelmente, ocorrem devido ao aumento desenfreado de urbanização nas áreas adjacentes àquelas que estão sendo preservadas. O exemplo mais recente é a invasão da espécie oportunista *Zaprionus indianus*, introduzida na Região Neotropical, provavelmente em 1999, ano em que comprometeu cerca de 50% da safra de figo do Estado de São Paulo (Stein *et al.*, 1999). Desde então tem se tornado uma das espécies de Drosophilidae mais abundantes em vários pontos do território brasileiro, inclusive no Cerrado. Até o momento, nosso programa regular de coletas mensais já capturou cerca de 20.000 indivíduos pertencentes a essa espécie no IBGE (entre 1999 e 2002), 14.000 no Parque Nacional de Brasília (entre 1999 e 2001) e 10.000 em ambientes urbanos (entre 2000 e 2001). É importante ressaltar que os primeiros registros dessa espécie no Brasil (Vilela, 1999) e no Cerrado (Galinkin & Tidon-Sklorz, 2000) são contemporâneos e muito recentes.

Os dados aqui apresentados sustentam a necessidade de se preservar a heterogeneidade espacial do Cerrado. A Tabela 1 mostra o(s) ambiente(s) de ocorrência de 73 espécies, das quais 20 foram registradas somente em matas de galeria, sete apenas em cerrados *sensu stricto*, e três exclusivamente em afloramentos rochosos. As demais espécies, embora registradas em mais de um ambiente, em geral foram mais abundantes em um deles (dados não apresentados).

Em síntese, este trabalho mostra que a fauna de drosofilídeos do Cerrado ainda é relativamente pouco conhecida e que, devido ao potencial desses insetos para a bioindicação, seu estudo pode eventualmente contribuir para o estabelecimento de políticas que visem à conservação desse bioma.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ab' Saber, A. N. 1977. Os domínios morfoclimáticos da América do Sul. *Geomorfologia*. 52:1-23.

Bachli, G. 1999. *TaxoDros*: The database on taxonomy of Drosophilidae. Consultado on-line em abril de 2003. http://taxodros.unizh.ch/

Burla, H. & C. Pavan. 1953. The 'calloptera' group of species (Drosophilidae, Diptera). *Revta Bras. Biol.* 13:291-314.

Carson, H.L. & W.B. Heed. 1983. Methods of collecting *Drosophila*. *In* Ashburner, M., H.L. Carson & J.N. Thompson (eds.) *The Genetics and Biology of Drosophila*. Vol. 3d. pp. 1-28. Academic Press, London.

Chassagnard, M.T. & L. Tsacas. 1993. Le sous-genre *Zaprionus* S.Str. definition de groupes d'especes et revision du sous-groupe *vittiger* (Diptera: Drosophilidae). *Annls Soc. ent. Fr.* 29:173-194.

Chassagnard, M.T., M. Solignac & L. Tsacas. 1989. New distribution records for *Drosophila malerkotliana* and *latifasciaeformis* in Mexico and Cuba. *Annls Soc. ent. Fr.* 25: 247-248.

Dobzhansky, T. & C. Pavan. 1943. Studies on Brazilian species of *Drosophila*. *Bolm Fac. Filos. Ciênc. S. Paulo.* 36:7-72.

Dobzhansky, T. & C. Pavan. 1950. Local and seasonal variations in relative frequencies of species of *Drosophila* in Brazil. *J. Anim. Ecol.* 19:1-14.

Duda, O. 1925. Die sudamerikanischen Drosophiliden (Dipteren) unter Berucksichtigung auch der anderen neotropischen sowie der nearktischen *Arten. Arch. Naturgesch.* 91:1-228.

Ehrman L. & Powell J.R. 1982. The *Drosophila willistoni* species group. *In* Ashburner, M., H.L. Carson & J.N. Thompson (eds.) *The Genetics and Biology of Drosophila.* Vol. 3b. pp. 193-225. Academic Press, London.

Freire-Maia, N. 1953. Frequencies of the two color forms of the Brazilian *Drosophila montium* in natural populations. *D. I. S.* 27:90-91.

Freire-Maia, N. 1964. Segregational load in *Drosophila kikkawai*. II. Experimental populations. *Genetics* 50:221-229, 1453.

Freire-Maia, N. & C. Pavan. 1949. Introdução ao estudo da Drosófila. *Cultus* 1:1-71.

Frota-Pessoa, O. 1954. Revision of the *tripunctata* group of *Drosophila* with description of fifteen new species (Drosophilidae, Diptera). *Arq. Mus. Parana.* 10:253-304.

Galinkin, J. & R. Tidon-Sklorz. 2000. *Zaprionus*: Registro da invasão africana no Brasil Central. *Resumos do XXIII Congresso Brasileiro de Zoologia*:273-274.

Heed, W.B. & J.S. Russell. 1971. Phylogeny and population structure in island and continental species of the *cardini* group of *Drosophila* studied by inversion analysis. *Univ. Texas Publs.* 6:91-130.

Heed, W.B. & M.R. Wheeler. 1957. Thirteen new species in the genus *Drosophila* from the Neotropical region. *Univ. Texas Publs.* 5721:17-38.

Hilty, J. & A. Merenlender. 2000. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation* 92:185-197.

Lawton, J.H. 2001. All creatures great but mainly small. *Ecological Entomology* 26:225-226.

Lemeunier, F., J. David, L. Tsacas & M. Ashburner. 1986. The *melanogaster* species group. *In* Ashburner, M., H.L. Carson & J.N. Thompson (eds.) *The Genetics and Biology of Drosophila.* Vol. 3e. pp.147-256. Academic Press, London.

Magalhães, L.E. 1962. Notes on the taxonomy, morphology and distribution of the *saltans* group of *Drosophila* with description of four new species. *Univ. Texas Publs.* 2:135-154.

Mata, R.A. & R. Tidon 2003. Pequenos informantes. *Ciência Hoje* 192:64-65.

Mourão, C.A. 1966. *Estudos ecológicos e taxonômicos em populações naturais do gênero Drosophila Fállen (1823) que habitam duas matas no município de Mirassol*, S.P. Tese de Doutorado. UNESP, São José do Rio Preto, São Paulo.

Mourão, C.A., A.J. Gallo & H.E.M.C. Bicudo. 1965. Sobre a sistemática de *Drosophila* no Brasil, com descrição de *Drosophila mendeli* sp.n. e relação de espécies brasileiras do gênero *Drosophila*. *Ciênc. e Cult*. 17:577-585.

Oliveira, C.F.B. & F.M. Sene. 1993. Registro da ocorrência de *Drosophila mercatorum pararepleta* em ambientes urbanos. *Revta Bras. Genet.* 16 (Supp):310.

Parkash, R. & J.P. Yadav. 1993. Geographical Clinal Variation at 7 Esterase-Coding Loci in Indian Populations of *Zaprionus indianus*. *Hereditas* 119:161-170.

Parsons, P.A. 1991. Biodiversity Conservation under Global Climatic-Change - the Insect *Drosophila* as a Biological Indicator. *Global Ecology and Biogeography Letters* 1:77-83.

Parsons, P.A. 1995. Evolutionary Response to Drought Stress - Conservation Implications. *Biological Conservation* 74:21-27.

Patterson, J.T. & W.S. Stone 1952. *Evolution in the genus Drosophila.* The Macmillan Company, New York.

Pavan, C. 1950. Espécies brasileiras de *Drosophila*. II. *Bolm Fac. Filos. Ciênc. S. Paulo* 111: 3-36.

Pavan, C. 1959. Relações entre populações naturais de *Drosophila* e o meio ambiente. *Bolm Fac. Filos. Ciênc. S. Paulo.* 221:1-81.

Pavan, C. & M.E. Breuer. 1954. Two new species of *Drosophila* of the *dreyfusi* group (Diptera). *Revta bras. Biol*. 14:459-463.

Pavan, C. & A.B. da Cunha. 1947. Espécies brasileiras de *Drosophila*. *Bolm Fac. Filos. Ciênc. S. Paulo.* 86:20-64.

Pereira, M.A.Q.R., C.R. Vilela & F.M. Sene. 1983. Notes on breeding and feeding sites of some species of the *repleta* group of the genus *Drosophila* (Diptera, Drosophilidae). *Ciênc. e Cult*. 35:1313-1319.

Perondini, A.L.P., F. M. Sene & L. Mori. 1979. The pattern and polymorphism of some *Drosophila simulans* esterases in Brazil. *Egypt. J. Genet. Cytol*. 8:263-268.

Pipkin, S.B. & W.B. Heed. 1964. Nine new members of the *Drosophila tripunctata* species group (Diptera: Drosophilidae). *Pacif. Ins.* 6:256-273.

Powell, J.R. 1997. *Progress and prospects in Evolutionary Biology*: The *Drosophila* Model. Oxford University Press, Inc., New York.

Rafael, V. & G. Arcos. 1989. Subgrupo *inca*, un nuevo subgrupo del grupo *repleta*, con descripcion de *Drosophila huancavilcae* n. sp. (Diptera, Drosophilidae). *Evol. Biol.* 3:233-243.

Sene, F. M. & T.H.F. Santos. 1988. Chromosomal variability in *Drosophila paranaensis* from Brazil, South America. *Evol. Biol*. 2:261-271.

Sene, F.M., M.A.Q. R. Pereira & C.R. Vilela. 1988. Contrasting patterns of differentiation inferred from traditional genetic markers in the process of speciation. *Pacif. Sci*. 42:81-88.

Sene, F.M., M.A.Q. R. Pereira, C.R. Vilela & N.M.V. Bizzo. 1981. Influence of different ways to set baits for collection of *Drosophila* flies in three natural environments. *D. I. S.* 56:118-121.

Sene, F.M., F.C. Val, C.R. Vilela & M.A.Q. R. Pereira. 1980. Preliminary data on the geographical distribution of *Drosophila* species within morpho-climatic domains of Brazil. *Pap. Avul. Zool*. 33:315-326.

Stein, C., E.P. Teixeira & J.P.S. Novo 1999. *Mosca do figo - Zaprionus indianus*. Consultado on-line em abril de 2003. http://www.iac.br/~cenfit/artigos/zaprionus.

Tidon-Sklorz, R. & F.M. Sene. 1992. Vertical and temporal distribution of *Drosophila* (Diptera, Drosophilidae) species in a wooded area in the state of São Paulo, Brazil. *Revta. Bras. Biol.* 52:311-317.

Tidon-Sklorz, R. & F.M. Sene. 1995a. Fauna of *Drosophila* (Diptera, Drosophilidae), in the Northern area of the 'Cadeia do Espinhaço', States of Minas Gerais and Bahia, Brazil: Biogeographical and ecological aspects. *Iheringia* 78:85-94.

Tidon-Sklorz, R. & F.M. Sene. 1995b. Evolution of the *buzzatii* cluster (*Drosophila repleta* species group) in middle South America. *Evol. Biol*. 9:71-85.

Tidon-Sklorz, R. & F.M. Sene. 1995c. *Drosophila seriema* n. sp.: new member of the *Drosophila serido* (Diptera: Drosophilidae) superspecies taxon. *Ann. ent. Soc. Am.* 88:139-142.

Tidon-Sklorz, R. & F.M. Sene. 1999. Diptera: *Drosophila*. *In* Brandão, C. R. F. & E. M. Cancello (eds) *Biodiversidade do Estado de São Paulo*: síntese do conhecimento ao final do séc. XX. Vol. 5, pp. 245-261. FAPESP, São Paulo.

Tidon-Sklorz, R. & F.M. Sene. 2001. Two new species of the *Drosophila serido* sibling set (Diptera, Drosophilidae). *Iheringia* 90:141-146.

Tidon-Sklorz, R., C.R. Vilela, F.M. Sene & M.A.Q.R. Pereira. 1994. The genus *Drosophila* (Diptera, Drosophilidae) in the Serra Do Cipó, State of Minas Gerais, Brazil. *Revta bras. Ent.* 38:627-637.

Tidon, R., D.F. Leite & B.F.D. Leão. 2003. Impact of the colonisation of *Zaprionus* (Diptera, Drosophilidae) in different ecosystems of the Neotropical Region: 2 years after the invasion. *Biological Conservation* 112:299-305.

Toda, M.J. 1986. Drosophilidae (Diptera) in Burma. The subgenus *Dorsilopha* Sturtevant of the genus *Drosophila* with descriptions of two new species. *Kontyû* 54:282-290.

Toda, M.J. 1991. Drosophilidae (Diptera) in Myanmar (Burma) 7. The *Drosophila melanogaster* Species-Group, Excepting the *D. montium* Species-Subgroup. *Oriental Insects* 25:69-94.

Tosi, D. & M. Pereira. 1993. Karyotypes and Phylogenetic-Relationships in *Drosophila* Species of the *Annulimana* Group (Diptera, Drosophilidae). *Revta Bras. Genet*. 16:321-333.

Tsacas, L., D. Lachaise & J.R. David. 1981. Composition and biogeography of the Afrotropical drosophilid fauna. *In* Ashburner, M., H.L. Carson & J.N. Thompson (eds.) *The Genetics and Biology of Drosophila*. Vol. 3a. p. 197-259. Academic Press, London.

Val, F.C. 1982. The male genitalia of some Neotropical *Drosophila*: Notes and illustrations. *Pap. Avul. Zool.* 34:309-347.

Val, F.C. & K.Y. Kaneshiro. 1988. Drosophilidae (Diptera) from the Estação Biológica de Boracéia, on the coastal range of the State of São Paulo, Brazil: geographical distribution. *In* Vanzolini, P.E. & W.R. Heyer (eds.) *Proceedings of a Workshop on Neotropical Distribution* p. 189-203. Rio de Janeiro.

Val, F.C. & M.D. Marques. 1996. Drosophilidae (Diptera) from the Pantanal of Mato Grosso (Brazil) with the description of a new species belonging to the *bromeliae* group of the genus *Drosophila*. *Pap. Avul. Zool*. 39:223-230.

Val, F.C. & F.M. Sene. 1980. A newly introduced *Drosophila* species in Brazil (Diptera, Drosophilidae). *Pap. Avul. Zool.* 33:293-298.

Val, F.C., C.R. Vilela & M.D. Marques. 1981. Drosophilidae of the Neotropical region. *In* Ashburner, M., H.L. Carson & J.N. Thompson (eds.) *The Genetics and Biology of Drosophila.* Vol. 3a. pp. 123-168. Academic Press, London.

Valente, V.L.S. & A.M. Araujo 1991. Ecological aspects of *Drosophila* species in two contrasting environments in southern Brazil (Diptera, Drosophilidae). *Revta Bras. Ent.* 35:237-253.

Vilela, C.R. 1983. A revision of the *Drosophila repleta* species group. (Diptera, Drosophilidae). *Revta Bras. Ent*. 27:1-114.

Vilela, C.R. 1992. On the *Drosophila tripunctata* species group (Diptera, Drosophilidae). *Revta Bras. Ent*. 36:197-221.

Vilela, C.R. 1999. Is *Zaprionus indianus* Gupta, 1970 (Diptera, Drosophilidae) currently colonizing the Neotropical region? *D. I. S*. 82:37-39.

Vilela, C.R. & G. Bachli. 1990. Taxonomic studies on Neotropical species of seven genera of Drosophilidae (Diptera). *Mitt. schweiz. ent. Ges*. 63:1-332.

Vilela, C.R. & G. Bachli. 2000. Five new species of Neotropical *Drosophila* (Diptera, Drosophilidae). *Mitt. schweiz. ent. Ges*. 73:49-65.

Vilela C.R. & Mori L. 1999. The genus Drosophila (Diptera, Drosophilidae) in the Serra do Cipó: further notes. *Revta Bras. Ent.* 43:319-328.

Vilela, C.R. & M.A.Q. R. Pereira. 1982. A new species of the *annulimana* group of the genus *Drosophila* (Diptera, Drosophilidae). *Revta Bras. Ent*. 26:237-240.

Vilela, C.R., M.A.Q. R. Pereira & F.M. Sene. 1983. Preliminary data on geographical distribution of *Drosophila* species within morpho-climatic domains in Brazil. II. The *repleta* group. *Ciênc. e Cult*. 35:66-70.

Vilela, C.R., A.F.G. Silva & F.M. Sene. 2002. Preliminary data on the geographical distribution of *Drosophila* species within morphoclimatic domains of Brazil. III. The *cardini* group. *Revta Bras. Ent*. 46:139-148.

Web_of_Science 2004. ISI Web of Knowledgement. The Thomson Corporation. Consultado em novembro de 2004.

Wheeler, M.R. 1981. The Drosophilidae: A taxonomic overview. *In* Ashburner, M., H.L. Carson & J.N. Thompson (eds.) *The Genetics and Biology of Drosophila*. Vol. 3a. p. 1-97. Academic Press, London.

Wheeler, M.R. 1986. Additions to the catalog of the world's Drosophilidae. *In* Ashburner, M., H.L. Carson & J.N. Thompson (eds.) *The Genetics and Biology of Drosophila*. Vol. 3e. p. 395-409. Academic Press, London.

Capítulo 21

A complexidade estrutural de bromélias e a diversidade de artrópodes, em ambientes de campo rupestre e mata de galeria no Cerrado do Brasil Central

FOTO: ROSANA TIDON

Ludmilla M. de S. Aguiar
Embrapa Cerrados
Planaltina, DF.
Ricardo B. Machado
Conservação Internacional do Brasil-CI
Brasília, DF
Reuber A. Brandão
Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA
Brasília, DF
Cristiane G. Batista
Departamento de Ecologia
Universidade de Brasília
Brasília, DF
Jean François Timmers
Departamento de Zoologia
Universidade de Brasília
Brasília, DF

INTRODUÇÃO

A família Bromeliaceae, endêmica à região Neotropical, é caracterizada por plantas terrestres, saxícolas ou epífitas, de pequeno porte, que possuem folhas simples dispostas em forma de roseta, e em sua base central, formam um copo, onde ocorre acúmulo de água e detritos orgânicos (Leme, 1984). A água da chuva acumulada na planta pode ser considerada um ambiente limnológico isolado, um *microhabitat* para muitas micro e macroespécies de animais e plantas (Picado, 1913), que vivem ali em simbiose. Essa comunidade associada supre as bromélias com nutrientes em troca de *habitat* (Por, 1992). Bromélias, portanto, são estruturas biológicas complexas (Beutelspacher, 1971) e não apenas fitotelmatas (Richardson, 1999). Fitotelmatas são plantas não-aquáticas que armazenam água em suas folhas modificadas ou outras estruturas morfológicas, como flores e frutos abertos, ou mesmo uma depressão, que provoque acúmulo de água. Monteiro *et al.* (2001) questionam a caracterização de bromélias apenas como fitotelmatas, pois elas são verdadeiras 'ilhas' biológicas, nas quais a riqueza de fauna está associada ao tamanho das plantas.

Vários estudos têm sido realizados com bromélias, focando a saúde das populações humanas, pois os copos de água formados na planta são *habitats* perfeitos para a ovoposição e o desenvolvimento de larvas (Barrera & Medialdea, 1996), principalmente dos gêneros de mosquitos *Aedes* (Marques *et al.*, 2001), *Anopheles* (Chadee, 1999) e *Culex* (Hogue, 1975). Estudos ecológicos abordam a relação de espécies, populações e comunidades associadas a essas plantas. A importância das bromélias como *microhabitats* para artrópodes e anfíbios é bem documentada para as florestas úmidas tropicais, onde são utilizadas por várias espécies como locais de nidificação, fonte de alimentação e refúgio contra predadores (Monteiro *et al.*, 2001; Teixeira *et al.*, 2002).

O Cerrado (*sensu lato*) é formado por um mosaico vegetacional onde existem desde formações do tipo arbóreo denso até gramíneo-lenhoso, criando assim

situações e contextos ecológicos extremamente diferenciados (Eiten, 1972). Para o bioma Cerrado, essa relação fauna-bromélias ainda não é bem documentada. Em ecossistemas alagados ou arenosos, a presença de bromélias pode compensar a falta de lugares apropriados para a pedofauna e criptofauna, oferecendo condições subótimas comparáveis às suas exigências ecológicas. A peculiaridade das bromélias em guardar umidade na base das folhas e, dependendo das espécies e do tamanho, formar um reservatório de água no centro da roseta, condiciona este papel. Seria esperado, então, que o tamanho e a complexidade estrutural da planta determinem o seu potencial de oferecer uma diversidade de recursos, alimentos e *microhabitat*, podendo assim hospedar uma quantidade e variedade maior de organismos. Fatores do próprio ecossistema, como disponibilidade de *habitat*, estrutura da comunidade, grau de predação e de competição intra e interespecífica por recursos e *habitat*, determinam também o tipo e a intensidade de ocupação das bromélias por artrópodes e outros animais (Monteiro *et al.*, 2001).

Nesse contexto, os objetivos deste trabalho são: 1) determinar a relação entre riqueza e abundância de espécies de artrópodes e a arquitetura de bromélias; 2) comparar dois ambientes: campo rupestre de altitude e mata de galeria, localizados no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, no Cerrado do Brasil Central.

MATERIAIS E MÉTODOS

O Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros está localizado no Planalto Central brasileiro entre as coordenadas 13º50'e 14º12' S e 47º25' e 47º53' W (Figura 1). A altimetria da região varia entre 400 e 1.676m. O clima predominante é tropical-quente-sub-úmido (Köppen), caracterizado por duas estações bem definidas, com um verão chuvoso entre os meses de outubro e abril, e um inverno seco entre maio e setembro. A pluviosidade média anual situa-se entre 1.500 e 1.750 mm, sendo que 50% da precipitação anual ocorre de novembro a janeiro. As temperaturas médias anuais oscilam entre 24 e 26ºC (MMA, 1995). A vegetação do parque é constituída por um mosaico de formações, com campos rupestres localizados nas serras e afloramentos rochosos; áreas de cerrado, nas encostas de menor declividade; veredas, campos úmidos e matas ciliares nos fundos dos vales. As áreas de amostragem foram estabelecidas em duas dessas formações: 1) campo rupestre, com estrato arbóreo médio de 2-3m e uma cobertura arbórea de 1-10% (Ribeiro & Walter, 1998). Ocorre em altitude acima de 900m, com ventos constantes e grande amplitude térmica diária, em solo profundo e rapidamente drenado. São características deste ambiente, as espécies das famílias Cactaceae, Araceae, Bromeliaceae e Orchidaceae (WWF 1995, Felfili *et al.* , 1995); 2) mata de galeria alagada, que ocorre ao longo das linhas de drenagem, ou seja, beira de rios e córregos. É uma mata sempre verde, com altura média do estrato arbóreo entre 20-30m e cobertura arbórea de 80-100% (Ribeiro & Walter, 1998).

Durante o mês de dezembro de 1996 (período de chuva), durante quatro dias, foram estabelecidos em cada um dos ambientes trabalhados um quadrado de 30x30m onde todas as bromélias presentes foram investigadas. Para cada bromélia detectada nos quadrados, foram anotadas as seguintes medidas:

altura em relação ao solo, diâmetro máximo, diâmetro do copo da bromélia (centro da roseta) e número de folhas. Além disso, foi medida a distância entre uma bromélia e outra e sua vizinha mais próxima. Foram coletados exemplares das bromélias presentes nos quadrados para identificação. O material coletado foi comparado com exsicatas do herbário do Departamento de Botânica da Universidade de Brasília (UnB). Os artrópodes presentes nas bromélias (copo e axilas) foram coletados com pinças e armazenados em álcool 70% para posterior identificação. As espécies foram identificadas em nível de ordem ou família, sendo separadas em morfoespécies. As identificações e a nomenclatura estão de acordo com Borror & Delong (1988).

Para as análises de preferência de ocorrência em uma ou outra área foi utilizado o teste Chi-quadrado (χ^2). A relação entre diversidade de artrópodes e morfologia das bromélias foi analisada por regressão múltipla, sendo que os dados foram transformados para uma escala logarítmica (base 10) para um melhor ajuste, conforme Zar (1984). O efeito do ambiente (campo ou mata) sobre a morfologia das bromélias foi testado por análise de variância (Manova) com o teste de Tukey HSD para

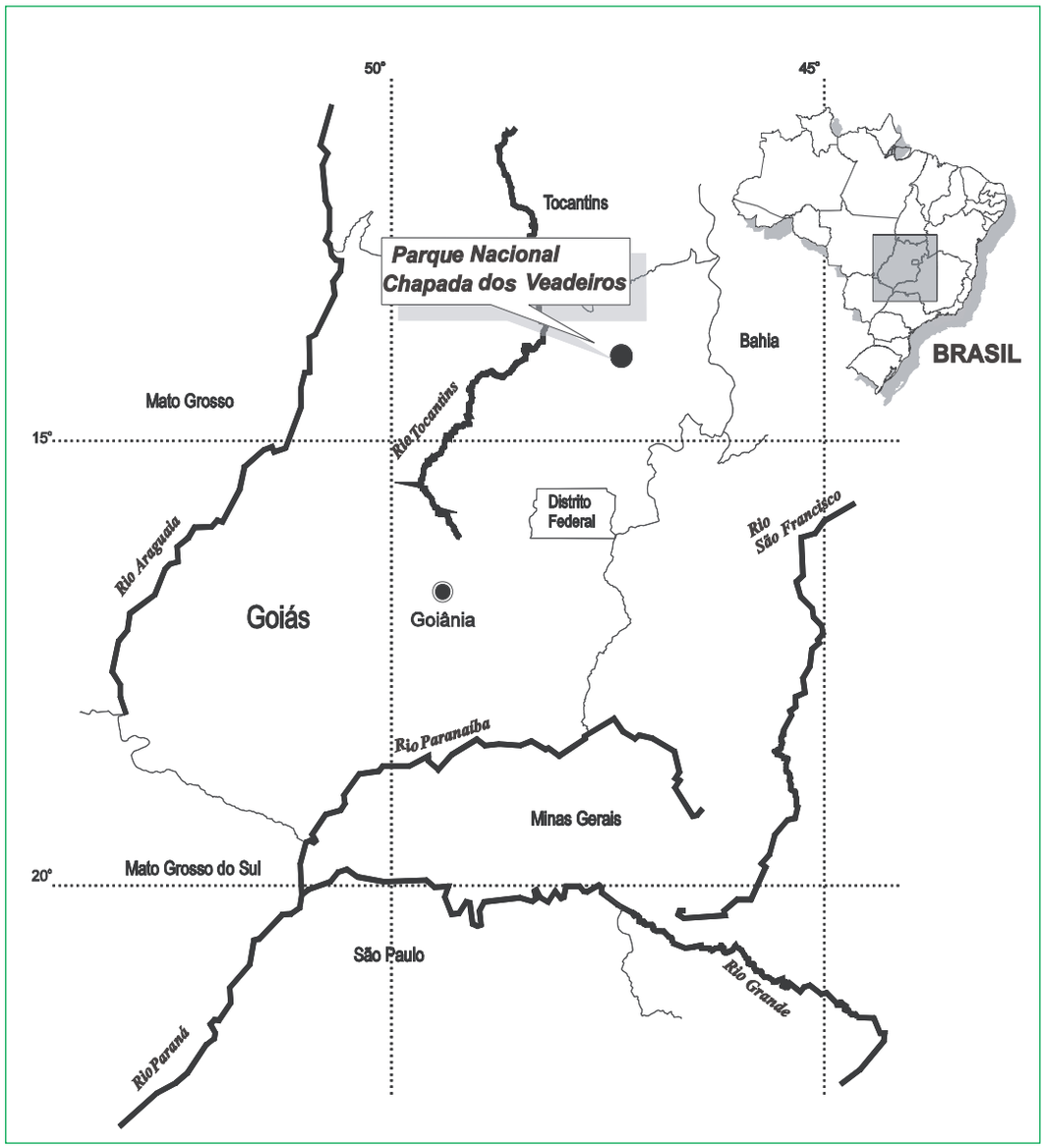


Figura 1
Localização da área de estudo (Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros) no estado de Goiás, Brasil.

amostras desiguais. Foi feita uma análise discriminante canônica para verificar se as espécies de bromélias podiam ser discriminadas em função de sua morfologia. A riqueza de espécies, encontrada nas áreas de mata e campo, foi comparada usando-se o índice de similaridade de Sorensen (Magurran, 1988). Como estavam se comparando bromélias de diferentes áreas, verificou-se, também, se o padrão de distribuição espacial dos indivíduos de bromélias era o mesmo. Para tanto foi utilizado o índice de distribuição espacial (C) dado por

Tabela 1. Relação das morfoespécies de artrópodes com número de indivíduos encontrados nas bromélias de campo rupestre e mata de galeria do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (GO).

Táxon	Campo	Mata
INSECTA		
Orthoptera		
Gryllidae sp. 1	1	
Tridactylidae sp. 1	1	
Gen. sp. 1	2	
Gen. sp. 2	2	
Phasmida		
Phasmidae sp.		1
Blattaria		
Blattidae sp. 1	4	1
Blattidae sp. 2	5	2
Blattidae sp. 3	1	4
Blattidae sp. 4		1
Blattidae sp. 5		1
Blattidae sp. 6		1
Isoptera		
Termitidae sp. 1	3	4
Hemiptera		
Reduviidae sp. 1	1	
Gen. sp. 1		1
Coleoptera		
Carabidae sp. 1	5	1
Carabidae sp. 2	1	
Carabidae sp. 3		2
Curculionidae sp. 1	2	
Curculionidae sp. 2	1	1
Gen. sp. 1	3	
Gen. sp. 2	1	
Gen. sp. 3		1
Gen. sp. 4		1
Diptera		
Larva 1	1	
Hymenoptera		
Formicidae sp. 1	6	
Formicidae sp 2	11	7
Formicidae sp. 3	3	1
Formicidae sp. 4		39
Formicidae sp. 5		23
Vespidae sp. 1		1
Apoidea sp. 2	2	
Gen. sp. 2	1	
Pseudoscorpiones	1	6
Aranea		
Gen. sp. 1	2	1
Gen. sp. 2	3	4
Gen. sp. 3	2	10
Gen. sp. 4		5
MYRIAPODA		
	2	
Total	67	119

Observação: relacionados apenas os indivíduos adultos das morfoespécies encontradas nas bromélias

Ludwig & Reynolds (1988). O nível de significância considerado para as análises foi de $p \geq 0,05$.

RESULTADOS

Foram identificadas 38 espécies de artrópodes em 81 bromélias avaliadas. A maior parte da riqueza corresponde à classe Insecta (32 espécies), seguida da classe Arachnida (cinco espécies) e Miryapoda, com apenas uma espécie. A ordem com maior número de espécies foi a Orthoptera com 11 espécies, seguida de Coleoptera (nove espécies) e Himenoptera (oito espécies). A área de campo rupestre, onde foram investigadas 51 bromélias, apresentou uma riqueza de 26 espécies enquanto que a área de mata de galeria, que teve 30 bromélias investigadas, apresentou 24 espécies (Figuras 2 e 3, Tabela 1). Na área de campo rupestre a presença de artrópodes foi detectada em 49% das bromélias e na mata esse índice foi de 80%. A sobreposição de espécies entre as duas áreas foi de 48%, segundo o índice de similaridade de Sorensen.

A área de mata apresentou um maior número de artrópodes (119) em relação à área de campo rupestre (67 indivíduos). Apenas um grupo de espécies, da família Formicidae, ocorreu preferencialmente na área de mata ($\chi^2 = 7,28$; $p < 0,05$). As formigas predominaram tanto na área de mata, quanto na área de campo, totalizando 58% e 29,8% dos indivíduos coletados, respectivamente.

Foram encontradas cinco espécies de bromélias, identificadas ao nível de gênero. No quadrado da área de campo rupestre estavam presentes *Dychia* sp. e *Bromelia* sp., e na área de mata de galeria *Bilbergia* sp., *Aechmea* sp. e *Vriesea* sp. Como *Bilbergia* sp. apresentou poucos indivíduos, ela não foi considerada nas análises. A despeito das características taxonômicas, as bromélias estudadas foram classificadas em função de suas arquiteturas (número de folhas, altura da bromélia, diâmetro do copo).

Os resultados da análise de variância, para testar o efeito da área (campo ou mata) sobre as bromélias, indicam que as de mata são diferentes

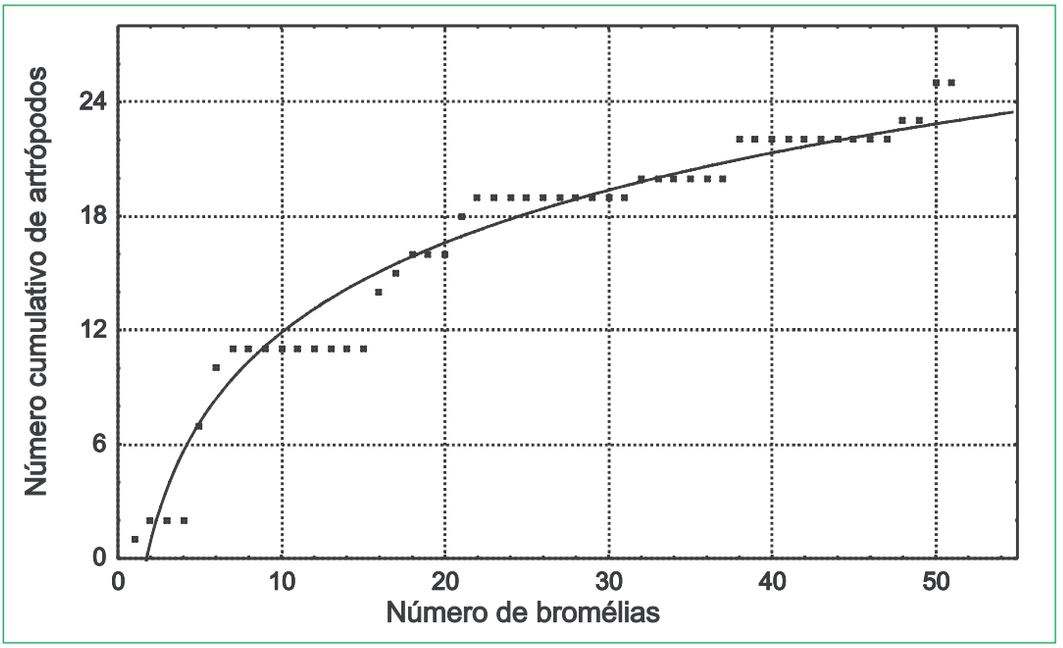


Figura 2
Número cumulativo de espécies de artrópodes em função do número de bromélias examinadas na área de campo rupestre do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (GO).

das da área de campo ($F_{4,74}$ = 0,291; $p < 0,05$) devido ao diâmetro do copo e ao número de folhas. A análise discriminante (Figura 4 e Quadro 1) corroborou esse resultado, com a separação das bromélias, sendo duas por cada área, em função das variáveis morfométricas escolhidas.

Não foi encontrada uma correlação significativa entre a arquitetura (morfologia) das bromélias e a riqueza de espécies de artrópodes da área de campo rupestre (R_2 = 0,296; $F_{4,20}$ = 2,109; $p < 0,05$), da mata de galeria (R_2 = 0,267; $F_{4,19}$ = 1,732; $p < 0,05$) ou de ambas (R_2 = 0,169; $F_{4,44}$ = 2,247; $p < 0,05$).

A análise de regressão entre a abundância de indivíduos e as variáveis morfométricas, em escala logarítmica, mostra que há um maior número de indivíduos em bromélias que possuem maiores diâmetros de copo (R_2 = 0,100; $F_{1,47}$ = 4,476; $p < 0,05$) (Figura 5). Para abundância de indivíduos e as outras variáveis morfométricas, altura, diâmetro e número de folhas, e entre o número de espécies e o conjunto de variáveis morfométricas das bromélias não há diferenças significativas (R_2 = 0,131; $F_{4,44}$ = 1,666; $p > 0,05$).

As análises de regressão entre a abundância de Formicidae e o diâmetro da bromélia e do copo mostram uma relação significativa (R_2 = 0,692; $F_{1,16}$ = 36,096; $p > 0,05$; R_2 = 0,332; $F_{1,16}$ = 7,973; $p > 0,05$, respectivamente), evidenciando que há mais formigas em bromélias de maior porte.

Foi determinado que o arranjo espacial das bromélias na área de amostragem de campo rupestre é do tipo agrupado enquanto na mata de galeria esse padrão tendeu para homogêneo. As bromélias na área de campo estão, em média, localizadas a 49,9cm umas das outras (N = 51, DP = 30,8) e na área de mata estão a 53,2cm (N = 30; DP = 66,6).

DISCUSSÃO E CONSIDERAÇÕES FINAIS

O processo de dispersão apresenta algumas diferenças entre animais e vegetais. Nesses últimos, há uma

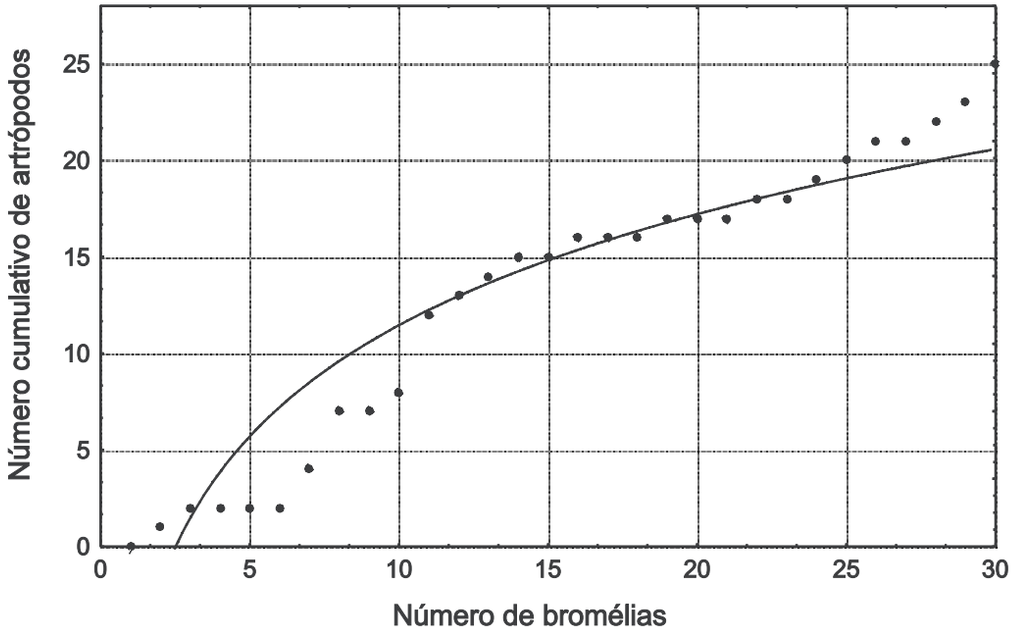


Figura 3
Número cumulativo de espécies de artrópodos em função do número de bromélias examinadas na área de mata de galeria do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (GO).

movimentação passiva, que depende de fatores alheios ao controle da planta, como a existência de animais dispersores, correntes de ar, água etc. Nos animais, o acaso tem uma menor influência. A maioria dos animais, exceto os sésseis, é capaz de se locomover em busca de outros ambientes, explorando as possibilidades de colonização de novas áreas. Vários fatores estão envolvidos nesse processo, mas os principais são a capacidade específica de locomoção, a amplitude de ambientes que satisfazem as necessidades de estabelecimento e as relações de competição e predação intra e interespecíficas.

Para que o processo de colonização seja bem sucedido, é necessário que o ambiente explorado ofereça condições propícias ao estabelecimento das espécies. As bromélias representam, para alguns animais, locais onde é possível a obtenção de alimentos, nidificação ou mesmo proteção temporária contra predadores.

Mestre *et al.* (2001) coletaram 1.639 macroinvertebrados em 36 bromélias durante estudo de um ano na mata

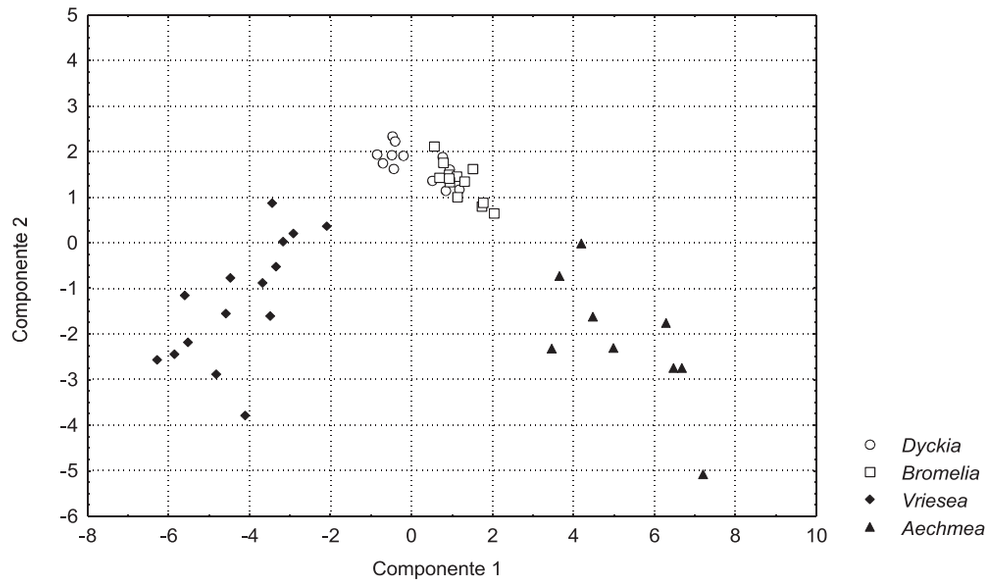


Figura 4
Análise discriminante canônica realizada com as medidas morfométricas de quatro espécies de bromélias nas áreas de campo rupestre e mata de galeria do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (GO).

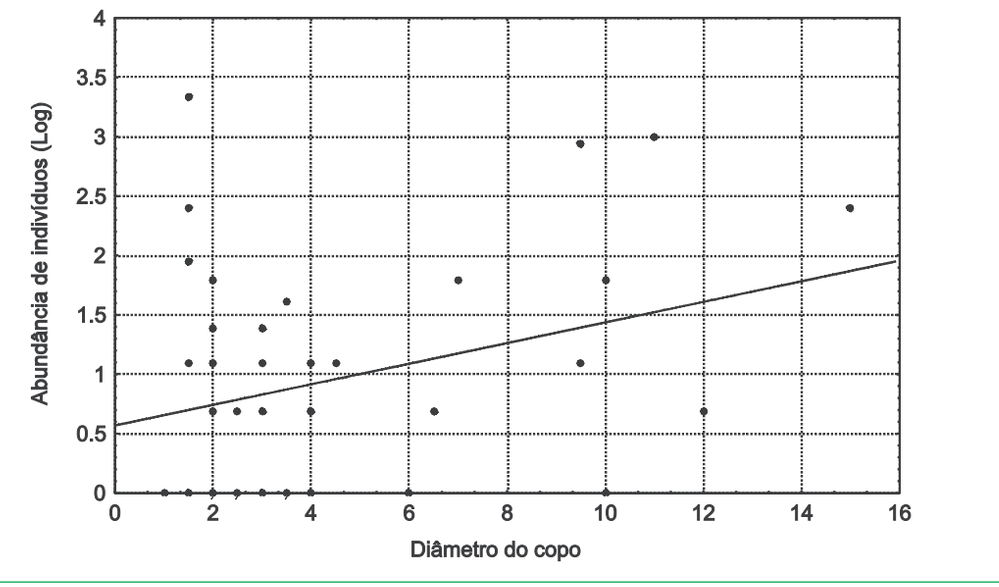


Figura 5
Relação entre a abundância de indivíduos (Log) e o diâmetro do copo das bromélias nas áreas de amostragem do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (GO). Observação: $R^2 = 0,100$; $F_{1,47} = 4,476$; $p < 0,05$.

Atlântica. Grande parte desses macroinvertebrados consistia em formas imaturas e foram mais abundantes os Coleoptera Scirtidae, Diptera e Hymenoptera. Nesse estudo, encontramos grande número de Orthoptera, Coleoptera e Hymenoptera, sendo Orthoptera o mais abundante, seguido por Coleoptera. Orthoptera nunca havia sido mencionado, em outros estudos, como fauna dominante em bromélias. O segundo táxon mais abundante, Coleoptera, já tem sua ocorrência em bromélias bem conhecida. Um dos motivos dessa ocorrência é a dieta desse grupo que consiste em algas e fungos aquáticos, encontrados na água retida nos copos das bromélias (Mestre *et al.*, 2001).

Diptera são os artrópodes mais estudados em associação com bromélias, focando principalmente ecologia de população (Frank, 1990) e comunidade (Salamandra, 1977; Privat, 1979; Ochoa, 1993). Mestre *et al.* (2001) encontraram a prevalência desse táxon nas bromélias terrestres, embora não existam dados que detectem essa preferência entre bromélias epífitas e terrestres.

Entre os Hymenoptera, como observado por Privat (1979), a predominância é da família Formicidae. No entanto, Oliveira *et al.* (1994) discordam dessa afirmação e não consideram formigas como características da fauna de bromélias. Eles deduziram que a alta freqüência desses animais em bromélias, geralmente, é devida ao comportamento alimentar de formigas de colônias vizinhas. Em nosso estudo na mata de galeria há significante presença de formigas em bromélias, além de uma preferência pela área de mata de galeria. Mestre *et al.* (2001) observaram que a freqüência desse táxon pode variar ao longo do ano e a presença de pupa sugere que as formigas não estão utilizando as bromélias apenas devido ao comportamento alimentar. Nesse estudo, encontramos que a presença de formigas está positivamente associada à arquitetura das bromélias. Uma explicação para a presença das formigas na mata de galeria pode estar relacionada às condições do solo. Como esse ambiente é constantemente inundado, e o nível de água aumenta durante o período de chuvas, há uma restrição para o estabelecimento de colônias sob o solo. Provavelmente o mesmo pode ocorrer com térmitas que nidificam no solo. A opção mais viável é a ocupação das bromélias.

Algumas hipóteses poderiam explicar a maior utilização das bromélias por artrópodes na área de mata de galeria: o espaçamento das bromélias, a arquitetura ou a existência de locais alternativos na área do cerrado para o abrigo dos artrópodes. Uma vez que o padrão de distribuição das bromélias na área de campo foi agrupado e a distância média entre as bromélias foi pequena, a distribuição espacial das bromélias não explicaria a falta de artrópodes. Caso tal variável fosse importante, seria de se esperar que na mata, onde o padrão de distribuição não é agrupado e as mesmas localizam-se suspensas em árvores (não foi verificada a presença de bromélias terrestres na área estudada), a presença de artrópodes fosse menor. Outra hipótese, a da arquitetura das bromélias, poderia explicar a variação na colonização. As maiores bromélias deste estudo (*Bilbergia* sp. e *Aechmea* sp.) foram encontradas na área de mata e essas se distinguem das do campo rupestre (*Bromelia* sp. e *Dychia* sp.). As bromélias do campo rupestre apresentam uma arquitetura mais semelhante entre si, possuem menor porte do que as de

mata e quase não concentram água entre suas folhas. A existência de locais alternativos como locas entre pedras, para o abrigo dos artrópodes seria a hipótese mais razoável para explicar a ausência desse tipo de fauna nas bromélias do campo rupestre.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Prof. Alexandre B. Araújo, pelo incentivo ao desenvolvimento desse estudo. Também à administração do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros que deu permissão para o trabalho na área. Obrigada também a Naíldes P. da Silva que ajudou nas coletas, e a J. A. de Carvalho e Dr. J. Ratter pela assistência. Agradecemos ao CNPq e CAPES pelo apoio financeiro durante nosso curso de doutorado. E finalmente agradecemos aos dois revisores desse trabalho que forneceram valiosas contribuições.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Barrera, R. R. & V. Medialdea. 1996. Development time and resistance to starvation of mosquito larvae. *Journal of Natural History* 30**:** 447-458.

Beutelspacher, B. C. R. 1971, Una bromeliácea como ecosistema. *Biología* 2: 82-87.

Borror, D. J. & D. M. Delong. 1988. *Introdução ao estudo dos insetos.* Editora Edgard Blücher Ltda, São Paulo.

Chadee, D. D. 1999. Laboratory studies of diel oviposition, fecundity, survival, and gonotrophic cycles of *Anopheles bellator* Dyar and Knab in Trinidad, West Indies. *Journal of Vector Ecology* 24: 83-90.

Eiten, G. 1972. The Cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review* 38(2): 201-341.

Felfili, J. M., A. V. Rezende, M. C. Silva Jr, P. E. N. Silva & B. M. T. Walter. 1995. Fitossociologia da vegetação do Cerrado. In J. M. Felfili, A. V. Rezende, M.C. Silva Jr, T. S. Filgueiras, M. Haridassan, P. E. N. Silva & R. Mendonça (eds.), *Projeto biogeografia do bioma Cerrado:* Vegetação. Chapada dos Veadeiros. Relatório técnico não-publicado apresentado ao FNMA, Brasília, DF.

Frank, J. H. 1990. Bromeliads and mosquitoes. Florida Department of Agriculture and Consumer Services, Division of Plant Industry. *Entomology Circular* 331: 1-2.

Hogue, C. L. 1975. A new species of bromeliad-breeding *Culex* (*Culex*) from Cocos Island. *Mosquito Systematics* 7: 357-362.

Leme, E. M. C. 1984. Bromélias. *Ciência Hoje* 3: 66-72.

Ludwig, J. A. & Reynolds, J.F. 1988. *Statistical Ecology:* a primer on methods and computing. John Wiley and Sons, New York, EUA.

Magurran, A. E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement.* Princeton University Press. New Jersey, USA.

Marques G. R. A. M., R. C. Santos & O. P. Forattini. 2001. *Aedes albopictus* em bromélias de ambiente antrópico no Estado de São Paulo, Brasil. *Rev Saúde Pública* 35(3): 243-248.

Mestre, L. A. M., J. M. R. Aranha & M. DE L. P. Esper. 2001. Macroinvertebrate fauna associated to the bromeliad *Vriesea inflata* of the Atlantic Forest (Paraná State, southern Brazil). *Braz. arch. biol. technol.* 44(1): 89-94.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. 1995. *Plano de ação emergencial para o Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros.* MMA/GTZ/PNMA/Ibama, Brasília.

Monteiro, G. R. A, R.L.C. M Santos & O. P. Forattini. 2001. *Aedes albopictus* em bromélias de ambiente antrópico no Estado de São Paulo, Brasil. *Rev. Saúde Pública* 35(3): 54-61.

Ochoa, M. G. Lavin, M. C. Ayala F. C. & A. J. Perez. 1993. Arthropods associated with *Bromelia hemisphaerica* (Bromeliales: Bromeliaceae) in Morelos, Mexico. *Florida Entomologist* 76: 616-621.

Oliveira, M. G. N., C. F. D. Rocha & T. BAGNALL. 1994. A comunidade animal associada à bromélia-tanque *Neoregelia cruenta* (R. Graham) L. B. Smith. *Revista da Sociedade Brasileira de Bromélias* 1: 22-29.

Picado, C. 1913. Les Broméliacées épiphytes considérées comme milieu biologique. *Bull Scient. France et Bel.* 5: 215-360.

Por, F. D. 1992. *Sooretama the Atlantic rain forest of Brazil*. SPB Academic Publishing. 130 p.

Privat, F. 1979. Les Broméliacées, lieu de developpement de quelques insects pollinisateurs des fleurs de cacao. *Brenesia* 16, 197-212.

Ribeiro, J.F. & B.M.T. Waler. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. *In*: Sano, S.M. & Almeida, S.P. (eds.). *Cerrado: ambiente e flora*. Planaltina: Embrapa-CPAC. p. 89-166.

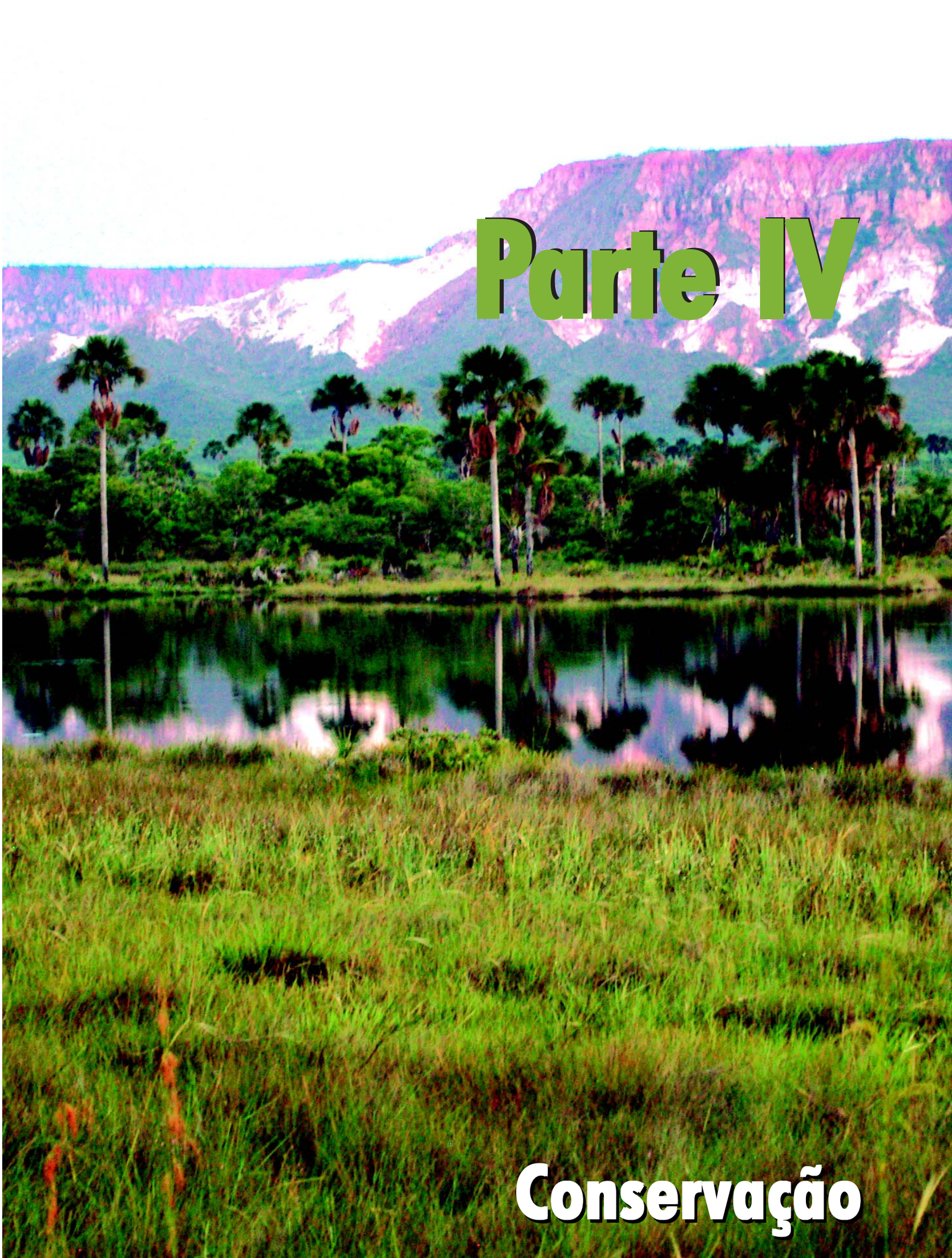
Richardson B. A. 1999. The bromeliad microcosm and the assessment of faunal diversity in a neotropical forest. *Biotropica* 31:321-36.

Salamandra, N. S. 1977. Biota en *Gusmania berteroniana* y *Vriesea sientenisii* (Bromeliaceae), en bosque pluvial de Luquillo, Puerto Rico. *Actualidades Biologicas* 6: 2-7.

Teixeira, R. L., J. A. P. Schineider & G. I. Almeida. 2002. The ocurrence of Amphibians in Bromeliads from a Southerastern Brazilian Restinga Habitat, with special reference to *Aparasphenodon brunoi* (Anura, Hylidae). *Brazilian Journal of Biology* 62(2): 263-268.

WWF - Fundo Mundial para a Natureza. 1995. *Levantamento da biodiversidade do bioma Cerrado:* um estudo para promover sua conservação, região de Alto Paraíso de Goiás. Fundo Mundial para a Natureza - WWF. Brasília.

Zar, J. H. 1984. *Biostatistical Analysis*. 2nd Edition. Departament of Biological Sciences. Northen University. Prentice Hall, Engewood Cliffs, New Jersey, USA.



Parte IV

Conservação

Capítulo 22

Desafios para a conservação do Cerrado, em face das atuais tendências de uso e ocupação

FOTO: M. HARIDASAN

Cleber J. R. Alho
Universidade para o Desenvolvimento do Estado e da Região do Pantanal
Campo Grande, MS.

INTRODUÇÃO

Este trabalho sobre conservação do Cerrado motiva mais uma oportunidade de se concentrar foco nos valores da sociedade brasileira e nas direções que devem ser tomadas diante da necessidade de progresso e das ameaças à biodiversidade. O ciclo de vida na natureza, agora, não apenas muda por causa dos eventos naturais, como estações de seca e chuva, ou, numa escala mais ampla, pela força da seleção natural, mas, muda drasticamente pela ação do homem, eliminando e reduzindo *habitats* naturais e suas espécies associadas.

A ausência de conhecimento científico e de tecnologia para uso e ocupação do Cerrado, hoje, está significantemente compensada pelo avanço e contribuição da pesquisa e da experimentação. Entretanto, é essencial uma conscientização e uma firme atitude a ser tomada pela implementação de políticas públicas, para a conservação e o uso sustentável deste bioma. O conhecimento científico sobre o Cerrado, acumulado nos últimos anos, tem oferecido contribuição valiosa para a Biologia da Conservação, ciência que consiste, em resumo, nas bases biológicas da conservação da natureza que prevêem as conseqüências da ação do homem sobre os ecossistemas naturais e as espécies do bioma.

AMEAÇAS: A QUESTÃO MAIS AMPLA DA EXTINÇÃO DE ESPÉCIES

Na década passada, a questão da conservação do Cerrado foi discutida a partir de argumentos conflitantes, com posições de pessoas que defendiam o preservacionismo (meio ambiente intocável), chegando a extremos, com acusações de iniciativas antidesenvolvimentistas. Hoje, a diversidade de visões sobre a conservação da natureza reflete a diversidade de inspirações e convicções em defesa do Cerrado: para uso sustentável de recursos, inclusive, genético e de biotecnologia; para recreação e turismo; para manter os elos culturais e espirituais de sociedades tradicionais; pelos serviços ecossistêmicos de água limpa, ar puro e controle de epidemias; pelo valor intrínseco e estético da natureza e suas espécies; por questões morais e éticas, e por várias outras razões.

Essa diversidade de visões e convicções, também, se consolida entre cientistas, como ocorreu em agosto de 2001, na reunião internacional em Hilo, Havaí, organizada pela Society for Conservation Biology, onde manifestações desesperadas, diante da perda da biodiversidade, contrastaram com opiniões mais conservadoras (Gibbs, 2001). Entre muitos cientistas há um quase desespero, diante do nível alarmante de espécies que estão desaparecendo (Levin, 2001; Lomborg, 2001; Regan *et al.*, 2001). Contudo, tem sido difícil determinar com precisão essa taxa de extinção em ambientes de alta diversidade de espécies, como o Cerrado.

O temor manifesto de alguns conservacionistas é que esse "holocausto biótico", segundo alguns, esteja eliminando do patrimônio natural, espécies cujo código genético nunca chegaremos a conhecer.

Tem-se considerado, por exemplo, o peso real das espécies de vertebrados e plantas superiores, tão enfatizadas na preocupação de conservação, mas que são minorias no portfolio da diversidade de vida na natureza. Como cerca de 90% das espécies na natureza (principalmente organismos inferiores na escala biológica como nematódeos, insetos, crustáceos, vírus, bactérias, fungos, algas e outras formas de vida) foram sequer inventariadas, fica difícil estimar o exato nível de extinção e a conseqüente perda da biodiversidade. O próprio enfoque da preocupação em mamíferos (com 4.650 espécies conhecidas no mundo, 195 no Cerrado, contrastando com mais de 1 milhão de espécies de insetos) e, do mesmo modo, em aves e peixes, tem levado os conservacionistas a determinarem os chamados "hotspots" para conservação, o que centraliza a preocupação num componente pequeno do enorme portfolio de espécies na natureza.

Os "hotspots" identificados de biodiversidade apresentam grande variedade de espécies e excepcional perda de *habitats* . Desse modo, o conceito de "hotspot" se apóia em duas bases: endemismo e ameaça (CI, 2000). As espécies endêmicas são mais restritas em distribuição, mais especializadas e mais susceptíveis à extinção, em face das mudanças ambientais provocadas pelo homem, em comparação com as espécies que têm distribuição geográfica ampla. O endemismo de plantas é escolhido como primeiro critério para definir um "hotspot", porque plantas dão suporte a outras formas de vida. O grau de ameaça é a segunda base do conceito de "hotspot" e é, fortemente, definido pelo grau de perda de *habitat* , isto é, quando a área perdeu pelo menos 70% de sua cobertura original onde se abrigavam espécies endêmicas. Segundo o estudo citado da Conservação Internacional, dos 1.783.200 km^2 originais do Cerrado, restam intactos 356.630 km^2, ou 20% do bioma original, justificando a caracterização desses *habitats* como "hotspots".

A questão central da conservação recai sobre o tema político e social, onde o cientista tem participação pouco expressiva na elaboração das políticas públicas. Tem sido difícil persuadir os políticos, diante da pressão social, que o combate à pobreza, à miséria, e também o desejo de desenvolvimento econômico e social, pressupõem a necessidade de conservação da natureza. A perda da biodiversidade, alcançada pela extinção irremediável de espécies de flora e fauna só agrava os problemas da população humana. A prática tem demonstrado que, no caso de destruição da natureza, como desmatamento, sobre-

pesca, sobre-caça etc., destruindo às vezes irreversivelmente os *habitats* naturais, a população local pobre é a primeira que sofre as conseqüências da degradação da natureza.

Por que a Convenção da Biodiversidade, assinada por 178 países durante a conferência mundial Rio 92, ainda não foi plenamente implementada? Apesar de hoje haver bom conhecimento do potencial dos recursos da biodiversidade, com aplicações na biotecnologia, nos alimentos, nos medicamentos e em outros fins, o principal empecilho levantado é o nível de pobreza das populações humanas nos países ricos em biodiversidade.

Além disso, têm-se enfatizado os "serviços ecossistêmicos", prestados pela biodiversidade, tais como qualidade da água, do ar, estoques pesqueiros, proteção contra pragas e outros aspectos pragmáticos, para persuadir os tomadores de decisão, reservando o enfoque moral da extinção de espécies e o tema estético e ético da conservação da natureza ao âmbito dos conservacionistas.

O grande problema da persuasão sobre a importância da conservação da biodiversidade está relacionado sempre ao aspecto socioeconômico da questão, isto é, ao argumento utilitário. O Governo e os produtores rurais defendem que o avanço da soja no Cerrado tem contribuído substancialmente para a riqueza da região, aumentando as exportações e gerando divisas para o país. Economistas apontam para o fato de a produção rural ter registrado expansão mais estável e superior à média da economia. A safra de grãos de 2003/2004 teve números expressivos: 47,4 milhões de hectares de área plantada e colheita de 119,3 milhões de toneladas, com a soja acusando significativo ganho de produtividade, principalmente em Mato Grosso. Para a safra 2004/2005, está prevista a colheita de cerca de 130,9 milhões de toneladas de grãos, segundo o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). Os custos da produção da soja no Cerrado, com as experimentações e a tecnologia que a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) e o setor privado conduziram, são cerca de a metade do custo da produção nos Estados Unidos. No ano de 2003, as vendas externas de produtos agropecuários renderam ao Brasil US$ 36 bilhões, com superavit de US$ 25,8 bilhões (MAPA, 2004).

Embora esses dados variem de ano para ano, em função da produção de outros países e do comércio internacional, o fato inconteste é que a agricultura e a pecuária têm tido expressão no Cerrado. Enquanto se celebra esse sucesso econômico, a custo da conversão da vegetação natural em campos produtivos, por outro lado, a conservação dos diferentes ecossistemas naturais (campos, Cerrado, Cerradão, mata de galeria etc.) não tem acompanhado esse progresso.

A cultura da soja, com a utilização de sementes geneticamente modificadas, tem-se expandido no Brasil, com maior expressão entre pequenos e médios produtores do estado do Rio Grande do Sul. A legislação vigente, preocupada com as conseqüências dessa prática, faz recair sobre os produtores a responsabilidade de possíveis danos ao meio ambiente e a terceiros, devendo eles responderem, solidariamente, pela indenização ou reparação integral do dano, independentemente da existência de culpa (MAPA, 2004).

Outros argumentos econômicos e utilitários, resistentes à necessidade da

conservação, afunilam para um ponto ainda mais radical: por que proteger centenas e milhares de espécies, se somente cerca de 30 espécies de vegetais cultivados suprem cerca de 90% das calorias da dieta do homem e somente cerca de 14 espécies de animais contribuem com 90% da dieta de proteína animal?

AMEAÇAS: REDUÇÃO, PERDA, MODIFICAÇÃO OU DEGRADAÇÃO DE *HABITATS*

Há consenso em concluir que tem havido um processo de extirpação significante da biodiversidade do Cerrado pela ação do homem. Esse impacto adverso é devido à magnitude da escala da ocupação do bioma pelo homem. É bom lembrar que o conceito de biodiversidade se apóia num tripé: diversidade de espécies (representando o número de formas de vida no nível de espécies e suas populações), diversidade genética (representando as diversas variedades subespecíficas ou genéticas das formas de vida) e diversidade ecossistêmica (representando as diversas paisagens naturais como campo, campo sujo, campo úmido, cerrado no sentido restrito, campo-cerrado, cerradão, mata-seca, mata-ciliar e de galeria, vereda etc.). Cada um desses elementos pode sofrer influência de pelo menos três tipos de pressão: física (degradação ou perda de *habitats*), química (ação de contaminantes ambientais e poluição), e biológica (introdução de espécies exógenas, perturbação na cadeia trófica, eliminação de espécies-chave da comunidade ecológica) e outros fatores.

Há diversas causas ou fatores identificados como ameaças ao Cerrado: fogo (sem controle, ateado durante a época de seca para "limpar" o pasto); desmatamentos para diversos objetivos; expansão da fronteira agrícola e pecuária (sem ordenamento ecológico-econômico); contaminantes ambientais (emprego desordenado de pesticidas, herbicidas e outros tóxicos ambientais, provocando a bio-magnificação na cadeia trófica, além da poluição das águas e do solo); erosão, assoreamento de corpos d'água, lixiviação e perda de solos devido ao emprego de técnicas não apropriadas de uso do solo; uso predatório de espécies (sobre-explotação de espécies da flora e fauna); implantação de grandes obras de infra-estrutura (impactos causados pela abertura de rodovias, hidrovias, construção de hidrelétricas e outras grandes obras); turismo desorganizado e predatório e outras causas.

Dois fatores têm sido identificados como empecilhos para a implementação da legislação ambiental: a fragilidade institucional, com a conseqüente deficiência na fiscalização, e a falta de conscientização sobre a necessidade da proteção do meio ambiente. Dois casos podem ser ressaltados para ilustrar essas deficiências: a dificuldade de implementar integralmente a chamada Lei de Crimes Ambientais ou Lei da Natureza (Lei n.o 9.605/98) e o cumprimento da Lei de Recursos Hídricos (Lei n.o 9.433/97) para, por exemplo, proteção das nascentes e matas ciliares.

A análise e interpretação dessas ameaças merecem um estudo mais refinado para caracterizar melhor o grau e a escala da perda e modificação, do impacto sobre as espécies locais, inclusive com a introdução de espécies exógenas e dispersão de doenças. Essa análise, por exemplo, poderia focar sobre as espécies oficialmente listadas como ameaçadas de extinção, de acordo com a Lista Nacional de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção,

elaborada pelo MMA (Ministério do Meio Ambiente) e parceiros, publicada em 27 de maio de 2003. Igualmente, a Portaria 37-N, de 3 de abril de 1992, do IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis), relaciona 107 espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção (IBAMA, 2004).

O foco a partir de algumas espécies ameaçadas começa a ser feito, com a elaboração de aproximadamente dez planos de manejo para espécies animais listadas, como a jaguatirica *Leopardus pardalis* e o lobo-guará *Chrysocyon brachyurus* e de plantas, como a cerejeira *Amburana cearensis* e o cedro *Cedrela fissilis*. Contudo, é necessário o enfoque a partir da visão de grau de ameaça para tentar categorizar a perda e destruição de *habitats* do Cerrado.

A questão histórica das ameaças e de suas tendências atuais estão documentadas na literatura (Alho e Martins, 1995). Por outro lado, enquanto a ocupação do Cerrado se intensifica, as medidas de implantação de áreas protegidas e mesmo a efetiva participação de projetos conservacionistas têm sido tênues, de vez que as áreas efetivamente protegidas estão bem aquém do planejado. Lista de Unidades de Conservação no Cerrado, de acordo com a Diretoria de Ecossistemas do IBAMA, atualizada em 15/6/2004 (www.ibama.gov.br) mostra que há 1.867.430ha de área protegida na categoria de Parques Nacionais (PARNAs); 3.461ha de Reservas Biológicas (REBIOs); 502.517ha de Estações Ecológicas (ESECs); 128.521ha de Refúgios de Vida Silvestre (); 1.516.219ha como Áreas de Proteção Ambiental (APAs); 2.329ha como Áreas de Relevante Interesse Ecológico (ARIEs.); 20.172ha como Reservas Extrativistas (RESEXs) e 16.331ha como Florestas Nacionais (FLONAs), perfazendo um total de 4.056.980ha de áreas protegidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), a cargo do IBAMA (excetuando-se aqui as Reservas Particulares do Patrimônio Natural – RPPNs). Esse total representa 2,06% da área do bioma, o que está muito longe do alvo indicado pelo Congresso Internacional de Áreas Protegidas ocorrido em Caracas, Venezuela, e adotado pelo Governo Brasileiro como um alvo a ser atingido. Deve-se ressaltar ainda a carência de implementação efetiva dessas unidades de conservação, em particular das APAs, cujo objetivo conservacionista tem sido, na prática, bastante contestado.

O 5° Congresso Internacional sobre Parques (Fifth World Parks Congress) que ocorreu em Durban, África do Sul, em setembro de 2003, e o Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, ocorrido este ano de 2004, em Curitiba-PR, mostraram que pouco se alcançou quanto ao objetivo de proteger a diversidade de espécies que ocorre no bioma (Rodrigues *et al*., 2004)., Embora tenha havido expansão das áreas protegidas, no sentido de atingir o alvo de 10% da área do bioma, estabelecido pelo congresso internacional anterior, ocorrido em Caracas, Venezuela. Quando os autores cruzam a distribuições de espécies do bioma com a distribuição das unidades de conservação existentes, aplicando análise de vazios (gap analysis), concluem que as atuais áreas protegidas não abrigam todas as espécies do bioma. Cerca de 20% das espécies ameaçadas são identificadas como espécies de falhas, isto é, não são protegidas pelas unidades de conservação existentes.

A meta anunciada do Governo tem sido proteger pelo menos 10% da área

do bioma, o que evidentemente, na prática, está longe de ser atingido no caso do Cerrado. Além disso, os chamados projetos integrados de conservação e desenvolvimento têm tido dificuldades de aferir seus resultados efetivos (Salafsky e Margolius, 1999). De tal modo, que há dúvidas se a intervenção conservacionista, por intermédio dos chamados projetos com enfoque socioeconômicos, está de fato funcionando. Uma dificuldade na implementação e monitoramento de projetos é a falta de definição clara de indicadores ambientais, embora, por exemplo, o Banco Mundial tenha proposto diretrizes para esse fim (Segnestam, 1999).

AMEAÇAS: ESTUDO DE CASO SOBRE A BACIA DE MANSO, MATO GROSSO.

A bacia hidrográfica do rio Manso (com 10.880 km^2, onde hoje há uma represa hidrelétrica) caracteriza-se por um mosaico de fitofisionomias de Cerrado, com diversos tipos de *habitats* e fauna silvestre bem representada (Alho et. al., 2000; Alho *et al.*, 2003). A expansão da agricultura e pecuária reduziu as áreas naturais em 30%, entre 1985 e 1997, e a vegetação remanescente perdeu outros 3% com a implantação da usina hidrelétrica, conforme documenta estudo baseado em imagens de satélites e verificação no campo (Schneider e Alho, no prelo; Schneider *et al.*, no prelo). Dentre os indicadores de paisagem do local, o percentual da vegetação natural remanescente foi o indicador que sofreu ação mais desfavorável, devido ao seu decrescente percentual, durante os 12 anos analisados e em virtude da alta vulnerabilidade diante da pressão das ameaças (conversão de *habitats* naturais para agricultura e pecuária).

Os estudos consideraram também a questão da perda de *habitats*, no período entre 1985 e 1997, sobre a fauna regional, tomando mamíferos silvestres como indicadores. No enfoque do estudo, a perda de *habitat*s pondera o percentual de *habitat* potencial de cada espécie de mamífero silvestre estudada durante os 12 anos considerados. Foram selecionadas 100 espécies de mamíferos silvestres ocorrendo no local, representadas por nove ordens e 25 famílias, dentre as quais há 13 espécies consideradas sob algum grau de ameaça de extinção em nível nacional (lista do IBAMA) ou internacional (lista vermelha da UICN e anexos da CITES). Os resultados apontaram para cinco grupos de animais. O primeiro grupo, com 14 espécies de mamíferos, sofreu redução de *habitat* superior a 40%, e era representado por espécies que utilizavam prioritariamente ambientes florestados e arborizados (matas de galeria e cerrado sentido restrito). O segundo grupo de mamíferos perdeu entre 30 e 40% do *habitat* , representado por espécies que habitam ambientes florestados, arborizados e campos. O terceiro grupo sofreu redução de 8 a 12% do *habitat* potencial. O quarto grupo de mamíferos, capazes de explorar *habitats* alterados, sofreu redução de *habitat* potencial em 4%. E, finalmente, o quinto grupo de mamíferos, representado por seis espécies, se beneficiou das alterações, pois são espécies que exploram ambientes abertos e modificados.

Dentre as 17 espécies identificadas com maior grau de risco, na área de estudo, estão o tatu-canastra *Priodontes maximus* e primatas como *Ateles chamek* e *Aotus azarai*, para citar somente três exemplos. Em síntese, a perda de

habitats potenciais afetou drasticamente 24% das espécies de mamíferos silvestres que ocorrem no local, sendo que 17% das espécies estudadas estão em situação de risco.

DIVERSIDADE DE ESPÉCIES E MOSAICO DE *HABITATS*: EVIDÊNCIAS COM VERTEBRADOS

Com o advento da Biologia da Conservação, os pesquisadores em Ecologia passaram a enfatizar o papel da diversidade e abundância de espécies da fauna silvestre em seus *habitats* naturais como a expressão de interações ecológicas, particularmente competição por recursos alimentares, reprodutivos, de uso de espaço e outros. Os processos ecológicos que anualmente - ou em períodos esporádicos maiores – influenciam nos ciclos de vida da fauna silvestre, como os períodos sazonais de seca e chuva do Cerrado, atuam nas escalas temporal e espacial, estabelecendo diferenças locais ou regionais, quando comparadas, em larga escala biogeográfica com os biomas vizinhos (Alho *et al*., 2002; Alho *et al*., 2003).

Em Ecologia, há consenso de que a diversidade de espécies é fruto de uma variedade de processos ecológicos e evolutivos, com causas históricas e geográficas. Contudo, o número de espécies coexistindo numa escala espacial ampla, como no Cerrado, varia significantemente em abundância local, em função de recursos sazonais regionais.

A oferta sazonal desses recursos leva a dois fenômenos: (1) associações e agregações de espécies que interagem entre si, resultando no compartilhamento de unidades ecológicas, que formam as chamadas guildas, com a característica de que há forte interação entre essas espécies dentro de cada guilda, mas com interações fracas entre guildas diferentes; e (2) sincronização na escala de tempo de agregação de espécies (abundância) com a oferta de recursos sazonais, notadamente, alimento e nichos reprodutivos.

Há indícios de que a cadeia trófica, nesse caso, faculta maior abundância de espécies da fauna, e no caso de vertebrados, principalmente aves, anfíbios e alguns répteis e mamíferos, onde os elos alimentares sazonais atuam mais no nível da abundância local, sendo mais ou menos independentes da diversidade (Alho *et al*., 2003).

Desse modo, a distribuição de espécies, numa escala ampla, varia desde os limites máximos de onde a espécie ocorre (distribuição geográfica) a uma área de maior ocorrência da espécie (distribuição regional). Já o termo abundância é usado para designar o tamanho (ou densidade) da população local. Na prática, o termo "local" se refere sempre à área amostral de um determinado estudo.

É bem conhecido que as espécies capazes de explorar um leque amplo de recursos se tornam, no decorrer de sua evolução, de distribuição geográfica ampla e localmente abundante. Algumas espécies de vertebrados do Cerrado parecem seguir essa tendência: têm distribuição geográfica ampla, ocorrendo em todo o bioma e em outros biomas brasileiros, mas ocorrem em altas densidades em certos períodos sazonais da região. Por exemplo, parece não haver diferenças interespecíficas de vertebrados entre o Cerrado e o Pantanal (não parece haver diferença no grau de especiação ecológica), mas algumas populações que ocorrem no Pantanal usam recursos que são mais abundantes

ou mais produtivos (Alho *et al.*, 2002 e Alho *et al.*, 2003).

Há evidências documentadas por trabalhos científicos que mostram que a variação da estrutura da fauna do Cerrado (composição de espécies e diversidade de aves e pequenos mamíferos) ocorre em escala regional ou biogeográfica, por exemplo, quando esses estudos comparam diferentes bacias hidrográficas (Silva, 1996; Palma, 2002; Alho, no prelo). Essas diferenças em composição de espécies podem estar relacionadas à penetração faunística que historicamente se deu pela malha hidrográfica de outros biomas, como a Amazônia, no caso da bacia do rio Manso. Essa penetração faunística pode, ainda, ser explicada pela expansão de florestas ocorrida no passado sobre a região do Cerrado (Ledru *et al*. 1998).

Há, também, diferenças na composição das comunidades ecológicas, tanto de animais como de plantas, quando os estudos comparam diferenças *intra-habitat*, isto é, no mesmo tipo de *habitat*, e *inter-habitats*, ou seja, entre *habitats* diferentes (Alho, 1981; Alho *et al*. 1986; Silva, 1996; Oliveira-Filho e Ratter, 1995 e Palma, 2002).

Segundo levantamento da Conservação Internacional (2000) há no Cerrado os seguintes números de vertebrados: anfíbios - 150 espécies, sendo 45 endêmicas; répteis - 120 espécies, sendo 24 endêmicas; aves - 837 espécies, sendo 29 endêmicas; mamíferos - 161 espécies, sendo 19 endêmicas; perfazendo um total de 1.268 espécies de vertebrados terrestres (sendo 117 endêmicas). Esse total do Cerrado, comparado com a Mata Atlântica, outro bioma ameaçado (que tem 1.361 espécies de vertebrados terrestres com 567 endêmicas), indica um número bem menor de espécies endêmicas para o Cerrado. Já as plantas vasculares do Cerrado contam com cerca de 10 mil espécies, sendo 4.400 endêmicas, comparadas com 20 mil espécies da Mata Atlântica, sendo 8 mil endêmicas (Eiten, 1993).

Outros estudos (MMA, 1999; Alho *et al.*, 2002) citam para o Brasil 195 espécies de mamíferos para o Cerrado (sendo 95 espécies voantes – morcegos, e 96 que dependem de *habitats* florestados ou arborizados, contra somente 14 espécies que vivem em áreas exclusivamente abertas ou em *habitats* aquáticos). Esses números, no Pantanal (que é um bioma com grande influência de Cerrado, mas com características de uma planície inundável com drástico regime anual de enchente e vazante), mostram 132 espécies de mamíferos para a planície inundável (sendo 62 voantes, 55 dependentes de *habitats* florestados e arborizados e 15 de *habitats* abertos e aquáticos). Estudos mais específicos indicam 144 espécies de morcegos, das quais 80 são citadas para o Cerrado. Levantamentos feitos localmente, por exemplo, no município de Serranópolis, sudoeste de Goiás (18° 25' S e 52° 00' W), em 758 coletas de morcego foram identificadas 25 espécies, com predominância de morcegos insetívoros, seguidos de frugívoros (Zortea, 2001). Os índices de diversidade aplicados nos dados desse estudo mostram que o local é de alta diversidade de espécies e alta abundância para Glossophaga soricina.

Quando se compara a distribuição de anfíbios, répteis, aves e mamíferos do Cerrado com a do Pantanal, e de outros biomas vizinhos, as seguintes conclusões são ressaltadas (Alho *et al.*, 2002):

1. Há 85 espécies de répteis ocorrentes na planície inundável

do Pantanal (sem serem exclusivas da região) e outras 94 somente registradas, até o momento, em áreas do entorno, num total de 179 espécies de répteis para a bacia do Alto Paraguai, isto é, região de Cerrado. Quanto aos anfíbios (anurofauna), são conhecidas pelo menos 45 espécies na planície e 80 no entorno (Cerrado). Apresentando menor heterogeneidade de *habitats* e maior disponibilidade de corpos d'água permanentes (menor número de *habitats* com condições ecológicas contrastantes), a planície inundável abriga espécies de anfíbios em geral abundantes e de ampla distribuição. Já as áreas de entorno da bacia do alto Paraguai, especialmente as altas cabeceiras em área de Cerrado, são virtualmente desconhecidas do ponto de vista de sua anurofauna. Os poucos inventários existentes indicam haver, aí, maior número de espécies num dado sítio e maior "turnover" de espécies entre sítios;

2. Na planície, formas exclusivas de biomas abertos representam cerca de 54% da fauna total de répteis, enquanto que, no planalto, essa contribuição equivale a apenas 42%. Já o número de formas "amazônicas", por exemplo, é duas vezes maior na fauna de répteis de localidade no planalto (Cerrado) do que entre os répteis registrados para o Pantanal;

3. A importância relativa de formas com hábitos aquáticos ou semi-aquáticos e de formas com hábitos fossoriais distingue a herpetofauna da porção norte do Pantanal e da localidade no planalto. Enquanto na primeira a representatividade de anfíbios e de répteis com hábitos aquáticos ou semi-aquáticos é superior à de formas fossoriais, no planalto ocorre o inverso, sendo as formas de hábitos fossoriais relativamente mais numerosas do que na planície;

4. Há 837 espécies de aves ocorrendo no Cerrado (das quais 759 ou cerca de 90%, se reproduzem no bioma, Silva, 1995) contra 444 espécies distribuídas no Pantanal. Cerca de 80% das aves do Cerrado dependem de *habitats* florestados ou arborizados. A grande abundância documentada da avifauna do Pantanal é composta por aves paludícolas que se agregam em torno de recursos sazonais alimentares ou reprodutivos, formando, em muitos casos, guildas de espécies.

5. O comportamento reprodutivo de algumas espécies mostra sincronismo entre o regime de enchente e vazante, com reflexos no sucesso reprodutivo.

6. Há deslocamento sazonal das aves paludícolas entre a planície e o planalto, ou mesmo entre diferentes sub-regiões da planície, embora esses dados ainda sejam incipientes para muitas espécies e contenham evidências para outras, como é o caso do tuiuiú.

7. Tanto no Pantanal quanto no Cerrado, a grande diversidade de espécies resulta da presença de ambientes florestados nesses dois biomas, tais como matas ciliares,

matas de galeria, cerradão e demais formações arborizadas.

8. A ampla distribuição de mamíferos no bioma Cerrado encontra na planície pantaneira ambientes propícios de oferta de nichos alimentares e reprodutivos, dentre outros, que favorecem a abundância, principalmente em áreas abertas, próximas a áreas arbóreas, como é o caso da capivara *Hydrochaeris hydrocheris* e do cervo *Blastocerus dichotomus*;

9. As análises que mostram as espécies de mamíferos mais dependentes de ambientes florestados podem sugerir espécies indicadoras ou espécies-chave para esse tipo de ambiente, como é o caso do bugio *Alouatta caraya* para as matas ciliares ao longo dos rios do Pantanal. Por outro lado, as espécies indicadoras de ambientes abertos, como a capivara e o cervo, têm grande apelo para o ecoturismo da região.

AÇÃO PARA POLÍTICA PÚBLICA: DOCUMENTOS RELEVANTES

Iniciativas do Ministério do Meio Ambiente visando estabelecer diretrizes para a conservação e o uso sustentável do Cerrado/Pantanal resultaram na promoção das "Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade do Cerrado e Pantanal", (MMA, 1999) representando a contribuição oriunda das atividades promovidas em 1997/1998, com a participação de várias instituições. Em prosseguimento, o Ministério criou, pela Portaria nº 298 de 11 de agosto de 1999, um Grupo de Trabalho, estabelecido em cumprimento ao Termo de Compromisso assinado pelo Ministro, por seus Secretários e outras autoridades, para propor subsídios para essas diretrizes e ações.

Esse Grupo de Trabalho, formado por representantes dos Estados, das instituições acadêmicas e de pesquisa científica, das ONGs, em conjunto com a equipe do Ministério, numa feição multidisciplinar e interinstitucional, trabalhou de fevereiro a novembro de 2000, com reuniões mensais em Brasília, sob os auspícios do Ministério do Meio Ambiente, produzindo o documento "Diretrizes para uma política integrada de conservação e uso sustentável para o Cerrado/Pantanal", (MMA, 2000a).

As diretrizes identificadas pelo Grupo de Trabalho (tomando por base também os tópicos ressaltados nos documentos "Subsídios à elaboração da Agenda 21 Brasileira") convergem para ações dos governos federal, estaduais e municipais, da pesquisa científica, do setor privado, mormente da área rural, das ONGs, dos povos locais, enfatizando suas tradições e culturas, enfim, da sociedade (MMA, 2000b). Estas diretrizes dão, ainda, destaque ao compromisso do Governo, no que tange estabelecer áreas protegidas representativas dos ambientes focais do bioma, bem como da implementação no campo da legislação recente, como a de recursos hídricos. As dimensões ambientais, econômicas e sociais do documento orientam as diretrizes e metas para a conservação do Cerrado/Pantanal, ao mesmo tempo em que se inserem no compromisso de repensar e agir com novas ações para o uso do ambiente, em direção do desenvolvimento, para as várias atividades humanas, incluindo o meio urbano e metropolitano e sua dependência do campo.

O impacto dramático das ameaças à biodiversidade e outros recursos naturais, como a água, está bem documentado na literatura (ANA, 2004). Este documento inspira o desejo de expansão, de progresso, de demanda de recursos da natureza, sem se sobrepor ao fato de que há meios identificados que podem conciliar o desenvolvimento, de maneira sustentável, com o compromisso de proteger parcelas representativas da biodiversidade. O desafio não é desmobilizar o conflito, mas indicar o caminho conciliado em busca de necessidades competitivas, por meio da intervenção, da gestão, do manejo, com a aceitação de que tudo isso é para benefício de todos.

O documento mantém a preocupação em conciliar o desenvolvimento econômico e social com os compromissos de conservação e uso sustentável de recursos. Enfoca, ainda, o processo de conscientização e educação ambiental, os temas de biossegurança, o processo participativo e de integração do Cerrado/Pantanal com os outros biomas brasileiros e o contexto dos acordos, tratados e convenções internacionais assumidos pelo País.

Há, portanto, informações consistentes para um plano de ação que se espera possa ser implementado. O IBAMA tem, ainda, identificado novas áreas potenciais para serem protegidas por unidades de conservação. A conversão ou modificação da cobertura natural do complexo Cerrado do país, para diversos usos, tem sido drástica, conforme ressaltado em trabalhos apresentados neste Simpósio. Por outro lado, a literatura científica especializada tem demonstrado a importância do bioma em diversidade de espécies e riqueza genética e ecossistêmica, no mosaico de ambientes que contém essa cobertura natural.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O Grupo de Trabalho multidisciplinar interinstitucional, que atuou sob o patrocínio do Ministério do Meio Ambiente, propôs diretrizes prioritárias de políticas públicas para conservação e uso sustentável do Cerrado, as quais devem ser resgatadas para implementação.

Embora se tenha avançado na questão conceitual da conservação do Cerrado, há ainda um longo caminho a percorrer para a implementação concreta, e de fato, de medidas efetivas, em todos os enfoques. Dois exemplos ilustram essa distância entre o ideal e a realidade de ocupação e uso: primeiro, a dificuldade de se aplicar o que determina o código florestal brasileiro, particularmente, a proteção de matas ciliares e de galerias, nos campos onde avançam o cultivo de grãos; segundo, embora o percentual de áreas protegidas no Cerrado ainda esteja bem aquém do nível de compromisso do Governo (idealmente 10% do bioma), muitas unidades de conservação, oficialmente declaradas como tal, não estão apropriadamente implementadas, sendo o que se denomina de "parques de papel". O grau de vulnerabilidade dos "parques de papel" depende do grau de implementação que a área, oficialmente protegida, de uso indireto, tem experimentado (WWF, 1999).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alho, C.J.R. 1981. Small mammal population of Brazilian Cerrado: the dependence of abundance and diversity on habitat complexity. *Revista Brasileira de Biologia* 41(1): 223-230.

_____, L.A. Pereira e A.C. Paula, 1986. Patterns of habitat utilization by small mammal populations in the Cerrado biome of Central Brazil. *Mammalia* 50(4): 447-460.

_____ e E.S. Martins (eds). 1995. *De grão em grão o Cerrado perde espaço.* Impactos do Processo de Ocupação. WWF, Documento para discussão. Brasília. 65p.

_____; P. N. Conceição; R.Constantino; T. Schlemmermeyr; C. Strussmann; L.A.S. Vasconcellos; D. M. M. Oliveira; M. Schneider,2000. *Fauna silvestre da região do rio Manso* – MT. Brasília: Ministério do Meio Ambiente; Edições IBAMA; Centrais Elétricas do Norte do Brasil, 268 p.; il.

_____; C. Strüssmann; M. Volpe; F. Sonoda; A.A.B. Marques; M. Schneider; T.S. Santos Júnior e S. R. Marque, 2003. *Conservação da biodiversidade da bacia do Alto Paraguai*. Editora UNIDERP, Campo Grande-MS, 466 p.

_____; C. Strüssmann e L.S. Vasconcellos, 2002. Indicadores da magnitude da diversidade e abundância de vertebrados silvestres do Pantanal num mosaico de *habitats* sazonais. II Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal. *Desafios do Novo Milênio.* EMBRAPA. Publicado em meio digital: Centro de Pesquisa Agro-Pecuária da EMBRAPA, Corumbá, MS.

_____. No prelo. *Intergradation of habitats of non-volant small mammals in the patchly Cerrado biome landscape.* Arquivos do Museu Nacional, Número Especial em Homenagem ao Dr. João Moojen.

ANA (Agência Nacional de Águas), 2004. GEF/Pantanal Alto Paraguai. *Implementação de práticas de gerenciamento Integrado de bacia hidrográfica para o Pantanal e bacia do Alto Paraguai.* www.ana.gov.br

Conservation International, 2000. Biodiversity Hotspots. Hotspots: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions . *Nature* Vol. 403, 24 February.

Eiten, G. 1993. Vegetação do Cerrado. In: *Cerrado – segunda edição revista e ampliada.* p. 17-74. Maria Novaes Pinto (organizadora). Editora Universidade de Brasília

Gibbs, W.W. 2001. On the termination of species. *Scientific American* Volume 285 (5):28-37.

IBAMA (Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis), 2004. *Unidades de Conservação* . www.ibama.gov.br

Ledru, P.M.; M.L. Salgado-Laboriau e M.L. Lorscheitter, 1998. Vegetation dynamics in Southern and Central Brazil during the last 10,000 yr B.P. *Review of Paleobotany and Palenology.* 99:131-142.

Levin, S.A. (Editor) 2001. *Encyclopedia of biodiversity.* Academic Press.

Loborg, B. 2001. *The skeptical environmentalist***.** Cambridge University Press.

MAPA (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento), 2004. *Agronegócio brasileiro: uma oportunidade de investimento.* www.agricultura.gov.br

MMA (Ministério do Meio Ambiente). 1999. *Ações prioritárias para a conservação da biodiversidade do Cerrado e Pantanal.* PROBIO, Conservation International, FUNATURA, BIODIVERSITAS e Universidade de Brasília. Brasília, 26p.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2000a. *Diretrizes para uma política integrada para a conservação e uso sustentável do Cerrado e Pantanal.* PROBIO, (Relatório do Grupo de Trabalho criado pela Portaria nº 298 do MMA). Brasília, 43 p.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2000b. *Subsídios à elaboração da Agenda 21* Brasileira. Gestão dos Recursos Naturais; Redução das desigualdades sociais; infra-estrutura e integração regional; agricultura sustentável; cidades sustentáveis.

Oliveira-Filho, A.T. e J.A. Ratter, 1995. A study if the origin of the central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinburgh Journal of Botany* 52 (2): 141-194

Palma, A.R.T. 2002. *Estrutura de comunidades de pequenos mamíferos no Cerrado.* Tese de doutorado: orientador C.J.R. Alho. Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, 126 p.

Regan. H.M *et al.*, 2001. The currency and tempo of extinction. *American Naturalist* volume 157 (Number 1) 1-10.

Rodrigues, A.S.L *et al.* 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 2422:1-2 (Letter to Nature).

Salafsky, N. e R. Margolius, 1999. Threat redution assessment: a practical and cost-effective approach to evaluating conservation and development projects. *Conservation Biology* Vol. 13 (4):830-841.

Schneider, M. e C.J.R. Alho, No prelo. A fauna de mamíferos da região do rio Manso, Mato Grosso: perda de *habitats* e estado de conservação. In: Santos J.E. e Cavalheiro F. (eds.). *Gestão e planejamento ambiental.* São Carlos, SP – Universidade Federal de São Carlos.

Schneider, M.; A.A. Marques e C.J.R. Alho. No prelo. Análise de indicadores da paisagem em áreas de cerrado: Estudo de caso na bacia hidrográfica do rio Manso, Mato Grosso, Brasil. *In*: Santos, J.E. e Cavalheiro, F. (eds.). *Gestão e planejamento ambiental.* São Carlos, SP – Universidade Federal de São Carlos.

Segnestam, L. 1999. *Environmental performance indicators.* The World Bank. Environment Department Papers. Paper nº. 71.

Silva, J.M.C. 1996. Distribution of Amazonian and Atlantic birds in gallery forests of the Cerrado region, South America. *Ornitologia Neotropical* 71(1): 1-18.

WWF (Fundo Mundial para a Natureza), 1999. *Áreas protegidas ou espaços ameaçados* – o grau de implementação e a vulnerabilidade das unidades de conservação brasileiras de uso indireto. WWF-Brasil, Série Técnica, Volume III, março de 1999, Brasília.

Zortea, M. 2001. *Diversidade, reprodução e dieta de uma taxocenose de morcegos do Cerrado brasileiro.* Tese de doutorado (sob orientação de C. Alho). Ecologia, Universidade Federal de São Carlos, SP‘128 p.

Capítulo 23

FOTO: GUARINO COLLI

Ocupação do bioma Cerrado e conservação da sua diversidade vegetal

José Felipe Ribeiro
Embrapa Cerrados
Planaltina, DF
Samuel Bridgewater
James Alexander Ratter
Royal Botanic Gardens
Edimburgo
Escócia
José Carlos Sousa-Silva
Embrapa Cerrados
Planaltina, DF

INTRODUÇÃO

A conservação da biodiversidade do bioma Cerrado precisa ser inversamente proporcional a sua ocupação? Desenvolvimento implica apenas em ocupar novas e grandes áreas com agricultura mecanizada e grandes cidades? Qualidade de vida pode ser medida apenas com incremento de renda? Apesar de fisionomicamente homogênea, a paisagem savânica do Cerrado apresenta a mesma diversidade florística em todo o bioma? Qual é a riqueza de espécies e o papel das matas ribeirinhas na manutenção dos ambientes vizinhos? Este texto aborda algumas das respostas a estas perguntas, apresentando resultados existentes sobre a intensa heterogeneidade local e regional da flora das matas ribeirinhas e do Cerrado sentido amplo, mostra, também, as tendências do ritmo da ocupação humana na região e sugere alternativas para o ordenamento dessa ocupação por intermédio da definição de novas políticas públicas. Os objetivos específicos deste trabalho são: a apresentação de um rápido histórico da ocupação do Cerrado, a partir da segunda metade do século 20, a caracterização dos aspectos da riqueza de espécies em fitofisionomias desse bioma e, finalmente, a discussão do papel da agricultura de grãos, soja em especial, e da pecuária como elementos de alterações na diversidade natural, no uso do solo e nos meios de vida das populações humanas. Assumindo a continuação do ritmo dessa ocupação, essas informações são úteis no redirecionamento de políticas públicas para o Cerrado.

HISTÓRICO

Preocupados com a exploração de ouro e pedras preciosas, no início do século 18, os pioneiros da ocupação do Cerrado criaram as condições iniciais para o estabelecimento de diversas cidades no Centro-Oeste. Com a depleção desses recursos, a atenção foi transferida para a pecuária extensiva, que ocupou a atenção desta região, até praticamente o

final da década de 1950. Com a construção de Brasília, o desenvolvimento de infra-estruturas viárias (ferrovias e rodovias) e as políticas agrícolas desenvolvimentistas baseadas nos princípios da revolução verde, como o Programa de Desenvolvimento do Cerrado (POLOCENTRO) e o Programa Cooperativo Nipo-Brasileiro para o Desenvolvimento do Cerrado (PRODECER), houve condições para a expansão de uma agricultura extremamente comercial (Alho & Martins 1995). Dentre os principais cultivos havia milho, arroz, feijão e mais recentemente café, mandioca e, principalmente, a soja.

O domínio do bioma Cerrado ocupa 204 milhões de hectares dos quais pelo menos 127 milhões (62% do total) acontecem em solos com boas perspectivas de mecanização agrícola. Sano *et al.* (2001), utilizando um sistema geográfico de informação, estimaram que a área ocupada do bioma Cerrado em 1996 era de cerca de 120 milhões de hectares (59%), com aproximadamente 48 milhões (23%) com pastagem cultivada, 27 milhões (13%) com pastagem nativa, 10 milhões com culturas anuais (5%), 38 milhões (18%) com outros usos (ex.: culturas perenes, florestais e urbanização), restando aproximadamente 85 milhões de hectares (41%) como áreas relativamente intocadas (Figura 1). Entretanto, previsões baseadas em imagens de satélite mostram 67,1% como área ocupada para o Cerrado (MMA-SBF. 2002).

A população total do Centro-Oeste, em 1950, era de 1.736.965 habitantes. Ao final da década, em 1960, a população da região era de 2.942.992 habitantes. A partir dessa data o crescimento demográfico vinculou-se, principalmente, à capacidade de atração migratória da fronteira agrícola regional. No ano 2000, o contingente populacional, praticamente, atingiu os 28 milhões de pessoas (49,8% são do sexo masculino e 50,2% feminino) dos quais 21,64% estão na área rural e 78,36% na urbana. Algumas áreas apresentam até 37% de população rural, como é o caso do Vão do Paranã, no nordeste de Goiás.

A desaceleração do crescimento demográfico, com exceção do norte do Mato Grosso, pode estar acontecendo pelo relativo esgotamento da capacidade de atração migratória da fronteira agrícola. Este fato corrobora a idéia que a ocupação do solo no Cerrado, foi principalmente provocada pelo fluxo migratório da década de 1950 até 1990 e possui relação direta com as atividades agropecuárias nele desenvolvidas (Ribeiro & Barros 2002).

RIQUEZA DE ESPÉCIES

A idade geológica da formação do bioma e as mudanças dinâmicas do

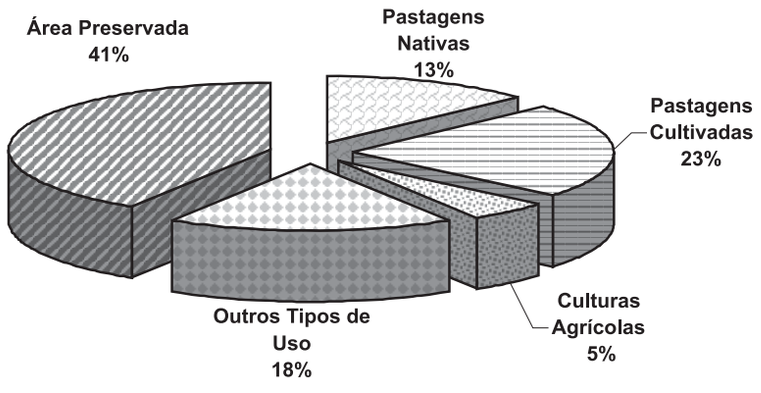


Figura 1
Estimativa de ocupação do Cerrado em 1996 (Sano *et al.*, 2001).

quaternário, assim como fatores espaciais locais e regionais da atualidade, levaram à enorme biodiversidade do bioma Cerrado (Ratter & Ribeiro 1996). Dias (1992) estimou valores superiores a 160.000 para a riqueza de espécies da biota do bioma Cerrado onde insetos, fungos e angiospermas são responsáveis por 87% dessa diversidade. Dessa estimativa, as angiospermas somariam cerca de 10.000 espécies.

Valores publicados, entretanto, mostram o imenso desconhecido que ainda resta, para quantificar adequadamente estas espécies. Os números disponíveis apresentam cerca de 6.500 espécies para plantas vasculares (Mendonça *et al.*, 1998). Já a fauna do Cerrado apresenta baixo grau de endemismo (Vanzolini, 1963; Sick, 1965; Redford & Fonseca, 1986; Marinho-Filho & Reis, 1989) *apud* Marinho-Filho & Guimarães (2001), compreendendo 212 para mamíferos (Marinho Filho & Guimarães, 2001), 180 para répteis (Brandão & Araujo 2001), 837 para aves (Silva 1995, Bagno & Marinho-Filho, 2001). É importante ressaltar que o Cerrado é responsável por mais de 50% das espécies de aves encontradas no Brasil, sendo que 90,7% se reproduzem nesse bioma (Silva 1995) e apenas 32 são endêmicas do Cerrado (Silva, 1997; MMA – SBF. 2002).

Enquanto o número de espécies endêmicas da fauna é relativamente pequeno, o mesmo não acontece para flora. Myers *et al.* (2000) estimaram que 44% da flora do bioma é endêmica. O número de plantas vasculares apontado por Mendonça *et al.*, (1998) no bioma Cerrado chega a 6.429, onde 33% delas, apesar de também ocorrerem em outros biomas, no Cerrado são encontradas apenas nos ambientes ribeirinhos. A biodiversidade do bioma foi mais bem estudada no Cerrado sentido amplo (Cerrado Denso, Típico, Ralo e Campo Sujo) e nas Matas de Galeria.

As Matas de Galeria e Matas Ciliares, com mais de 30% das espécies de plantas vasculares do bioma (Felfili *et al.*, 2001), têm extrema importância na riqueza total do bioma, pois muitos são os elementos itinerantes da fauna das outras fitofisionomias do bioma Cerrado que dependem dessa flora para alimentação, reprodução e nidificação. Com relação aos mamíferos, essas matas abrigam 80% das espécies comuns no Cerrado, 50% dos endemismos e 24% das espécies ameaçadas de extinção da região (Marinho Filho & Guimarães, 2001), para lagartos, das 47 espécies encontradas 25,5% são endêmicas (Brandão & Araújo 2001) e para os anfíbios das 113 espécies, 28,3% também são endêmicas (Brandão & Araújo 2001). Outro fator importante: essas matas são diretamente responsáveis pela quantidade e qualidade da água que corre nos cursos d'água do Brasil Central**.** Ademais, o Cerrado é considerado "o berço da águas", pois abriga nascentes de importantes bacias hidrográficas da América do Sul. Em termos de área o Cerrado abrange 78% da bacia do Araguaia-Tocantins, 47% do São Francisco e 48% do Paraná/Paraguai (Lima & Silva 2002). Estes mesmos autores realçam ainda que, em termos de contribuição para a quantidade de água das bacias, os números são ainda mais relevantes, pois o Cerrado é responsável por 71% na bacia do Araguaia/Tocantins, 94% no São Francisco e 71% no Paraná/Paraguai. Assim sendo, qualquer ocupação no Cerrado vai refletir em outros locais.

O estabelecimento e a distribuição espacial das espécies nas florestas ribeirinhas, em termos locais, parecem

ser mais relacionados às condições hídricas que com a fertilidade natural (Walter & Ribeiro 1997). A distribuição espacial localizada das espécies nas matas (zonação) pode depender da resposta das sementes e plântulas ao encharcamento do solo, como discutido em Ferreira & Ribeiro (2001). Correlacionar topografia, material de origem, características do solo e altura do lençol freático com a distribuição local das espécies têm sido objeto de estudos de variações da vegetação entre Matas de Galeria e dentro delas. Schiavini (1992) e Walter (1995) sugeriram esta estratificação do ambiente sob Matas de Galeria. Walter (1995) descreve que o ambiente é *não-inundável* se o lençol freático é baixo ou é *inundável* se o lençol é mais alto, independentemente se este acontece na borda externa, no meio da mata ou próxima ao córrego. Felfili *et al.* (2001) incluem na flora das matas ribeirinhas 2.031 espécies, em 686 gêneros e 134 famílias, distribuídas em 424 espécies herbáceas, 69 epífitas, 156 subarbustos, 237 trepadeiras, 403 arbustos e 854 árvores. Esses autores ressaltam que, enquanto para as formações florestais Mata de Galeria/ Mata Ciliar a proporção do estrato arbustivo-herbáceo para o arbóreo é de 1:1,1 na formação savânica Cerrado sentido amplo, a proporção é de 4:1.

A forma natural de ocupação do espaço pelas espécies e sua associação com as características ecológicas encontradas nos ambientes florestais podem ajudar a definir grupos de espécies características. Schiavini *et al.* (2001) descreveram para uma toposequência específica para a região de Uberlândia, como *exclusivas* das Matas de Galeria, (*Calophyllum brasiliense, Talauma ovata, Protium heptaphyllum* e *Inga vera* ssp. *affinis*) como *freqüentes*, porém não exclusivas (*Copaifera langsdorffii, Faramea cyanea, Tapirira guianensis* e *Dendropanax cuneatum*), e como *eventuais* (*Acacia glomerosa, Anadenanthera colubrina* var. *cebil, Roupala brasiliensis, Alibertia sessilis* e *Coussarea hydrangeifolia*). Entretanto, como enfatizaram esses autores, esta distribuição não pode nem deve ser generalizada para todas as Matas do Bioma. Concordamos com esse ponto já que a espécie *Protium heptaphyllum* também pode ser encontrada nos Cerradões e Matas Secas em áreas do Brasil Central.

Adicionalmente, Walter (1995) mostrou que diferenças florísticas entre porções da mesma mata podem ser maiores que diferenças entre matas diferentes. A análise de Silva *et al.* (2001) em 21 levantamentos realizados em matas diferentes no Distrito Federal mostrou que a similaridade florística de Sørensen em alguns casos foi tão baixa como 0,3, enquanto a similaridade média de 0.4 indicou a baixa semelhança florística entre os levantamentos. Esse autor listou apenas para o Distrito Federal 378 espécies, 44.1% do total de 854 sugerido por Felfili *et al.* (2001) para as matas do bioma.

A progressiva exploração desordenada e predatória desse ambiente e a ausência ou mesmo ineficácia de políticas públicas ambientais para sua gestão na região do Cerrado podem conduzir à insustentabilidade ecológica e social. Como a legislação ambiental protege esses ambientes, sua preservação resultaria em redução dos espaços produtivos, implicando em impacto direto nos rendimentos de produtores familiares de comunidades que vivem nas regiões ribeirinhas. Por outro lado, vale lembrar que a depredação das mesmas levará à redução da oferta

hídrica essencial para a sustentabilidade da produção agrícola, e que os resultados encontrados mostram que a conservação destas matas ribeirinhas vai manter importantes corredores ecológicos para o deslocamento da fauna e da flora, possibilitando serviços ambientais essenciais para a própria ocupação sustentável do bioma.

Quanto à vegetação savânica, dados disponíveis sobre a flora lenhosa do Cerrado, sentido amplo, indicam que, na área nuclear contínua, o número de espécies em uma área (diversidade alfa) pode variar de 20 a 193 espécies lenhosas arbóreas, enquanto áreas disjuntas do bioma, concentradas nas savanas amazônicas, podem apresentar valores bem menores (Ratter *et al.*, 2002, 2003). É claro que parte dessa variação na área nuclear pode ser oriunda da forma de amostragem, mas existem evidências de que a grande maioria dessa variação seja real e deva ser estudada com maiores detalhes, como é o caso de áreas encontradas em solos mesotróficos. Estes solos apresentam níveis de cálcio e magnésio, na camada superior, maiores que a média e estão associados com a presença de menor número de espécies. Espécies características desses ambientes são *Terminalia argentea*, *Callisthene fasciculata*, *Magonia pubescens*, *Astronium fraxinifolium* entre outras (Ratter *et al.*, 1977; Furley & Ratter 1988).

As análises biogeográficas realizadas por Castro (1994), Castro e Martins (1999), Ratter & Dargie (1992) e Ratter *et al.* (1996) e Ratter *et al.* (2003) permitiram a identificação de padrões de distribuição da flora do bioma. Por exemplo, Ratter *et al.* (1996) reconheceram os grupos *Sul* (São Paulo e sul de Minas Gerais), *Este-sudeste* (principalmente Minas Gerais), *Central* (Distrito Federal, Goiás e porções de Minas Gerais), *Centro-oeste* (maior parte de Mato Grosso, Goiás e Mato Grosso do Sul), e *Norte* (principalmente Maranhão, Tocantins e Pará), assim como um grupo de *vegetação savânica disjunta* na Amazônia. Neste estudo os autores mostraram não apenas que diversidade tende a ser menor nos sítios com solos relativamente mais férteis, onde existe a dominância de espécies indicadoras como *Callisthene fasciculata, Magonia pubescens, Terminalia argentea* e *Luehea paniculata,* mas também a existência de intensa heterogeneidade entre os sítios amostrados (diversidades beta e gama).

A análise da vegetação lenhosa da fisionomia Cerrado sentido amplo compreende hoje levantamentos em 376 sítios (Ratter *et al.*, 2003) com um total de 953 espécies de árvores e grandes arbustos, onde apenas 38 estiveram presentes em 50% ou mais deles (Tabela 1). Este estudo evidencia ainda que 309 espécies (35,3%) ocorreram em apenas um local, enquanto somente 300 espécies ocorreram em mais de oito locais (≥ 2,5%). O padrão de diversidade das espécies lenhosas é principalmente constituído desse um grupo restrito de 300 espécies (cerca de 1/3 do total) relativamente comuns e 2/3 de espécies bastante raras, muitas das quais poderiam ser incluídas como acessórias (Ratter *et al.*, 2003). Este padrão de oligarquia de um grupo de espécies comuns e muitas outras espécies raras, também foi reportado para as Matas de Galeria (Silva Júnior *et al.*, 2001) e para matas amazônicas de terra firme no Equador e Peru (Pitman *et al.*, 2001).

Alguns pesquisadores (*e.g.* Rizzini, 1963, 1979) postularam que na área central do bioma Cerrado haveria mais espécies que na periferia, e consideraram que a riqueza seria principalmente composta por espécies acessórias oriundas dos biomas vizinhos. Entretanto, Ratter *et al.*, (2003) relataram dois pontos relevantes:

1 - Apesar de muitas localidades da região central serem de fato ricas em espécies, localidades na periferia da área nuclear do Cerrado, nas proximidades dos Rios Araguaia, Tocantins e Xingu, ou ainda, no estado de São Paulo, mostraram riqueza tão grande ou até superior que a porção central.

2 - A riqueza da flora periférica é composta de espécies tipicamente savânicas, ou seja, não é formada por espécies oriundas de biomas vizinhos. Isto demonstra não apenas a significante heterogeneidade da flora, mas as particularidades de cada local.

Alguns estudos demonstraram a importância do Cerrado como um dos centros de biodiversidade mais importantes do planeta (Myers et al., 2000). Sem dúvida, a heterogeneidade do ambiente, já demonstrada em termos de precipitação pluviométrica (Assad & Evangelista, 1994), solo (Reatto *et al.* 1998), água (Lima & Silva 2002) e vegetação (Ratter *et al.* 1996; 2002; 2003), é fundamental na manutenção dessa biodiversidade.

Uso agrícola: produção atual e perspectivas futuras

A produção agrícola no Centro-Oeste, até a década de 1950, era pouco expressiva, a indústria não existia e

Tabela 1. Espécies lenhosas presentes em mais de 50% dos 376 levantamentos comparados [Os valores em parênteses são das porcentagens encontradas respectivamente em levantamentos anteriores Ratter and Dargie (1992) e Ratter *et al.* (1996)].

Espécies	%	Espécies	%
1-Qualea grandiflora	85 (96, 96)	*20-Byrsonima crassa*	60 (41, 47)
2-Q. parviflora	78 (75, 71)	*21-Himatanthus obovatus*	59 (41, 45)
3-Bowdichia virgilioides	77 (79, 76)	*22-Vatairea macrocarpa*	59 (58, 48)
4-Dimorphandra mollis	74 (71, 77)	*23-Machaerium acutifolium*	58 (62, 65)
5-Lafoensia pacari	74 (71, 62)	*24-Tocoyena formosa*	58 (75, 58)
6-Connarus suberosus	73 (75, 71)	*25-Davilla elliptica*	58 (66, 47)
7-Hymenaea stigonocarpa	73 (62, 78)	*26-Diospyros hispida*	57 (50, 45)
8-Kielmeyera coriacea	70 (62, 77)	*27-Salvertia convallariodora*	56 (54, 53)
9-Tabebuia aurea	67 (75, 56)	*28-Xylopia aromatica*	55 (58, 57)
10-Tabebuia ochracea	66 (37, 57)	*29-Sclerolobium aureum*	55 (58, 47)
11-Byrsonima coccolobifolia	65 (83, 71)	*30-Astronium fraxinifolium*	55 (58, 52)
12-Pouteria ramiflora	65 (62, 60)	*31-Annona coriacea*	54 (42, 48)
13-Casearia sylvestris	64 (71, 71)	*32-Ouratea hexasperma*	53 (42, 41)
14-Roupala montana	62 (54, 62)	*33-Plathymenia reticulata*	53 (58, 47)
15-Acosmium dasycarpum	62 (58, 60)	*34-Hancornia speciosa*	53 (42, 51)
16-Curatella americana	62 (75, 71)	*35-Aspidosperma tomentosum*	51 (65, 49)
17-Erythroxylum suberosum	62 (71, 54)	*36-Qualea multiflora*	51 (61, 63)
18-Caryocar brasiliense	61 (75, 78)	*37-Byrsonima verbascifolia*	50 (61, 55)
19-Brosimum gaudichaudii	60 (54, 62)	*38-Eriotheca gracilipes*	50 (50, 37)

apenas a pecuária bovina apresentava relevância na região. Este panorama, no entanto, sofreu alterações provenientes da abertura da fronteira agrícola nacional e do conseqüente fluxo migratório em direção ao oeste brasileiro. Na década de 1960, a quantidade de soja produzida no Brasil era de apenas 400 mil toneladas/ano. Em 1997 a produção nacional superou 25 milhões de toneladas e segundo estimativas da Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB) para a safra 2001/02, este montante pode chegar a 41 milhões de toneladas. Dos 27 estados brasileiros, 15 estão produzindo soja. A Região Sul era a maior produtora do país até meados da década de 1990. Na safra 2000/01, o Sul respondeu com 42,26% da safra nacional, enquanto o Centro-Oeste já produziu 44,35%. Estimativas para a safra de 2001/02 apontam que a produção no Centro-Oeste tende a crescer chegando a 19 milhões de toneladas, o que significaria 46,9% de toda a produção de soja do país. A participação da Região Nordeste cresceu bastante entre 1997 e 2001, quando apresentou percentuais de 3% e 6,87%, respectivamente, com ênfase para o estado da Bahia que responde por cerca de 70% da produção local. Mas qual é essa área de soja plantada e qual é o impacto ambiental?

A área plantada, em 2001, foi de pelo menos de 6.970 milhões de hectares, assumindo que a produção da soja hoje para o Cerrado seja de cerca de 20 milhões de toneladas e a produtividade média de 2.926 kg/ha (www.cnpsoja.embrapa.br./radarsoja/conab0203). Assim, dos 10 milhões de hectares plantados com grãos (Sano *et al.*, 2001), quase 65% da área total de grãos esteve destinada a esta espécie. A partir desses números, verifica-se que em 1986 a soja era responsável pela ocupação direta de mais de 3% da área bioma Cerrado. Além disso, observa-se que a área plantada na região tem crescido intensamente. Com isso, o Cerrado respondia por 41,83% de toda a produção de soja brasileira. Se por um lado a maior ocupação acontece com pastagem cultivada (38%) (Sano *et al.*, 2001), por outro, a abertura de novas áreas nos últimos anos está praticamente em função da soja e milho (Figura 2).

O incremento de produção de um determinado plantio agrícola, em termos simples, vai depender de três fatores: (i) abertura de novas áreas, (ii) aumento da produtividade ou (iii) utilização de áreas anteriormente plantadas com outras culturas. A soja na região duplicou de 1985 a 1995 e praticamente triplicou nos últimos 15 anos (Figura 1). O incremento

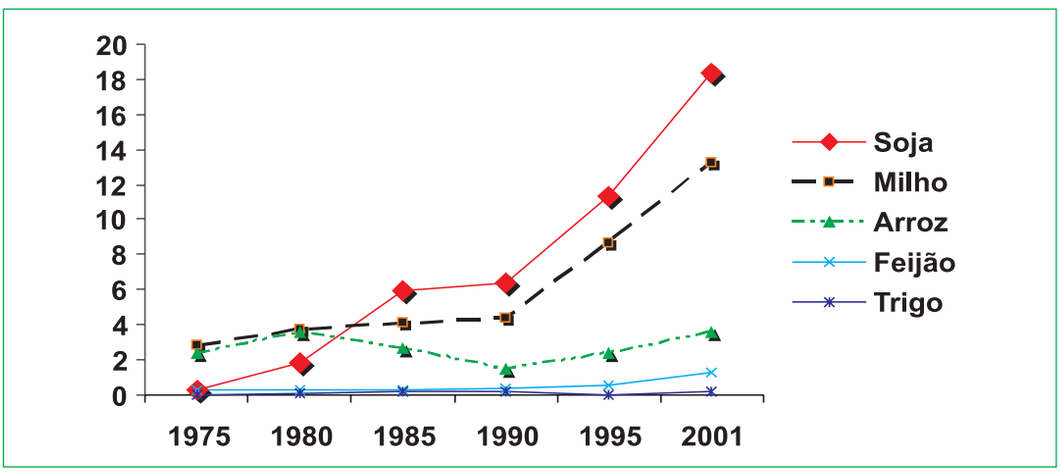


Figura 2
Evolução da produção de grãos em milhões de toneladas na área do domínio do bioma Cerrado. Fonte: Embrapa Cerrados – Palestra Institucional

na produção até agora foi decorrente dos dois primeiros fatores, abertura de novas áreas e aumento da produtividade. Da década de 1970, a produtividade aumentou de 1.300 para algo em torno de 2.800 kg/ha em 2001. Esta produtividade pode aumentar ainda mais, pois bons produtores, com técnicas apropriadas, poderão alcançar padrões mais altos.

A conservação do bioma Cerrado vai depender da criação de novas unidades de conservação e também da diminuição da pressão de ocupação agrícola. O aproveitamento de áreas com baixa ocupação ou abandonadas por outras culturas seria muito importante. Assim, dos 49 milhões de hectares ocupados por pastagens, estima-se que 30 milhões estejam degradados, sendo solos, teoricamente, potenciais para a reincorporação ao sistema produtivo de grãos, plantios com espécies perenes e sistemas agroflorestais. Esta área degradada é três vezes maior do que o espaço ora ocupado por todos os plantios de grãos. Entretanto, esta incorporação depende de vários fatores como a disponibilidade de técnicas de recuperação do solo e do uso da água (pesquisa), estudos das necessidades específicas para a próxima cultura (pesquisa), a conscientização e o treinamento dos produtores (educação) e a implementação de procedimentos políticos e sociais que apóiem o uso destas áreas (política).

POLÍTICAS PÚBLICAS

O estabelecimento apropriado e eficiente de políticas públicas para conservação vai depender da disponibilidade de informações coerentes e atualizadas, da integração e análise das informações disponíveis e a análise dos interessados em todos os níveis.

DISPONIBILIDADE DE INFORMAÇÕES

As unidades de conservação de proteção integral correspondiam a 1,5%, até 1998, do bioma Cerrado. Se a este número fossem somadas as unidades de uso sustentável, o Cerrado protegido não passaria de 3% de sua extensão inicial (Aguiar *et al.* 2003). A intensa heterogeneidade florística local e regional aqui destacada tem conseqüências importantíssimas em planos de manejo para o estabelecimento de unidades de conservação. Assim, os dados florísticos mostram que é necessário proteger muitas áreas relativamente menores no sentido de representar adequadamente a biodiversidade local e regional.

Todo esse conhecimento é muito útil no momento de decidir localização e tamanho das unidades de conservação, já que a ocupação humana nas ultimas três décadas, seja por agricultura, pastagem, produção de carvão, urbanização, entre outras, reduziu a vegetação natural para algo ao redor de 30%. Muito embora no Cerrado, a riqueza de espécies e endemismo sejam altos (Mittermeier *et al.*, 1999; Davis *et al.*, 1994 – 1997; Groombridge, 1992; Heywood, 1995 *apud* Myers *et al.* 2000 e Brooks *et al.* 2002), a proteção ambiental é pequena e a taxa de ocupação sensivelmente alta.Estimativas de antropização (incluindo urbanização, agricultura e áreas pouco perturbadas utilizadas como pastagem nativa) foram de 40% em 1995 (Alho & Martins 1995); 59% em 1996 (Sano *et al.*, 2002); de 67,1% em 1998 e de cerca de 70% em 1999 (Cerrado e Pantanal, 2002). Em alguns estados como São Paulo e Paraná, por exemplo, somente pequenos vestígios dessa vegetação natural permanecem.

INTEGRAÇÃO E ANÁLISE DESSAS INFORMAÇÕES

O desafio, portanto, está em agrupar e associar toda a informação disponível do ambiente físico e biológico e dos usuários, sejam eles comunidades tradicionais ou novos assentamentos, para estruturar sugestões para políticas públicas pertinentes e convincentes, procurando atingir o desenvolvimento sustentável com uma agricultura mais amigável com o ambiente e com ênfase na conservação dos 20% de reserva legal.

Além disso, os dados disponíveis evidenciam que, para ser efetiva, a conservação deve acontecer considerando a integração entre as fisionomias. Conservar apenas a vegetação ribeirinha, sem que sejam levadas em conta a sua dinâmica natural e as relações com as fisionomias adjacentes seria ineficiente. Dessa maneira, a interface com o campo úmido e o Cerrado sentido amplo é muito importante, principalmente no que diz respeito às espécies pioneiras da vegetação, transitórias como os animais ou mesmo com o lençol freático no solo. Por outro lado, manter uma reserva apenas com vegetação savânica apresentaria sérios problemas pela ausência de ligação com os ambientes ribeirinhos, tão importantes para a manutenção da fauna. Bagno & Marinho-Filho (2001) observaram que apenas 20% das aves do Distrito Federal são independentes das florestas, ou seja, a grande maioria ocorre tanto nos ambientes abertos quanto nos florestais. Muito embora englobem apenas 5% da área total do bioma Cerrado, 50% dos endemismos e 24% das espécies ameaçadas de mamíferos são encontradas nessas matas (Marinho-Filho & Gastal 2000), com sérias evidências de que sirvam como corredores mésicos entre a Floresta Amazônica e a Mata Atlântica, permitindo assim a manutenção da fauna característica de formações florestais sem adaptações específicas a ambientes tipicamente xéricos (Redford & Fonseca, 1996).

INTERESSADOS

A principio, o objetivo único e principal almeja o capital monopolista e a economia exportadora especializada em produtos alimentícios e matéria-prima, onde a soja aparece como elemento-chave. Atitudes, em futuro bem próximo, devem considerar dois pontos: a quem esse desenvolvimento interessa (beneficiários) e qual a sua necessidade de implantação em curto prazo, sem a devida análise das conseqüências dessas atitudes.

A região Centro-Oeste, em termos de beneficiários, responde pela menor participação da agricultura familiar no país, exatamente devido a esse alto índice de concentração fundiária (Expansão... 2000) de 500ha por propriedade, estabelecido como padrão pela monocultura empresarial (PRODECER II na região de Balsas, por exemplo). Com isso, percebe-se que há um impacto econômico positivo para o novo proprietário da terra, enquanto por outro lado, as populações tradicionais são pressionadas para um intenso processo de êxodo rural devido à perda de competitividade dos seus meios de produção e das formas tradicionais de manejo de recursos naturais.

Os impactos da ocupação agrícola tecnificada, especialmente soja, evidenciam uma área de ocupação de 3% do Cerrado em valores absolutos (Sano *et al.*, 2001), porém é fundamental discutir e considerar as conseqüências

indiretas ao estímulo de atividades complementares, e tidas como de desenvolvimento regional, como implementos e insumos agrícolas, comercialização, transporte e moradia (Expansão... 2000).

Essas atividades econômicas, sem dúvida, vão implicar na demanda de infra-estrutura que acaba influenciando no surgimento de outras culturas anuais (milho, feijão, arroz) ou perenes (banana, abacaxi). O Centro-Oeste tem implementado o estabelecimento de agroindústrias para o processamento de grãos de soja que não foram admitidos em outras regiões do país pelo impacto ambiental dos subprodutos e dejetos.

Recomenda-se que a decisão da localização das reservas legais, leve em consideração toda essa integração. A determinação do local da reserva, geralmente, é tomada pelo proprietário ou muitas vezes pelo seu encarregado, o que torna a escolha muitas vezes inapropriada, pois é tomada com base em um conhecimento insuficiente dos recursos naturais disponíveis. A ausência deste conhecimento deve ser suprida com intensos programas de educação ambiental.

Políticas de conscientização, educação e apoio para a ocupação ambientalmente sustentável seriam imprescindíveis. Liberação de recursos para plantios agrícolas deveria estar associada a técnicas de plantio e a preservação do solo, da água, da vegetação e da fauna. Este procedimento deveria ser acompanhado de educação ambiental, que estaria acontecendo com toda a comunidade, das crianças até os mais idosos. A sugestão seria a aplicação da educação ambiental no sentido amplo de Paulo Freire, ou seja, utilizando o ambiente em que a comunidade vive para educá-la; somente assim a comunidade poderia valorizar corretamente o ambiente onde vive. Isso se torna mais crítico ao se constatar que o número de produtores vindos de outras regiões do Brasil, no Cerrado, é muito alto. Foi verificado no Distrito Federal e em seu entorno, por exemplo, que 82,5% da população amostrada nasceu fora dessa área, e que a grande maioria não possuía raízes culturais vinculadas ao ambiente Cerrado, pois seriam oriundas, principalmente, das regiões Sul, Sudeste e Nordeste.

É evidente que se os aspectos de valoração ambiental tivessem sido amplamente aplicados e divulgados junto ao sistema privado de colonização e expansão da produção agropecuária organizada por grandes empresas do setor ou proprietários capitalizados, os resultados positivos sobre produção sustentada e conservação já poderiam ter sido colocados em prática. Entretanto, o procedimento até agora observado parece conseqüência da pequena articulação, tanto no aspecto setorial quanto no espacial. Muito pouco tem sido divulgado nas cooperativas do setor de produção de grãos sobre produção sustentada e conservação. Além disso, essa divulgação ainda varia de região para região. Esse desconhecimento pode levar a atitudes precipitadas e inconseqüentes.

PROPOSIÇÕES

Este estudo propõe transformações que devem partir dos seguintes precedentes:

1) Desenvolvimento tem que ser desdobrado em pleno envolvimento, entendendo que o prefixo “des”, nesse caso, não deve ser compreendido como

negativa de envolvimento, tal como em des-ligar (não ligar) e des-conversar (não conversar);

2) Pleno envolvimento seria, então, assumir que conservação e ocupação sustentada são como faces de uma mesma moeda. Para que essa moeda tenha mais valor, as duas faces devem estar juntas, lembrando que o ser humano é parte da natureza.

3) Devem acontecer em pelo menos três níveis (Tabela 2): Pesquisa, Política e Educação e dependendo da situação, em curto, médio e longo prazos. A matriz a seguir apresenta os principais aspectos desses níveis e prazos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O bioma Cerrado é regional e localmente heterogêneo, particularmente, no que diz respeito às espécies vegetais raras e endêmicas. Dessa maneira, é essencial a implementação de um sistema de unidades de conservação, que seja capaz de representar devidamente as subprovíncias florísticas já identificadas em vários estudos e

Tabela 2. Transformações na pesquisa, educação e nas políticas públicas propostas para mudar o entendimento sobre o valor ambiental do bioma Cerrado

	Prazos		
Níveis	**CURTO**	**MÉDIO**	**LONGO**
Pesquisa (O que falta ser conhecido)	• Seleção de métodos e produtos que estimulem a conservação do ambiente (solo, água, vegetação, fauna etc.)	• Seleção de espécies nativas para utilização em modelos agroflorestais sustentáveis	• Criação de modelos agroflorestais que incluam espécies nativas.
Educação (Divulgar o que é conhecido)	• Divulgação dos conhecimentos já disponíveis sobre o bioma e sobre o desenvolvimento sustentado.	• Divulgação dos métodos e produtos que estimulem a conservação do ambiente (solo água, vegetação, fauna etc.) nas escolas agrícolas e urbanas.	• Divulgação dos modelos agroflorestais nas escolas agrícolas da região. • Divulgação de informações sobre a biologia e o valor intrínseco do bioma Cerrado nas escolas agrícolas e urbanas.
Políticas (Favorecer os níveis anteriores)	• Criação de programas regionais que estimulem a pesquisa e a educação com o tema conservação e manejo sustentado para o bioma Cerrado; • Criação de condições para que o ambiente preservado seja considerado como uma "commodity"; • Criação de pólos agroindustriais para beneficiamento de produtos extrativos; • Criação de facilidades de comercialização e "marketing".	• Aos usuários que adotem práticas sugeridas de desenvolvimento sustentável deve haver: 1- Liberação do Título definitivo da terra (caso ainda esteja pendente) 2- Diminuição dos impostos do uso da terra, 3- Utilização do ICMS verde para os impostos dos produtos comercializados com esse tipo de procedimento, 4-Criação de programas regionais que estimulem a ocupação do solo/projetos de colonização e assentamentos agrícolas.	• Inclusão no currículo regional a obrigatoriedade de informações sobre a biologia e o valor intrínseco do bioma Cerrado.

revisadas em Ratter *et al.*, (2003). Além disso, todas as formações florestais, savânicas ou campestres, ali presentes devem também ser consideradas e incluídas nesse sistema, além das fitofisionomias e suas variações ambientais, como classes de solo e clima. Fica bastante clara a necessidade de criação de unidades de conservação em chapadas de latossolo, devido à intensa seleção dessas áreas para a ocupação agrícola nas ultimas três décadas.

A importância da implementação de leis e procedimentos ambientalmente amigáveis é premente. Decisões devem acontecer em seqüência e em diversos níveis como políticas, pesquisas, produtores e consumidores. Então, como "tomadores de decisão" são incluídos aqui políticos, pesquisadores, produtores, caseiros e até mesmo cada um de nós, como consumidores de produtos provenientes do Cerrado. Esse grupo deve entender que o ambiente faz parte do sistema de produção agrícola. É o ambiente que vai agir como filtro de poluição de elementos essenciais para a nossa sobrevivência, como o ar e a água, além de funcionar como sensor da qualidade ambiental, indicando quando o sistema está desequilibrado, pois sua capacidade de suporte foi ultrapassada. Somente com esses procedimentos teríamos possibilidades de garantir a conservação do bioma Cerrado e possibilitar a sustentabilidade da produção agrícola com longa duração.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aguiar, L. M. de S., R. B. Machado & J. Marinho-Filho. 2004. A diversidade biológica do Cerrado. *In* L. M. de S. Aguiar e A. J. A. Camargo (Eds.). *Cerrado ecologia e caracterização.* p. 17-40. Embrapa STC, Brasília, DF, Brasil.

Alho, C. A. & E. de S. MARTINS. 1995. *De grão em grão, o cerrado perde espaço* (Cerrado – impactos do processo de ocupação). WWF – Fundo Mundial para a Natureza. Brasília, Brasil.

Assad, E. D. & B. A. Evangelista. 1994. Análise freqüencial da precipitação pluviométrica. *In* E. D. Assad (Coord.). *Chuvas nos cerrados Análise e espacialização.* p. 25 – 42. EMBRAPA-CPAC: EMBRAPA-SPI, Brasília, Brasil. ‘

Bagno, M. A. & J. Marinho-Filho. 2001. A avifauna do Distrito Federal: uso de ambientes abertos e florestais e ameaças. *In* J. F. Ribeiro, C. E. L. da Fonseca e J. C. Sousa-Silva (Eds.). *Cerrado caracterização e recuperação de Matas de Galeria*. p. 495-528. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, Brasil.

Brandão, R. A. & A. F. B. de Araújo A Herpetofauna associada às Matas de Galeria no Distrito Federal. *In* J. F. Ribeiro, C. E. L. da Fonseca e J. C. Sousa-Silva (Eds.). *Cerrado caracterização e recuperação de Matas de Galeria*. p. 561 - 604. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, Brasil.

Brooks, T. M., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca, A. B. Rylands, W. R. Konstant, P. Flick, J. Pilgrim, S. Oldfield, G. Magin, & C. Hilton-Tailor. 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology.* 16 : 909-923.

Castro, A. A. J. F. 1994. *Comparação florístico-geográfica (Brasil) e fitossociológica (Piauí – São Paulo) de amostras de cerrado.* Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, SP, Brasil.

_____ & F. R. Martins, (1999). Cerrados do Brasil e do Nordeste: Caracterização, área de ocupação e considerações sobre a sua fitodiversidade. *Pesq. Foco*, São Luís 7: 147-178.

_____, F. R. Martins, J. Y. Tamashiro & G. J. Shepherd. (1999). How rich is the flora of the Brazilian cerrados? *Ann. Missouri Bot. Gard.* 86: 192-224.

Cavalcanti, R.B. 1999.Bird species richness and conservation in the Cerrado Region of Central Brasil. *Studies in Avian Biology* 19: 244 – 249.

MMA-SBF. 2002. Cerrado e Pantanal. *In Biodiversidade brasileira:* Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. p.175 – 214. Ministério do Meio Ambiente/ Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília, DF, Brasil.

Dias, B. F. de S. 1992. Cerrados: uma caracterização. *In*: *Alternativas de desenvolvimento dos cerrados:* manejo e conservação dos recursos naturais renováveis. [Coordenação Bráulio F. de Souza Dias] p. 11-25. FUNATURA-IBAMA, Brasília, DF, Brasil.

Expansão agrícola e perda da biodiversidade no cerrado: origens históricas e o papel do comércio internacional. 2000. [Coordenação Robert Buschbacher], WWF Brasil, Brasília, DF, Brasil. 98p.

Felfili, J.M., R. C. da Mendonça, B.M.T. Walter, M.C. da Silva Jr., M.G.G. Nóbrega, C.W. Fagg, A.C. Sevilha, M.A. Silva, 2001. Flora fanerogâmica das Matas de Galeria e Ciliares do Brasil Central. *In* J. F. Ribeiro, C. E. L. da Fonseca e J. C. Sousa-Silva (Eds.). *Cerrado caracterização e recuperação de Matas de Galeria.* p. 195-263. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, Brasil.

Ferreira, J.N. & J.F. Ribeiro, Ecologia da inundação em Matas de Galeria. 2001. *In* J. F. Ribeiro, C. E. L. da Fonseca e J. C. Sousa-Silva (Eds.). *Cerrado caracterização e recuperação de Matas de Galeria.* p. 425-451. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, Brasil.

Furley, P. A., J. A. Ratter & Gifford, D. R. (1988). Observations on the vegetation of eastern Mato Grosso III. The woody vegetation and soils of the Morro de Fumaça, Torixoreu. *Proc. Roy. Soc. B.* 235: 259 – 280.

Haridasan, M., J.M. Felfili, M.C. da Silva Junior, A.V. Rezende, P.E.N. Silva, Gradient analysis of soil properties and phytosociological parameters of some gallery forests on the Chapada dos Veadeiros in the Cerrado region of central Brazil. *In*: International Symposiun on Assesment and Monitoring of Forests in Tropical Dry Regions with Special Reference to Gallery Forests, 1996, Brasília, DF. *Proceedings*. Brasília, University of Brasília, 1997. p.259-275.

Lima, J.E.F.W. & E. M. da Silva. 2002. Contribuição hídrica do Cerrado para as grandes bacias hidrográficas brasileiras. *In Simpósio de Recursos Hídricos do Centro-Oeste II,* Campo Grande, Mato Grosso do Sul, ABRH. 2002. CD

Mantovani, J.E. & A. Pereira. *Estimativa da integridade da cobertura vegetal do Cerrado/Pantanal através de dados TM/ Landsat.* Brasília, DF: [s.n.], 1998.

Marinho-Filho, J. & M. L. Gastal. 2000. Mamíferos das matas ciliares dos cerrados do Brasil Central. *In* R. R. Rodrigues e Leitão-Filho, H. F. (Eds.). *Matas ciliares: conservação e recuperação.* p.209-221. Edusp/Fapesp, São Paulo, SP, Brasil.

_____& M. M.Guimarães. 2001. Mamíferos das matas de galeria e das matas ciliares do Distrito Federal. *In* J. F. Ribeiro, C. E. L. da Fonseca e J. C. Sousa-Silva (Eds.). *Cerrado caracterização e recuperação de Matas de Galeria.* p. 531 - 557. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, Brasil.

Mendonça, R. C., J. M. Felfili, B. M. T. Walter, M. C. Silva Júnior, A. V Rezende, T. S. Filgueiras, & P. E. N. Silva. (1998). Flora vascular do cerrado. *In*: Sano, S. M., & Almeida, SD. P., (Eds). *Cerrado: ambiente e flora*, p. 288-556. Planaltina, DF, Brazil: EMBRAPA-CPAC.

Myers, N., R.A. Mittermeir, C. G. Mittermeir, G. A. B. Fonseca & J. Kent 2000.

Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.

Pitman, N. C. A., J. W. Terborgh, M. R. Silman, V. P. Núñez, D. A. Neill, C. E. Cerón, W. A. Palacios & M. Aulestia. 2001. Dominance and distribution of tree species in Upper Amazonian terra firme forests. *Ecology* 82: 2101-2117.

Ratter, J.A., G. P. Askew, R. F. Montgomery & D. R. Gifford. 1977. Observações adicionais sobre o cerradão de solos mesotróficos no Brasil Central. *In* M. G. Ferri (Ed.) *IV Simpósio sobre o Cerrado.* p. 306-316. Editora Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.

_____ & T. C. D. Dargie. 1992. An analysis of the Floristic Composition of 26 Cerrado Areas in Brazil. *Edinb. J. Bot.* 49: 235-250.

Ratter, J. A., S. Bridgewater, R. Atkinson, R & J. F. Ribeiro. 1996. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation II: comparison of the woody vegetation of 98 areas. *Edinb. J. Bot.* 53: 153-180.

_____ & J.F. Ribeiro 1996. Biodiversity of the flora of the cerrado. *In* R.C. Pereira & L.C.B. Nasser (Eds.) *VIII Simpósio sobre o Cerrado. I International Symposium on Tropical Savannas.* pp.3 – 5. EMBRAPA CPAC, Brasília, Brasil.

_____ ,S. Bridgewater, J. F. Ribeiro, T. A. B. Dias & M. R. da Silva. 2000. Estudo preliminar da distribuição das espécies lenhosas da fitofisionomia cerrado *sentido restrito* nos estados compreendidos pela Bioma Cerrado. *Bol. Herb. Ezechias Paulo Heringer.* 5: 5-43.

_____ ,S. Bridgewater, & J. F. Ribeiro. 2002. Espécies lenhosas da fitofisionomia cerrado sentido amplo em 170 localidades do Bioma Cerrado. *Bol. Herb. Ezechias Paulo Heringer* 7: 5 - 112.

_____ ,S. Bridgewater & J. F. Ribeiro. 2003. Analysis of the floristic composition of the brazilian cerrado vegetation III: comparison of the woody vegetation of 376 areas. *Edinb. J. Bot.* 60 (1): 57 – 109.

Reatto, A., J.R. Correia, S.T. Spera.1998. Solos do bioma Cerrado: aspectos pedológicos. *In* : S.M. Sano, S. P. de Almeida (Eds.). *Cerrado ambiente e flora.* p. 47 -86. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, Brasil.

Redford, K.H. & G. A. B. Fonseca. 1986. The role of gallery forests in the zoogeography of the Cerrado´s non-volant mammalian fauna. *Biotropica.* 18:126 – 135.

Ribeiro, J. F. & C. J. Barros. 2002. *O impacto da soja na biodiversidade do cerrado: desafios para a sustentabilidade.* Goiânia/SBPC www.sbpc.com.br

Rizzini, C.T. 1963. A Flora do Cerrado. Análise Florística dos Savanas Centrais. *In* M. G. Ferri (Coord.). *Simpósio sobre o Cerrado.* p. 127-177 . Editora Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.

_____ .1979. *Tratado de fitogeografia do Brasil.* Vol. 2. São Paulo, Brazil, Editora Universidade de São Paulo.

Sano E.E., E. T. Jesus, & H. S. Bezerra. 2001. Mapeamento e quantificação de áreas remanescentes do cerrado através de um sistema de informações geográficas. *Sociedade & Natureza.* 13 : 47 – 62.

Schiavini, I. 1992. *Estruturas das comunidades de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga* (Uberlândia, MG). Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas-Unicamp, Campinas, São Paulo.

_____ ,J.C.F.Resende, F.de G. Aquino. 2001. Dinâmica de populações de espécies arbóreas em Mata de Galeria e Mata Mesófila na margem do Ribeirão Panga, MG. *In* J. F. Ribeiro, C. E. L. da Fonseca e J. C. Sousa-Silva (Eds.). *Cerrado caracterização e recuperação de Matas de Galeria.* p. 267-299. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, Brasil.

Silva, J. M. C. da . 1995. Birds of the Cerrado region, South America. *Steenstrupia*. 21:69 – 92.

_____.1997. Endemic bird species and conservation in the Cerrado Region, South America. *Biodiv. Conserv.*, 6 : 435 – 450.

Silva Júnior, M. C. da, J. M. Felfili, B. M. T. Walter, P. E. Nogueira, A. V. Rezende, R. de O. Morais, & M. G. G. Nóbrega, 2001. Análise da flora arbórea de Matas de Galeria no Distrito Federal: 21 levantamentos. *In* J. F. Ribeiro, C. E. L. da Fonseca e J. C. Sousa-Silva (Eds.). *Cerrado caracterização e recuperação de Matas de Galeria.* p. 143-191. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, Brasil.

Walter, B.M.T. 1995. *Distribuição espacial de espécies perenes em uma Mata de Galeria Inundável no Distrito Federal: florística e fitossociologia*. Tese de Mestrado. Universidade de Brasília-UnB, Brasília, Distrito Federal.

_____ & J. F. Ribeiro. 1997. Spatial floristic patterns in gallery forests in the Cerrado Region, Brazil. In.: J. Imaña-Encinas, C. KLEINN (org.). International Symposium on Assessment and Monitoring of Forests in Tropical Dry Regions with Special Reference to Gallery Forests, Brasília: 1996. *Proceedings* , Brasília: University of Brasília. p.339-349. (www.cnpsoja.embrapa.br./radarsoja/conab0203)

Capítulo 24

FOTO: ANDERSON SEVILHA

Manejo de fragmentos de Cerrado: princípios para a conservação da biodiversidade

Vânia R. Pivello
Departamento de Ecologia
Universidade de São Paulo
São Paulo, SP

POR QUE MANEJAR OS ECOSSISTEMAS NATIVOS EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO?

O processo de desenvolvimento que se instalou nas regiões Sudeste e Centro-oeste do Brasil a partir do século 20, acompanhado de grande crescimento populacional, levou à rápida procura por terras agricultáveis, locais para instalação de indústrias e cidades, bem como utilização direta dos recursos da natureza. Em decorrência, os ecossistemas nativos sofreram e ainda vêm sofrendo intensa fragmentação, substituição e descaracterização, sendo que aqueles que hoje restam geralmente constituem fragmentos pequenos e isolados nas paisagens modificadas pelo homem, ou, mesmo quando mais extensos, também alterados em sua composição, estrutura e processos. Além das perdas diretas de indivíduos e espécies, esses fragmentos sofrem inúmeras pressões externas, vindas de seu entorno alterado.

Diversas estratégias voltadas à proteção da biodiversidade existem, sendo elas de ordem política, econômica, educativa e ambiental, e devendo estar todas interligadas. Na vertente ambiental, a conservação *in situ*, por meio do estabelecimento de unidades de conservação, mostra-se como uma das melhores alternativas para a manutenção da biodiversidade nativa, uma vez que se mantém não apenas as espécies, mas também seus *habitats*, as relações entre elas e os processos ecológicos.

Entretanto, a grande maioria das áreas hoje destinadas à conservação nada mais são do que pequenas ilhas em meio à ocupação urbano-rural, sofrendo todo o tipo de pressão do entorno. Uma vez que resistência, resiliência e capacidade de auto-sustentação dos ecossistemas são propriedades que ocorrem dentro de limites, mesmo a biodiversidade "protegida" nas unidades de conservação está sujeita a sérios problemas e a grandes perdas, advindas da fragmentação e isolamento dos *habitats* e das pressões do entorno. Assim, o processo de fragmentação de *habitats* é apontado como o principal responsável pelas atuais perdas de biodiversidade, sejam elas em nível genético, específico ou ecossistêmico (WWF, 1989). Essas questões vêm sendo muito bem exploradas nas duas últimas décadas, especialmente no contexto da ecologia

de paisagens (Naveh & Liebermann, 1994; Forman, 1995; Meffe & Carroll, 1997; Primack *et al.*, 2001; Turner *et al.*, 2001), com o intuito de fornecer embasamento a alternativas para a conservação biológica.

Conclui-se, então, que apenas a criação de unidades de conservação não é suficiente para a manutenção do patrimônio natural; é também necessário que medidas de manejo sejam adotadas para estas áreas, bem como para toda a paisagem onde se inserem. Intervenções nos ecossistemas protegidos são necessárias para direcionar seus processos e evitar ou remediar problemas que os levem à deterioração.

Os planos de manejo são uma primeira abordagem para o estabelecimento de diretrizes e ações para a proteção dos recursos naturais, entretanto, deve-se destacar outras estratégias, como políticas e ações institucionais de planejamento – incluindo a elaboração e o cumprimento de zoneamentos regionais –, políticas de incentivos e acordos, bem como ações de restauração e reabilitação de áreas degradadas.

A BIODIVERSIDADE E A PROTEÇÃO DO CERRADO

Um dos biomas que mais tem estado sujeito à ocupação e à descaracterização é o Cerrado[1]. Os fatores de indução do desenvolvimento, aliados a uma política governamental de incentivo agrícola no Cerrado – estabelecida na década de 1970 – e desprovida de uma proposta paralela de proteção ambiental, resultaram num processo acelerado de sua destruição e substituição. Ainda hoje, o Cerrado é visto como "celeiro do mundo" ou "área de expansão da fronteira agrícola", com estímulo oficial à sua substituição. Em conseqüência, apenas 2,09% deste bioma é protegido nas diversas categorias de unidade de conservação (situação em 18/02/2002, IBAMA, 2002).

Dentre as constantes pressões antrópicas sobre o Cerrado, destacam-se: queimadas, invasões para sua ocupação com moradias e agricultura de subsistência, entrada de gado, retirada de lenha e de espécies medicinais, além da invasão biológica por espécies exóticas.

Todavia, o Cerrado é detentor de imensa riqueza fisionômica - congregando mais de 20 formas vegetacionais florestais, savânicas e campestres (Ribeiro & Walter, 1998) - e florística, tendo sido registradas mais de 6.000 espécies vasculares para esse domínio morfoclimático (Mendonça *et al.*, 1998). Seguindo uma paisagem diversificada e com grande variabilidade de *habitats*, a fauna do Cerrado apresenta-se também exuberante, com cerca de 1.270 vertebrados terrestres. O grupo das aves é o mais rico, estando representado por mais de 800 espécies; seguido pelos mamíferos, anfíbios e répteis (Myers *et al.*, 2000).

Desde há várias décadas, já se reconhece o alto grau de peculiaridade e endemismo da flora do Cerrado (Rizzini, 1971; 1997; Goodland & Ferri, 1979), entretanto, contrariando idéias mais antigas, o maior conhecimento de sua fauna também vem mostrando padrão semelhante, com grande número de espécies endêmicas às fisionomias do bioma. Silva & Bates (2002), congregando dados de diversos trabalhos, mostram graus de endemismo da

[1] Cerrado, iniciado com letra maiúscula, refere-se, no presente texto, ao bioma ou ao domínio morfoclimático; quando iniciado com letra minúscula, refere-se a ambientes de cerrado.

magnitude de 44% para plantas vasculares, 30% para anfíbios, 20% para répteis, 12% para mamíferos e 1,4% para aves.

Essa imensa riqueza biológica, com alto grau de endemismo, merece, sem dúvida, maior atenção e dedicação à sua proteção, por meio de estratégias conservacionistas diversas e manejo adequado.

O MANEJO DE FRAGMENTOS DO CERRADO

A grande maioria das unidades de conservação brasileiras não recebe ações de manejo sobre sua biota. Isso decorre de políticas ambientais ultrapassadas, excessivamente conservadoras, que não admitiam intervenção alguma nos ambientes protegidos. Essa defesa da "não-ação" decorre, em parte, por se acreditar que ainda falta o conhecimento necessário para o estabelecimento das ações de manejo e, em parte, em virtude da legislação brasileira ter sido, historicamente, muito restritiva em relação às unidades de conservação.

No primeiro caso, a insegurança poderia ser justificada em parte, pois há, realmente, grandes lacunas de conhecimento em relação à dinâmica de nossos ecossistemas. Essas lacunas ocorrem em diversos níveis: na coleta dos dados, na análise e síntese das informações, na disseminação do conhecimento e em sua recepção (Pivello, 1992). Por outro lado, é ampla a gama de dados já obtidos para o Cerrado, úteis para subsidiar seu manejo; entretanto, grande parte desse conhecimento biológico e fisiográfico está sob forma descritiva e necessita ser organizado, analisado e trabalhado sob uma perspectiva prática, e ainda integrado a aspectos sociais e econômicos, para sua utilização no manejo ambiental. Mais do que isso, a informação precisa chegar aos agentes - os técnicos responsáveis pelas unidades de conservação - e aos decisores, que elaboram as diretrizes e normas a serem adotadas. Em suma, o conhecimento prático deve ser gerado e a comunicação entre as partes envolvidas no sistema de proteção ao meio ambiente necessita ser grandemente melhorada (Pivello, 1992).

Quanto à legislação ambiental brasileira, grandes progressos têm ocorrido a partir dos anos de 1980, voltados à proteção dos remanescentes nativos, entretanto, as determinações na legislação têm sido sempre voltadas à restrição de usos e ações, e raramente ao manejo ativo. Mesmo havendo, na legislação, a permissão para ações de manejo ecológico em unidades de conservação (por exemplo: Decreto Federal nº. 84.017, de 21/9/1979; Resolução CONAMA nº. 11, de 14/12/1988; Decreto Federal nº. 97.635, de 10/5/1989), estas só podem ser aplicadas quando estabelecidas em seus planos de manejo. Ainda, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), instituído em julho de 2000 (Lei Federal nº. 9.985), embora tenha corrigido várias incompatibilidades anteriormente existentes, não é suficientemente claro e detalhado quanto aos objetivos das unidades de conservação e quanto às intervenções permitidas, o que reflete também em deficiências nos planos de manejo.

Para a grande maioria das unidades de conservação que protegem o Cerrado, os planos de manejo, quando existem, são antigos e não-direcionados ao manejo *ecológico* das comunidades, mas sim a aspectos administrativos. O meio biofísico é tratado de forma extremamente descritiva e ações práticas diretamente voltadas ao manejo da flora e da fauna praticamente inexistem.

Desta forma, pode-se perceber que o principal passo para o manejo ativo em unidades de conservação do Cerrado está na re-elaboração dos planos de manejo. Nestes, deve haver, primeiramente, uma delimitação muito clara dos objetivos para a área, seguida de um bom diagnóstico da situação atual e do delineamento de cenários futuros e desejados. Nesta última etapa, as principais perguntas a serem respondidas são: O que fazer? Quando (etapas)? Como? Com que recursos (materiais e humanos)?

PRINCIPAIS PROBLEMAS ECOLÓGICOS DO CERRADO

Dentre os problemas enfrentados pelas unidades de conservação do Cerrado, considera-se que três merecem especial destaque, devido à frequência com que ocorrem e à magnitude dos danos decorrentes: incêndios causados por queimadas acidentais, invasões biológicas e fragmentação de *habitats*.

Queimadas acidentais

Embora as queimadas sejam um componente natural dos cerrados, as atividades humanas alteraram profundamente o regime de fogo, aumentando muito sua freqüência e, possivelmente, alterando a época de sua incidência (Coutinho, 1990; Pivello, 1992; Ramos-Neto & Pivello, 2000). Hoje, a grande maioria das queimadas acidentais iniciam-se próximas aos limites das unidades de conservação, associadas a fazendas vizinhas, estradas, caçadores ou pescadores. Entretanto, queimadas naturais, causadas por raios, podem ocorrer e mostraram-se bastante freqüentes no Parque Nacional das Emas (GO) (Ramos-Neto & Pivello, 2000).

Queimadas acidentais podem se transformar em grandes incêndios, de rápida propagação. Quando há grande acúmulo de material combustível, a intensidade do fogo pode ser alta, prejudicando a biota - causando a morte de animais de locomoção mais lenta, especialmente os tamanduás, e de elementos lenhosos da vegetação (Sato & Miranda, 1996) - e ameaçando comunidades humanas próximas. Entretanto, muitos benefícios também provêm das queimadas à biota do Cerrado, por meio da ciclagem dos nutrientes acumulados na serapilheira, do estímulo à floração, frutificação, brotamento e germinação de várias plantas, e conseqüente aumento da oferta de alimento aos animais, dentre outros (Coutinho, 1990).

Invasões biológicas

Praticamente todas as unidades de conservação que visam à proteção do Cerrado encontram-se hoje invadidas por espécies exóticas, que lá encontraram ambiente propício e ausência de inimigos naturais. Dentre estas, as mais abundantes são as gramíneas africanas *Melinis minutiflora* (capim-gordura), *Hyparrhenia rufa* (capim-jaraguá), *Panicum maximum* (capim-colonião) e *Brachiaria* spp. (braquiárias), introduzidas como forrageiras, além da pteridófita *Pterydium aquilinum*. No estado de São Paulo, *Pinus elliottii* também se tornou espécie invasora em algumas unidades de conservação próximas a silviculturas.

Pesquisas relacionando invasoras em cerrados e seus efeitos são ainda muito poucas, entretanto, em reservas de cerrado em São Paulo, já foram verificados prováveis efeitos competitivos entre *Melinis minutiflora* e *Brachiaria decumbens* e as herbáceas nativas, com perigo de exclusão destas últimas (Pivello *et al.*, 1999-a; 1999-b). Estas gramíneas exóticas mostraram-se

dominantes tanto na porção vegetativa como no banco de sementes do solo (Freitas, 1999; Pivello *et al*., 1999-a; 1999-b). Além disso, as gramíneas exóticas produzem grande quantidade de biomassa, altamente inflamável, aumentando o risco de incêndios durante a estação seca.

Fragmentação de *habitats*

O Cerrado encontra-se hoje num alto grau de fragmentação e os fragmentos remanescentes apresentam-se como "ilhas", circundados por pastos ou grandes monoculturas, principalmente de grãos (sobretudo soja), cana-de-açúcar ou árvores exóticas fornecedoras de madeira e celulose.

Essa situação de fragmentação tem levado a grandes perdas de biodiversidade, locais e regionais, seja diretamente pela substituição de espécies nativas por outras de interesse econômico (pastagens e culturas), seja pelo pequeno tamanho dos fragmentos remanescentes – que se tornam incapazes de suportar populações viáveis – ou ainda, pelo seu isolamento, encontrando-se cercados por uma matriz "hostil" e, portanto, incapazes de manter fluxos de matéria e energia com outros fragmentos semelhantes. A insularização expõe os fragmentos naturais aos efeitos de borda, à invasão de espécies exóticas e a alterações em sua estrutura e funcionamento, devido a mudanças em características de luminosidade e temperatura, entre outras.

Além de pequenas e isoladas, as áreas protegidas no Cerrado são muito poucas em relação à extensão territorial que esse bioma originalmente ocupava. O Cerrado permaneceu secundário nas preocupações ambientais, mais voltadas aos ecossistemas florestais; apenas recentemente, maior atenção tem sido dada à sua proteção. Ainda, as poucas áreas protegidas de cerrado que existem são mal distribuídas e, por todas as razões citadas – poucas, pequenas, isoladas e mal distribuídas – ineficientes em sua função de proteção ao bioma. Não há zonas-tampão, tampouco há o cumprimento da legislação ambiental, no sentido de se manter as áreas de preservação permanente (APPs) - em zonas ripárias e nascentes, topos de morros, altas declividades. Poucos são os proprietários que mantêm as reservas legais exigidas por lei. Em suma, os tipos e formas de uso das terras no entorno das unidades de conservação raramente respeitam a legislação e denotam ausência de planejamento regional.

ALTERNATIVAS DE MANEJO

Este item considerará algumas alternativas para lidar com os três principais problemas apontados para os fragmentos de cerrado sob forma de unidades de conservação.

Há diferentes níveis de abordagem para o manejo dos ecossistemas, dependendo do tipo de problema existente e dos objetivos desejados, tais como: manejo de populações e comunidades, manejo de *habitats*, ou manejo da paisagem. Por exemplo, um problema de invasão biológica pode ser tratado junto à espécie invasora (manejo da população), ou à comunidade invadida; ou o enfoque pode ser voltado à recuperação do *habitat* afetado, ou ainda, podem ser aplicadas medidas que alterem os usos das terras ou as relações espaciais entre os elementos da paisagem. Dentro destas abordagens, há ainda estratégias preventivas e remediadoras (Wittenberg & Cock, 2001).

Iniciando, então, pelo problema das invasões biológicas e, mais especificamente, considerando as invasões por gramíneas africanas nos cerrados, percebe-se que quase não há estudos sobre o controle dessas espécies, uma vez que são de interesse econômico e a grande maioria dos estudos tem o objetivo oposto, ou seja, são voltados ao aumento de sua produtividade. É, portanto, premente a necessidade de experimentação, *in loco* e em laboratório, para se testar técnicas de combate mecânico, químico e de arranjo espacial dos elementos na paisagem, a fim de controlar a invasão dessas gramíneas exóticas.

Dentre as técnicas mecânicas, o arranquio, o corte e o sombreamento podem ser opções, embora adequadas para situações diferentes. O arranquio manual ou mecanizado tem a grande desvantagem de revolver o solo, o que, para várias dessas espécies, pode estimular ainda mais sua disseminação, uma vez que se observa seu estabelecimento em áreas preferencialmente perturbadas (Coutinho, 1982-a; 1982-b; Freitas, 1999). Entretanto, pode ser aplicado em focos pequenos e isolados, tomando-se o cuidado de exercer perturbações mínimas.

A opção pelo corte raso tem por princípio a retirada de nutrientes por meio da biomassa epígea e o conseqüente enfraquecimento da planta. A melhor época e frequência de aplicação devem ser testadas. Imagina-se que o sombreamento também promova enfraquecimento e morte das gramíneas invasoras, especialmente por elas terem metabolismo C_4 (Klink & Joly, 1989; Mozeto *et al.*, 1996). O grau de sombreamento, porém, deve ser testado e balanceado para que não afete severamente as espécies nativas.

O fogo pode ser outra alternativa para o controle de gramíneas exóticas. No caso de *Melinis minutiflora*, há controvérsia quanto à sua resistência ao fogo (Asner & Beatty, 1996; Costa & Brandão, 1988; D´Antonio & Vitousek, 1992), entretanto, observou-se ao longo de vários anos que, nos cerrados, queimadas periódicas a cada 2-3 anos, principalmente se conduzidas durante sua floração, podem reduzir seu vigor e favorecer as herbáceas nativas (Pivello, 1992). Essa estratégia de manejo da comunidade visa, portanto, aumentar a capacidade competitiva das nativas em relação a essa invasora.

Contrariamente, tem sido observado que o fogo parece estimular o crescimento da *Brachiaria decumbens* (agora, concordando com Aronovich & Rocha, 1985; D´Antonio & Vitousek, 1992 & Filgueiras, 1990). Esta espécie tem se mostrado extremamente agressiva em fragmentos de cerrado do estado de São Paulo, com vantagem competitiva sobre as nativas e até mesmo sobre *Melinis minutiflora* (Pivello *et al.*, 1999-a; 1999-b), formando grandes manchas monoespecíficas onde se estabelece. Em casos assim, e cientes de todos os riscos ambientais possíveis numa unidade de conservação, acredita-se que o controle químico, por meio de herbicidas de baixo efeito residual, seja uma das pouquíssimas opções para o controle dessa invasora (Pivello, 1992; Durigan *et al.*, 1998). Certamente, todas as precauções devem ser tomadas para se evitar poluição do solo e corpos d´água ou envenenamento de animais. Técnicas mistas, com a combinação de fogo e herbicida, ou fogo e corte, bem como o sobrepastejo nas manchas monoespecíficas de *Brachiaria,* especialmente quando estas se situam nas bordas da unidade de conservação e permitem maior controle dos animais, também merecem ser testadas.

Dentre as técnicas preventivas, uma das estratégias pode ser a manipulação dos elementos da paisagem com a finalidade de dificultar o fluxo de diásporos das espécies potencialmente invasoras. O uso de "cortinas verdes" - barreiras para minimizar a ação do vento, estabelecidas pelo plantio de espécies preferencialmente lenhosas - é comum em agrossilvicultura, especialmente para a conservação do solo e diminuição da erosão (Bilbro & Fryrear, 1997; Peri & Bloomberg, 2002). Todavia, considerando-se que as gramíneas se dispersam eficientemente pelo vento, a instalação de cortinas verdes ao redor de unidades de conservação pode ser uma opção para diminuir a chegada das sementes anemocóricas das invasoras (With, 2002). Esta técnica, entretanto, necessita ser testada quanto à sua eficácia. O planejamento de uso das terras no entorno das unidades de conservação, com o estabelecimento de zonas-tampão preferencialmente ocupadas por espécies arbóreas perenes, e não por espécies forrageiras, também poderia minimizar a chegada de propágulos de gramíneas invasoras nos ecossistemas nativos.

Existem prós e contras em relação a todas as técnicas acima citadas. As opiniões divergem quanto à sua eficácia, ainda mais porque as invasoras podem responder diferentemente aos tratamentos. Entretanto, quase nada ainda foi testado. Sem experimentos que elucidem a questão, as invasões vão progredindo rapidamente nos cerrados.

O problema das queimadas acidentais nos cerrados é outro assunto polêmico. Muitos defendem a exclusão do fogo nas reservas, pelo aparente dano que causam. Entretanto, se esquecem que essa biota evoluiu com o fogo e que depende, em diversos aspectos, de queimadas periódicas para sua manutenção (Coutinho, 1980; 1990; Pivello, 1992). Os diversos registros de fragmentos de carvão vegetal fóssil encontrados em regiões de cerrado (Coutinho, 1981; Salgado-Labouriau & Ferraz-Vincentini, 1994; Pessenda *et al.*, 1998) reforçam a idéia de que o fogo fez parte da evolução dessa vegetação.

No estado de São Paulo, principalmente, tem sido observada a descaracterização da flora em unidades de conservação de cerrado que vêm sendo mantidas há mais de duas décadas sem fogo (neste caso, merece destaque a Reserva Biológica de Mogi-Guaçu, Fazenda Campininha), onde espécies típicas do estrato herbáceo vão se tornando raras, ou inexistentes, e as exóticas passam a dominar. Ainda, o total impedimento de queimadas é difícil e custoso, pois exige vigilância permanente na época de estiagem, principalmente na porção nuclear do bioma - onde o clima é mais seco. Inevitavelmente, a área acaba por queimar e, quando o fogo vem, após vários anos de material combustível acumulado, torna-se de grande intensidade e, aí sim, danoso.

A maneira mais prática e menos dispendiosa para diminuir a incidência de queimadas acidentais em unidades de conservação de cerrado é por meio do consumo periódico do material combustível acumulado, promovendo-se queimadas prescritas e controladas, de baixa intensidade e em mosaico. Neste caso, seriam queimadas várias pequenas porções das unidades de conservação a cada ano, alternadamente, mantendo-se sempre áreas *recém-queimadas*, *queimadas há mais tempo* e *nunca queimadas* (fisionomias ripárias e florestais), onde estas últimas forneceriam abrigo para os animais

durante a passagem do fogo e para o banco de sementes de espécies menos tolerantes ao fogo. As áreas *recém-queimadas*, desprovidas de material combustível, atuariam como aceiros, impedindo o alastramento do fogo, no caso de queimadas acidentais, para grandes extensões. A intensidade do fogo pode ser controlada pela quantidade e grau de dessecação do material combustível, além de parâmetros climáticos locais (Pivello, 1992; Pivello & Norton, 1996; Ramos-Neto & Pivello, 2000).

Além de diminuir o risco de incêndios, as queimadas prescritas atuam no sentido de manter a diversidade biótica do Cerrado – favorecendo as espécies adaptadas e dependentes do fogo e reciclando nutrientes, controlando certas espécies invasoras, aumentando a quantidade de forragem e frutos aos animais do estrato herbáceo. Esse instrumento de manejo vem sendo usado há pelo menos duas décadas em diversos parques nacionais que conservam savanas, tanto na Austrália como na África do Sul (Edwards, 1984; Parsons *et al.*, 1986; Schullery, 1989; Australian National Parks and Wildlife Service, 1991; Conroy *et al.*, 1997; Russel-Smith, 1997), com êxito na manutenção da diversidade florística e faunística.

Ressalta-se, entretanto, que o fogo deve ser utilizado apropriadamente e com segurança, para não trazer consequências desastrosas. As queimadas prescritas devem seguir especificações detalhadas quanto ao regime de fogo mais adequado, o tamanho da área a ser queimada, as áreas a serem protegidas, as condições climáticas ideais, os aceiros a serem instalados. Maiores detalhes quanto a estes aspectos encontram-se em Pivello (1992) e Pivello & Norton (1996).

O terceiro grande problema apontado para os cerrados diz respeito à fragmentação de seus *habitats*. Grande parte dos efeitos da fragmentação decorre da falta de planejamento das atividades produtivas humanas e do não-cumprimento à legislação ambiental.

Em recente análise do uso das terras na região de Santa Rita do Passa Quatro (SP), onde se localiza o Parque Estadual de Vassununga, foi observada uma tendência ao total aproveitamento do espaço físico das propriedades com culturas, sem a manutenção das áreas de proteção ambiental e reservas legais, determinadas em lei. Esse padrão ocorre na maior parte da região do Cerrado, levando ao isolamento da biota e à degradação do meio físico, com erosão acentuada e prejuízos aos corpos d' água (Korman, 2003). Verificou-se também que, apenas com o cumprimento da legislação ambiental, a situação de conectividade entre as unidades de conservação já aumentaria muito. A região do Cerrado é rica em rios de diversas ordens, e a manutenção dos corredores ripários poderia estabelecer a interligação entre diversos fragmentos. Outros remanescentes da vegetação nativa poderiam ser preservados, mesmo que pequenos, podendo funcionar como *stepping stones* - ou trampolins biológicos - para diversas espécies (Korman, 2003).

O planejamento de uso das terras no entorno das unidades de conservação, com o estabelecimento de zonas tampão e de culturas agrícolas que permitissem maior permeabilidade da matriz à biota nativa constituem outra medida necessária, mas de implementação em médio e longo prazos. Ainda, o estabelecimento de práticas agrícolas adequadas à capacidade de suporte das terras e a aplicação racional de

agroquímicos minimizaria a perda de *habitats* por erosão, o assoreamento e a contaminação de corpos d´água, e a morte de animais por envenenamento – como é frequente em unidades de conservação vizinhas de grandes fazendas de soja e cana-de-açúcar, situações típicas dos estados de Goiás e São Paulo, respectivamente.

Entretanto, todas essas medidas, para serem implementadas e tornarem-se efetivas, necessitam passar por um sistema rígido de fiscalização ambiental, educação e conscientização da população, especialmente dos residentes nos arredores de unidades de conservação. O estabelecimento de incentivos fiscais e créditos agrícolas são também eficientes instrumentos de estímulo à proteção ambiental.

Por fim, o constante monitoramento das ações de manejo é necessário para a verificação do alcance das metas, determinando a continuidade das ações estabelecidas, complementação com novas ações/técnicas, ou mudanças de rumo.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Uma vez que o maior objetivo das unidades de conservação é a manutenção da máxima diversidade de seres vivos e de ambientes naturais, fica claro que intervenções de manejo tornam-se necessárias quando esses objetivos não estão sendo atingidos.

Há necessidade de se rever diretrizes ambientais e legislação para adequá-las ao manejo de áreas protegidas, tornando-as capazes de atender à realidade de nossas unidades de conservação. Os planos de manejo necessitam de urgente revisão e atualização, ou elaboração, no caso das unidades de conservação que nem mesmo os possuem. Devem ser claramente definidos os objetivos das unidades de conservação e as ações práticas para a solução de problemas *ecológicos* e não apenas administrativos. Em todos esses níveis – legislação, planos de manejo, diretrizes – maior integração entre decisores e técnicos é necessária para que definam as prioridades e técnicas de manejo, contemplando as necessidades e limitações. A difusão do conhecimento gerado em universidades e instituições de pesquisa aos decisores e técnicos é também fundamental para melhorar a qualidade dos planos de manejo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aronovich, S. & G.L. Rocha. 1985. Gramíneas e leguminosas forrageiras de importância no Brasil Central Pecuário. *Inf. Agropec*. 11: 3-13.

Asner, G.P. & S.W. Beatty. 1996. Effects of na African grass invasion on Hawaiian shrubland nitrogen biochemistry. *Plant & Soil* 186: 205-211.

Australian National Parks and Wildlife Service. 1991. *Kakadu National Park - Plan of Management*. Australia, Kakadu Board of Management.

Bilbro, J.D. & D.W. Fryrear. 1997. Comparative performance of forage sorghum, grain sorghum, kenaf, switcgrass, and slat fence windbarriers in reducing wind velocity. *J. Soil Water Conserv.* 52: 447-452.

Conroy, R.J.; J. Burrell & R. Neil. 1997. Fire management planning: some recent initiatives from the NSW National Parks and Wildlife Service. *In Proceedings of the Australian Bushfire Conference*, 8-10 July 1997. p. 207-212. Darwin, Australia.

Costa, N.M.S. & M. Brandão. 1988. Plantas daninhas com possibilidades de serem empregadas como forrageiras. *Inf. Agropec*. 13: 17-21.

Coutinho, L.M. 1980. As queimadas e seu papel ecológico. *Brasil Florestal* 44: 7-23.

Coutinho, L.M. 1981. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. Nota sobre a ocorrência e datação de carvões encontrados no interior de solo sob cerrado. *Rev. Bras. Bot*. 4: 115-117.

Coutinho, L.M. 1982-a. Ecological effects of fire in Brazilian cerrado. *In* B.J. Huntley & B.H. Walker (Eds.) *Ecology of tropical savannas*. p. 273-291. Springer-Veralg. Berlin, Germany.

Coutinho, L.M. 1982-b. Aspectos ecológicos da saúva no cerrado - os murundus de terra, as características psamofíticas das espécies de sua vegetação e a sua invasão pelo capim gordura. *Rev. Bras. Biol*. 42: 147-53.

Coutinho, L.M. 1990. Fire in the ecology of Brazilian cerrado. *In* J.G. Goldamer (Ed.) F*ire in the tropical biota - ecosystem processes and global challenges*. p. 273-291. Springer-Verlag. Berlin, Germany.

D´Antonio, C.M. & P.M. Vitousek. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annu. Rev.Ecol. Syst*. 23: 63-87.

Durigan, G.; W.A. Contieri; G.A.D.C. Franco & M.A.O. Garrido. 1998. Indução do processo de regeneração da vegetação de cerrado em áreas de pastagem, Assis, SP. *Acta Bot. Bras.* 12: 421-429.

Edwards, P.J. 1984. The use of fire as a management tool. *In* P.V. Booysen & N.M. Tainton (Eds.) *Ecological effects of fire*. p. 349-366. Springer-Verlag. Berlin, Germany.

Filgueiras, T.S. 1990. Africanas no Brasil: gramíneas introduzidas da África. *Cad. Geociências* 5: 57-62.

Forman, R.T.T. 1995. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press. Cambridge, U.K.

Freitas, G.C. 1999. *Invasão biológica pelo capim-gordura (Melinis minutiflora* Beauv.*) em um fragmento de cerrado (A.R.I.E. Cerrado Pé-de-Gigante, Santa Rita do Passa Quatro, SP)*. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia, São Paulo, Brasil.

Goodland, R. & M.G. Ferri. 1979. *Ecologia do Cerrado*. EDUSP/ Itatiaia. São Paulo, Brasil.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis 2002. *Unidades de Conservação*. http://www2.ibama.gov.br

Klink, C.A. & C.A. Joly. 1989. Identification and distribution of C_3 and C_4 grasses in open and shaded *habitats* in São Paulo State, Brazil. *Biotropica* 21: 30-4.

Korman, V. 2003. *Proposta de interligação das glebas do Parque Estadual de Vassununga (Santa Rita do Passa Quatro, SP)*. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Programa de Pós-graduação Interunidades, Piracicaba, Brasil.

Meffe, G.K. & C.R. Carroll. 1997. *Principles of conservation biology*. Sinauer Associates. Massachusetts, U.S.A. 2º ed.

Mendonça, R.C.; J.M. Felfili; B.M.T. Walter; M.C. Silva Júnior; A.V. Rezende; T. Filgueiras & P.E. Nogueira. 1998. Flora vascular do cerrado. *In* S.M. Sano & S.P. Almeida (Eds.) *Cerrado: ambiente e flora*. p. 289-556. CPAC-EMBRAPA. Planaltina, Brasil.

Mozeto, A.A.; F.M.B. Nogueira; M.H.A.O. Souza & R.L. Victória. 1996. C_3 and C_4 grasses distribution along soil moisture gradient in surrounding areas of the Lobo dam (São Paulo, Brazil). *An Acad. Bras.Ci*. 68: 113-121.

Myers, N.; R.A. Mittermeier; C.G. Mittermeier; G.A.B. Fonsaeca & J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.

Naveh, Z. & A. Liebermann. 1994. *Landscape ecology: theory and application*. Springer-Verlag New York, U.S.A.

Parsons, D.J.; D.M. Graber; J.K. Agee & J.W. van Wagtendonk. 1986. Natural fire management in national parks. *Environ. Manage*. 10: 21-24.

Peri, P.L. & M. Bloomberg. 2002. Windbreaks in southern Patagonia, Argentina: a review of research on growth models, windspeed reduction, and effects on crops. *Agroforest. Syst*. 56: 129-144.

Pessenda, L.C.R.; E.P.E. Valencia; R. Aravena; E.C.C. Telles & R. Foulet. 1998. Paleoclimate studies in Brazil using carbon isotopes in soils. *In* J.C. Wasserman; E.V. Silva-Filho & R. Villas-Boas (Eds.) *Environmenta geochemistry in the tropics*. pp. 7-16. Springer-Verlag. Berlin, Germany.

Pivello, V.R. 1992. *An expert system for the use of prescribed fires in the management of Brazilian savannas.* Tese de Doutorado, University of London, Imperial College of Science, Technology and Medicine, Ascot, U.K.

Pivello, V.R. & G.A. Norton. 1996. FIRETOOL: An expert system for the use of prescribed fires in Brazilian savannas. *J. Appl. Ecol*. 33: 348-356.

Pivello, V.R.; V.M.C. Carvalho; P.F. Lopes; A.A. Peccinini & S. Rosso. 1999-a. Abundance and distribution of native and invasive alien grasses in a "cerrado" (Brazilian savanna) biological reserve. *Biotropica* 31: 71-82.

Pivello, V.R.; C.N. Shida & S.T. Meirelles. 1999-b. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodivers. Conserv*. 8: 1281-1294.

Primack, R.; R. Rozzi; P. Feinsinger; R. Dirzo & F. Massardo. 2001. *Fundamentos de Conservación Biológica*. Fondo de Cultura Económica. México.

Ramos-Neto, M.B. & V.R. Pivello. 2000. Lightning fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management strategies. *Environ. Manage*. 26: 675-684.

Ribeiro, J.F. & B.M.T. Walter. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. *In* S.M. Sano & S.P. Almeida (Eds.) *Cerrado: ambiente e flora*. p. 89-166. CPAC-EMBRAPA. Planaltina, Brasil.

Rizzini, C.T. 1971. A flora do Cerrado. *In* M.G. Ferri (Ed.) *Simpósio sobre o Cerrado*. p. 105-151. Edgard Blucher. São Paulo, Brasil.

Rizzini, C.T. 1997. *Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos*. Âmbito Cultural Edições. Rio de Janeiro, Brasil. 2ª. ed.

Russel-Smith, J. 1997. Developing a coordinated fire management and research program for northern Australia: the role of the CRC for tropical savannas. *In Proceedings of the Australian Bushfire Conference,* 8-10 July 1997. p. 12-17. Darwin, Australia.

Salgado-Labouriau, M.L. & K.R. Ferraz-Vincentini. 1994. Fire in the cerrado 32,000 years ago. *Current Research in the Pleistocene* 11: 85-87.

Sato, M.N. & H.S. Miranda. 1996. Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado *sensu stricto* submetidas a diferentes regimes de queima. *In* H.S. Miranda; C.H. Saito & B.F.S. Dias (Orgs.) *Impactos de queimadas em áreas de Cerrado e Restinga*. p. 102-111. Universidade de Brasília. Brasília, Brasil.

Schullery, P. 1989. The fires and fire policy. *BioScience* 39: 686-694.

Silva, J.M.C. & J.M. Bates. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. *BioScience* 52: 225-233.

Turner, M. G.; R.V. O´Neill & R.H. Gardner. 2001. *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process.* Springer-Verlag. New York, U.S.A.

With, K.A. 2002. The landscape ecology of invasive spread. *Cons. Biol*. 16: 1192-1203.

Wittenberg, R. & M.J.W. Cock (Eds) 2001. *Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices*. CAB International. Wallingford, Oxon, UK.

WWF - World Wildlife Fund 1989. *The importance of biological diversity*. Yale Press. U.S.A.

Capítulo 25

FOTO: MARIA JÚLIA MARTINS SILVA

Caracterização dos ecossistemas aquáticos do Cerrado

Claudia Padovesi Fonseca
Departamento de Ecologia
Universidade de Brasília
Brasília - DF

INTRODUÇÃO

A região nuclear do Cerrado no Brasil, considerada mais característica e contínua, ocupando dois milhões de km2, está situada no Planalto Central Brasileiro (Brasil, 1998). O relevo apresenta extensas superfícies planas a suaves onduladas, as chapadas, situadas em cotas elevadas de altitude (acima de 1000m). A predominância de terras altas nesta região fornece condições para que as suas águas superficiais sejam drenadas por três principais bacias hidrográficas do país: Tocantins/ Araguaia, São Francisco e Paraná (Ferrante *et al.*, 2001). Com isso, esta região representa o principal divisor das águas no país. Nascentes e uma infinita rede de ecossistemas lóticos de pequeno porte, como riachos e córregos, fluem em profusão. Lagoas naturais e zonas úmidas são formadas pelo afloramento das águas subterrâneas. Com isso, a região nuclear do bioma Cerrado é considerada o "berço das águas" brasileiras.

A obtenção de águas de boa qualidade para diversos usos pela humanidade é considerada uma das questões mais contundentes na atualidade. Água é um recurso de alto valor, com potenciais usos como: geração de energia elétrica, abastecimento doméstico e industrial, navegação, irrigação, recreação, piscicultura e pesca, entre outros. Constitui, dessa forma, uma das maiores riquezas do planeta.

A posse das fontes naturais e nascentes é elemento-chave para a obtenção de água e na gestão de recursos hídricos regionais. O Brasil detém uma parcela expressiva dos deflúvios dos rios do mundo, ou seja, 12,7% de deflúvio estão em suas redes hidrográficas (Brasil, 1998). O bioma Cerrado oferece mananciais ainda preservados e muito valorizados. Grande parte das nascentes está localizada em áreas de proteção ambiental e de difícil acesso, o que de alguma forma impede o avanço da ocupação e uso dos recursos ambientais pela população nestas áreas, embora uma parcela significativa seja ocupada irregularmente.

Se por um lado o núcleo do Cerrado brasileiro é especial por representar a região de nascentes e divisor de águas,

por outro lado, há de ter habilidades na gestão de seus recursos hídricos pelas dificuldades inerentes em acumular e utilizar esta profusão de águas superficiais e subterrâneas. O volume de água nos continentes é finito e os mananciais estão irregularmente distribuídos. Atualmente, sua disponibilidade diminui gradativamente devido à degradação ambiental, ao crescimento populacional desordenado e à expansão de fronteiras agrícolas (Klink, *et al.*, 1995).

O lençol freático, que é a parte das águas subterrâneas localizada mais perto da superfície, é bem raso, e chega a aflorar em alguns pontos, formando as nascentes. A primeira impressão é que nesta região a água é abundante. Na realidade, a água é de boa qualidade, mas é escassa. Os assentamentos humanos em áreas de recarga que abastecem os lençóis freáticos tornaram-se um dos principais problemas no uso da água nesta região dos cerrados. Os aqüíferos tendem a ser de pequeno porte, e os assentamentos humanos rurais e urbanos atendidos com águas subterrâneas reduzem expressivamente a sua recarga. Com isso, muitos olhos d´água e até lagoas naturais estão secando (Campos & Freitas-Silva, 1998).

O Cerrado representa um dos maiores biomas pertencente ao domínio morfoclimático do Brasil e da América do Sul, com uma biodiversidade comparada à amazônica (Oliveira & Marquis, 2002). Além da alta biodiversidade, o Cerrado é considerado um bioma com elevado grau de endemismo (Myers *et al.*, 2000). As atividades humanas, como agropecuária e mineração, propiciaram um avanço econômico no centro-oeste do Brasil, com quase 35% de sua área substituída por pastagens e monocultivos (Klink *et al.*, 1995). Com estas atividades realizadas de forma inadequada, foram produzidos diversos impactos sobre o meio ambiente. A contaminação das águas subterrâneas e superficiais, assoreamento dos cursos d´água e perda de matas ripárias constituem os principais impactos sobre a biota aquática no Cerrado.

É consenso que, apesar dos esforços de estudos sobre a fauna e flora do Cerrado, com a estimativa de 160 mil espécies, ainda pouco se conhece sobre a biodiversidade deste bioma. Esta situação é notável para diversidade de grupos aquáticos, como invertebrados, algas, macrófitas aquáticas e peixes (Conservation International, 1999).

O presente capítulo apresenta uma caracterização geral dos ecossistemas aquáticos naturais do Cerrado e sua importância sobre a comunidade aquática. A biota aquática é apresentada com limitações devido ao seu pouco conhecimento dentro deste bioma.

CARACTERIZAÇÃO DOS ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS

O Cerrado apresenta uma variedade de ecossistemas aquáticos naturais. Além de corpos d'água lóticos (águas correntes) e lênticos (águas paradas), têm-se a presença de outros sistemas aquáticos específicos para esta região, que estão associados às áreas inundáveis, inseridas nas categorias das zonas úmidas. Segundo a Convenção de Ramsar (1971), é considerada zona úmida toda extensão de pântanos, charcos e turfas, ou superfícies cobertas de água, de regime artificial ou natural, permanentes ou temporárias, doce, salobra ou salgada.

A presença e ampla extensão de zonas úmidas no Cerrado brasileiro é

uma peculiaridade notável, trazendo uma amplificação entre os meios ambientes terrestre e aquático, e uma área de investigação científica ainda muito pouco explorada.

ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS LÓTICOS

Os ecossistemas aquáticos lóticos compõem os cursos d´água superficiais dos continentes. Um grande número de riachos e de ribeirões participa dos sistemas de drenagem no Cerrado. É uma rede hidrográfica de pequenos cursos d'água que nascem nas encostas das chapadas, e na porção inicial e mais alta, são originalmente protegidos por uma densa mata de galeria (Ribeiro *et al.*, 2001). Em condições naturais são muito pobres em nutrientes, levemente ácidos e com baixa condutividade elétrica (até 10µS/cm). Por serem rasos, de pequeno porte e sombreados, a temperatura da água não varia muito ao longo do ano (17 a 20 ^{o}C). Em certos casos, rios considerados mais quentes, a temperatura da água pode chegar a 25 ^{o}C na época chuvosa (Rocha, 1990).

As características hidrológicas, químicas e biológicas de um córrego refletem o clima, a geologia e a cobertura vegetal de sua bacia de drenagem (Hynes, 1970; Giller & Malmqvist, 1999). Os cursos d´água desta região são de planalto e perenes, com as principais bacias hidrográficas identificadas por um padrão de drenagem radial (Ferrante *et al.*, 2001). Pelas características de rios de planalto, é comum apresentarem corredeiras ou mesmo grandes quedas d´água, formando cachoeiras.

Os ecossistemas lóticos de pequeno porte são caracterizados por um movimento d´água ao longo de seu eixo longitudinal, com materiais dissolvidos e partículas em suspensão. Estes materiais, tanto dissolvidos como em suspensão, são em grande parte provenientes da bacia de drenagem, com uma ampla superfície de interação com o ambiente terrestre. Esta tendência decorre do fato destes riachos serem mais extensos que largos, além de serem bem rasos (Wetzel & Likens, 2000).

A vegetação ribeirinha é formada por matas formando corredores fechados, as matas de galeria (Ribeiro e Walter, 1998). Estas matas são localizadas em fundos de vales ou nas cabeceiras dos riachos, e acompanham os cursos d´água de pequeno porte. Em riachos de médio e grande porte do Cerrado, a vegetação ripária sofre modificações, com faixas mais estreitas e sem a formação de galerias, descrita como mata ciliar (Ribeiro e Walter, *op. cit.*).

A proporção de chuvas que entra nos riachos depende de vários fatores regionais, como o tipo de solo e desenvolvimento da vegetação marginal, relevo, entre outros. O clima predominante na região do Cerrado é "tropical de savana", segundo classificação de Köppen. Apresenta uma estação chuvosa e mais quente, entre outubro e abril, e uma estação seca e mais fria, entre maio e setembro. A região pode ficar sem chuvas por até três meses, diminuindo expressivamente a vazão e velocidade de corrente dos riachos, em especial nos trechos mais planos e sinuosos (Abreu, 2001).

Após um período seco prolongado no Cerrado, as primeiras chuvas geralmente são incorporadas pela vegetação e solos da bacia, não atingindo diretamente os cursos d´água. As chuvas subseqüentes tendem a entrar nos riachos, aumentando a vazão e a correnteza, notadamente em trechos situados perto das cabeceiras. Durante

a época chuvosa, os cursos d´água ficam mais largos e um pouco mais profundos. As chuvas neste período são freqüentes e quase diárias, mas com intensidade e volume variáveis, produzindo picos de vazão.

Na região do Cerrado, os solos hidromórficos são importantes ao longo dos córregos e nascentes dos principais rios (Ferrante *et al.*, 2001). Estes solos são associados ao afloramento do lençol freático, com relevos geralmente de planos a suave ondulados. A vegetação de mata de galeria é típica deste tipo de solo, e pode também ocorrer em campos de murundus e nascentes. Apesar de a mata ciliar acompanhar um curso d´água, não está relacionada com lençol freático superficial (Ribeiro & Walter, 1998).

A presença da vegetação ripária em cursos d´água no Cerrado exerce papel fundamental na preservação da biodiversidade da biota aquática. A cobertura densa desta vegetação impede a incidência direta de raios solares, o que tende a reduzir a produtividade primária realizada pelos vegetais aquáticos. A escassez de luz associada à corrente fluvial e pobreza de nutrientes limitam o desenvolvimento de organismos aquáticos, e, por conseguinte influenciam toda a rede alimentar. Por outro lado, a presença de vegetação ripária evita o aquecimento excessivo da água, fornece energia alóctone com a entrada de folhas, frutos e sementes no curso d´água, além de evitar a erosão das margens e fornecer condições ambientais para reprodução de muitas espécies. Os materiais alóctones, como restos vegetais ou mesmo insetos, são fontes adicionais de alimento ao sistema lótico, conferindo elos na amplificação da rede alimentar (Margalef, 1983). Dessa forma, espécies presentes no Cerrado exercem papel relevante no estudo da biodiversidade, pois muitas ocorrem sob condições ambientais diferenciadas e endêmicas à região.

Atualmente, em extensas áreas, a vegetação ripária no Cerrado se encontra bastante alterada ou até inexistente, e muitas vezes substituída por gramíneas (Ribeiro *et al.*, 2001). Erosão das margens e assoreamento dos cursos d´água, além de poluição e contaminação de suas águas são as principais conseqüências dos usos das bacias de drenagem pela população humana. Atividades como mineração, com a retirada de cascalho do leito dos rios, lançamentos de esgotos domésticos e agrotóxicos usados na agricultura representam os principais agentes de degradação da qualidade de água e perda de biodiversidade aquática do Cerrado. Organismos bentônicos são excelentes como bioindicadores de qualidade ambiental. Riachos do Cerrado situados em áreas urbanizadas podem apresentar alto nível de poluição, e a comunidade bentônica reflete as condições ambientais do local (Fernandes, 2002).

ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS LÊNTICOS

Lagos são corpos d´água continentais com delimitações de extensão e profundidade geralmente bem definidas (Margalef, 1983; Esteves, 1998). Cada lago ou cada grupo de lagos apresenta características físicas e químicas próprias. Estas características são reflexos das condições da bacia hidrográfica em que o lago está inserido, como tipo de solo, relevo, geologia, entre outros. Os lagos surgem e desaparecem ao longo do tempo geológico, e constituem elementos transitórios na paisagem. A curta durabilidade dos lagos

está associada a vários fenômenos, como a entrada de sedimentos da bacia de drenagem e de afluentes e o acúmulo de materiais no sedimento.

Um grande número de lagos existente na Terra é considerado raso e pequeno, inclusive os lagos brasileiros, e neste caso, muitos deles são lagoas (Esteves, *op. cit*.). No caso de lagoa, esta é um corpo d´água raso em que a radiação solar pode atingir o fundo e toda a coluna d´água é iluminada, propiciando o crescimento de macrófitas aquáticas.

O Cerrado brasileiro apresenta uma grande variedade de lagoas naturais formadas pelo afloramento de águas subterrâneas. Grande parte delas ainda não foi objeto de estudo científico. A colonização de macrófitas aquáticas representa uma heterogeneidade ambiental e exerce influência sobre o metabolismo destas lagoas (Esteves, 1998), conferindo uma amplificação dos grupos ecológicos e da biodiversidade local. As lagoas tendem a ficar mais rasas no período seco, e na estação chuvosa há flutuação no nível de água das lagoas dependendo do regime de chuvas. Durante o período chuvoso, a água fica mais turva, devido à entrada de sedimentos oriundos dos solos ao redor, ou de veios d´água de nascentes.

As lagoas podem ficar mais isoladas ou inseridas em áreas alagadas, em um conjunto de brejos, campos úmidos e córregos. No Estado de Tocantins há regiões preservadas, como a do Jalapão e do Vale do rio Paranã, como exemplos de paisagem de áreas alagadas com lagoas, onde a água subterrânea flui abundantemente. A lagoa Mestre d´Armas (lagoa Bonita), localizada na Estação Ecológica de Águas Emendadas, Distrito Federal, é um exemplo de lagoas mais isoladas, sem a formação de alagados.

Mesmo estando em áreas mais preservadas, algumas lagoas naturais já se encontram alteradas devido à expansão agrícola e assentamentos humanos. Como são formadas pelo afloramento do lençol freático, o uso indevido da água pela população diminui a recarga dos aqüíferos e afeta a qualidade da água, inviabilizando o seu uso para diversos fins (Campos & Freitas-Silva, 1998).

Como exemplo, com o uso da água subterrânea de forma indiscriminada por meio de construção de poços, lagoas localizadas em áreas urbanas podem ficar completamente secas, como foi o caso da lagoa do Jaburu, em área urbana de Brasília, Distrito Federal. Assoreamento e contaminação também representam impactos ambientais sobre lagoas e olhos d´água localizados em regiões agrícolas e assentamentos humanos.

Uma parcela significativa destas lagoas está situada em áreas de proteção ambiental. Nesta região de planalto, podem estar em locais elevados e divisores de águas, funcionando como corredores ecológicos, com a interligação da flora e da fauna de bacias contíguas. Estas áreas do bioma Cerrado podem abrigar espécies ameaçadas de extinção e endêmicas, revelando um enorme patrimônio genético (Oliveira & Marquis, 2002).

ZONAS ÚMIDAS

O desenvolvimento de zonas úmidas típicas do Cerrado promove uma paisagem bastante peculiar à região. Nestas áreas, o lençol freático tende a ser raso, e muitas vezes aflora à superfície, e os solos permanecem grande parte do tempo saturados de

água. O desenvolvimento da vegetação é condicionado por vários outros fatores, como tipo de solo e sua fertilidade, o nível de saturação de água no solo durante a estação seca, além da profundidade e flutuações de volume das águas subterrâneas. Em áreas bem drenadas e mais altas, a cobertura vegetal é composta de gramíneas, arbustos e pequenas árvores. Em áreas mais baixas e com solos saturados de água, a vegetação fica predominantemente graminosa. Ao longo dos cursos d'água se desenvolvem as matas de galeria. Esta seqüência de vegetação de Cerrado, campo alagado e mata de galeria compõe uma paisagem característica da região central do Brasil (Eiten, 1982) (Figura 1). Em terras mais altas que permanecem úmidas, a cobertura vegetal é composta por plantas típicas da região, os buritis (*Mauritia flexuosa*). Descrições mais detalhadas sobre as fitofisionomias de zonas úmidas no Cerrado brasileiro podem ser encontradas em Eiten (1982), Furley & Ratter (1988) e Ratter *et al.* (1997).

VEREDAS

As veredas são fitofisionomias muito comuns no Planalto Central Brasileiro que ocorrem em solo permanentemente saturados de água. Apresenta uma densa camada de vegetação rasteira composta de espécies herbáceas paludícolas, que vivem em charcos, como gramíneas, ciperáceas e pteridófitas. No outro estrato das veredas ocorre uma faixa de buritis (*Mauritia flexuosa*), palmeiras proeminentes, alcançando, muitas vezes, mais de 20 metros de altura. As veredas são muito importantes em termos ecológicos, pois funcionam como local de pouso, nidificação e alimentação para a avifauna e como área de refúgio, abrigo e reprodução, além de fonte de alimentos para a fauna terrestre e aquática.

CAMPOS ÚMIDOS

Os campos úmidos constituem um tipo de brejo com ampla distribuição no Cerrado do Brasil Central. Estes campos se desenvolvem sobre solo inclinado nas encostas dos vales ao longo de margens das matas de galeria. O lençol freático permanece na superfície do solo durante parte do ano, especialmente na estação chuvosa, e na seca o solo fica encharcado nas camadas subsuperficiais. A vegetação é composta por gramíneas, de estrato herbáceo, com solo altamente orgânico (não-turfoso) e esponjoso. As águas superficiais e mais profundas do solo tendem a ser levemente ácidas (pH ao redor de 5), pobres em íons (condutividade elétrica abaixo de 10 µmS/cm), temperaturas mais baixas (até 22°C) e bem oxigenada (acima de 60%) (Reid, 1993a).

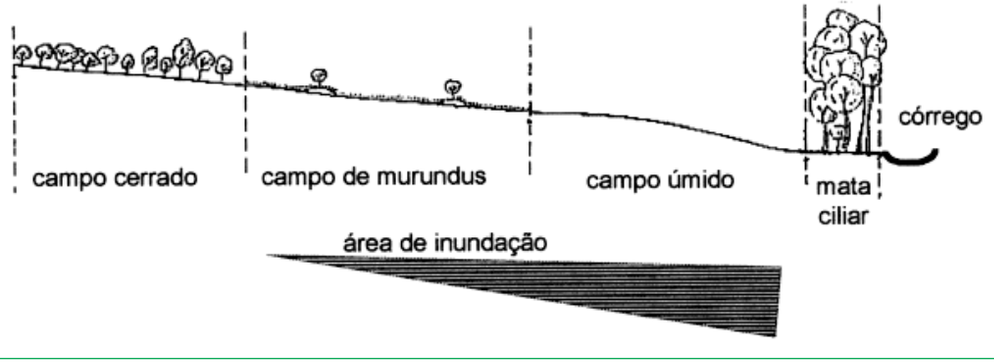


Figura 1
Esquema geral do gradiente longitudinal de zonas úmidas do bioma Cerrado (sem escala definida).

Os campos úmidos se situam entre matas de galeria e campo cerrado ou veredas. Suas bordas com o cerrado na encosta acima e com a mata de galeria na encosta abaixo geralmente são muito nítidas. A composição de espécies de plantas graminosas e juncos em áreas de campo úmido é bem diversificada, e apresenta um zoneamento espacial bem demarcado (Goldsmith, 1974). Em áreas menos encharcadas podem ser encontradas plantas de brejo, pertencentes aos gêneros *Drosera*, *Sphagnum* e *Utricularia*. Em áreas saturadas de água, na superfície se desenvolvem complexas redes de filamentos de algas.

CAMPO DE MURUNDUS

O interior dos campos úmidos pode apresentar áreas com solos mais elevados e expostos, os chamados murundus. Os murundus são ilhas de campo limpo ou de campo cerrado, arredondadas e um pouco mais altas, com cerca de 1 a 10 metros de diâmetro e alguns decímetros de altura. São formados por erosão diferencial do terreno e muitas vezes ocupados por cupins.

Segundo Furley (1986), há duas situações para formação de murundus. Em áreas situadas em terrenos mais baixos dos vales, a formação de murundus é afetada pelo afloramento do lençol freático, localizado muito perto da superfície do solo. Neste caso, os solos ao redor de murundus geralmente são orgânicos e permanentemente encharcados. A outra situação ocorre em áreas mais planas, e os murundus são menos perceptíveis, e a sua formação é influenciada pelo ciclo sazonal de chuvas e escoamento superficial da água, tendo pouco contato com a água subterrânea.

Os murundus presentes em áreas de campos úmidos formam um arranjo espacial descontínuo ao longo de um eixo longitudinal até as bordas, e de alguma forma influencia na distribuição e abundância dos organismos aquáticos.

BIOTA AQUÁTICA

O alto grau de endemismo da biota do Cerrado já é reconhecido, com uma excepcional riqueza biológica (Oliveira & Marquis, 2002). Diante disso, é considerado um dos *hotspots* mundiais, ou seja, é um dos biomas mais ricos e ameaçados do planeta (Myers *et al.* , 2000). As áreas mais importantes para preservação biológica concentram-se ao longo do eixo central do Cerrado brasileiro (Conservation International, 1999).

O Brasil central, por ser uma região de nascentes e divisor de águas das principais bacias hidrográficas do país, exerce um papel de grande valor na diversidade biológica. O forte endemismo no bioma Cerrado reforça a importância para a conservação da diversidade biológica, e em especial da biota aquática. As áreas de conexão entre as bacias, que compreendem as suas cabeceiras de drenagem, são focos de endemismo para muitas espécies de água doce, representando uma das áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade aquática (Conservation International, 1999).

Os cursos d'água que nascem nesta região do Cerrado fluem naturalmente para as bacias contíguas, constituindo muitas vezes corredores ecológicos para muitas espécies aquáticas. Dependendo da capacidade de adaptação das espécies, aliada às condições adequadas para o seu estabelecimento em outras regiões, os deflúvios do Cerrado podem

representar caminhos de dispersão de espécies aquáticas. Dessa forma, o Cerrado brasileiro representa uma das áreas indispensáveis para a preservação da diversidade biológica aquática e do seu patrimônio genético. Além disso, esta necessidade se torna iminente, pois menos de 0,5% do Cerrado está contemplado por unidades de conservação genuinamente aquáticas (Conservation International, 1999).

No entanto, pouco se conhece a respeito da riqueza de espécies aquáticas e sua distribuição dentro do bioma Cerrado. Os dados obtidos até o momento são esparsos e centrados em poucos grupos de organismos. A riqueza da biota aquática do Cerrado brasileiro é estimada na ordem de 9.580 espécies (Dias, 1996; Martins-Silva *et al.*, 2001; Padovesi-Fonseca *et al.*, 2001). Os dados em relação à riqueza de espécies aquáticas do Cerrado são apresentados na **Tabela 1**. Apesar de vários grupos de organismos apresentarem uma elevada riqueza de espécies, esta é estimada, considerando a potencialidade e abrangência do bioma Cerrado em abrigar uma elevada biodiversidade, em especial da biota aquática. Além disso, riqueza de espécies de vários outros grupos, como macrófitas aquáticas, perifíton e meiofauna, não foi sequer estimada.

A diversidade de espécies da ictiofauna no Cerrado é bastante expressiva. Estimativas apontam a ocorrência de quase 3.000 espécies de peixes na América do Sul, sendo que mais de 500 espécies podem ser encontradas no Cerrado. Este número pode ser bem maior, pois há estimativas que entre 30 e 40% das espécies de peixes de água doce no Brasil continuam desconhecidas, além de registros não publicados. Informações sobre a

Tabela 1. Riqueza estimada (ordem de grandeza) de espécies da biota aquática do Cerrado.

Grupos	Vernáculo	Riqueza de espécies
Ostheichthyes	Peixes	1.000[1]
Crustácea	Crustáceos	500[1]
Insecta: vários grupos	Insetos aquáticos (formas imaturas)	100[3]
Mollusca, Gastropoda	Caracóis	500[1, 3]
Mollusca Bivalvia	Pelecipodes	50[1, 3]
Briozoa	Briozoários	10[1]
Rotifera	Rotíferos	100[1, 2]
Microcrustáceos: Copepoda e Cladocera	Copépodes e Cladóceros	100[2]
Hydrozoa	Hidras	50[1]
Porífera: Demospongea	Esponjas	10[1]
Protozoa: Mastigophora	Flagelados	1.500[1]
Protozoa: Sarcodina	Amebas	400[1]
Protozoa: Sporozoa	Esporozoários	1.500[1]
Protozoa: Cnidospora	Esporozoários	100[1]
Protozoa: Ciliophora	Ciliados	1.500[1]
Prokaryote: Cyanophyta	Algas azuis	10 [1]
Algae: vários grupos	Algas	2.150[1]

Fonte: Dias, 1996 [1]; Padovesi-Fonseca *et al.*, 2001[2]; Martins-Silva *et al.*, 2001 [3].

ictiofauna das bacias hidrográficas do Brasil central destacam uma composição de espécies nativas, incluindo as espécies migradoras (Ribeiro, 1998). Considerando o potencial para o endemismo no Cerrado, e ameaças de extinção de ictiofaunas em várias regiões do Cerrado, é imprescindível a ampliação do pouco conhecimento desta fauna, em especial nas cabeceiras.

O conhecimento sobre os invertebrados aquáticos no Cerrado ainda é incipiente e muito incompleto. Entre os microinvertebrados, os Protozoa são o grupo menos conhecido (Brasil, 1998). Apesar de sua importância no funcionamento dos ecossistemas aquáticos, especialmente como elos adicionais na rede alimentar, há necessidade de técnicas especiais e muitas vezes onerosas para amostragem e identificação dos organismos, o que de alguma forma limita o seu estudo. Entre os grupos de Protozoa, os flagelados representam o de menor conhecimento, pois a sua diversidade sequer pode ser estimada. Entre os sarcodinos, as tecamebas são as mais conhecidas com uma riqueza estimada na ordem de 400 espécies para o Cerrado brasileiro (Tabela 1). No entanto, em estudos realizados no Brasil até o momento, foram identificados cerca de 20 gêneros e 150 espécies de tecamebas (Brasil, 1998). Os ciliados são os protozoários mais expressivos em termos de riqueza de espécies, além de serem úteis como indicadores na avaliação da qualidade da água. Das 8.000 espécies descritas no mundo, o Cerrado brasileiro apresenta uma riqueza estimada na ordem de 1.500 espécies (Tabela 1), com 147 gêneros registrados no Brasil.

Considerando os microinvertebrados planctônicos, além dos protozoários, devem ser evidenciados representantes do Filo Rotifera, e dos microcrustáceos Cladocera e Copepoda. Grande parte das espécies de rotíferos apresenta uma distribuição ubíqua, presente em quase todos os tipos de *habitats* de água doce. Das 457 espécies brasileiras conhecidas, pelo menos 30% estão em águas doce do Cerrado, com 4% das espécies provavelmente endêmicas. Os Copepoda, junto com os Cladocera, são os dois grupos mais representativos de microcrustáceos nas águas doces. A estimativa da riqueza de espécies para os microcrustáceos no Cerrado até o momento é bastante grosseira, podendo atingir até 100 espécies (Tabela 1). O grau de endemismo das espécies destes grupos é elevado, e associado ao pouco estudo realizado no Cerrado, abre uma perspectiva de aumento da biodiversidade no país.

Nos substratos e sedimentos de riachos e lagoas do Cerrado há uma fauna bentônica, onde se encontram os macroinvertebrados ou zoobentos. Estes animais são sedentários e com ciclo de vida longo, e com isso, não são capazes de evitar, rapidamente, mudanças prejudiciais e exibem variados graus de tolerância à poluição (Metcalfe, 1989). Como são muito sensíveis aos distúrbios que ocorrem no meio ambiente, eles têm sido amplamente utilizados como bioindicadores de qualidade de água (Navas-Pereira & Henrique, 1996). Representam também um papel importante na decomposição de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (Esteves, 1998), e como fonte de alimento para níveis tróficos superiores, como peixes (Devái, 1990).

A comunidade macrobêntica é composta por vários grupos, como cnidários, anelídeos, moluscos e insetos aquáticos, entre outros (Martins-Silva *et al.*, 2001). A grande maioria dos estudos aborda os insetos aquáticos. Estudos realizados em vários riachos do Brasil central revelaram uma fauna bastante variada, embora com resultados

abordando diferentes níveis taxonômicos, com poucos *taxa* identificados até espécie (Medeiros, 1997, Bispo *et al.*, 2001, Martins-Silva *et al.*, 2001, Fernandes, 2002). Dessa forma, a composição faunística da comunidade bentônica no Cerrado apresenta ainda uma configuração generalizada, com perspectivas para ampliar a biodiversidade, inclusive com o potencial de ocorrência de espécies novas para a região.

A flora aquática do Cerrado, considerando macrófitas aquáticas, fitoplâncton e perifiton, tem sido pouco avaliada em ambientes aquáticos naturais. Leite (1990) encontrou uma microflora riquíssima composta por algas desmidiáceas em estudo realizado na Lagoa Bonita. Em cursos d´água da bacia do lago do Descoberto, Caramasch *et al.* (1997) realizaram estudo preliminar de comunidades planctônicas. Por sua vez, ao longo de um tributário da mesma bacia, Abreu (2001) revelou uma comunidade fitoplantônica com elevado número de *taxa* (acima de 160), apesar da baixa freqüência de ocorrência e densidade numérica dos organismos. Elevada riqueza de organismos de comunidade perifítica associada a macrófitas aquáticas em ambiente lótico foi observada por Mendonça-Galvão (2002), no córrego Roncador, situado na Reserva Ecológica do IBGE, Distrito Federal, com a detecção de 171 *taxa*. Estes poucos trabalhos revelam a elevada biodiversidade dos ecossistemas aquáticos naturais do bioma Cerrado, e com isso, a necessidade de intensificar os estudos nesta região.

A presença de ecossistemas alagados em áreas de cerrado amplia o leque de estudos do inventário de espécies aquáticas no país. A comunidade aquática que se desenvolve nas áreas alagadas do Brasil Central é pouco estudada. Ainda assim, os trabalhos desenvolvidos nesta região detectaram uma diversidade biológica bastante expressiva e com espécies endêmicas. Invertebrados bentônicos são numerosos e os peixes são de pequeno porte. Dentre eles, o pirá-brasília (*Cynolebias boitonei*) é endêmico nas veredas do Distrito Federal e está ameaçado de extinção (Rocha, 1990). Esta espécie apresenta uma beleza física exuberante, sendo usado como peixe ornamental. Análise taxonômica de algas em áreas preservadas foi realizada por Senna & Ferreira (1986, 1987), com a observação de uma elevada variedade fitoplanctônica. Em áreas alagadas e riachos da região do Vale do Paranã (TO), Adamo & Padovesi-Fonseca (2003) observaram uma fauna associada bastante variada e composta por *taxa* novos e ainda não descritos. Em estudos da meiofauna de campos úmidos, Reid (1982, 1984, 1987, 1993b) encontrou uma comunidade dominada por nematóides, rotíferos e copépodos harpacticóides, além de protozoários, turbelários, copépodos ciclopóides, cladóceros, ostrácodes, oligoquetos, hidrocarinos e várias famílias de larvas de insetos. Pelo menos 10 espécies de Copepoda foram classificadas pela primeira vez, e identificadas como espécies novas e endêmicas à região.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar de o Cerrado ser considerado um dos biomas mais biodiverso e ameaçado do mundo, pouca atenção tem sido dirigida para a conservação dos ecossistemas aquáticos naturais e da biota aquática.

O grau de endemismo no Cerrado é elevado, e aliado ao desconhecimento científico de uma parcela significativa

dos ecossistemas aquáticos naturais e de sua biota, revelam lacunas importantes para a avaliação da biodiversidade e conservação deste bioma.

As áreas definidas para a conservação ambiental raramente contemplam os ambientes aquáticos e sua biota. Este aparente desinteresse de inclusão de ambientes aquáticos pode estar associado à aceitação geral que ao proteger os ambientes terrestres automaticamente os aquáticos são protegidos, como foi discutido por Junk (1983) e Tundisi & Barbosa (1995).

Considerando a potencialidade e abrangência do bioma Cerrado em abrigar uma elevada biodiversidade, a flora e a fauna aquáticas devem ser consideradas e avaliadas com o intuito de fornecer subsídios necessários e essenciais para a definição de ferramentas que favoreçam a conservação ambiental da região.

Um dos aspectos particularmente importantes em relação à conservação de ambientes aquáticos é a ausência de dados sobre sistemas prístinos do Cerrado. Além de compor uma fonte essencial para a biodiversidade, pode-se constituir uma referência para programas de recuperação de sistemas perturbados por atividades humanas.

Diante deste contexto, torna-se evidente a necessidade de intensificar esforços nos estudos destes ecossistemas peculiares à região, bem como da biodiversidade e distribuição de suas espécies aquáticas. Tais propósitos vêm ao encontro de garantir embasamento teórico para a preservação e uso sustentável de fontes de água para gerações futuras.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abreu, C.T. 2001. Estudo do fitoplâncton ao longo de um sistema de córrego e represas nas estações de chuva e de seca, rio Descoberto, DF. *Dissertação de Mestrado, Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, DF.*

Adamo, L.A. & C. Padovesi-Fonseca. 2003. Análise da fauna associada às macrófitas aquáticas da bacia hidrográfica da Serra e Vale do rio Paranã. *Anais do 9º Congresso de iniciação científica da UnB,* Brasília, DF.

Bispo, P.C., L.G. Oliveira, V.L. Crisci & M.M. Silva. 2001. A pluviosidade como fator de alteração da entomofauna bentônica (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos do Planalto Central do Brasil. *Acta Limnol. Bras*. 13(2): 1-9.

Brasil 1998. *Primeiro relatório nacional para a convenção sobre diversidade biológica*. Ministério do Meio Ambiente, dos recursos hídricos e da Amazônia legal. Brasília, Brasil.

Campos, J.E.G. & F.H. Freitas-Silva. 1998. Hidrogeologia do Distrito Federal. *In*: IEMA/SEMATEC/UnB. *Inventário hidrogeológico e dos recursos hídricos superficiais do Distrito Federal*. pp. 85-90. Vol.4. IEMA/SEMATEC/UnB, Brasília, DF.

Caramaschi, G.M.C.L., L.T. Vianna & J.S. Freitas. 1997. Comunidades planctônicas na bacia do rio Descoberto. *In:* L.L. Leite & C.H. Saito (Eds.). *Contribuições ao conhecimento ecológico do Cerrado.* p. 142-147. Universidade de Brasília, Departamento de Ecologia, Brasília, DF.

Conservation International, 1999. Workshop: Ações prioritárias para a conservação da biodiversidade do Cerrado e Pantanal. *Relatório técnico-científico.* Brasília, DF.

Convenção de Zonas Úmidas. 1971. Ramsar. Irã (http://www.ramsar.org).

Devái, G. 1990. Ecological background and importance of the change of chironomid fauna in shallow lake Balaton. *Hydrobiologia* 191: 189-198.

Dias, B.F.S. 1996. Cerrados: uma caracterização. *In* B.F.S., Dias (coord.). *Alternativas de desenvolvimento dos cerrados:* manejo e conservação dos recursos naturais renováveis. pp. 11-25. 2ª ed. Fundação Pró-Natureza (FUNATURA), Brasília, DF.

Eiten, G. 1982. Brazilian "savannas". In B.J. Hunley and Walker B.H. (Eds.). *Ecological studies,* 42: Ecology of tropical savannas. p. 25-47. Springer-Verlag, Berlin, Germany.

Esteves, F.A. 1998. *Fundamentos de limnologia*. 2ª ed. Editora Interciência/ FINEP, Rio de Janeiro, Brasil.

Fernandes, A.C.M. 2002. *Influência da descarga orgânica de esgotos na comunidade de macroinvertebrados bentônicos no rio Melchior (Sub-bacia do rio Descoberto), DF.* Dissertação de Mestrado, Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, DF.

Ferrante, J.E.T., L. Rancan, P.B. Netto. 2001. Meio Físico. *In:* F.O. Fonseca (Org.). *Olhares sobre o lago Paranoá.* p.45-55. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMARH), Brasília, DF.

Furley, P.A. 1986. Classification and distribution of murundus in the Cerrado of Central Brazil. *J. Biogeogr.* 13: 265-268.

Furley, P.A. & J.A. Ratter. 1988. Soil resources and plant communities of the Central Brazilian cerrado an their development. *J. Biogeogr*. 15: 97-108.

Giller, P.S. & B. Malmqvist. 1999. *The biology of streams and rivers.* Oxford University Press, Oxford, U.K.

Goldsmith, F.B. 1974. Multivariate analyses of tropical grassland communities in Mato Grosso, Brazil. *J. Biogeogr.* 1: 111-122.

Hynes, H.B.N. 1970. *The ecology of running waters*. Liverpool University Press, Liverpool, U.K.

Junk, W.J. 1983. Aquatic habitats in Amazonia. *The Environmentalists* 3 (Suppl. 5): 24-34.

Klink, C.A., R.H.F. Macedo & C.C. Mueller. 1995. De grão em grão o Cerrado perde espaço. WWF-Brasil e PRO-CER, Brasília, DF.

Leite, A.L.T. 1990. *Desmidiaceae (Chlorophyta) e os fatores físico-químicos da lagoa Bonita, Distrito Federal, Brasil.* Dissertação de Mestrado, Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, DF.

Margalef, R. 1983. *Limnología.* Ediciones Omega, Barcelona, Espanha.

Martins-Silva, M.J., F.M. Rocha, F.B. César & B.A. Oliveira. 2001. Fauna: comunidade bentônica. In F.A. Fonseca (Org.). *Olhares sobre o lago Paranoá*. p. 117-121. Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMARH), Brasília, DF.

Medeiros, M.B. 1997. *Caracterização das comunidades de macroinvertebrados bentônicos da bacia do córrego do Riacho Fundo, Brasília-DF, e uso destas como bioindicadoras de qualidade de água.* Dissertação de Mestrado, Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, DF.

Mendonça-Galvão, L. 2002. Comunidade perifítica em folhas de *Echinodorus tunicatus* Small. *B. Herb. Ezechias Paulo Heringer* 10: 5-15.

Metcalfe, J.L. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environ. Poll.* 60: 101-139.

Myers, N.R., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. Fonseca, & J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.

Oliveira, P.S. & R.J. Marquis (Eds.). 2002. *The cerrados of Brazil*. Columbia University Press, New York, EUA.

Navas-Pereira, D. & R.M. Henrique. 1996. Aplicação de índices biológicos

numéricos na avaliação da qualidade ambiental. *Rev. Brasil. Biol*. 56: 441-450.

Padovesi-Fonseca, C., Mendonça-Galvão, L., Pereira, D.F., Philomeno, M.G. e D.L.P. Rocha. 2001. Fauna: zooplâncton. In F.A. Fonseca (Org.). *Olhares sobre o lago Paranoá*. pp. 115-117. Secretaria do meio ambiente e recursos hídricos (semarh), Brasília, Brasil.

Ratter, J.A., J.F. Ribeiro & S. Bridgwater. 1997. The brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Ann. Bot*. 80: 223-270.

Reid, J.W. 1982. *Forficatocaris schadeni,* a new copepod (Harpacticoida) from central Brazil, with keys to the species of the genus. *J. Crust. Biol.* 2: 578-587.

Reid, J.W. 1984. Semiterrestrial meiofauna inhabiting a wet campo in central Brazil, with special reference in the Copepoda (Crustacea). Hydrobiologia 118: 95-111.

Reid, J.W. 1987. The cyclopoid copepods of a wet campo marsh in central Brazil. *Hydrobiologia* 153: 121-138.

Reid, J.W. 1993a. The harpacticoid and cyclopoid fauna in the cerrado region of Central Brazil, 1: species composition, habitats and zoogeography. *Acta Limnol. Bras*. 6: 56-68.

Reid, J.W. 1993b. The harpacticoid and cyclopoid fauna in the cerrado region of Central Brazil, 2: community structures. *Acta Limnol. Bras.* 6: 69-81.

Ribeiro, J.F. & B.M.T. Walter. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: S.M., Sano & S.P. Almeida (Eds.). *Cerrado: ambiente e flora*. p. 89-166. Embrapa-CPAC, Planaltina, DF.

Ribeiro, J.F., C.E.L. Fonseca, & J.C.S., Silva. 2001. *Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria*. Embrapa Cerrados, Brasília, DF.

Ribeiro, M.C.L.B. 1998. Conservação da integridade biótica das comunidades de peixes nas bacias hidrográficas do Distrito Federal. *Relatório técnico final.* IBGE, Brasília, DF.

Rocha, A.J.A. 1990. Caracterização limnológica do Distrito Federal. *In* M.N. Pinto (Org.). *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*. Editora UnB, SEMATEC, Brasília, DF.

Senna, P.A.C. & L.V. Ferreira. 1986. Nostocophyceae (Cyanophyceae) da Fazenda Água Limpa, Distrito Federal, Brasil, 1: Famílias Chroococaceae e Oscillatoriaceae. *Rev. Brasil. Biol.* 9: 91-108.

Senna, P.A.C. & L.V. Ferreira. 1987. Nostocophyceae (Cyanophyceae) da Fazenda Água Limpa, Distrito Federal, Brasil, 2: Famílias Nostocaceae e Scytonemataceae e Stigonemataceae. *Rickia* 14: 7-19.

Tundisi, J.G. & F.A.R. Barbosa. 1995. Conservation of aquatic ecosystems: present status and perspectives. p. 365-371. *In:* J.G. Tundisi, C.E.M. Bicudo & T. Matsumura-Tundisi (Eds.*). Limnology in Brazil*. ABC/SBL, Rio de Janeiro, Brazil.

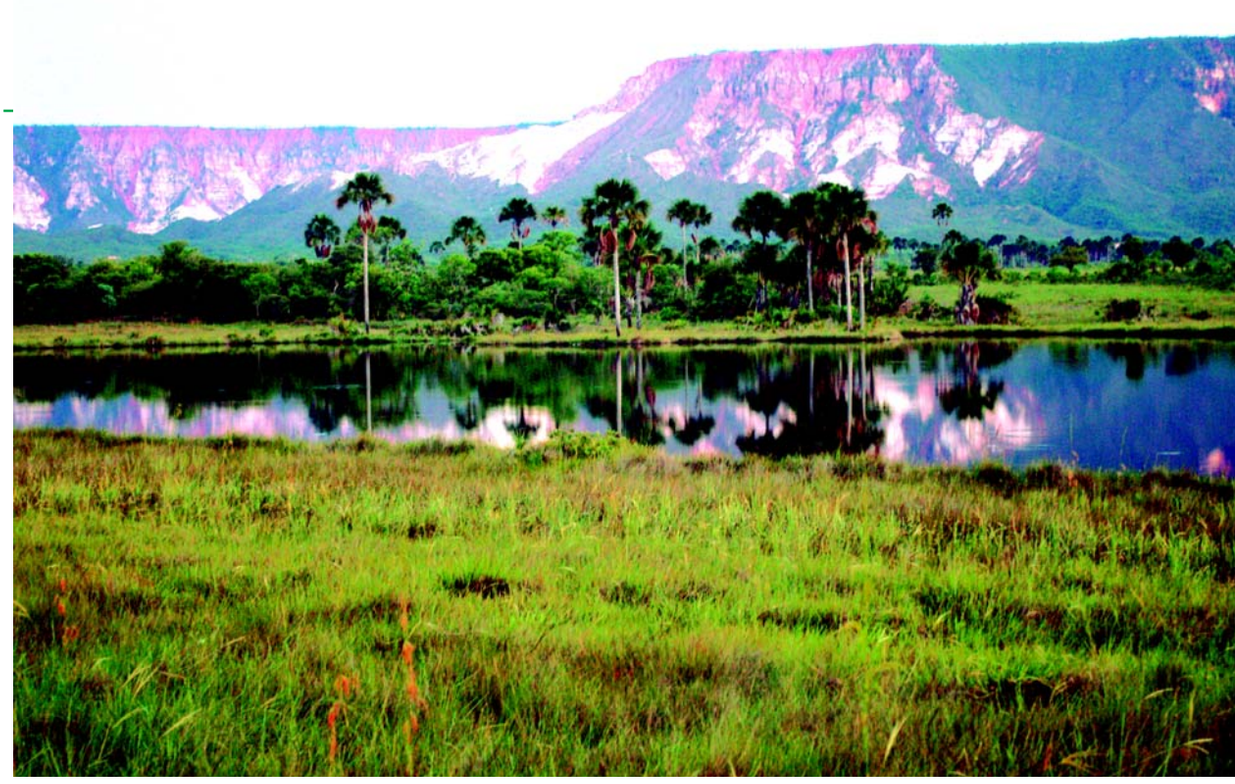
Wetzel, R.G. & G.E. Likens. 2000. *Limnological analyses*. 3rd ed. Springer-Verlag, New York, EUA.

Capítulo 26

FOTO: GUARINO COLLI

Perspectivas e desafios para conservação do Cerrado no século 21

Roberto B. Cavalcanti
Departamento de Zoologia
Universidade de Brasília
Brasília, DF
Conservation International
Washington DC ,EUA



INTRODUÇÃO

A conservação da biodiversidade hoje é bem estabelecida no rol de preocupações das sociedades modernas. Uma série de conferências globais de grande porte, a partir de Estocolmo, em 1972 e culminando no Rio de Janeiro, em 1992, gerou o envolvimento dos governos e a adoção de leis e acordos reconhecendo a importância do patrimônio biológico e a necessidade de conservá-lo para as gerações futuras.

A partir de meados da década de 1980, com o relatório da Comissão Brüntland para a ONU, desenhou-se um cenário para promoção do desenvolvimento econômico e social incorporando valores de conservação dos recursos naturais, no chamado desenvolvimento sustentável. Durante os anos 1990 e particularmente após a Conferência do Rio de Janeiro, este modelo foi seriamente explorado por governos de vários países, pelo setor privado, e por organizações não-governamentais de todos os naipes. Entretanto, o duplo desafio de realizar uma transição para outro modelo de desenvolvimento, enquanto o mundo experimentava acelerado crescimento demográfico e econômico na década de 1990, trouxe pouco progresso, como indicado pela acentuada deterioração nos ambientes biologicamente mais ricos, seja medido na cobertura de florestas tropicais ou nos recifes de corais do planeta.

Atualmente vivemos um processo contínuo de perda de recursos biológicos, que embora reconhecido e freqüentemente lamentado, ainda não pode ser revertido devido a conflitos com outras prioridades das sociedades modernas. O objetivo deste capítulo é fazer uma breve revisão de alguns destes conflitos e identificar formas potenciais de promover a coexistência entre as populações humanas e a biodiversidade do planeta.

BIODIVERSIDADE E EXTRATIVISMO

A produtividade dos ecossistemas naturais é insuficiente para os seus recursos manterem de forma sustentável as populações humanas nas densidades modernas. Embora este seja um fato reconhecido há milênios, e razão óbvia

de nossa dependência da agricultura e da criação de animais domésticos, em muitas partes do mundo, a exploração industrial dos ecossistemas naturais vem dizimando a flora e a fauna nativa, seja na África e Ásia, ou na América do Sul com a indústria madeireira. Trata-se de um sistema perverso, pois em muitos casos estas regiões sustentavam populações humanas extrativistas de baixas densidades.

Com a abertura de estradas e o acesso a cidades, a população consumidora potencial é enormemente elevada, e a extração rapidamente supera a capacidade de regeneração biológica natural. Trata-se aqui de uma transição complexa, mudando o uso dos ecossistemas naturais para fontes de serviços (água, manutenção do clima, reservas de biodiversidade, estabilização da paisagem), e o fomento a ecossistemas manejados para suprirem as necessidades das populações humanas.

Embora muitos preconizem a continuidade de atividades extrativas como justificativa para manutenção de paisagens nativas, na maioria dos casos a conservação destas é uma conseqüência apenas temporária. Como a produtividade biológica é insuficiente para atender à pressão extrativa, rapidamente entra-se em um processo de consumo dos estoques e degradação no longo prazo. Um bom exemplo é o efeito da coleta de castanhas sobre o recrutamento de novas plantas na Amazônia, estudado por Peres *et al.* (2003). Nas áreas de extração de longo prazo, não há plantas jovens de menor diâmetro o que indica que a população não está se regenerando localmente. Outros efeitos também conhecidos são resultantes da remoção física do produto da floresta. Caso não houvesse coleta, as castanhas além de serem a fonte das novas gerações de árvores, também sustentariam populações de consumidores como as araras, roedores, insetos e toda uma fauna própria.

Não se quer dizer aqui que o extrativismo é incompatível com a manutenção de elementos da biota natural, mas alertar que a capacidade de sustentação extrativa de ecossistemas nativos é extremamente limitada e oferece poucas perspectivas de ampliação como instrumento para promoção de conservação. Por outro lado, o uso de paisagens naturais para fornecimento de serviços, onde não há necessidade de remoção de matéria ou energia do sistema, permite um crescimento de escala considerável, restando o desafio de promover um processo de valoração para justificar sua manutenção.

Os esforços para conseguir valorar ecossistemas naturais a título de serviços foram acelerados a partir da década de 1980. As principais classes são:

- Serviços de ecossistema: manutenção da água, manutenção de clima, fixação de carbono, controle de erosão e conservação do solo.
- Serviços biológicos: manutenção da biodiversidade, bioprospecção, controle de predadores, serviços de polinizadores, entre outros.
- Serviços sociais/culturais: manutenção de identidade cultural de populações locais, símbolo e local para rituais sociais e religiosos, ecoturismo e turismo de aventura, lazer, manutenção da qualidade de vida.

Entretanto, como é bem conhecido, na sociedade moderna os serviços públicos, em geral, assim como os recursos naturais têm sido

sistematicamente não valorados, subvalorados, ou então têm seus custos subsidiados. Dessa forma o real valor dos ecossistemas naturais é invisível para a maioria da população. Pior, não conseguem enfrentar em termos econômicos os outros usos potenciais da terra em que os retornos são valorados de forma mais transparente.

IMPORTÂNCIA DA CONSERVAÇÃO

O ambiente terrestre é um ambiente biológico. Os principais elementos que mantém as condições de vida na Terra são conseqüências da transformação biológica do planeta durante o último bilhão de anos. O teor de oxigênio na atmosfera, as condições climáticas locais como temperatura, precipitação, umidade, ventos, e o teor de água no solo, são todos mediados e, em boa parte, determinados pelas paisagens biológicas. A sustentação da vida humana também, em última instância, depende da transformação biológica da energia solar em alimentos, mediada pela fotossíntese. Dessa forma é paradoxal que grande parte da população humana dê maior valor aos elementos tecnológicos, de uma sociedade de consumo, do que aos biológicos na determinação de nossa qualidade de vida e sustentabilidade.

Este conceito está começando a mudar por algumas razões. A eficiência dos processos industriais permite fornecer insumos a grande parte da sociedade humana, a custos moderados, incluindo aí bens e serviços tecnológicos. A descoberta da estrutura do DNA na década de 1950 viabilizou a engenharia genética, promovendo a aplicação dos processos tecnológicos da sociedade industrial aos sistemas biológicos com conseqüências sobre a produtividade alimentar e a saúde. Por outro lado, a presença física de 6,5 bilhões de pessoas sobre o planeta, com crescimento previsto de até 25 bilhões antes de se estabilizar, demonstra claramente que os fatores limitantes passam a ser cada vez mais os sistemas de sustento ecológico do planeta, incluindo suprimentos de alimentos e o meio ambiente.

OCUPAÇÃO DAS GRANDES ÁREAS NATURAIS

O processo de ocupação das áreas naturais do planeta continua a passos largos. Na Amazônia, os dados de desmatamento para 2003 mostram a segunda maior cifra da história – 23.000km^2. Mesmo que haja um esforço adicional para conter tais processos, o crescimento da população humana e a necessidade de fornecimento de alimentos continuarão a exercer pressão. Atualmente 83% das áreas agrícolas do planeta são abastecidas por água da chuva, sendo responsáveis por 2/3 do suprimento alimentar global (Gleick 1993 *apud* Rockström *et al.* 1999). A produção agrícola é mediada por luz e água, para realizar fotossíntese. Estima-se que um crescimento da população humana para 8,5 bilhões, em 2025, exigiria um aumento de 46% no consumo de água para agricultura ou seja, em torno de 3.100km^3 (Rockström *et al.* 1999).

Dessa forma, não é surpreendente que, mundialmente, haja um processo de expansão agrícola nas áreas de floresta tropical, onde existem água e sol em abundância. Similarmente, há acelerado crescimento em regiões semi-áridas dotadas de aqüíferos subterrâneos disponíveis para serem explorados. Outros fatores limitantes, inclusive qualidade do solo e mesmo a fisiologia

das plantas, podem ser modificados por meios tecnológicos. Os avanços da engenharia genética, clonagem, e o crescimento da infra-estrutura de transportes permitem que regiões remotas do mundo produzam alimentos de paladar global a custos competitivos.

Em resumo, a proteção de áreas naturais hoje apresenta custos de oportunidade significativos, se comparada à situação na década passada, em função desses avanços da infra-estrutura de transportes, bem como do desenvolvimento tecnológico e da demanda de alimentos.

Ao mesmo tempo, uma estratégia de proteção ambiental agrega valor significativo para a viabilidade da ocupação humana de uma região. O custo de não proteger áreas-chave é muito alto. Ainda no caso da Amazônia, estima-se que o desmatamento poderá reduzir em até 20% a precipitação anual. Nos cerrados, onde a precipitação se concentra em seis meses do ano, a perenização dos rios depende de armazenamento de água subterrânea, nos grandes sistemas de chapadões da Serra Geral.

OPORTUNIDADES DE CONSERVAÇÃO

A ocupação acelerada do Brasil central e da Amazônia é um processo de difícil reversão, motivado por uma demanda global de recursos naturais e de alimentos, aliado a tecnologias altamente eficientes de produção e expectativas de desenvolvimento social das populações locais. As perspectivas de conservação da região dependem da capacidade de se alavancar parte do investimento e do retorno econômico gerado em atividades de proteção da biodiversidade, bem como na adoção de modelos de ocupação que viabilizem a sobrevivência da biota nativa na paisagem regional.

Os corredores de biodiversidade são uma das formas de planejamento regional que visam manter sistemas de áreas protegidas em uma matriz de uso humano da paisagem. No Brasil, os denominados corredores ecológicos foram propostos no âmbito do Programa Piloto para a Proteção de Florestas Tropicais (PP-G7) para Amazônia e mata Atlântica (Ayres *et al.* 1997), e mais tarde incorporados pelo governo Federal, Estaduais, organizações conservacionistas e agências de desenvolvimento para os demais biomas. Em um corredor de biodiversidade, são desenhadas e implementadas conexões entre áreas protegidas, de forma que os biomas naturais não sejam ilhados como resultado da ação antrópica. Ao combater a fragmentação, mantêm-se os processos de migração, dispersão, colonização e intercâmbio genético que permitem a sobrevivência da biota nativa na paisagem. Em termos de ecossistema, também são mantidos os fluxos de matéria e energia que sustentam a produtividade natural.

CORREDOR CERRADO-PANTANAL

Um exemplo interessante é o Corredor Cerrado-Pantanal, planejado por ocasião do *Workshop Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade dos Biomas Cerrado e Pantanal* (MMA, Funatura, Conservação Internacional (CI), Universidade de Brasília, Fundação Biodiversitas), em 1998, o qual teve sua implantação iniciada a partir de 1999, sob um consórcio multinstitucional incluindo a ONG Conservação Internacional (CI). Este corredor cobre a área desde as

nascentes do rio Taquari na região do Parque Nacional das Emas, abrangendo sua bacia e o rio Negro no Pantanal do Mato Grosso do Sul.

Ao longo dos últimos cinco anos, foram criadas pelos governos novas áreas públicas de conservação (Parques Estaduais do Rio Negro e das Nascentes do Taquari, no MS), reservas particulares (RPPN Fazenda Rio Negro); financiados estudos de populações de fauna para mapear movimentos e dispersão e realizados programas de conscientização e educação ambiental, com o objetivo de consolidar a proteção da biodiversidade na paisagem regional. Um dos aspectos mais inovadores é o planejamento de áreas de reserva legal de propriedades particulares. Em colaboração com as agências de governo e fazendeiros, as ONGs Oréades e CI Brasil usam imagens de satélite para classificar a paisagem, sobrepondo os polígonos das propriedades, e gerando cenários alternativos para cumprimento da exigência legal de proteção de 20% das superfícies de cada propriedade.

Estas análises permitem planejar estratégias de proteção que, compatíveis com as exigências de uso econômico das fazendas, multiplicam o potencial de conservação regional, por meio da interligação das reservas legais entre si e com as áreas públicas de proteção da biodiversidade.

ÁREAS PROTEGIDAS E PROTEÇÃO DAS ESPÉCIES

Qual deve ser o alvo da conservação da biodiversidade? Em geral, considera-se que devem ser protegidas as suas diversas manifestações: a diversidade genética, a diversidade de organismos, e a diversidade de sistemas biológicos. Destas, o alvo mais concreto é a diversidade de organismos. Os genes se expressam e se reproduzem por meio de organismos, e as comunidades e ecossistemas são descritos em termos de sua composição de espécies e fluxos de matéria e energia. Ao escolher espécies como alvo de proteção, é possível caracterizar as medidas que darão como conseqüência também a proteção dos genes e dos ecossistemas.

As áreas protegidas têm se mostrado como um dos mecanismos mais efetivos e com melhor relação custo/benefício para manter a diversidade de espécies (Brunner *et al.* 2000). Além disso, oferecem a oportunidade de agregar as funções de serviços ambientais descritos anteriormente, contribuindo com fonte adicional de recurso para viabilizar a conservação da biodiversidade.

MUDANÇAS DE LONGO PRAZO

Não se pode deixar de fazer referência a fatores de longo prazo que podem ameaçar a sobrevivência dos cerrados. As mudanças climáticas globais, com o aquecimento da superfície do planeta, podem afetar o clima da região tanto no aspecto de temperatura quanto de precipitação, e por conseguinte ter efeitos dramáticos sobre a distribuição das comunidades biológicas. Infelizmente, ainda há grande incerteza tanto sobre os cenários climáticos como em predizer os futuros "envelopes" bioclimáticos da vegetação do cerrado, tornando difícil prognosticar a capacidade de resistência da biota local. Estudos feitos para outras regiões, por exemplo, no sul da África, mostraram extinções globais significativas de espécies como resultado de mudanças climáticas.

De maneira semelhante, a redução da área de ambiente nativo do Cerrado aumenta o risco de extinções, ao reduzir

as populações de espécies a uma fração do seu tamanho anterior e tornando-as mais suscetíveis ao desaparecimento em função de eventos catastróficos. Novamente, este aumento de risco é difícil de estimar quantitativamente. Destaca-se que muitas espécies não são homogeneamente distribuídas pela região, concentrando-se ao contrário em *habitat* restritos como os campos rupestres, ou em pequenas partes do bioma, por exemplo, nas matas do rio Paranã, vale do rio Araguaia, ou na região do Distrito Federal.

A introdução de espécies exóticas e doenças é outro impacto potencialmente irreversível. Gramíneas africanas, trazidas como pastagem para o gado, persistem mesmo após áreas de pasto serem abandonadas, impedindo a regeneração dos cerrados. Espécies arbóreas introduzidas como *Pinus* e *Acacia* também persistem em cerrado. Uma vez estabelecidas, espécies introduzidas podem excluir permanentemente espécies nativas, levando-as à extinção. Suspeita-se que o declínio de espécies como o cachorro-do-mato-vinagre pode estar vinculado à presença de doenças trazidas por animais domésticos.

TRANSIÇÕES PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

Um dos principais proponentes do desenvolvimento sustentável, Gustave Speth, ex-administrador do PNUD e co-fundador do World Resources Institute, propôs um conjunto de oito transições necessárias para que a sociedade global tenha um futuro sustentável no uso dos recursos naturais do planeta (Speth, 2004). São elas:

- Transição demográfica, para uma população global estável ou menor.
- Transição social, para eliminação da pobreza em massa e desigualdade.
- Transição tecnológica, com a promoção de tecnologias limpas e de baixo impacto ambiental.
- Transição econômica, para que os preços de bens e serviços reflitam os reais custos ambientais.
- Transição para o consumo sustentável.
- Transição em conhecimento e aprendizagem, provendo a base científica para tomada de decisões e a difusão deste conhecimento.
- Transições institucionais, que promovam a mudança na gestão internacional de recursos do ambiente e promovam iniciativas locais de base na gestão ambiental.
- Transição em cultura e conscientização, para incorporar nos valores individuais a conservação do meio ambiente.

Muitas destas transições estão em curso no momento. Entretanto, os processos de declínio da biodiversidade continuam acelerados (Wilson *et al.* 2004). Espera-se que o desenvolvimento sustentável chegue a tempo de salvar as espécies que dividem o planeta conosco.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Vivemos hoje um momento de decisão, pois o processo de desaparecimento do Cerrado é muito bem documentado, e existem métodos bem estabelecidos para realizar a conservação do bioma. Precisamos implementar com a rapidez necessária e o apoio da sociedade a proteção efetiva do Cerrado para que o patrimônio natural possa continuar a beneficiar a humanidade e manter a vida na terra para as gerações futuras.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ayres, J. M., Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B., Queiroz, H. L., Pinto, L. P. de S., Masterson, D. e Cavalcanti, R. 1997. *Abordagens inovadoras para conservação da biodiversidade do Brasil:* Os corredores ecológicos das florestas neotropicais do Brasil - Versão 3.0. Programa Piloto para a Proteção das Florestas Neotropicais, Projeto Parques e Reservas. Ministério do Meio Ambiente, Recursos Hídricos e da Amazônia Legal (MMA), Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recusos Naturais Renováveis (Ibama), Brasília.

BRASIL. 1999. *Ações prioritárias para conservação da biodiversidade do Cerrado e Pantanal.* Brasília: Ministério do Meio Ambiente, FUNATURA, Conservation International, Fundação Biodiversitas, Universidade de Brasília.

Gleick, P. H., editor. 1993. *Water in crisis*. Oxford University Press, New York, New York, USA. (apud Rockström *et a*l 1999)

Peres, C. A., C. Baider, P. A. Zuidema, L. H. O. Wadt, K. A. Kainer, D. A. P. Gomes-Silva, R. P. Salomão, L. L. Simões, E. R. N. Francioni, F. C. Valverde, R. Gribel, G. H. Shepard Jr., M. Kanashiro, P. Coventry, D. W. Yu, A. R. Watkinson, R. P. Freckleton. 2003. Demographic threats to the sustainability of Brazil nut exploitation. *Science* 302(5653):2112-2114.

Rockström, J., L. Gordon, C. Folke, M. Falkenmark, and M. Engwall. 1999. Linkages among water vapor flows, food production, and terrestrial ecosystem services. *Conservation Ecology* 3(2):5. [online]URL: http://www.consecol.org/vol3/iss2/art5/

Thomas, C. D., A. Cameron, R.E. Green, M. Bakkenes, L. J. Beaumont,Y.C. Collingham,B. F. N. Erasmus, M.F. De Siqueira, A. Grainger,L. Hannah, L. Hughes, B. Huntley, A. S. van Jaarsveld, G. F. Midgley, L. Miles, M. A. Ortega-Huerta, A. T. Peterson, O. L. Philips, S. E. Williams. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427:145-148.

Speth, J. G. 2004. *Red sky at morning* – America and the crisis of the global environment. Yale University Press, New Haven and London, xv + 299 pp.

Wheeler, Q., P. H. Raven, E. O. Wilson. 2004. Taxonomy: impediment or expedient? *Science* 303:285