

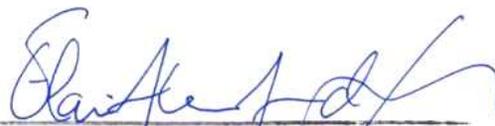
UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
INSTITUTO DE BIOLOGIA



**DINÂMICA E ESTRUTURA DE POPULAÇÕES DE ESPÉCIES
LENHOSAS NO CERRADO DE ITIRAPINA, SP**

Carolina Bernucci Virillo

Prof. Dr. Flavio Antonio Maës dos Santos (Orientador)



Este exemplar corresponde à redação final
da tese defendida pelo(a) candidato (a)
Caroline Bernucci Virillo

e aprovada pela Comissão Julgadora.
x

Tese apresentada ao Instituto de
Biologia da Universidade Estadual de
Campinas como parte dos requisitos
necessários para a obtenção do título
de Mestre em Biologia Vegetal

Campinas

2006

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA – UNICAMP**

V819d Virillo, Carolina Bernucci
Dinâmica e estrutura de populações de espécies lenhosas no cerrado de Itirapina, SP / Carolina Bernucci Virillo. -- Campinas, SP: [s.n.], 2006.

Orientador: Flavio Antonio Maês dos Santos.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia.

1. Cerrados – São Paulo (Estado). 2. Plantas lenhosas. 3. Plantas – População – Modelos matemáticos. I. Santos, Flavio Antonio Maês dos. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. III. Título.

Título em inglês: Population structure and dynamics of woody species on the cerrado vegetation at Itirapina, SP.

Palavras-chave em inglês: Cerrados; Woody plants; Plant populations – Mathematical models.

Área de concentração: Ecologia.

Titulação: Mestre em Biologia Vegetal.

Banca examinadora: Flavio Antonio Maês dos Santos, Ivan Schiavini da Silva, Dalva Maria da Silva Matos.

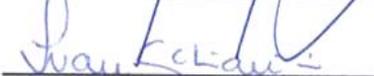
DATA DA DEFESA: 23/02/2006

Banca Examinadora

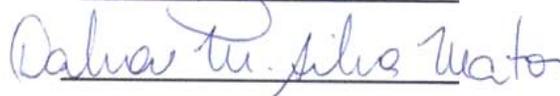
Prof. Dr. Flavio Antonio Maës dos Santos (Orientador)



Prof. Dr. Ivan Schiavini da Silva



Profª Dra Dalva Maria da Silva Matos



Prof. Dr. Fernando Roberto Martins (suplente)

Prof. Drª Adriana Maria Zanforlin Martini (suplente)

“Metafísica? Que metafísica têm aquelas árvores?
A de serem verdes e copadas e de terem ramos
E a de dar frutos na sua hora, o que não nos faz pensar,
A nós, que não sabemos dar por elas.
Mas que melhor metafísica que a delas,
Que é a de não saber para que vivem
Nem de saber que não o sabem?”

(Alberto Caeiro, em *O guardador de rebanhos*)

Agradecimentos

Em primeiro lugar, aos meus pais, Felipe e Claudete, e à minha irmã Camila, pelo apoio incondicional durante todas as etapas da minha vida.

Ao Flavio, excelente orientador e professor, pela infinita paciência e calma com que suportou minha pressa, por me ensinar a olhar as coisas de uma maneira crítica, pela constante disponibilidade de tempo para todos os orientados, e principalmente por sempre responder a uma pergunta com outras perguntas.

Aos membros da pré-banca, Prof. Dr. Ivan Schiavini, Prof^a Dr^a Dalva M. Silva Matos e Prof. Dr. Fernando Roberto Martins, pelas valiosas sugestões que contribuíram para a melhora deste trabalho.

À FAPESP, pela bolsa de mestrado concedida.

Aos demais professores do Departamento de Botânica, pelo companheirismo e também pelas excelentes disciplinas que tive a oportunidade de cursar (Tamashiro, George, Sandra, Fernando, Joly...). Em especial aos professores Fernando R. Martins, Jorge Tamashiro e Flavio A.M. Santos pela oportunidade oferecida aos alunos de cursar a disciplina de campo de Itirapina, e também por me apresentarem as áreas estudadas e por me permitirem utilizar a base de dados resultante destes muitos anos da disciplina.

Aos meus colegas de laboratório, pelas ajudas nas horas difíceis e pelos momentos de descontração: Júlia, Vanessa, Guilherme, Flaviana (minha eterna monitora de ecologia vegetal!), Roque, Rafael, Alessandra Caiafa, Marisa, Aneliza, Érico, Priscila, Viviane, Dani, Carina e muitos outros. Em especial à Aneliza, por ter me cedido seus dados prontamente e por sua constante disposição em me ajudar.

Aos meus muitos ajudantes de campo que fizeram esse trabalho possível: 2N (Marianne), Renato Barrinho, Rafael, Maurício e Luciana, Isabeli, Gabriel (Peter), Poliana, Vanessa e Hernandez (desculpem se esqueci alguém!).

À todos os meus amigos, que me incentivaram sempre, acreditaram em mim, e principalmente, que me tiravam forçadamente da frente do computador às vezes!

Ao Instituto Florestal de São Paulo, pelo apoio logístico e pela permissão para utilizar as áreas em minha pesquisa.

Enfim, à todos que de alguma forma contribuíram para esse trabalho, meus sinceros agradecimentos.

Índice

Introdução Geral.....	1
Referências Bibliográficas.....	3
Capítulo 1: Variação Espacial da Estrutura de tamanho de Espécies Lenhosas que Ocorrem no Cerrado de Itirapina, SP.	
Resumo.....	5
Introdução.....	6
Material e Métodos.....	8
Resultados.....	14
Discussão.....	16
Referências Bibliográficas.....	19
Capítulo 2: Dinâmica Populacional de <i>Xylopia aromatica</i> e <i>Roupala montana</i> em uma Área de Cerrado no Município de Itirapina, SP.	
Resumo.....	31
Introdução.....	32
Material e Métodos.....	35
Resultados.....	43
Discussão.....	46
Referências Bibliográficas.....	52
Capítulo 3: Variação Temporal da Estrutura de Tamanho de Quatro Espécies Lenhosas de Cerrado	
Resumo.....	71
Introdução.....	72
Material e Métodos.....	74
Resultados.....	79
Discussão.....	81
Referências Bibliográficas.....	85
Considerações Finais.....	102

INTRODUÇÃO GERAL

O cerrado representa a segunda maior formação vegetacional do país, com uma área original de cerca de 2 milhões de km² abrangendo aproximadamente 23% do território brasileiro (Secretaria de Estado de Meio Ambiente 1997, Ratter *et al.* 1997, Ribeiro & Walter 1998), e em termos de área é superado apenas pela floresta Amazônica. Apresenta fisionomias que englobam formações florestais, savânicas e campestres, estendendo-se por mais de 20° de latitude e com uma amplitude altitudinal de 300 a 1600 m (Ratter *et al.* 1997, Ribeiro & Walter 1998). Estende-se desde a margem da floresta Amazônica, tendo sua maior parte localizada no Planalto Central, até áreas mais ao sul no Paraná e em São Paulo, incluindo áreas disjuntas no Amapá, Amazonas, Roraima e Pará (Ratter *et al.* 1997, Ribeiro & Walter 1998). No estado de São Paulo ocorre principalmente na região centro-oeste, sendo interrompido em algumas áreas por outras formações vegetacionais (Secretaria de Estado de Meio Ambiente 1997). As diferentes formações de cerrado recobriam originalmente cerca de 14% do território paulista (Secretaria de Estado de Meio Ambiente 1997); porém, nos dias atuais resta apenas 1,2% da cobertura original de cerrado do estado (Cavalcanti & Joly 2002).

Historicamente, os trabalhos em cerrado têm sido direcionados para estudos florísticos e fitossociológicos nas diferentes fitofisionomias (Hay 2002); pode-se ter uma dimensão da quantidade de áreas em que levantamentos florísticos já foram realizados ao se observar o trabalho de Ratter *et al.* (2003), em

que dados florísticos coletados em 376 áreas de cerrado distribuídas pelo país são comparados. Porém, estudos publicados sobre a demografia de espécies de cerrado ainda são escassos, principalmente os que forneçam dados sobre mudanças temporais e variações espaciais em escalas diferentes, e a maioria destes trabalhos trata do crescimento dos indivíduos ou de estruturas populacionais em uma escala local (Hay 2002, Miranda-Melo 2004).

Os estudos demográficos se dividem em estudos sobre a estrutura populacional (podendo ser abordadas variáveis como tamanho, distribuição espacial, estrutura genética, entre outras) e estudos sobre a dinâmica populacional. Segundo Mantovani (2003), há pouco conhecimento das propriedades das populações tropicais, apesar de estas informações serem de extrema importância para o entendimento da estrutura da comunidade, já que diversas características da comunidade derivam de propriedades das populações. Além disso, os estudos em dinâmica e estrutura de populações de árvores são considerados essenciais para entender os processos que regulam a dinâmica e a estrutura das comunidades naturais e para os programas de manejo e conservação (Santos *et al.* 1998).

No presente trabalho pretendeu-se abordar aspectos da demografia de cinco espécies comumente encontradas em levantamentos florísticos de cerrado e abundantes nas áreas em que ocorrem, e também a variação espacial destes aspectos em uma escala local. Com isso, poderemos entender de que maneira espécies diferentes podem responder a um mesmo conjunto de variáveis ambientais e também como uma mesma espécie pode apresentar variação na sua demografia em uma escala espacial local e ao longo de um período de tempo.

Além disso, poderemos avaliar se as características demográficas das populações de cerrado são semelhantes às aquelas observadas em outras formações vegetacionais.

Para tanto, esta dissertação foi dividida em três capítulos. No Capítulo 1 foram abordados aspectos da estrutura de tamanho de populações das cinco espécies e sua variação espacial em três áreas próximas de 0,5 ha. No Capítulo 2 foi estudada a dinâmica populacional de duas das espécies segundo um modelo matricial, e no Capítulo 3 foi avaliada a variação temporal da abundância e da estrutura de tamanho de quatro espécies ao longo de um período de dez anos em uma pequena área de 0,16 ha.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CAVALCANTI, R.B. & C.A. JOLY. 2002. Biodiversity and conservation priorities in the Cerrado region. *In: Oliveira, P.S. & R.J. Marquis (eds). The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna.* Columbia University Press, New York.
- HAY, J. D. 2002. Aspectos da ecologia de populações de plantas nativas no cerrado do Brasil. *In: Araújo, E. L., A.N. Moura, E.V.S.B. Sampaio, L.M.S. Gestrari & J.T.M. Carneiro (eds.). Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil.* Imprensa Universitária UFRPE, Recife.
- MANTOVANI, W. 2003. Ecologia da Floresta Pluvial Atlântica. *In: Claudino-Sales, V. (org.). Ecossistemas Brasileiros: manejo e conservação.* Expressão Gráfica e Editora. Fortaleza, Ceará.

- MIRANDA-MELO, A. 2004 *Estrutura populacional de Xylopia aromatica Lam. (Mart) (Annonaceae) e Roupala montana Aubl. (Proteaceae) em quatro fragmentos de cerrado sensu lato no município de Itirapina/SP*. Dissertação de Mestrado, UNICAMP, Campinas.
- RATTER, J.A., J.F. RIBEIRO & S. BRIDGEWATER. 1997. The brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany* 80: 223-230.
- RATTER, J.A., S. BRIDGEWATER & J.F. RIBEIRO. 2003. Analysis of the floristic composition on the brazilian cerrado vegetation III: comparision of the woody vegetation of 376 areas. *Edinburgh Journal of Botany* 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*. Embrapa, Planaltina, DF.
- SANTOS, F.A.M., F. PEDRONI, L.F. ALVES & M. SANCHEZ. 1998. Structure and dynamics of tree species of the Atlantic Forest. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 70: 873-880.
- SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE. 1997. *Cerrado: Bases para conservação e uso sustentável das áreas de cerrado do estado de São Paulo*. Série PROBIO/SP.

CAPÍTULO 1: VARIAÇÃO ESPACIAL DA ESTRUTURA DE TAMANHO DE ESPÉCIES LENHOSAS
QUE OCORREM NO CERRADO NO MUNICÍPIO DE ITIRAPINA, SP.

RESUMO

Foi estudada a estrutura de tamanho de *Xylopia aromatica*, *Roupala montana*, *Miconia albicans*, *Dalbergia miscolobium* e *Myrcia lingua* em três áreas de 0,5 ha (V1, V2 e V3) em um fragmento de cerrado localizado dentro da Estação Ecológica e Experimental de Itirapina (22º 15' S; 47º 49' W), no município de Itirapina, SP. A espécie que apresentou maior número de indivíduos amostrados (7522) no total das áreas foi *X. aromatica*, e a que apresentou o menor número (536) foi *D. miscolobium*. O número de indivíduos de cada espécie variou entre as áreas, e *R. montana* ocorreu em apenas uma delas (V1). A área com maior abundância de cada uma das espécies não foi coincidente: *R. montana*, *M. albicans* e *M. lingua* ocorreram em maior abundância em V1, enquanto *X. aromatica* e *D. miscolobium* ocorreram em maior abundância em V2. A estrutura de tamanho pareceu relacionada à abundância, sendo que as populações com maior abundância apresentaram estruturas de tamanho em formato de “J-invertido”, sugerindo que as diferenças entre as áreas estão ligadas à maior ou menor presença de indivíduos pequenos. Para cada espécie, as estruturas de tamanho observadas diferiram entre as três áreas, indicando a importância de se realizar estudos demográficos em diferentes áreas e abrangendo diferentes escalas, já que mesmo considerando áreas próximas dentro de um mesmo fragmento foram encontradas diferenças nas estruturas populacionais.

Palavras-chave: Cerrado, demografia, estrutura de tamanho, populações.

INTRODUÇÃO

A estrutura de uma população é resultado da ação de fatores bióticos e abióticos sobre as taxas de crescimento e mortalidade de cada grupo de indivíduos, assim como de eventos passados de recrutamento (Hutchings 1997). Fatores que regulem a variação de tamanho dos indivíduos de uma população, como diferenças de tamanho da semente entre os indivíduos, no tempo de germinação de cada indivíduo em relação aos seus vizinhos, na taxa de crescimento de cada indivíduo (que depende de fatores genéticos e ecológicos), na distância de cada planta de seus vizinhos mais próximos (competição por recursos) e padrões de comportamento de herbívoros podem ser determinantes de sua estrutura de tamanho (Hutchings 1997).

Em espécies arbóreas, a estrutura de tamanho mais comumente registrada é a do tipo “J-invertido” (Fonseca 2001, Hay 2002), com muitos indivíduos nas menores classes de tamanho (que individualmente representam uma pequena parte do total da biomassa da população) e poucos indivíduos grandes (que individualmente representam uma grande parte da biomassa total da população). Esse tipo de estrutura é muitas vezes interpretado como um indicador de estabilidade ou incremento da população e capacidade de regeneração freqüente no sub-bosque da floresta (Knight 1975, Felfili & Silva-Júnior 1988, Silva-Júnior & Silva 1988, Sarukhán 1980, Hay 2002), apesar de autores como Johnson *et al.* (1994) e Condit *et al.* (1998) apontarem as dificuldades de se fazer inferências

sobre as tendências populacionais através de dados pontuais da estrutura de tamanho.

A maioria dos trabalhos que tratam da variação de estruturas populacionais de uma espécie compara as estruturas entre diferentes áreas (e.g. Khan *et al.* 1987, Watkinson & Powell 1987, Barchuk & Diaz 1999). Entretanto, alguns trabalhos têm mostrado que uma espécie pode apresentar diferenças em sua estrutura entre diferentes áreas e também entre diferentes locais dentro de uma mesma área (Ramirez & Arroyo 1990, Fonseca 2001, Miranda-Melo 2004) indicando a necessidade de estudos sobre variações nas estruturas populacionais em diferentes escalas, para que se possa compreender quais os fatores que podem influenciar estas estruturas.

Por outro lado, segundo Hartshorn (1990 *apud* Fonseca 2001), o estudo da demografia de espécies arbóreas regionalmente comuns e localmente abundantes pode fornecer indícios sobre a estabilidade da comunidade arbórea como um todo. Assim, ao se analisar a demografia de diferentes espécies, abundantes na área de estudo e comuns em áreas de cerrado como um todo, podemos fornecer informações importantes sobre a demografia da comunidade lenhosa da área estudada. Além disso, ao analisarmos a demografia de espécies coexistentes podemos entender de que maneira espécies diferentes respondem a um mesmo conjunto de variáveis ambientais e como elas podem afetar a sua estrutura de tamanho. Desta maneira, o presente trabalho pode ser útil ao fornecer dados sobre aspectos da demografia de populações de cinco espécies que ocorrem no cerrado, *Roupala montana*, *Xylopia aromatica*, *Myrcia lingua*, *Miconia albicans* e *Dalbergia miscolobium*.

O objetivo do presente estudo foi investigar a estrutura de tamanho e sua variação espacial de populações de *Roupala montana*, *Xylopia aromatica*, *Myrcia lingua*, *Miconia albicans* e *Dalbergia miscolobium* em um fragmento de cerrado no município de Itirapina, SP, para que se possa compreender de que maneira estas estruturas variam em uma pequena escala espacial. Para atingir estes objetivos, pretende-se responder às seguintes questões: qual a estrutura de tamanho das populações das cinco espécies estudadas? A estrutura de tamanho das populações difere entre áreas próximas de 0,5 hectare de um mesmo fragmento? As estruturas de tamanho diferem entre as espécies estudadas?

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O trabalho foi realizado em um fragmento de cerrado localizado na Estação Ecológica e Experimental de Itirapina, que se localiza em sua maior parte no município de Itirapina, SP (22° 15' S; 47° 49' W), a uma altitude média de 760 m. O clima da região é caracterizado como Cwa de Köppen (temperado macrotérmico com inverno seco e chuvas no verão) (Giannotti 1988), com precipitação anual média de 1425 mm, concentrada de outubro a maio, temperatura média de 19,7°C e déficit hídrico de 23 mm anuais (Delgado 1994).

Este fragmento (denominado Valério) tem sua vegetação caracterizada como cerrado *stricto sensu* denso (segundo classificação de Ribeiro & Walter 1998), e está protegido de ação antrópica (fogo, gado ou raizeiros) há mais de vinte anos. Em trabalhos realizados nesta área, foi registrada uma densidade total de 7156,3 árvores/ha e uma área basal de 8,43 m²/ha, com um total de 47

espécies lenhosas com DAS \geq 3 cm amostradas (Aoki *et al.* 2006); além disso, Salomão *et al.* (2006) citaram que a área apresenta uma similaridade florística alta (maior que 50%) com outros fragmentos de cerrado *sensu stricto* da região de Itirapina. As áreas escolhidas para este estudo apresentam em seu entorno talhões de reflorestamento de *Pinus* e distam de 0,44 a 0,85 km entre si; as três áreas (citadas a partir daqui como V1, V2 e V3) distam aproximadamente 20 metros da borda e diferem quanto à porcentagem de abertura de dossel, que seria menor em V1 (de 14% a 26% em V1, de 14% a 36% em V2 e V3; Miranda-Melo 2004) e também aparentemente quanto à cobertura de plantas rasteiras (como por exemplo palmeiras do gênero *Syagrus* e bromélias do gênero *Ananas*), que seriam maiores no V3 (Miranda-Melo 2004).

Espécies Estudadas

Dalbergia miscolobium Benth. (Fabaceae), *Miconia albicans* (Sw.) Triana (Melastomataceae), *Myrcia lingua* (O. Berg.) Mattos (Myrtaceae), *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart. (Annonaceae) e *Roupala montana* Aubl. (Proteaceae) são espécies freqüentemente encontradas em levantamentos florísticos e fitossociológicos realizados em cerrado (*sensu lato*) da região de Itirapina (Mantovani 1987, Giannotti 1988).

Dalbergia miscolobium é uma árvore típica do cerrado, popularmente conhecida como careiúna ou jacarandá-do-cerrado; ocorre em Minas Gerais, São Paulo e Mato Grosso do Sul (Lorenzi 1992), em fisionomias campestres de cerrado, em cerrado típico e cerradão (Durigan *et al.* 2004). É uma planta perenifólia ou semidecídua, podendo ser aproveitada para plantio em áreas

degradadas, juntamente com outras espécies. Floresce na estação chuvosa (janeiro-fevereiro) e passa grande parte da estação seca na fase de formação e amadurecimento de frutos, que são dispersos pelo vento ao final desta estação (Lorenzi 1992). A germinação ocorre no início da época chuvosa (Franco *et al.* 1996).

Xylopia aromatica, popularmente conhecida por pindaíba ou pimenta-de-macaco, é uma árvore típica de cerrado, podendo tanto ocorrer no cerrado *sensu stricto* como no campo cerrado (Lorenzi 1992) e cerradão (Durigan *et al.* 2004). Distribui-se nos estados de São Paulo, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais e Goiás (Lorenzi 1992). A espécie é semidecídua, apresenta distribuição ampla, porém irregular e descontínua. Pode florescer duas vezes ao ano, sendo o principal período de setembro a novembro (Lorenzi 1992). Em estudos fenológicos realizados por dois anos em Itirapina, a espécie apresentou floração de novembro a abril e frutificação de dezembro a maio (Costa 1988 *apud* Miranda-Melo 2004); os frutos são aromáticos, sendo sua dispersão provavelmente realizada por pássaros, que são atraídos pela coloração vermelha da cápsula quando aberta (Almeida *et al.* 1998). Apresenta alta capacidade de rebrotamento após perda da parte aérea devido ao fogo ou geada (Silberbauer-Gottsberg *et al.* 1977).

Roupala montana, popularmente conhecida como carne-de-vaca ou farinha-seca, ocorre em matas de galeria, cerradão mesotrófico e distrófico, cerrado denso, sentido restrito e ralo, e campo limpo. Apresenta ampla distribuição, ocorrendo nos estados do Amapá, Amazonas, Ceará, Distrito Federal, Goiás, Maranhão, Pará, Tocantins, Mato Grosso, Minas Gerais e São

Paulo (Lorenzi 1992). Embora esteja na lista oficial de espécies ameaçadas do estado de São Paulo, na categoria “vulnerável”, esta espécie é comumente encontrada em remanescentes de cerrado em todo o estado (Durigan *et al.* 2004). Floresce de março a novembro, mas predominantemente de junho a agosto. A frutificação ocorre de junho a novembro (Almeida *et al.* 1998). Segundo Hoffmann (1998) essa espécie reproduz-se vegetativamente por produção de raízes gemíferas e, assim como *X. aromatica*, apresenta alta capacidade de rebrota quando danificada pelo fogo (Sato 1996 *apud* Miranda-Melo 2004).

Miconia albicans é uma espécie arbustiva, podendo atingir até 2,5 m de altura. Ocorre desde o sul do México e Antilhas até o Paraguai. No Brasil se distribui por quase todos os estados, de Roraima e Amazonas até o Paraná. A espécie é característica de cerrados e savanas (Base de Dados Tropical 2005a), ocorrendo em fisionomias campestres de cerrado, cerrado típico e cerradão (Durigan *et al.* 2004), e também em vegetação litorânea (Base de Dados Tropical 2005a). Tem capacidade de acumular alumínio em suas folhas e suas plântulas não se desenvolvem em solos com baixos teores deste elemento (Goldenberg 1994). Para seu recrutamento também é necessária uma boa quantidade de luz, sendo favorecida, neste aspecto, pela abertura de dossel ocasionada pelas queimadas (Miyanishi & Kellman 1986). Floresce entre os meses de setembro e novembro, e indivíduos isolados produzem flores em pequeno número durante quase o ano todo; frutifica principalmente entre novembro e março e seus frutos são consumidos por pássaros (Goldenberg 1994).

Myrcia lingua, conhecida popularmente por brasa-viva, é uma espécie arbórea, que ocorre em fisionomias campestres de cerrado, em cerrado típico e

eventualmente em cerradão (Durigan *et al.* 2004). Floresce em outubro e frutifica em agosto (Base de Dados Tropical 2005b). Não foram encontradas informações sobre características ecológicas da espécie, como condições necessárias para germinação e capacidade de rebrota após o fogo, entre outras.

Procedimento de Campo

As três áreas de 0,5 hectare (50 x 100 m) dentro do mesmo fragmento foram divididas em 200 parcelas de 5x5 m. No ano de 2002, Miranda-Melo (2004) demarcou estas áreas onde todos os indivíduos com DAS (diâmetro do tronco na altura do solo) maior ou igual a 3 cm de *X. aromatica* e *R. montana* foram medidos e marcados com etiquetas plásticas; os indivíduos com DAS inferior a 3 cm foram sub-amostrados em parcelas de 1x1 m sorteadas dentre os vértices da parcela, já que estas espécies apresentam uma proporção muito grande de indivíduos com DAS < 3cm. Em 2004, estas plantas foram novamente medidas e os indivíduos ingressantes foram marcados (vide Capítulo 2 sobre a dinâmica populacional); além disso, foram marcados e medidos todos os indivíduos de *M. lingua* e *D. miscolobium* independente de seu tamanho, para *M. albicans* foram marcados todos os indivíduos com DAS ≥ 3 cm na parcela, e os indivíduos com diâmetro inferior a este limite foram amostrados nas subparcelas de 1x1 m sorteadas entre os vértices da parcela. Tanto em 2002 quanto em 2004 a amostragem foi realizada durante a estação seca (julho a outubro).

Para medir o diâmetro das plantas foi utilizado um paquímetro (precisão de 0,1 mm) ou uma fita métrica para medir o perímetro, no caso dos indivíduos de maior diâmetro.

Análise dos dados

Considerando que a distribuição espacial dos indivíduos dentro das parcelas não é homogênea, foi utilizado, quando possível, dados sobre a sobrevivência dos indivíduos para a estimativa do número total de indivíduos com DAS < 3 cm dentro das parcelas. Desta maneira, o número de indivíduos de *R. montana* e *X. aromatica* com DAS < 3 cm em cada parcela em 2002 foi estimado a partir da proporção de indivíduos desta classe de tamanho que passou para a classe de tamanho seguinte (entre 3 e 6 cm de DAS) na sua respectiva subparcela no período de 2002 a 2004. O número de novos indivíduos com DAS \geq 3 cm na parcela toda foi então dividido por esta proporção, resultando na estimativa do número total de indivíduos com DAS < 3 cm na parcela toda. Para estimar o número de indivíduos com DAS < 3 cm no total da parcela em 2004 foi multiplicada a proporção de indivíduos nas subparcelas entre 2002 e 2004 pelo número de indivíduos com DAS < 3 cm obtido para a parcela toda em 2002.

Para *M. albicans*, a estimativa do número de indivíduos com DAS < 3 cm na parcela toda foi feita simplesmente multiplicando o número de indivíduos marcados nas subparcelas por 25 (cada subparcela representa 1/25 da área total da parcela), já que não tínhamos dados anteriores para estimar estes valores de outra forma. Para *D. miscolobium* e *M. lingua* as análises foram feitas utilizando o total de indivíduos amostrados, já que todos os indivíduos encontrados na parcela foram marcados.

Os indivíduos de cada espécie foram divididos em classes de tamanho, e os mesmos intervalos de classe foram utilizados para as populações das três

áreas. A divisão foi feita levando-se em consideração a amplitude de tamanho dos indivíduos e também sua abundância. Além disso, foram escolhidos valores com no máximo uma casa decimal, levando-se em conta a precisão do método utilizado para a medida dos indivíduos. Assim, os indivíduos de *D. miscolobium* foram distribuídos em seis classes de DAS, com intervalo de 4 cm entre elas; para *M. albicans* foram utilizadas cinco classes com um intervalo de 1,5 cm entre elas; para *M. lingua* foram utilizadas sete classes de tamanho, com um intervalo de 3 cm entre elas; para *R. montana* foram usadas quatro classes de DAS, com intervalos de 3 cm entre elas e para *X. aromatica* foram utilizadas seis classes de DAS com intervalo de 3 cm entre elas.

Posteriormente, as estruturas de tamanho encontradas foram comparadas através de um teste Kolmogorov-Smirnov (Zar 1999), para verificar a ocorrência de variação espacial na estrutura de tamanho.

RESULTADOS

A espécie que apresentou maior número de indivíduos amostrados no total das áreas foi *X. aromatica*, e a que apresentou o menor número foi *D. miscolobium* (Tabela 1). O número de indivíduos variou entre as áreas, *R. montana* ocorreu em apenas uma área (V1) e nas demais áreas não foram avistados indivíduos ao se caminhar de maneira assistemática nas proximidades das parcelas demarcadas. Com relação às demais espécies, *M. albicans* e *M. lingua* ocorreram em maior abundância em V1, enquanto *X. aromatica* e *D. miscolobium* ocorreram em maior abundância em V2 (Tabela 1).

As estruturas de tamanho variaram entre as espécies. *X. aromatica* e *R. montana* apresentaram estruturas bastante similares, com uma grande proporção de indivíduos na primeira classe de tamanho, e com proporções progressivamente menores conforme se aumentava a classe de tamanho (formato “J-invertido”) (Figura 1). *M. albicans* também apresentou uma grande proporção de indivíduos na primeira classe de tamanho, mas com uma menor desproporcionalidade em relação à segunda classe quando comparada com *R. montana* e *X. aromatica* (Figura 1). *M. lingua* apresentou grande parte de seus indivíduos nas duas primeiras classes de tamanho, com menos indivíduos conforme se aumentava a classe de tamanho; entretanto, a desproporcionalidade entre as classes de tamanho não foi tão acentuada como para *R. montana* e *X. aromatica* (Figura 1). *D. miscolobium* apresentou uma estrutura de tamanho no formato de sino, com uma maior proporção de indivíduos nas classes intermediárias de tamanho (Figura 1).

Na maioria dos casos as estruturas de tamanho diferiram entre as três áreas para cada espécie (Tabela 2). Para *M. lingua* (Figura 2) e para *D. miscolobium* (Figura 3), foram observadas maiores proporções de indivíduos grandes em V3, e para *M. albicans* uma maior proporção de indivíduos da primeira classe de tamanho foi observada em V1. Para *X. aromatica* as diferenças observadas na estrutura de tamanho se deveram principalmente a diferenças de abundância de indivíduos com até 3 cm de DAS, que apesar de ter apresentado variação entre as áreas, representou pelo menos 60% do total de indivíduos da população (Figura 4). Para *M. albicans*, que dentre as espécies que ocorreram nas três áreas foi a que apresentou maior variação na estrutura de tamanho entre

elas, as diferenças encontradas também foram devidas principalmente à proporção de indivíduos na primeira classe de tamanho, que foi menor em V3. Para esta espécie quanto maior a abundância de indivíduos mais a estrutura de tamanho se pareceu com um formato “J-invertido” (Figura 5).

Em termos gerais, as estruturas de tamanho de *X. aromatica*, *R. montana* e *M. albicans* em V1 se assemelharam, apresentando um formato de “J-invertido” com uma proporção muito alta de indivíduos na primeira classe de tamanho e uma alta abundância de indivíduos. Por outro lado, *D. miscolobium* e *M. albicans* em V3 também apresentaram estruturas semelhantes entre si, apresentando um formato de sino e uma baixa abundância de indivíduos. As estruturas de tamanho de *M. lingua* e *M. albicans* em V2 também se assemelharam, apresentando uma abundância intermediária de indivíduos e uma distribuição em classes de tamanho que, apesar de apresentar o aspecto de “J-invertido”, a desproporcionalidade entre as classes de tamanho não foi tão acentuada como observada para *X. aromatica*, *R. montana* e *M. albicans* em V1.

DISCUSSÃO

Aparentemente, o formato das estruturas de tamanho foi influenciado pela abundância: as populações com maiores abundâncias apresentaram estruturas de tamanho em formato “J-invertido” e as com menores abundâncias apresentaram distribuição de tamanho em formato de sino. Miyadokoro *et al.* (2003) encontraram relação semelhante, dividindo as espécies principais na área de estudo em dois grupos, de acordo com a abundância e a estrutura de tamanho: as espécies do Grupo A (duas espécies do gênero *Abies*) apresentaram

alta densidade populacional e estrutura de tamanhos no formato de “J-invertido”, enquanto que as espécies do Grupo B (uma espécie do gênero *Picea* e outra do gênero *Tsuga*) apresentaram menor densidade populacional e estrutura de tamanhos em forma de sino. Além dos padrões encontrados por Miyadokoro *et al.* (2003), no presente trabalho foi encontrado um padrão que não representa nenhum dos dois padrões citados acima, com uma relação entre abundâncias intermediárias de indivíduos e estrutura de tamanho com um formato “J-invertido” mas com desproporcionalidades entre as classes de tamanho não tão acentuadas quanto para *R. montana*, *X. aromatica* e *M. albicans* em V1, que foi o caso de *M. lingua* e *M. albicans* em V2. É interessante notar que *R. montana*, que possui reprodução vegetativa, apresentou uma estrutura de tamanho muito semelhante à de *X. aromatica* e *M. albicans* em V1, que reproduzem-se apenas sexualmente, indicando a dificuldade de se tentar atribuir características da estrutura de tamanho da população ao tipo predominante de reprodução de uma espécie.

Dentre os trabalhos que comparam a estrutura de tamanho de diferentes espécies, a grande maioria utilizou as mesmas classes de tamanho para todas as espécies e amostrou os indivíduos maiores que um determinado tamanho (e.g. Silva-Júnior & Silva 1988, Pascal & Pelissier 1996, Strasberg 1996, Elouard *et al.* 1997, Swamy *et al.* 2000, Gomes *et al.* 2003). Segundo Bongers *et al.* (1988), não é muito acurado usar classes uniformes de diâmetro para a construção dos diagramas de freqüência quando se deseja comparar estruturas de tamanho entre espécies diferentes, já que isso resulta em uma diferenciação entre espécies com portes diferentes ao invés de diferenciar espécies com estruturas de tamanho diferentes. Assim, os autores sugerem que se construa um digrama de freqüência

com classes de tamanho adequadas para cada espécie, levando em consideração o número de indivíduos amostrados e o tamanho máximo atingido pelos indivíduos. Além disso, muitos trabalhos que comparam a estrutura de tamanho de diferentes espécies (e.g. Bongers *et al.* 1988, Felfili & Silva-Júnior 1988, Pascal & Pelissier 1996, Elouard *et al.* 1997) apresentam apenas valores de frequência de indivíduos em cada classe de tamanho, o que impossibilita avaliar possíveis relações entre a estrutura de tamanho e a abundância de indivíduos nestes trabalhos.

O fato de uma espécie apresentar diferenças de abundância de indivíduos e de estruturas de tamanho entre áreas próximas dentro de um mesmo fragmento pode ser um indicador de que as populações apresentem diferenças em suas dinâmicas, como diferenças nas taxas de reprodução, no estabelecimento de novos indivíduos, no crescimento e na mortalidade, que podem ser específicos de cada classe de tamanho. Por exemplo, para *X. aromatica* e *M. albicans*, que tiveram suas diferenças nas estruturas populacionais entre as áreas devidas principalmente a diferenças na proporção de indivíduos pequenos, é possível que as taxas de reprodução, de estabelecimento de novos indivíduos ou de mortalidade específica das primeiras classes de tamanho apresentem diferenças entre as áreas. Entretanto, é complicado tentar estabelecer uma relação de causa e efeito, no sentido de quais diferenças em quais taxas vitais vão causar quais diferenças na estrutura de tamanho, já que a estrutura de tamanho é um resultado da interação de diversos fatores e é difícil separar o efeito de cada um. Além disso, o fato de haver diferenças nas estruturas de tamanho das espécies em uma pequena escala espacial torna comparações entre áreas difíceis de serem

feitas quando baseadas em apenas uma amostra local, mostrando a importância de serem feitas réplicas das amostras quando se deseja comparar a demografia de espécies entre diferentes áreas.

Aparentemente as diferenças nas estruturas de tamanho entre as áreas para cada espécie não são relacionadas com as diferenças nas porcentagens de abertura de dossel observadas entre as áreas. Por exemplo, para *M. albicans*, que segundo o encontrado na literatura necessita de grandes quantidades de luz para a germinação e para o estabelecimento de novos indivíduos, seria esperado encontrar uma menor proporção de indivíduos pequenos em V1, que apresentou menor abertura de dossel; entretanto, nesta área foi observada a maior proporção de indivíduos pequenos para esta espécie em relação às outras duas áreas. Assim, provavelmente há outros fatores além da abertura de dossel que determinam as estruturas de tamanho das espécies estudadas, ou então é possível que as diferenças na abertura de dossel observadas, apesar de significativas, não sejam suficientemente grandes a ponto de determinar diferenças nas estruturas de tamanho entre estas espécies.

Estruturas de tamanho têm sido utilizadas na literatura como um critério para a classificação das espécies em grupos ecológicos (Knight 1975, Panetta 1979). Nesta classificação, as espécies são agrupadas segundo sua capacidade de regeneração em diferentes condições de luz, que é um fator limitante em ambientes florestais. Assim, estruturas em formato “J-invertido” indicariam espécies que se reproduzem com frequência sob o dossel, enquanto que estruturas em formato de sino indicariam espécies que não se reproduzem com frequência sob o dossel e que necessitam da abertura de clareiras para sua

regeneração. Entretanto, considerando que em áreas de cerrado a luz provavelmente não seja um fator limitante para o estabelecimento de novos indivíduos, o uso desta classificação não é adequado. Além disso, as estruturas de tamanho observadas parecem não ser relacionadas a grupos ecológicos, e sim à abundância de indivíduos.

Assim, sugere-se que sejam observadas, além da frequência relativa dos indivíduos em cada classe de tamanho, o número absoluto amostrado na tentativa de encontrar relações entre a abundância de indivíduos e a estrutura de tamanho, antes de tentar atribuir as diferenças observadas em estruturas a diferenças entre grupos ecológicos ou a fatores de distúrbio nas populações, como muitas vezes é encontrado na literatura.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AOKI, C., S.R. PEREIRA & W.H. MATOS. 2006. Florística e fitossociologia em um fragmento de cerrado em Itirapina, SP. *In*: Santos, F.A.M., F.R. Martins & J.Y. Tamashiro (orgs). *Relatórios de projetos desenvolvidos na disciplina NE 211 – Ecologia de Campo II do Programa de Pós Graduação em Ecologia, IB, UNICAMP*. Relatórios de Curso de Campo. Disponível em <http://www.unicamp.br/profs/fsantos/relatorios/>. Acessado em março de 2006.
- ALMEIDA, S.P., C.E. PROENÇA, S.M. SANO & J.F. RIBEIRO. 1998. *Cerrado: espécies vegetais úteis*. Embrapa. Planaltina, DF.

- BARCHUK, A.H. & M.P. DÍAZ. 1999. Regeneration and structure of *Aspidosperma quebracho-blanco* Schl. in the arid chaco (Córdoba, Argentina). *Forest Ecology and Management* 118: 31-36.
- BASE DE DADOS TROPICAL. 2005a. *O gênero Miconia Ruiz & Pav. (Melastomataceae) no estado de São Paulo: Banco de dados.* <http://www.bdt.fat.org.br/iRead?62+miconia+1>. Acessado em janeiro/2005.
- BASE DE DADOS TROPICAL. 2005b. *Listagem de espécies da flora do cerrado.* <http://www.bdt.fat.org.br/iScan?23+flora.cerrado+1+300+index>. Acessado em agosto/2005.
- BONGERS, F., J. POMPA, J. MEAVE DEL CASTILLO & J. CARABIAS. 1988. Structure and floristic composition of the lowland rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. *Vegetatio* 74: 55-80.
- CONDIT, R., R. SUKUMAR, S.P. HUBBELL & R.B. FOSTER. 1998. Predicting population trends from size distributions: a direct test in a tropical tree community. *The American Naturalist* 152: 496-509.
- DELGADO, J.M. (coord.) 1994. *Plano de manejo integrado das unidades de Itirapina-SP.* Instituto Florestal de São Paulo, São Paulo.
- DURIGAN, G., J.B. BAITELLO, G.A.D.C. FRANCO & M.F. SIQUEIRA. 2004. *Plantas do Cerrado Paulista: Imagens de uma paisagem ameaçada.* Página & Letras Editora e Gráfica, São Paulo.
- ELOUARD, C., J.P. PASCAL, R. PELISSIER, B.R. RAMESH, F. HOULLIER, M. DURAND, S. ARAVAJY, M.A. MORAVIE & C. GIMARET-CARPENTIER. 1997. Monitoring the structure and dynamics of a dense moist evergreen

- forest in Western Gaths (Kodagu District, Karnataka, India). *Tropical Ecology* 38: 193-214.
- FELFILI, J.M. & M.C. SILVA-JÚNIOR. 1988. Distribuição dos diâmetros numa faixa de cerrado na Fazenda Água Limpa (FAL) em Brasília, DF. *Acta Botanica Brasílica* 2: 85-104.
- FONSECA, M.G. 2001. *Aspectos demográficos de Aspidosperma polyneuron Muell. Arg. (Apocynaceae) em dois fragmentos de Floresta Semidecídua no município de Campinas, SP.* Dissertação de Mestrado, UNICAMP, Campinas.
- 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 D.F. In: Miranda, H.S., C.H. Saito & B.F.S. Dias (orgs.). *Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga.* Universidade de Brasília, Brasília, D.F.
- GIANNOTTI, E. 1988. Composição florística e estrutura fitossociológica da vegetação de cerrado e de transição entre cerrado e mata ciliar da Estação Experimental de Itirapina (SP). Dissertação de Mestrado, UNICAMP, Campinas.
- GOLDENBERG, R. 1994. *Estudos sobre a biologia reprodutiva de espécies de Melastomataceae de cerrado no município de Itirapina, SP.* Dissertação de Mestrado, UNICAMP, Campinas.
- GOMES, E.P.C., W. MANTOVANI & P.Y. KAGEYAMA. 2003. Mortality and recruitment of trees in a secondary montane forest in South-eastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 63: 47-60.

- HAY, J.D. 2002. Aspectos da ecologia de populações de plantas nativas no cerrado do Brasil. *In: Araújo, E. L., A.N. Moura, E.V.S.B. Sampaio, L.M.S. Gestinari & J.T.M. Carneiro (eds.). Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil.* Imprensa Universitária UFRPE, Recife.
- HOFFMANN, W.A. 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.
- HUTCHINGS, M.J. 1997. The structure of plant populations. *In: Crawley, M. J. (ed.). Plant ecology.* Blackwell Scientific, Oxford.
- JOHNSON, E.A., K. MIYANISHI & H. KLEB. 1994. The hazards of interpretation of static age structures as shown by stand reconstruction in a *Pinus contorta* – *Picea engelmannii* forest. *Journal of Ecology* 82: 923-931.
- KHAN, M. L., P.N. RAI & R.S. TRIPATHI. 1987. Population structure of some tree species in disturbed and protected subtropical forests of north-east India. *Acta Oecologica* 8: 247-255.
- KNIGHT, D.H. 1975. A phytosociological analysis of species-rich tropical forest on Barro Colorado Island, Panama. *Ecological Monographs* 45: 259-284.
- LORENZI, H. 1992. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil.* Plantarum, Nossa Odessa.
- MANTOVANI, W. 1987. *Análise florística e fitossociológica do estrato herbáceo-subarbustivo do cerrado na reserva biológica de Moji Guaçu e em Itirapina, SP.* Tese de Doutorado, UNICAMP, Campinas.
- MIRANDA-MELO, A. 2004 *Estrutura populacional de Xylopia aromatica Lam. (Mart) (Annonaceae) e Roupala montana Aubl. (Proteaceae) em quatro*

- fragmentos de cerrado sensu lato no município de Itirapina/SP*. Dissertação de Mestrado, UNICAMP, Campinas.
- MIYANISHI, K. & M. KELLMAN. 1986. The role of fire in recruitment of two neotropical savanna shrubs, *Miconia albicans* and *Clidemia sericea*. *Biotropica* 18: 224-230.
- MIYADOKORO, T., N. NISHIMURA & S. YAMAMOTO. 2003. Population structure and spatial patterns of major trees in a subalpine old-growth coniferous forest, central Japan. *Forest Ecology and Management* 182: 259-272.
- PANETTA, F.D. 1979. Shade tolerance as reflected in population structures of the woody weed, groundsel bush (*Baccharis halimifolia* L.). *Australian Journal of Botany* 27: 609-615.
- PASCAL, J.P. & R. PELISSIER. 1996. Structure and floristic composition of a tropical evergreen forest in south-west India. *Journal of Tropical Ecology* 12: 191-214.
- RAMIREZ, N. & M.K. ARROYO. 1990. Estructura poblacional de *Copaifera pubiflora* Benth. (Leguminosae, Caesalpinoideae) en los altos llanos centrales de Venezuela. *Biotropica* 22: 124-132.
- RIBEIRO, J.F. & B.M.T. WALTER. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano, S.M. & P.S. Almeida (eds.) *Cerrado: ambiente e flora*. Embrapa, Planaltina, DF.
- SALOMÃO, A.T., C. AOKI, S.R. PEREIRA & W.H. MATOS. 2006. Distância geográfica e composição florística de fragmentos de cerrado em Itirapina, SP. In: Santos, F.A.M., F.R. Martins & J.Y. Tamashiro (orgs). *Relatórios de*

projetos desenvolvidos na disciplina NE 211 – Ecologia de Campo II do Programa de Pós Graduação em Ecologia, IB, UNICAMP. Relatórios de Curso de Campo. Disponível em <http://www.unicamp.br/profs/fsantos/relatorios/>. Acessado em março de 2006.

SARUKHÁN, J. 1980. Demographic problems in tropical systems. *In*: Solbrig, O. (Ed.). *Demography and evolution in plant populations*. Botanical Monographs Vol 15. University of California Press.

SILBERBAUER-GOTTSBERG, I., W. MORAWETZ & G. GOTTSBERG. 1977. Frost damage of cerrado plants in Botucatu, Brazil, as related to the geographical distribution of the species. *Biotropica* 9: 253-261.

SILVA-JÚNIOR, M.C. & A.F. SILVA. 1988. Distribuição dos diâmetros dos troncos das espécies mais importantes do cerrado na estação florestal de experimentação de Paraopeba (EFLEX)- MG. *Acta Botanica Brasilica* 2: 107-126.

STRASBERG, D. 1996. Diversity, size composition and size aggregation among trees on a 1-ha rain forest plot at La Reunión. *Biodiversity and Conservation* 5: 825-840.

SWAMY, P.S., S.M. SUNDARAPANDIAN, P. CHANDRASEKAR & S. CHANDRASEKARAN. 2000. Plant species diversity and tree population structure of a humid tropical forest in Tamil Nadu, India. *Biodiversity and Conservation* 9: 1643-1669.

WATKINSON, A. R. & J. C. POWELL. 1997. The life history and population structure of *Cycas armstrongii* in monsoonal northern Australia. *Oecologia* 111: 341-349.

ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall Inc., New Jersey.

Tabela 1: Número de indivíduos amostrados de cinco espécies nas três áreas (V1, V2, V3) de um fragmento de cerrado em Itirapina, SP.

Espécies	V1	V2	V3	Total
<i>Xylopia aromatica</i>	568	5050	1904	7522
<i>Roupala montana</i>	1122	-	-	1122
<i>Miconia albicans</i>	924	706	428	2058
<i>Dalbergia miscolobium</i>	131	267	138	536
<i>Myrcia lingua</i>	383	277	285	945

Tabela 2: Valores do teste de Kolmogorov-Smirnov para as comparações das estruturas de tamanho de cada espécie entre as áreas V1, V2 e V3 (valores de p entre parênteses).

Espécie / Áreas	V1 x V2	V1 x V3	V2 x V3
comparadas			
<i>Xylopia aromatica</i>	0.060 (< 0.001)	0.065 (0.086)	0.036 (< 0.001)
<i>Miconia albicans</i>	0.068 (< 0.001)	0.079 (< 0.001)	0.083 (< 0.001)
<i>Dalbergia miscolobium</i>	0.145 (< 0.001)	0.165 (< 0.001)	0.142 (< 0.001)
<i>Myrcia lingua</i>	0.107 (0.020)	0.114 (< 0.001)	0.122 (< 0.001)

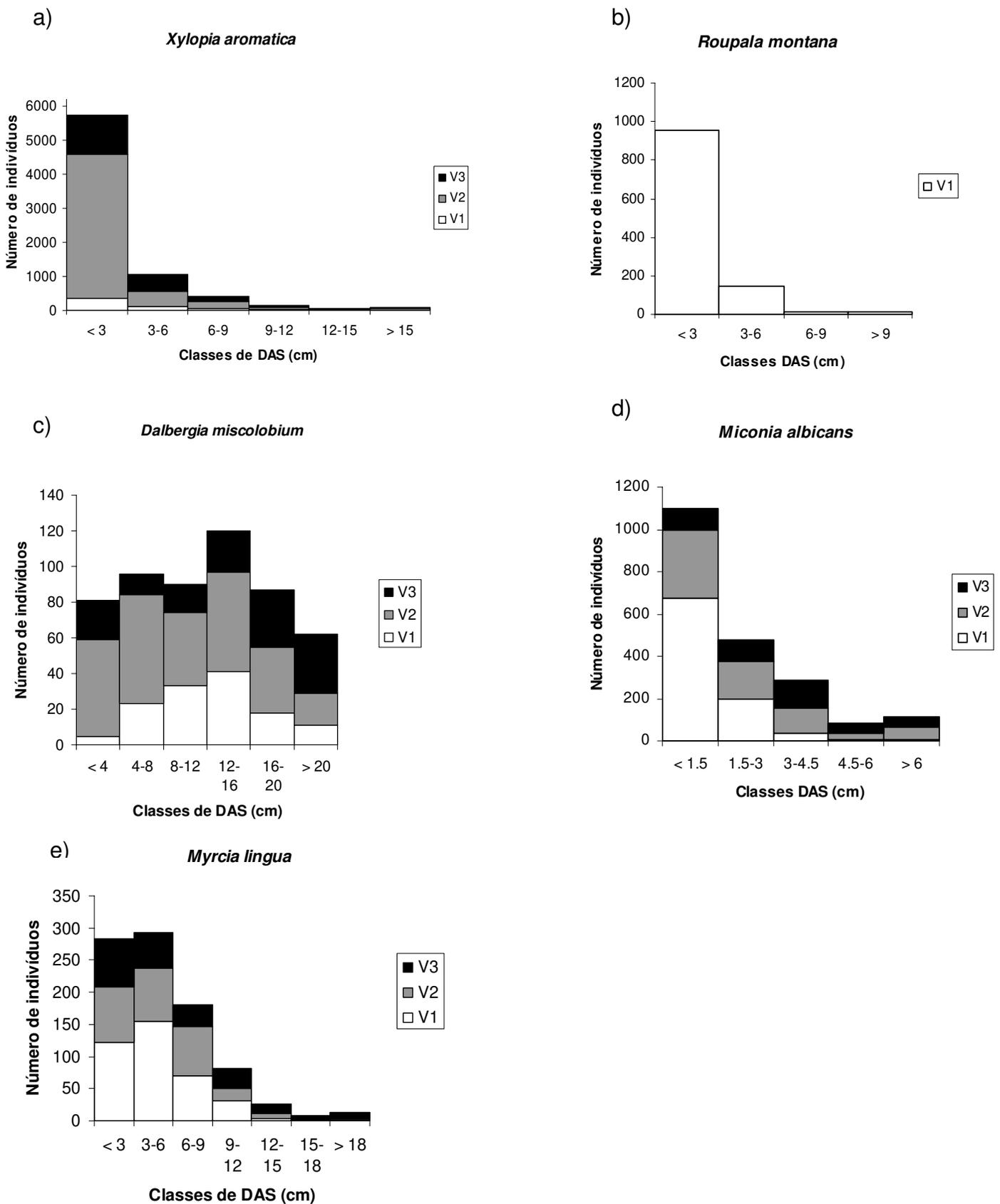


Figura 1: Estrutura de tamanho das espécies estudadas, em classes de DAS, nas áreas V1, V2 e V3. a) *Xylopia aromatica*; b) *Roupala montana*; c) *Dalbergia miscolobium*, d) *Miconia albicans*; e) *Myrcia lingua*. (Itirapina, SP, 2004).

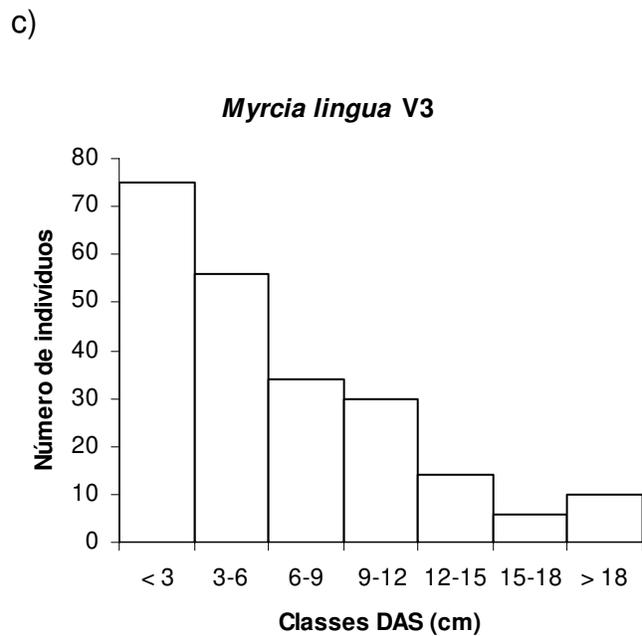
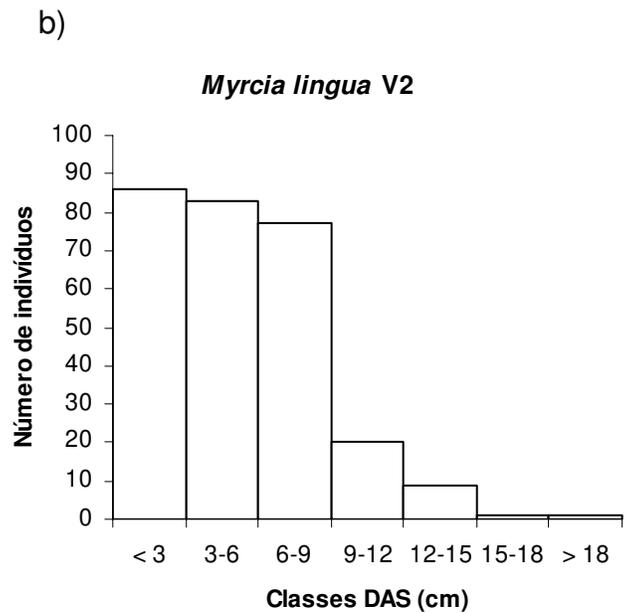
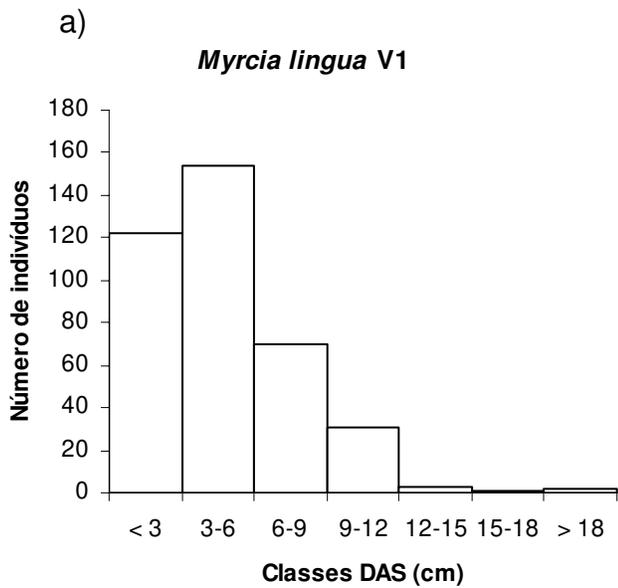
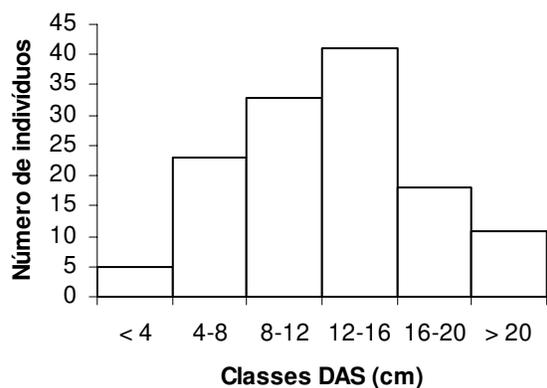
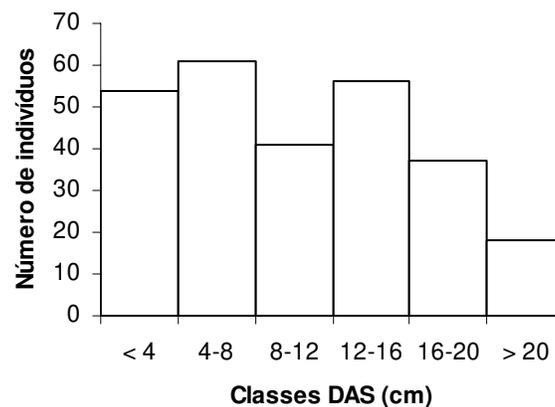


Figura 2: Distribuição de diâmetros de *Myrcia lingua* nas áreas a) V1; b) V2 e c) V3. Notar a diferença de escala nos eixos y. (Itirapina, SP, 2004).

a) *Dalbergia miscolobium* V1



b) *Dalbergia miscolobium* V2



c) *Dalbergia miscolobium* V3

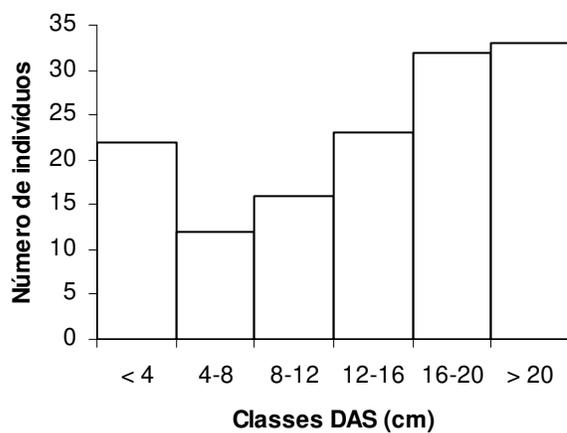


Figura 3: Distribuição de diâmetros de *Dalbergia miscolobium* nas áreas a) V1; b) V2 e c) V3. Notar a diferença de escala nos eixos y. (Itirapina, SP, 2004).

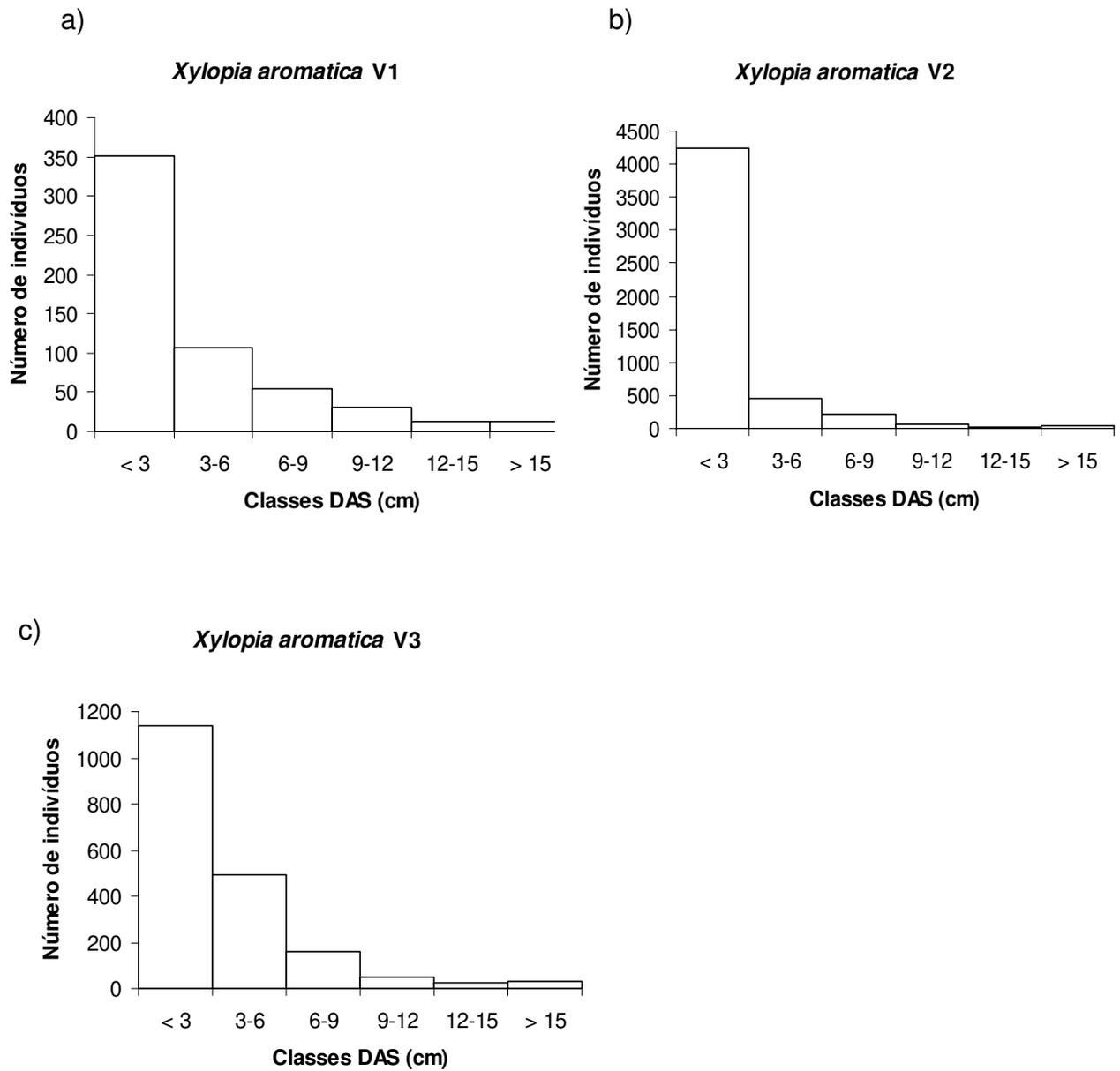


Figura 4: Distribuição de diâmetros de *Xylopiá aromática* nas áreas a) V1; b) V2 e c) V3. Notar a diferença de escala nos eixos y. (Itirapina, SP, 2004).

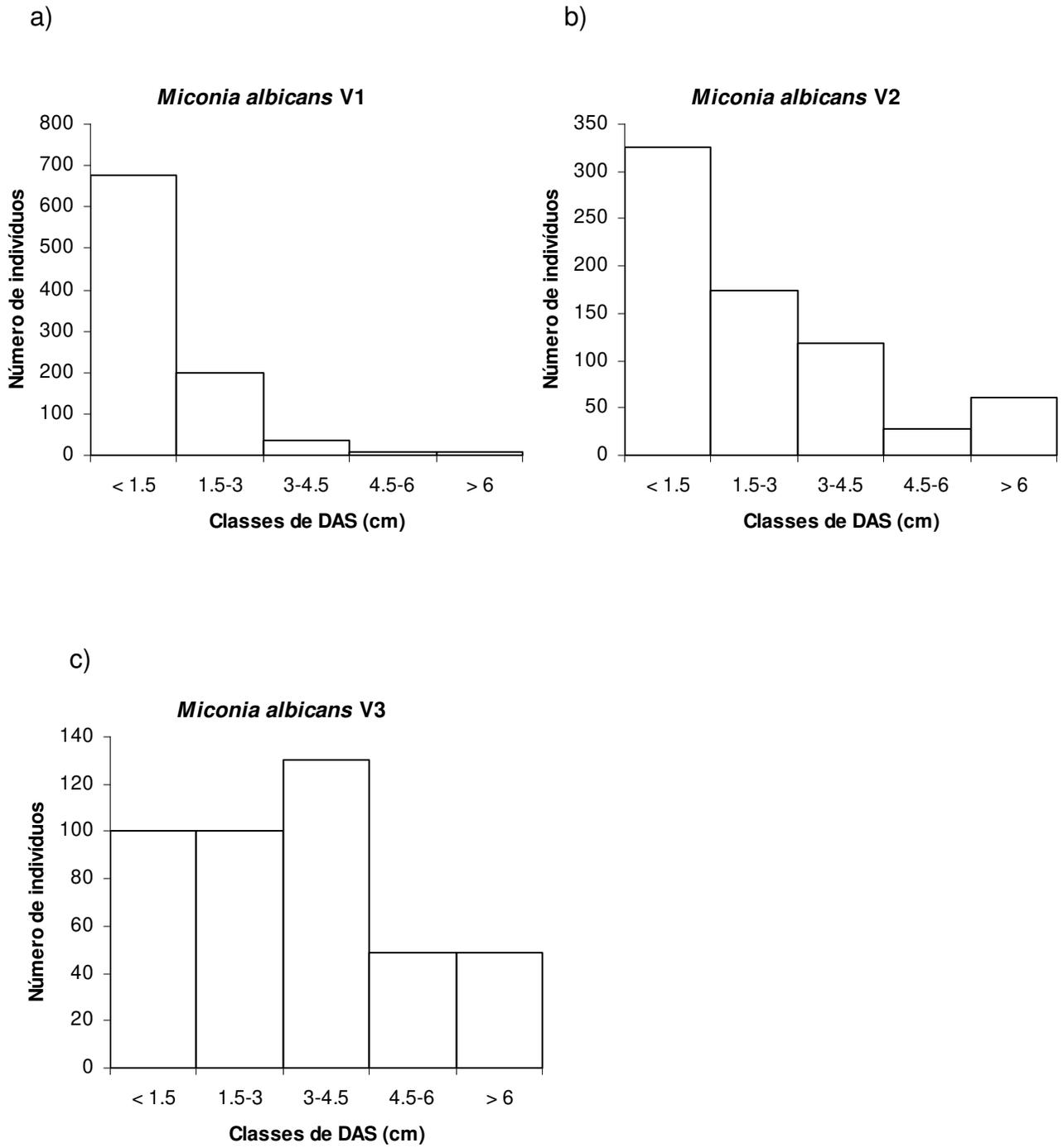


Figura 5: Distribuição de diâmetros de *Miconia albicans* nas áreas a) V1; b) V2 e c) V3. Notar a diferença de escala nos eixos y. (Itirapina, SP, 2004).

CAPÍTULO 2: DINÂMICA POPULACIONAL DE *Xylopia aromatica* E *Roupala montana* EM
UMA ÁREA DE CERRADO NO MUNICÍPIO DE ITIRAPINA, SP.

RESUMO

Foi estudada a dinâmica populacional de *Xylopia aromatica* e *Roupala montana* em três áreas de cerrado (V1, V2 e V3) localizadas na Estação Experimental e Ecológica de Itirapina (22º 15' S; 47º 48' W), SP. *R. montana* ocorreu em apenas uma área (V1) enquanto *X. aromatica* ocorreu nas três. *R. montana* em V1 e *X. aromatica* em V1 e V3 apresentaram queda no número total de indivíduos, enquanto que *X. aromatica* em V2 apresentou um aumento no tamanho populacional, devido a um aumento no número de indivíduos com DAS < 3cm. Em todos os casos, as estruturas de tamanho diferiram da estrutura estável de tamanho esperada, indicando que as taxas vitais estão variando no tempo. Para *X. aromatica* em V1 e *R. montana*, os maiores valores de elasticidade foram os relativos à estasia dos indivíduos, enquanto que para *X. aromatica* em V2 e V3 os maiores valores de elasticidade foram relativos à estasia e também ao crescimento dos menores indivíduos. Para ambas as espécies foram encontradas maiores taxas de mortalidade nas menores classes de tamanho, o que está de acordo com a estrutura de tamanho no formato de “J-invertido” observada. *R. montana* apresentou pouca variação nas taxas de crescimento entre as classes de tamanho, enquanto que para *X. aromatica* as maiores classes apresentaram menores taxas de crescimento, provavelmente devido à senescência dos indivíduos. Houve variação espacial da dinâmica populacional, tanto entre áreas para *X. aromatica* como entre partes de uma mesma área para as duas espécies,

indicando a importância de se estudar a dinâmica populacional em diferentes escalas espaciais.

Palavras-chave: dinâmica populacional, Cerrado, crescimento, elasticidade, matriz de Lefkovitch, matriz de projeção, mortalidade.

INTRODUÇÃO

Em sua grande maioria, os trabalhos em cerrado têm sido direcionados para estudos florísticos e fitossociológicos em diferentes fitofisionomias (Hay 2002). Porém, estudos sobre a demografia de espécies de cerrado ainda são escassos na literatura, principalmente os que forneçam dados sobre mudanças temporais e variações espaciais em diferentes escalas, e a maioria desses trabalhos trata do crescimento dos indivíduos ou de estruturas populacionais em uma escala local (Hay 2002, Miranda-Melo 2004).

Os estudos demográficos podem ser subdivididos em estudos sobre a estrutura populacional, que abordam a distribuição dos indivíduos segundo uma determinada variável (que pode ser, por exemplo, tamanho, idade ou distribuição espacial dos indivíduos), e estudos sobre a dinâmica populacional, que abordam a variação do número de indivíduos no tempo (Martini 1996, Hutchings 1997, Fonseca 2001). Compreender a dinâmica populacional de plantas e os fatores que exercem influência sobre ela é de interesse direto para a biologia da conservação e ainda tem implicações mais amplas no entendimento da variabilidade de histórias de vida e evolução (Floyd & Ranker 1998).

Uma das maneiras de se estudar a dinâmica populacional é através de modelos matriciais, em que uma matriz de projeção é construída com base nas taxas vitais das populações, como recrutamento, sobrevivência e crescimento dos indivíduos (Caswell 2001). Matrizes de projeção podem ser construídas a partir de populações divididas em classes de idade (matriz de Leslie) ou de estádios ontogenéticos ou tamanho (matriz de Lefkovitch) (Caswell 2001, Gotelli 1995, Olmsted & Alvarez-Buylla 1995).

Por permitir que se saiba quais as transições que mais afetam o crescimento populacional, modelos matriciais têm sido freqüentemente usados como ferramenta na elaboração de planos de manejo sustentável de recursos, conservação de espécies ameaçadas ou raras ou controle de espécies invasoras (e.g. Horvitz & Schemske 1995, Olmsted & Alvarez-Buylla 1995, Guedje *et al.* 2003).

Poucos trabalhos investigaram se existe variação espacial ou temporal da dinâmica populacional (Moloney 1988, Horvitz & Schemske 1995, Floyd & Ranker 1998), e estes encontraram variação na dinâmica entre diferentes áreas ou grande variação nas taxas de recrutamento entre diferentes anos. Também foram encontrados poucos trabalhos que comparassem a dinâmica populacional de espécies diferentes: um deles compara duas espécies congênicas de cactus (Godinez-Alvarez & Valiente-Banuet 2004), que apresentaram padrões demográficos semelhantes, e o outro compara a resposta ao fogo de cinco espécies de cerrado (Hoffmann 1999); os demais trabalhos encontrados ou tratam da dinâmica de uma única espécie (na maioria dos casos em uma única área) ou

tratam da dinâmica de comunidades, dificultando o entendimento de como os parâmetros demográficos podem variar para espécies diferentes.

Assim, ao compararmos a dinâmica de uma mesma espécie entre áreas próximas dentro de um mesmo fragmento de cerrado podemos observar como a dinâmica populacional varia em uma pequena escala, enquanto que ao se comparar a dinâmica populacional de duas espécies podemos compreender de que maneira as taxas vitais (como crescimento, mortalidade e recrutamento) podem diferir entre duas espécies arbóreas e abundantes nas áreas em que ocorrem. Além disso, ao respondermos questões sobre a demografia de espécies comuns de cerrado poderemos compreender se as características demográficas de populações de cerrado são semelhantes àsquelas observadas para espécies em outras formações vegetacionais.

O objetivo do presente estudo foi descrever a dinâmica populacional de duas espécies arbóreas comuns em áreas de cerrado no estado de São Paulo, *Xylopia aromatica* e *Roupala montana*, a partir de um modelo matricial, em três áreas dentro de um mesmo fragmento de cerrado no município de Itirapina, SP. Para tanto, pretende-se responder às seguintes questões: qual a taxa finita de crescimento populacional projetada destas espécies em cada uma das áreas? Qual a taxa finita de crescimento populacional destas espécies em cada uma das áreas no período estudado? As populações apresentam uma estrutura de tamanho estável? Qual das transições (sobrevivência, crescimento ou fecundidade) mais contribui para a taxa de crescimento populacional? As taxas de crescimento e mortalidade diferem entre as classes de tamanho para uma mesma espécie?

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O presente trabalho foi realizado em um fragmento de cerrado localizado na Estação Ecológica e Experimental de Itirapina (22° 15' S; 47° 49' W), que se localiza em sua maior parte no município de Itirapina, SP, a uma altitude média de 760 m. O clima da região é caracterizado como Cwa de Köppen (tropical de altitude com inverno seco e verão quente e chuvoso) (Giannotti 1988), com precipitação anual média de 1425 mm, concentrada de outubro a maio, temperatura média de 19,7°C e déficit hídrico de 23 mm anuais (Delgado 1994).

Este fragmento (denominado Valério) tem sua vegetação caracterizada como cerrado *stricto sensu* denso (segundo classificação de Ribeiro & Walter 1998), e está protegido de ação antrópica (fogo, gado ou raizeiros) há mais de vinte anos. Em trabalhos realizados nesta área, foi registrada uma densidade total de 7156,3 árvores/ha e uma área basal de 8,43 m²/ha, com um total de 47 espécies lenhosas com DAS \geq 3 cm amostradas (Aoki *et al.* 2006); além disso, Salomão *et al.* (2006) citaram que a área apresenta uma similaridade florística alta (maior que 50%) com outros fragmentos de cerrado *sensu stricto* da região de Itirapina. As áreas escolhidas para este estudo apresentam em seu entorno talhões de reflorestamento de *Pinus* e distam de 0,44 a 0,85 km entre si; as três áreas (citadas a partir daqui como V1, V2 e V3) distam aproximadamente 20 metros da borda e diferem quanto à porcentagem de abertura de dossel, que seria menor em V1 (de 14% a 26% em V1, de 14% a 36% em V2 e V3; Miranda-Melo 2004) e também aparentemente quanto à cobertura de plantas rasteiras

(como por exemplo palmeiras do gênero *Syagrus* e bromélias do gênero *Ananas*), que seriam maiores no V3 (Miranda-Melo 2004).

Espécies estudadas

Xylopia aromatica, popularmente conhecida por pindaíba ou pimenta-de-macaco, é uma árvore típica de cerrado, podendo tanto ocorrer no cerrado *sensu stricto* como no campo cerrado (Lorenzi 1992) e cerradão (Durigan *et al.* 2004). Distribui-se nos estados de São Paulo, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais e Goiás (Lorenzi 1992). A espécie é semidecídua, apresenta distribuição ampla, porém irregular e descontínua. Pode florescer duas vezes ao ano, sendo o principal período de setembro a novembro (Lorenzi 1992). Em estudos fenológicos realizados por dois anos em Itirapina, a espécie apresentou floração de novembro a abril e frutificação de dezembro a maio (Costa 1988 *apud* Miranda-Melo 2004); os frutos são aromáticos, sendo sua dispersão provavelmente realizada por pássaros, que são atraídos pela coloração vermelha da cápsula quando aberta (Almeida *et al.* 1998). Apresenta alta capacidade de rebrotamento após perda da parte aérea devido ao fogo ou geadas (Silberbauer-Gottsberg *et al.* 1977).

Roupala montana, popularmente conhecida como carne-de-vaca ou farinha-seca, ocorre em matas de galeria, cerradão mesotrófico e distrófico, cerrado denso, sentido restrito e ralo, e campo limpo. Apresenta ampla distribuição, ocorrendo nos estados do Amapá, Amazonas, Ceará, Distrito Federal, Goiás, Maranhão, Pará, Tocantins, Mato Grosso, Minas Gerais e São Paulo (Lorenzi 1992). Embora esteja na lista oficial de espécies ameaçadas do estado de São

Paulo, na categoria “vulnerável”, esta espécie é comumente encontrada em remanescentes de cerrado em todo o estado (Durigan *et al.* 2004). Floresce de março a novembro, mas predominantemente de junho a agosto. A frutificação ocorre de junho a novembro (Almeida *et al.* 1998). Segundo Hoffman (1998) essa espécie reproduz-se vegetativamente por produção de raízes gemíferas e, assim como *X. aromatica*, apresenta alta capacidade de rebrota quando danificada pelo fogo (Sato 1996 *apud* Miranda-Melo 2004).

Procedimento de campo

No presente trabalho foram utilizadas três áreas de 0,5 hectare dentro de um mesmo fragmento de cerrado, e cada área foi, em 2002, dividida em 200 parcelas de 5x5 m por Miranda-Melo (2004). Neste ano, todos os indivíduos com DAS (diâmetro do tronco na altura do solo) maior ou igual a 3 cm das espécies estudadas foram medidos (com o auxílio de um paquímetro – precisão de 0,01mm – ou de uma fita métrica no caso dos indivíduos de maior diâmetro) e marcados com etiquetas plásticas por Miranda-Melo (2004); os indivíduos com DAS inferior a 3 cm foram amostrados em subparcelas de 1x1 m sorteadas dentre um dos vértices da parcela. Em 2004, os indivíduos que haviam sido previamente marcados foram procurados; os que permaneceram vivos foram novamente medidos e tanto os mortos em pé (indivíduos sem folhas e secos) como os não encontrados foram considerados como mortos. Indivíduos com $DAS \geq 3$ cm que não haviam sido marcados em 2002 (por não terem sido encontrados, por estarem sem folhas quando a amostragem foi realizada ou por não terem tamanho suficiente para serem incluídos na primeira amostragem) foram marcados e

medidos em 2004 e considerados como ingressantes. Indivíduos encontrados sem marcação nas subparcelas (considerados ingressantes) foram marcados e medidos. Para *R. montana*, que reproduz-se vegetativamente, cada caule isolado que saía do solo foi considerado como um indivíduo separado (rameta), sendo impossível saber se era fruto de reprodução vegetativa ou sexuada; assim, as contribuições de cada tipo de reprodução não puderam ser consideradas separadamente.

Análise dos dados

A partir dos dados coletados em 2002 por Miranda-Melo (2004), os indivíduos de cada espécie foram divididos em classes de diâmetro, e a mesma divisão foi utilizada para todas as áreas considerando cada espécie. A divisão foi feita levando-se em consideração a amplitude de tamanho dos indivíduos; além disso foram escolhidos valores com no máximo uma casa decimal, levando-se em conta a precisão do método utilizado para a medida dos indivíduos. Assim, foram utilizadas seis classes de diâmetro para *X. aromatica* e quatro classes para *R. montana*, com um intervalo de 3 cm entre as classes para as duas espécies.

Considerando que a distribuição espacial dos indivíduos dentro das parcelas não é homogênea, foi utilizado, quando possível, dados sobre a sobrevivência dos indivíduos para a estimativa do número total de indivíduos com DAS < 3 cm dentro das parcelas. Desta maneira, o número de indivíduos com DAS < 3 cm em cada parcela em 2002 foi estimado a partir da proporção de indivíduos desta classe de tamanho que passou para a classe de tamanho seguinte (entre 3 e 6 cm de DAS) na sua respectiva subparcela no período. O

número de novos indivíduos com $DAS \geq 3$ cm na parcela toda foi então dividido por esta proporção, resultando na estimativa do número total de indivíduos com $DAS < 3$ cm na parcela toda. Para estimar o número de indivíduos com $DAS < 3$ cm no total da parcela em 2004 foi multiplicada a proporção de indivíduos nas subparcelas entre 2002 e 2004 pelo número de indivíduos com $DAS < 3$ cm obtido para a parcela toda em 2002. Por exemplo, para *X. aromatica* em V1, 2 indivíduos dentre os 45 existentes nas subparcelas ($DAS < 3$ cm) em 2002 passaram para a segunda classe de tamanho, resultando em uma proporção de 0.044. Considerando a parcela toda, 14 indivíduos com $DAS \geq 3$ cm “ingressaram” na parcela; estes provavelmente já estavam presentes na primeira amostragem mas não atingiam o critério de inclusão; assim, eles passaram da primeira para a segunda classe de tamanho neste intervalo de tempo. Dividindo estes 14 indivíduos por 0.044, temos que em 2002 tínhamos 315 indivíduos na parcela toda; somando com os da subparcela temos 360 indivíduos. Neste mesmo exemplo, para estimar o número de indivíduos com $DAS < 3$ na parcela toda em 2004 foi feito o seguinte: nos dados brutos tínhamos 45 indivíduos em 2002 e 44 indivíduos em 2004 nas subparcelas de V1, resultando em uma proporção de 0,977; como estimamos que em 2002 tínhamos 360 indivíduos com $DAS < 3$ cm no total das subparcelas, respeitando a proporção teríamos 352 indivíduos na primeira classe de tamanho em 2004.

O modelo matricial

Este modelo consiste basicamente de uma matriz de projeção A (matriz quadrada) e uma matriz vetor v . A matriz A é construída da seguinte forma: a

primeira linha consiste de valores de fecundidade específicos de cada classe somados à probabilidade de regresso dos indivíduos de cada classe para a primeira classe de tamanho (ou, no caso da primeira coluna, à probabilidade de permanência dos indivíduos nesta primeira classe); a diagonal principal consiste das probabilidades de os indivíduos de cada classe permanecerem na mesma classe após um intervalo de tempo (estasia). As demais células da matriz representam as probabilidades de passagem de uma determinada classe para as demais classes (já que, no caso das matrizes baseadas em classes de tamanho, há possibilidade de os indivíduos retornarem para uma classe anterior, o que não acontece no caso de matrizes baseadas em classes de idade). O vetor v consiste no número de indivíduos em cada categoria no tempo t (Caswell 2001).

$$\begin{array}{|c|} \hline 1 \\ \hline 2 \\ \hline 3 \\ \hline 4 \\ \hline \end{array} \quad \underset{t}{\times} \quad \begin{bmatrix} F1+P1 & F2+R2 & F3+R3 & F4+R4 \\ C1 & P2 & R3 & R4 \\ C1 & C2 & P3 & R4 \\ C1 & C2 & C3 & P4 \end{bmatrix} = \begin{array}{|c|} \hline 1 \\ \hline 2 \\ \hline 3 \\ \hline 4 \\ \hline \end{array} \quad \underset{t+1}{}$$

Quando a matriz de projeção A é multiplicada pelo vetor v tem-se como resultado um vetor representando o número de indivíduos em cada classe em $t+1$. Se essa multiplicação for repetida por diversos intervalos de tempo (isto é, multiplicando a matriz de projeção pelo vetor v em t , depois pelo vetor v em $t+1$ e assim sucessivamente), em um determinado momento a estrutura populacional não se alterará mais, e teremos uma distribuição estável de idade/tamanho, e a população irá crescer, se manter estável ou decair a uma taxa constante (λ_p , que

é a taxa finita de crescimento populacional e o autovalor dominante da matriz de projeção). A proporção de indivíduos em cada classe na distribuição estável também pode ser obtida diretamente através da matriz de projeção: o autovetor direito da matriz representa a distribuição estável de idade/tamanho, enquanto que o autovetor esquerdo da matriz representa o valor reprodutivo específico de cada classe (Caswell 2001, Olmsted & Alvarez-Buylla 1995, Godinez-Alvarez & Valiente-Banuet 2004, Guedje *et al.* 2003). Entretanto, o valor de λ_p calculado a partir da matriz de projeção indica qual será a taxa de crescimento populacional quando a população atingir a distribuição estável de tamanho. Este valor nem sempre corresponde ao valor de λ_o calculado a partir da variação do número de indivíduos observada no período estudado, que é calculado da seguinte forma:

$$\lambda_o = \sqrt[t]{\frac{N_t}{N_0}}, \text{ onde } t \text{ é o intervalo de tempo entre as observações, } N_0 \text{ é o número}$$

de indivíduos na primeira observação e N_t é o número de indivíduos observado após o tempo t . Diferenças entre os valores de λ projetados pela matriz e observados pela variação no número de indivíduos são úteis pois nos permitem identificar mecanismos que não foram incluídos nos modelos e que podem influenciar a dinâmica populacional (Bruna 2003).

Análises prospectivas, de sensibilidade e elasticidade da matriz, perguntam o quanto λ_p mudaria em resposta a uma pequena mudança em uma determinada taxa vital: as análises de sensibilidade indicam o quanto uma mudança absoluta em uma determinada taxa vital irá afetar λ_p , enquanto que análises de elasticidade indicam o quanto uma mudança proporcional em uma taxa vital irá

afetar λ_P (por exemplo, o quanto λ_P Responderia a uma mudança de 10% na sobrevivência?) (Caswell 2001). Neste trabalho optamos pelas análises de elasticidade por duas razões: a primeira é que as matrizes de sensibilidade por vezes apresentam valores não-zero para transições que não foram observadas nas populações naturais, a outra é que a primeira linha da matriz de sensibilidade (que inclui fecundidade) pode apresentar valores maiores que 1, enquanto que os demais elementos da matriz (sobrevivência) têm valor entre zero e 1; assim, uma mudança igual no valor absoluto destes dois tipos pode resultar em efeitos de diferentes magnitudes em λ_P (Moloney 1988).

Assim, as análises de elasticidade da matriz resultam em uma segunda matriz com valores que representam as contribuições proporcionais de cada transição para a taxa de crescimento populacional λ_P ; assim, as transições com maiores valores de elasticidade serão aquelas que trarão maior mudança no valor de λ_1 , se submetidas a uma pequena mudança em seu valor (Moloney 1988, Olmsted & Alvarez-Buylla 1995, Caswell 2001).

Baseado no destino dos indivíduos após um intervalo de dois anos, foi construída uma matriz de projeção (matriz de Lefkovitch) (Caswell 2001) que possibilita uma projeção do número de indivíduos em intervalos de dois anos (já que contêm probabilidades de passagem e estasia e valores de fecundidade e mortalidade para um período de dois anos). Foi pressuposto que todas as classes de tamanho possuem valores de fecundidade iguais, exceto a primeira (considerada não reprodutiva), já que é impossível saber quais são os indivíduos parentais dos ingressantes e assim torna-se impossível o cálculo da fecundidade

específica para cada classe de tamanho. É importante ressaltar que as projeções para o futuro populacional que possam ser eventualmente realizadas a partir desta matriz de projeção pressupõem que as taxas vitais e as probabilidades de passagem sejam constantes no tempo e independentes da densidade populacional (Godinez-Alvarez & Valiente-Banuet 2004). Além disso, segundo Caswell (2001) e Horvitz & Schemske (1995), o modelo de matrizes de projeção assume que os destinos demográficos são de natureza Markoviana, isto é, independente de fatores históricos (o destino de um indivíduo em t não é influenciado por seu estado em $t-1$ ou $t-2$).

A partir da matriz de projeção obtida, foram calculados, para cada área, a taxa finita de crescimento populacional (o autovalor dominante da matriz, λ_p), a proporção de indivíduos em cada classe na distribuição estável de tamanho (stable size distribution, autovetor direito da matriz) e a matriz de elasticidade. Os valores de λ_0 obtidos a partir da variação do número de indivíduos no intervalo de tempo estudado foram comparados com o esperado para uma população em equilíbrio ($\lambda = 1$) através de um teste de χ^2 . A distribuição de tamanho encontrada também foi comparada com a distribuição estável projetada de tamanho através de um teste de χ^2 .

As taxas de mortalidade específicas para cada classe de tamanho foram calculadas segundo Sheil *et al.* (1995), onde $m = 1 - (N_t / N_0)^{1/t}$, sendo N_0 = número de indivíduos na primeira amostragem e N_t = número de indivíduos que sobreviveram até a amostragem seguinte. Foi avaliado se estas taxas de mortalidade diferiram de zero através de um teste de χ^2 . Além disso, as taxas

foram comparadas entre as áreas estudadas e entre as classes de tamanho dentro de cada área através de um χ^2 de contingência.

As taxas de crescimento (mm/2 anos) foram comparadas entre as classes de tamanho para cada área e entre as áreas através de um diagrama de caixa (Box-plot).

RESULTADOS

Roupala montana foi amostrada em apenas uma das três áreas estudadas (V1), e indivíduos desta espécie também não foram avistados ao se caminhar de maneira assistemática nas proximidades das duas outras áreas (vide Tabela 1 para número de indivíduos em cada classe de tamanho em cada um dos anos de amostragem), enquanto *X. aromatica* foi amostrada nas três áreas estudadas, com diferentes densidades (vide Tabela 2 para número de indivíduos em cada classe de tamanho em cada um dos anos de amostragem).

Para *R. montana* em V1 e *X. aromatica* em V1 e V3, o valor de λ_0 calculado a partir da variação do número de indivíduos entre as duas amostragens foi significativamente menor que 1 ($\lambda_0 = 0,9636$, $p = 0,013$; $\lambda_0 = 0,950$, $p = 0,015$ e $\lambda_0 = 0,943$, $p = 0,001$ respectivamente). Os valores de λ_P obtidos através da matriz de projeção também foram menores que 1 (0,962 para *R. montana*, 0,857 para *X. aromatica* em V1 e 0,943 para *X. aromatica* em V3, Tabelas 3, 5 e 5 respectivamente). Nos casos de *R. montana* e *X. aromatica* em V1, a matriz de elasticidade obtida indicou que as transições de estadia dos indivíduos são as que mais influenciam a taxa de crescimento populacional. Para *R. montana* os maiores

valores encontrados foram para permanência dos indivíduos nas classes 1, 2 e 4 (isto é, menores do que 3 cm, entre 3 e 6 cm e maiores do que 9 cm de DAS) sendo responsáveis por 88,5% da elasticidade total (Tabela 6), e para *X. aromatica* os maiores valores foram para a permanência dos indivíduos nas classes 2 (de 3 a 6 cm de DAS), 3 (de 6 a 9 cm de DAS) e 4 (de 9 a 12 cm de DAS), sendo responsáveis por 53,8% da elasticidade total (Tabela 7). No caso de *X. aromatica* em V3, a matriz de elasticidade obtida indica que as transições que mais influenciaram a taxa de crescimento populacional foram as de permanência dos indivíduos nas classes 2 (3 a 6 cm) e 3 (6 a 9 cm de DAS) e a passagem da classe 2 para a classe 3, sendo responsáveis por 62,6% da elasticidade total (Tabela 8).

Para *X. aromatica* em V2, o valor de λ_0 não diferiu de 1 ($\lambda_0 = 1,193$, $p = 0,916$). Embora tenha ocorrido aumento no número de indivíduos total da população ao longo dos dois anos, o valor de λ_P encontrado a partir da matriz de projeção (Tabela 9) foi menor que 1 ($\lambda_P = 0,888$). A matriz de elasticidade (Tabela 10) indicou que as transições que mais influenciam a taxa de crescimento populacional são as de permanência dos indivíduos nas classes 2 (3 a 6 cm) e 3 (6 a 9 cm de DAS) e a passagem da classe 2 para a classe 3, sendo responsáveis por 67,0% da elasticidade total (Tabela 10).

Tanto para *R. montana* (Figura 1) quanto para *X. aromatica* no V1 (Figura 2), V2 (Figura 3) e V3 (Figura 4) foi encontrado que as distribuições de tamanho observadas, tanto em 2002 quanto em 2004, diferiram das distribuições estáveis de tamanho esperadas segundo o modelo matricial.

As taxas de mortalidade, tanto para *R. montana* (Tabela 11) quanto para *X. aromatica* (Tabela 12) nas três áreas estudadas, foram significativamente diferentes entre as classes de tamanho, e a menor classe apresentou em todos os casos as maiores taxas de mortalidade ($p < 0,05$ para *R. montana* e *X. aromatica* em V1, $p < 0,01$ para *X. aromatica* em V2 e V3). Para *X. aromatica*, as taxas de mortalidade diferiram também entre as áreas, sendo que em V3 apresentou uma taxa de mortalidade significativamente menor que nas duas outras áreas ($p < 0,05$).

As taxas de crescimento de *X. aromatica* também apresentaram diferenças entre as áreas, e em V2 mostrou taxas de crescimento menores que nas duas outras áreas (Figura 5). Quando as taxas de crescimento foram comparadas entre as classes de tamanho, encontramos que elas diferem para *R. montana* apenas na terceira classe de tamanho (DAS de 6 a 9 cm), que apresentou uma taxa de crescimento maior (Figura 6), e também para *X. aromatica*, que nas três áreas estudadas apresentou uma queda gradativa na taxa de crescimento a partir da quarta classe de tamanho (indivíduos com DAS de 9 a 12 cm) (Figuras 7, 8 e 9 para V1, V2 e V3, respectivamente).

DISCUSSÃO

Taxa de crescimento populacional (λ) e estrutura estável de tamanho

O fato de em todos os casos a estrutura de tamanho observada ter sido diferente da estrutura estável de tamanho projetada através do modelo matricial

indica que as taxas vitais estimadas para estas populações no período são variáveis no tempo.

Para *X. aromatica* em V2, apesar do aumento no número de indivíduos no período estudado, o valor de λ_P obtido a partir da matriz de projeção foi menor do que 1, indicando uma tendência de queda no número de indivíduos destas populações. Além disso, o aumento no número de indivíduos foi devido apenas a um aumento no número de indivíduos na primeira classe de tamanho (menores que 3 cm de DAS), já que nas demais classes houve uma redução neste número. Assim, podemos imaginar que este número oscila em torno de um valor que tende à queda, e no período estudado observamos um evento de aumento no número de indivíduos. É interessante apontar que, à exceção dos trabalhos de Floyd & Ranker (1998) e Bruna (2003), todos os trabalhos encontrados na literatura (e.g. Piñero *et al.* 1984, Olmsted & Alvarez-Buylla 1996, Guedje *et al.* 2003, Godinez-Alvarez & Valiente-Banuet 2004, Valverde *et al.* 2004, entre outros) analisam somente o valor de λ_P , que é obtido a partir da matriz de projeção e não necessariamente corresponde à variação no número de indivíduos observada no período estudado. A análise dos valores de λ_O obtidos a partir da variação no número de indivíduos pode fornecer informações complementares sobre a dinâmica das populações estudadas, e a não observação destes valores pode significar a perda de informações importantes sobre as diferenças entre a projeção oferecida pelo modelo e a variação observada no período.

Já *R. montana* e *X. aromatica* em V1, apesar de terem apresentado valores de λ_P menores que 1, além de uma queda no número de indivíduos de todas as

classes de tamanho no período estudado, apresentaram pouca variação no número de indivíduos ao longo do tempo para uma parcela de 0,16 ha da área V1 amostrada periodicamente (nove anos para *R. montana* e 11 anos para *X. aromatica*, vide Capítulo 3); além disso, se considerarmos apenas o período de 2002 a 2004 para esta parcela de 0,16 ha, o número de indivíduos de *X. aromatica* diminuiu pouco no período (de 398 para 383 indivíduos, uma queda de cerca de 3,8%) e o número de indivíduos de *R. montana* aumentou (de 1873 para 1969, um aumento de cerca de 5,1%). Isso pode indicar que novamente o número de indivíduos destas espécies flutua ao redor de um valor, e neste caso observamos um período de queda. Podemos inferir que a dinâmica populacional difere entre partes de uma mesma área, já que no período estudado o número de plantas diminuiu no total da área mas aumentou ou se manteve constante quando se considera apenas uma parte dela. Assim, da mesma maneira que a dinâmica diferiu entre áreas próximas dentro de um mesmo fragmento de cerrado para *X. aromatica*, também houve variação espacial da dinâmica em uma escala ainda menor, considerando partes de uma mesma área de 0,5 ha, tanto para *X. aromatica* quanto para *R. montana*.

Taxas de crescimento dos indivíduos e mortalidade

Maiores taxas de mortalidade para as menores classes de tamanho estariam de acordo com o esperado para espécies tropicais, segundo trabalhos realizados no Panamá (De Steven 1994) e na Costa Rica (Clark & Clark 1987). Esse resultado condiz com o esperado segundo as estruturas de tamanho

encontradas para as duas espécies, com uma grande proporção de seus indivíduos na primeira classe de tamanho.

A pequena diferença nas taxas de crescimento entre as classes de tamanho de *R. montana* é semelhante ao encontrado para a mesma espécie por Hoffmann (2003) em áreas de cerrado no DF que não foram queimadas, tanto em áreas de vegetação aberta quanto em locais de fisionomia mais fechada. Assim, parece ser uma característica da história de vida da espécie a pouca variação nas taxas de crescimento entre indivíduos de tamanhos diferentes. Por outro lado, Hoffmann (2002, 2003) encontrou diferenças grandes nas taxas de crescimento de *R. montana* dependendo do método utilizado para a medição: no trabalho de 2002, em que a taxa de crescimento foi medida através de um microdendrômetro, as taxas foram mais altas (3,7 mm/ano) do que no trabalho de 2003, em que as medições foram feitas com paquímetro e fita métrica (por volta de 1 mm/ano). Segundo o autor, o microdendrômetro evitou a perda de casca, que foi comum no caso de medições com fita e paquímetro (W.A. Hoffmann, comunicação pessoal). Entretanto, no presente trabalho, a taxa de crescimento observada para *R. montana* foi ainda menor do que a observada por Hoffmann (2003), podendo estar associada à fisionomia vegetacional bastante fechada da área de estudo, já que neste mesmo trabalho o autor cita que as maiores taxas de crescimento foram observadas nas áreas mais abertas.

O fato de as taxas de crescimento e de mortalidade de *X. aromatica* terem diferido entre as áreas reforça a idéia de que parâmetros demográficos de uma mesma espécie podem diferir entre áreas próximas. Segundo Floyd & Ranker (1998), diferenças em pequena escala que afetem a dinâmica populacional podem

indicar variações na favorabilidade dos habitats para as espécies, já que as áreas podem variar de muito favoráveis a desfavoráveis, e essas características ainda podem ser variáveis no tempo.

Já as menores taxas de crescimento nas maiores classes de tamanho observadas para *X. aromatica* provavelmente indicam senescência dos indivíduos a partir destas classes, na forma de perda de alguns de seus ramos, já que muitos indivíduos de *X. aromatica* apresentam ramificação na altura do solo (observação pessoal), e a perda de um desses ramos causaria um acentuado crescimento negativo em diâmetro.

As taxas de crescimento obtidas neste trabalho são menores do que as taxas de crescimento obtidas em florestas tropicais, que variaram de menos de 1 mm/ano a 8 mm/ano para *Dipteryx panamensis* na Costa Rica (Clark & Clark 1987) e de mais de 3 mm/ano a 0,4 mm/ano na Malásia (Primack *et al.* 1985, Manokaran & Kochummen 1987), e também foram menores do que as taxas observadas por Hoffmann (2003) para cinco espécies de cerrado em Brasília. Essas menores taxas de crescimento observadas podem ser devidas ao estudo ter sido realizado em populações ocorrendo no limite sul da distribuição das duas espécies, possivelmente crescendo em condições sub-ótimas e sujeitas a situações de estresse, incluindo a ocorrência de geadas (Miranda-Melo 2004).

Elasticidades

As transições que mais contribuíram para a elasticidade total da matriz de *R. montana* e *X. aromatica* em V1 foram aquelas referentes à estasia (sobrevivência) dos indivíduos, o que parece ser típico das plantas perenes

(Silvertown *et al.* 1993, Godinez-Alvarez & Valiente-Banuet 2004). Guedje *et al.* (2003) encontraram uma maior elasticidade para a sobrevivência de indivíduos de 5 a 10 cm de diâmetro na altura do peito (indivíduos adultos, segundo os autores) para *Garcinia lucida*, enquanto Olmsted & Alvarez-Buylla (1995) encontraram que as maiores elasticidades correspondiam ao crescimento e à sobrevivência dos adultos. Apesar de no presente trabalho não termos utilizado estádios ontogenéticos dos indivíduos, a partir do trabalho de Miranda-Melo (2004) podemos inferir que as transições que mostraram maiores valores de elasticidade neste trabalho provavelmente envolvem também os indivíduos adultos e potencialmente reprodutivos de ambas as espécies.

Já para *X. aromatica* no V2 e V3, as maiores elasticidades encontradas foram referentes tanto ao crescimento dos indivíduos menores que 3 cm quanto à estasia, sendo a maior parte ainda referente à estasia nas duas primeiras classes de tamanho. Godinez-Alvarez & Valiente-Banuet (2004) encontraram resultado semelhante, com sobrevivência, crescimento e reprodução com contribuições decrescentes, nesta ordem, à taxa de crescimento populacional de uma espécie de cactus em uma área de escrube tropical árido no México. Além disso, considerando um modelo em que as contribuições para a taxa de crescimento populacional são divididas em sobrevivência, crescimento e reprodução (*G-L-F*, growth, survival, fecundity) e plotadas em um triângulo que contém cada um destes fatores em cada um dos vértices Silvertown *et al.* (1993) encontraram que para quatro espécies arbustivas de áreas abertas e propensas ao fogo, além da sobrevivência, o crescimento e a fecundidade também contribuiriam com valores altos de elasticidade para as taxas de crescimento populacional. Os autores

sugerem que plantas lenhosas de habitats abertos fiquem no centro do triângulo, em direção ao vértice *G* (crescimento) do triângulo *G-L-F* (growth, survival, fecundity), enquanto que plantas lenhosas de habitats florestais ficariam muito próximas ao vértice *L* (sobrevivência) do triângulo.

Aparentemente, na área estudada, que apresenta uma fisionomia fechada de cerrado e que se encontra no limite sul de distribuição da área *core* de cerrado, as maiores contribuições dos componentes do ciclo de vida são intermediárias entre as observadas em formações florestais e formações abertas, já que os maiores valores de elasticidade observados foram de estasia (sobrevivência), como nas formações florestais, mas também de crescimento dos indivíduos (para *X. aromatica* em duas das áreas), como nas formações abertas.

No caso de *X. aromatica*, ocorreu variação espacial da dinâmica: as dinâmicas das áreas V1 e V3 se assemelharam, diferindo de V2 em relação à variação no número de indivíduos e valores de λ_1 . Além disso, também houve variação espacial da dinâmica em uma escala menor, tanto para *X. aromatica* quanto para *R. montana*, considerando uma área inteira ou apenas partes dela. Isso indica a importância de se realizar estudos sobre a demografia de espécies em diferentes escalas, tanto espaciais como temporais, já que podem ser encontradas diferenças na dinâmica populacional de uma mesma espécie entre áreas (Moloney 1988, Horvitz & Schemske 1995) ou entre intervalos de tempo dentro de uma mesma área (Horvitz & Schemske 1995), e estas variações de fatores demográficos em escalas pequenas podem influenciar a dinâmica das populações. Já o fato de populações de duas espécies coexistentes (e portanto

influenciadas por um mesmo conjunto de condições abióticas) abundantes na área em que ocorrem apresentarem diferenças em sua dinâmica pode ser um indicador de diferenças nas histórias de vida e nas estratégias evolutivas destas espécies.

Considerando um modelo de metapopulações e o espaço e o tempo como um mosaico de condições favoráveis ou desfavoráveis para cada espécie (e todo o espectro de variação que cabe dentro desta dicotomia) podemos supor que, para uma determinada espécie, enquanto um subconjunto de uma população apresenta um período de declínio populacional um outro pode apresentar um período de incremento, e que no conjunto as populações se mantenham estáveis; no caso de *X. aromática*, que ocorre nas três áreas estudadas e em outros fragmentos de cerrado na região (Miranda-Melo 2004), esse modelo é aplicável. Já para *R. montana*, que apresenta uma distribuição mais restrita, podemos imaginar que a população estudada apresenta-se muito mais sensível a alterações em sua dinâmica e que, justamente pela distribuição espacial restrita, apresenta um risco de extinção local elevado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, S.P., C.E. PROENÇA, S.M. SANO & J.F. RIBEIRO. 1998. *Cerrado: espécies vegetais úteis*. Embrapa. Planaltina, DF.
- AOKI, C., S.R. PEREIRA & W.H. MATOS. 2006. Florística e fitossociologia em um fragmento de cerrado em Itirapina, SP. *In*: Santos, F.A.M., F.R. Martins & J.Y. Tamashiro (orgs). *Relatórios de projetos desenvolvidos na disciplina NE 211 – Ecologia de Campo II do Programa de Pós Graduação em Ecologia, IB,*

UNICAMP. Relatórios de Curso de Campo. Disponível em <http://www.unicamp.br/profs/fsantos/relatorios/> . Acessado em março de 2006.

BRUNA, E. 2003. Are plant populations in fragmented habitats recruitment limited? Tests with an Amazonian herb. *Ecology* 84: 932-947.

CASWELL, H. 2001. *Matrix population models: construction, analysis and interpretation* (Second Edition). Sinauer Associates, Sunderland, MA, USA.

CLARK, D.B & D.A. CLARK. 1987. Population ecology and microhabitat distribution of *Diperyx panamensis*, a neotropical rainforest emergent tree. *Biotropica* 19: 236-244.

DE STEVEN, D. 1994. Tropical tree seedling dynamics: recruitment patterns and their population consequences for canopy three species in Panama. *Journal of Tropical Ecology* 10: 369-383.

DELGADO, J.M. (coord.) 1994. *Plano de manejo integrado das unidades de Itirapina-SP*. Instituto Florestal de São Paulo, São Paulo.

DURIGAN, G., J.B. BAITELLO, G.A.D.C. FRANCO & M.F. SIQUEIRA. 2004. *Plantas do Cerrado Paulista: Imagens de uma paisagem ameaçada*. Página & Letras Editora e Gráfica, São Paulo.

FLOYD, S.K. & T.A. RANKER. 1998. Analysis of a transition matrix model for *Gaura meomexicana* Ssp. *coraladensis* (Onagraceae) reveals spatial and

temporal demographic variability. *International Journal of Plant Sciences* 159: 853-863.

FONSECA, M.G. 2001. *Aspectos demográficos de Aspidosperma polyneuron Muell. Arg. (Apocynaceae) em dois fragmentos de floresta semidecídua no município de Campinas, SP.* Dissertação de mestrado. UNICAMP, Campinas.

GIANNOTTI, E. 1988. *Composição florística e estrutura fitossociológica da vegetação de cerrado e de transição entre cerrado e mata ciliar da Estação Experimental de Itirapina (SP).* Dissertação de Mestrado, UNICAMP, Campinas.

GODINEZ-ALVAREZ, H. & A. VALIENTE-BANUET. 2004. Demography of the columnar cactus *Neobuxbaumia macrocephala*: a comparative approach using population projection matrices. *Plant Ecology* 174: 109-118.

GOTELLI, N.J. 1995. *A primer of ecology.* Sinauer Associates, Sunderland, MA, USA.

GUEDJE, N.M., J. LEJOLY, B.A. NKONGMENECK & W.B.J. JONKERS. 2003. Population dynamics of *Garcinia lucida* (Clusiaceae) in a Cameroonian Atlantic forests. *Forest Ecology and Management* 177: 231-241.

HAY, J.D. 2002. Aspectos da ecologia de populações de plantas nativas do cerrado do Brasil. In: Araújo, E.L., A.N. Moura, E.V.S.B. Sampaio, L.M.S. Gestrinari & J.T.M. Carneiro (eds). *Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil.* Imprensa Universitária, Recife. UFRPE.

- HOFFMANN, W.A. 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.
- HOFFMANN, W.A. 1999. Fire and population dynamics of woody plants in neotropical savanna: matrix model projections. *Ecology* 80: 1354-1369.
- HOFFMANN, W.A. 2002. Direct and indirect effect of fire on radial growth of cerrado savanna trees. *Journal of Tropical Ecology* 18: 137-142.
- HOFFMANN, W.A. 2003. The role of topkill in the differential response of savanna woody species. *Forest Ecology and Management* 180: 273-286.
- HORVITZ, C.C. & D.W. SCHEMSKE. 1995. Spatiotemporal variation in demographic transitions of a tropical understory herb: projection matrix analysis. *Ecological Monographs* 65: 155-192.
- HUTCHINGS, M.J. 1997. The structure of plant populations. In: Crawley, M.J. (ed). *Plant Ecology*. Blackwell Scientific, Oxford.
- LORENZI, H. 1992. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Plantarum, Nossa Odessa.
- MANOKARAN, N. & K.M. KOCHUMMEN. 1987. Recruitment, growth and mortality of tree species in a lowland dipterocarp forest in peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Ecology* 3: 315-330.
- MARTINI, A.M.Z. 1996. *Estrutura e dinâmica populacional de três espécies arbóreas tropicais*. Dissertação de mestrado. UNICAMP, Campinas.
- MIRANDA-MELO, A.A. 2004. *Estrutura de populações de Xylopia aromatica (Lam.) Mart. (Annonaceae) e Roupala montana Aubl. (Proteaceae) em*

quarto fragmentos de cerrado sensu lato no município de Itirapina/SP.

Dissertação de mestrado. UNICAMP, Campinas.

- MOLONEY, K.A. 1988. Fine-scale spatial and temporal variation in the demography of a perennial bunchgrass. *Ecology* 69: 1588-1598.
- OLMSTED, I. & E.R. ALVAREZ-BUYLLA. 1995. Sustainable harvesting of tropical trees: demography and matrix models of two palm species in Mexico. *Ecological Applications* 5: 484-500.
- PIÑERO, D., M. MARTINEZ-RAMOS & J. SARUKHÁN. 1984. A population model of *Astrocaryum mexicanum* and a sensitivity analysis of its finite rate of increase. *Journal of Ecology* 72: 977-991.
- PRIMACK, R.B., P.S. ASHTON, P. CHAI & H.L. LEE. 1975. Growth rates and population structure of Moraceae trees in Sarawak, East Malaysia. *Ecology* 66: 577-588.
- RIBEIRO, J.F. & B.M.T. WALTER. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. *In*: Sano, S.M. & Almeida, S.P. (eds.) Cerrado: ambiente e flora. Embrapa, Planaltina.
- SALOMÃO, A.T., C. AOKI, S.R. PEREIRA & W.H. MATOS. 2006. Distância geográfica e composição florística de fragmentos de cerrado em Itirapina, SP. *In*: Santos, F.A.M., F.R. Martins & J.Y. Tamashiro (orgs). *Relatórios de projetos desenvolvidos na disciplina NE 211 – Ecologia de Campo II do Programa de Pós Graduação em Ecologia, IB, UNICAMP*. Relatórios de Curso de Campo. Disponível em <http://www.unicamp.br/profs/fsantos/relatorios/> . Acessado em março de 2006.

- SHEIL, D., D.F.R.P. BURSLEM & D. ALDER. 1995 The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. *Journal of Ecology* 83: 331-333.
- SILBERBAUER-GOTTSBERG, I., W. MORAWETZ & G. GOTTSBERG. 1977. Frost damage of cerrado plants in Botucatu, Brazil, as related to the geographical distribution of the species. *Biotropica* 9: 253-261.
- SILVERTOWN, J., M. FRANCO, I. PISANTY & A. MENDOZA. 1993. Comparative plant demography – relative importance of life-cycle components to the finite rate of increase in woody and herbaceous perennials. *Journal of Ecology* 81: 465-476.
- VALVERDE, T., S. QUIJAS, M. LÓPEZ-VILLAVICENCIO & S. CASTILLO. 2004. Population dynamics of *Mammillaria magnimamma* (Haworth.) Cactaceae in a lava-fied in Central Mexico. *Plant Ecology* 70: 167-184.

Tabela 1: Número de indivíduos amostrados em cada classe de tamanho de *Roupala montana* em cada um dos anos de amostragem na área V1.

Classe de DAS	V1 2002	V1 2004
< 3 cm	1025	955
3-6 cm	155	140
6-9 cm	15	12
≥ 9 cm	10	12
Total	1205	1119

Tabela 2: Número de indivíduos amostrados em cada classe de tamanho de *Xylopia aromatica* em cada um dos anos de amostragem nas áreas V1, V2 e V3.

Classe de DAS	V1 2002	V1 2004	V2 2002	V2 2004	V3 2002	V3 2004
< 3 cm	360	352	2336	4242	152	177
3-6 cm	127	106	652	458	558	495
6-9 cm	59	54	306	212	162	160
9-12 cm	27	31	113	71	85	51
12-15 cm	29	12	68	32	36	27
≥ 15 cm	27	13	69	35	62	30
Total	629	568	3544	5050	1055	940

Tabela 3: Matriz de projeção para intervalos de dois anos de *Roupala montana* na área V1.

Classe (DAS) em t+1	Classe (DAS) no tempo t			
	< 3 cm	3-6 cm	6-9 cm	≥ 9 cm
< 3 cm	0.663415	1.536738	1.472222	1.472222
3-6 cm	0.004878	0.870968	0.2	0
6-9 cm	0	0.019355	0.6	0
≥ 9 cm	0	0	0.2	0.9

Tabela 4: Matriz projeção para intervalos de dois anos de *Xylopia aromatica* na área V1.

Classe (DAS) em t+1	Classe (DAS) no tempo t					
	< 3 cm	3-6 cm	6-9 cm	9-12 cm	12-15 cm	> 15 cm
< 3 cm	0.466667	0.07874	0.050847	0.111111	0.068966	0
3-6 cm	0.04444	0.535433	0.135593	0.111111	0.172414	0.222222
6-9 cm	0	0.15748	0.372881	0.111111	0.172414	0.148148
9-12 cm	0	0.015748	0.186441	0.407407	0.103448	0.148148
12-15 cm	0	0	0.033898	0.037037	0.310345	0
≥ 15 cm	0	0	0	0.037037	0.034483	0.407407

Tabela 5: Matriz projeção para intervalos de dois anos de *Xylopia aromatica* na área V3.

Classe (DAS) em t+1	Classe (DAS) no tempo t					
	< 3 cm	3-6 cm	6-9 cm	9-12 cm	12-15 cm	> 15 cm
< 3 cm	0.555697	0.859169	0.819344	0.774392	0.794653	0.755227
3-6 cm	0.046866	0.62724	0.345679	0.223529	0.055556	0.16129
6-9 cm	0.002424	0.094982	0.432099	0.2	0.166667	0.177419
9-12 cm	0	0.014337	0.061728	0.258824	0.138889	0.096774
12-15 cm	0	0	0.012346	0.105882	0.333333	0.064516
≥ 15 cm	0	0.001792	0	0.035294	0.083333	0.370968

Tabela 6: Matriz de elasticidade das transições para um período de dois anos obtidas para *Roupala montana* na área V1.

Classe (DAS) em t+1	Classe (DAS) no tempo t			
	< 3 cm	3-6 cm	6-9 cm	≥ 9 cm
< 3 cm	0.067461	0.017785	0.001012	0.007875
3-6 cm	0.026672	0.542006	0.007396	0
6-9 cm	0	0.016283	0.029996	0.002888
≥ 9 cm	0	0	0.007875	0.275639

Tabela 7: Matriz de elasticidade das transições para um período de dois anos obtidas para *Xylopia aromatica* na área V1.

Classe (DAS) em t+1	Classe (DAS) no tempo t					
	< 3 cm	3-6 cm	6-9 cm	9-12 cm	12-15 cm	> 15 cm
< 3 cm	0.026245	0.006946	0.002921	0.004671	0.000569	0
3-6 cm	0.015107	0.285466	0.047074	0.028232	0.008593	0.007543
6-9 cm	0	0.090445	0.139451	0.030412	0.009257	0.005417
9-12 cm	0	0.009157	0.070594	0.1129	0.005623	0.005485
12-15 cm	0	0	0.014942	0.011948	0.019639	0
≥ 15 cm	0	0	0	0.015596	0.002848	0.022919

Tabela 8: Matriz de elasticidade das transições para um período de dois anos obtidas para *Xylopiia aromatica* na área V3.

Classe (DAS) em t+1	Classe (DAS) no tempo t					
	< 3 cm	3-6 cm	6-9 cm	9-12 cm	12-15 cm	> 15 cm
< 3 cm	0.164692	0.075108	0.018526	0.003605	0.001181	0.000647
3-6 cm	0.093216	0.367991	0.052454	0.006984	0.000554	0.000928
6-9 cm	0.005852	0.067633	0.079581	0.007585	0.002018	0.001239
9-12 cm		0	0.010018	0.011156	0.009632	0.00165
12-15 cm		0	0	0.00219	0.003868	0.003888
≥ 15 cm		0	0.001377	0	0.001445	0.001089

Tabela 9: Matriz projeção para intervalos de dois anos de *Xylopiia aromatica* na área V2.

Classe (DAS) em t+1	Classe (DAS) no tempo t					
	< 3 cm	3-6 cm	6-9 cm	9-12 cm	12-15 cm	> 15 cm
< 3 cm	0.552226	2.515195	2.384506	2.333983	2.348559	2.304228
3-6 cm	0.018408	0.46319	0.25817	0.168142	0.147059	0.072464
6-9 cm		0	0.08589	0.369281	0.20354	0.102941
9-12 cm		0	0.001534	0.088235	0.283186	0.117647
12-15 cm		0	0.003067	0.006536	0.061947	0.264706
≥ 15 cm		0	0.003067	0.003268	0.00885	0.073529

Tabela 10: Matriz de elasticidade das transições para um período de dois anos obtidas para *Xylopiia aromatica* na área V2.

Classe (DAS) em t+1	Classe (DAS) no tempo t					
	< 3 cm	3-6 cm	6-9 cm	9-12 cm	12-15 cm	> 15 cm
< 3 cm	0.29699	0.098299	0.022182	0.004496	0.001443	0.001187
3-6 cm	0.127607	0.233342	0.030958	0.004175	0.001165	0.000481
6-9 cm		0	0.060335	0.061747	0.007048	0.001137
9-12 cm		0	0.001123	0.015385	0.010226	0.001355
12-15 cm		0	0.002232	0.001132	0.002222	0.003027
≥ 15 cm		0	0.002396	0.000608	0.000341	0.000903

Roupala montana V1

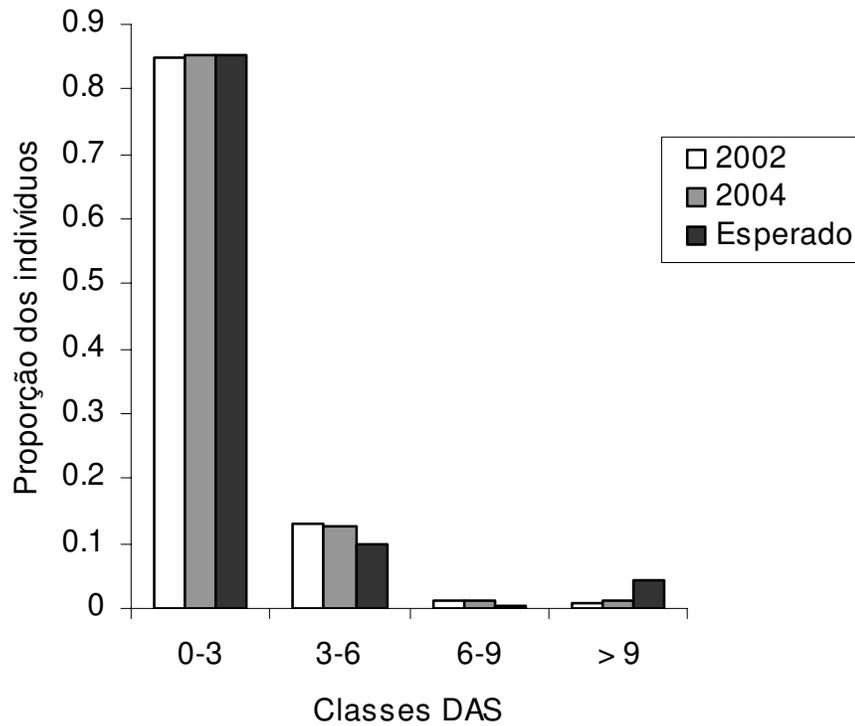


Figura 1: Distribuição de diâmetros de *Roupala montana* observadas em 2002 e 2004 e esperada através da distribuição estável de tamanho para a área V1 (Itirapina, SP).

Xylopi *aromatica* V1

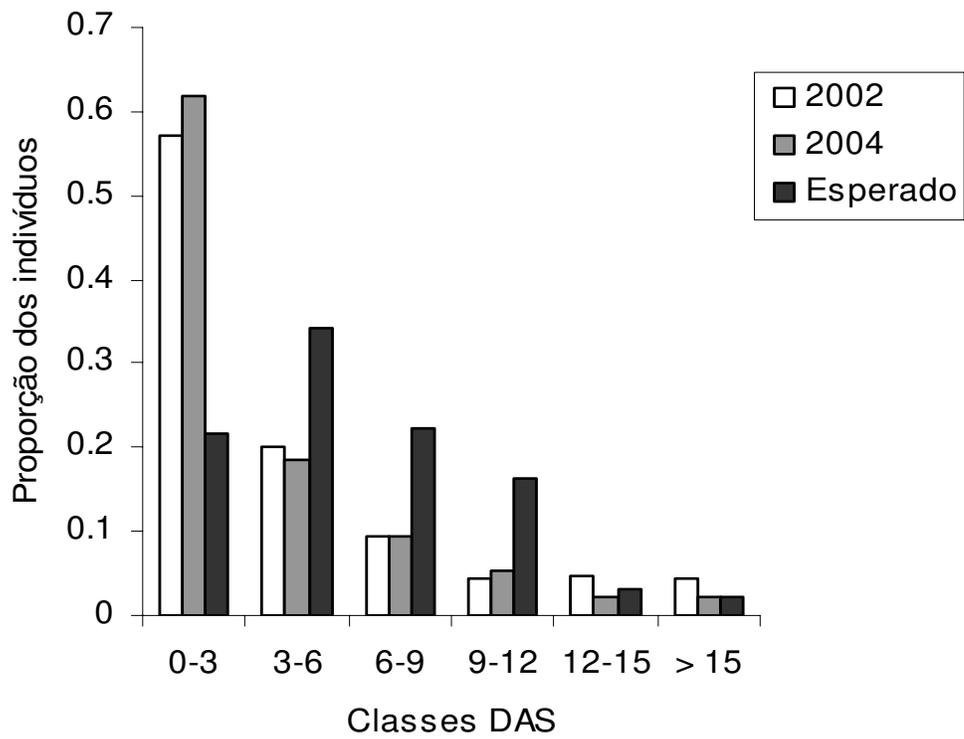


Figura 2: Distribuição de diâmetros de *Xylopi aromatica* observadas em 2002 e 2004 e esperada através da distribuição estável de tamanho para a área V1 (Itirapina, SP).

Xylopia aromatica V2

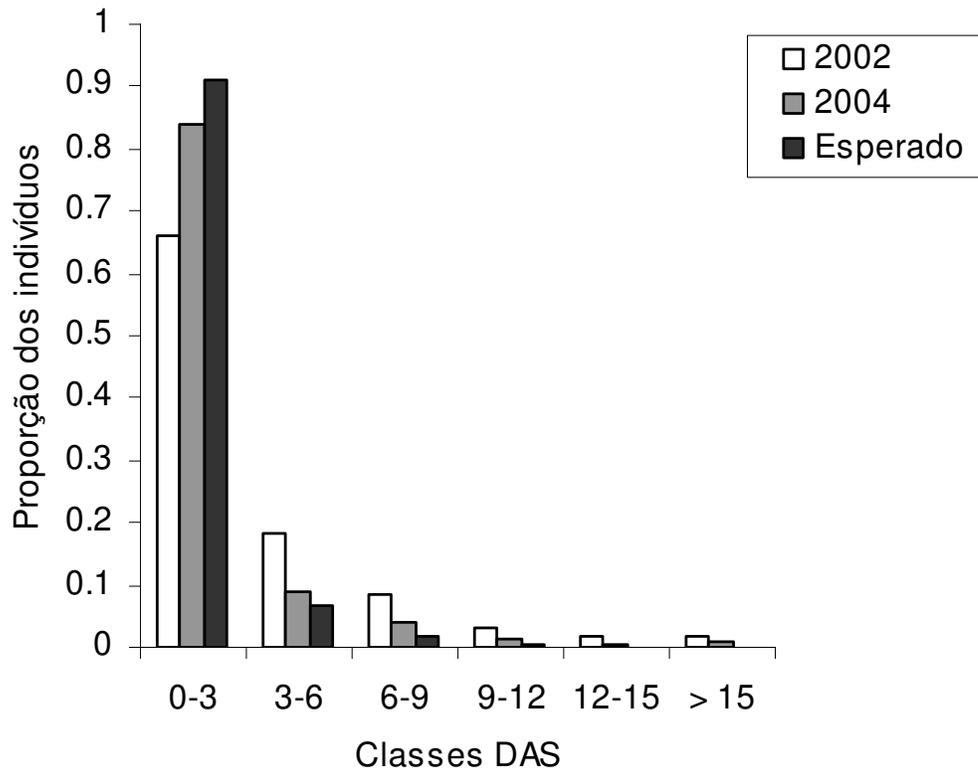


Figura 3: Distribuição de diâmetros de *Xylopia aromatica* observadas em 2002 e 2004 e esperada através da distribuição estável de tamanho para a área V2 (Itirapina, SP).

Xylopi *aromatica* V3

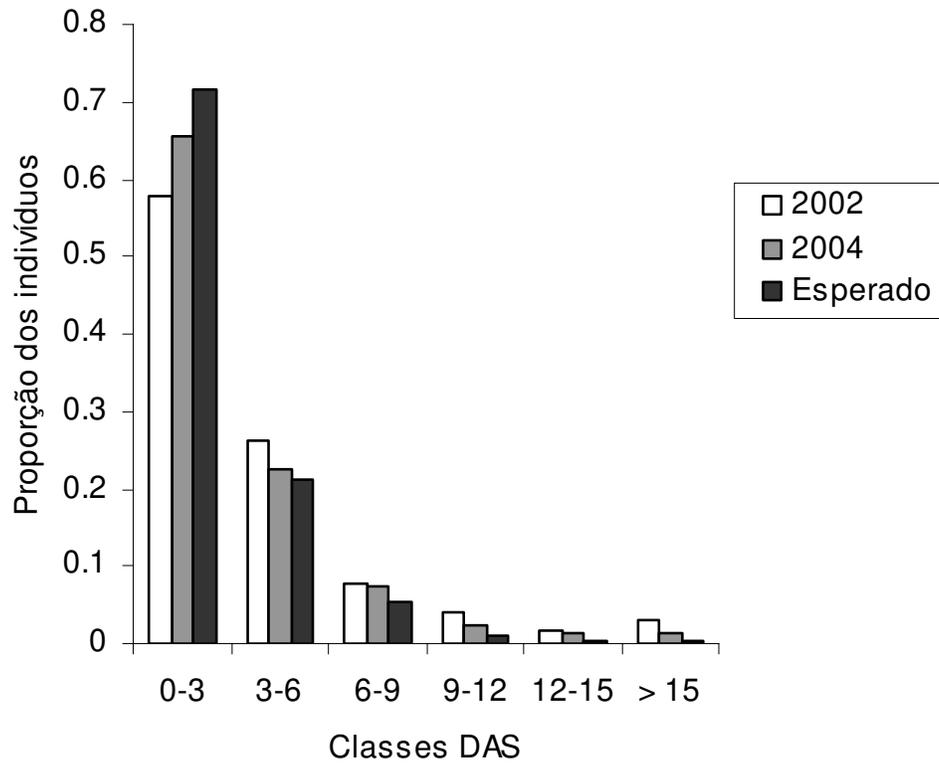


Figura 4: Distribuição de diâmetros de *Xylopi aromatica* observadas em 2002 e 2004 e esperada através da distribuição estável de tamanho para a área V3 (Itirapina, SP).

Tabela 11: Taxas de mortalidade de *Roupala montana* na área V1 para o total dos indivíduos e para cada uma das classes de tamanho.

Classes de DAS (cm)	V1
< 3	0.1825
3- 6	0.022
6- 9	0
≥ 9	0.051
Todas	0.156

Tabela 12: Taxas de mortalidade de *Xylopia aromatica* nas áreas estudadas (V1, V2 e V3) para o total dos indivíduos e para cada uma das classes de tamanho.

Classes de DAS (cm)	V1	V2	V3
< 3	0.285	0.244	0.196
3- 6	0.112	0.115	0.073
6- 9	0.117	0.094	0.034
9- 12	0.097	0.122	0.073
12- 15	0.071	0.125	0.087
≥ 15	0.037	0.140	0.058
Todas	0.200	0.197	0.152

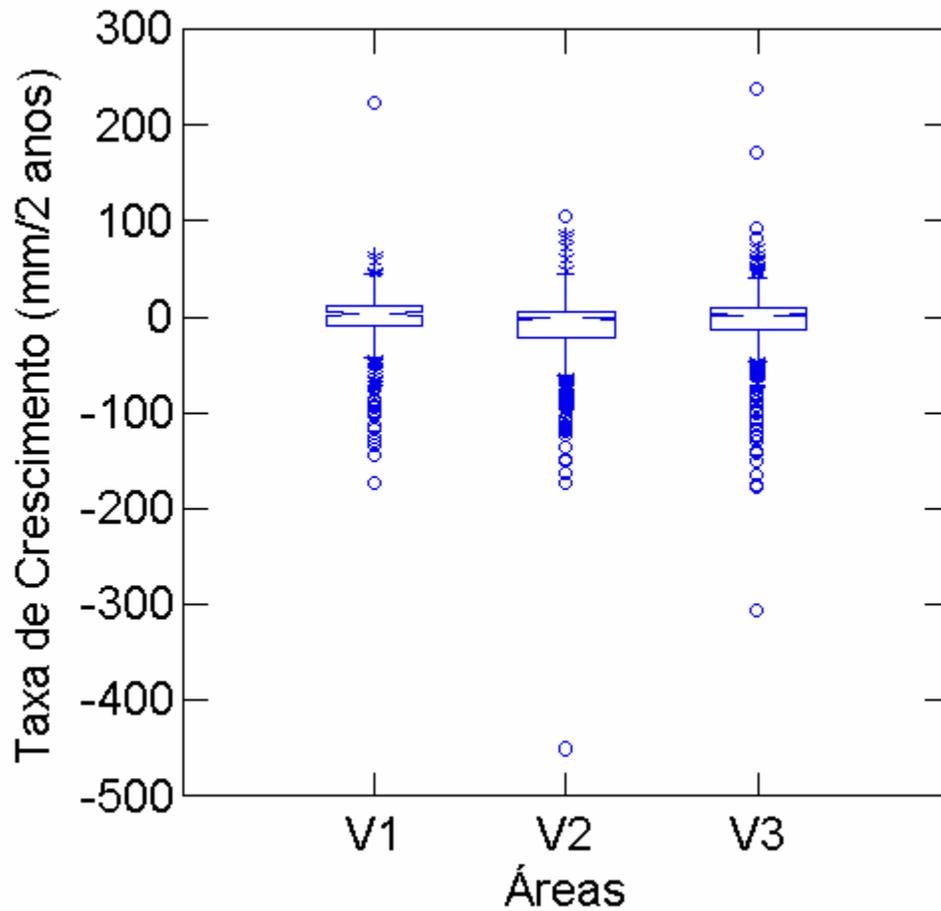


Figura 5: Taxas de crescimento em DAS (mm/2 anos) de *Xylopia aromatica* nas áreas V1, V2 e V3. Cada caixa (Box) representa 50% das observações, as barras verticais representam a amplitude total de distribuição (25% e 75%), os símbolos * representam valores extremos e o representam os valores muito extremos. A porção “acinturada” da caixa representa o intervalo de confiança de 95% ao redor da mediana.

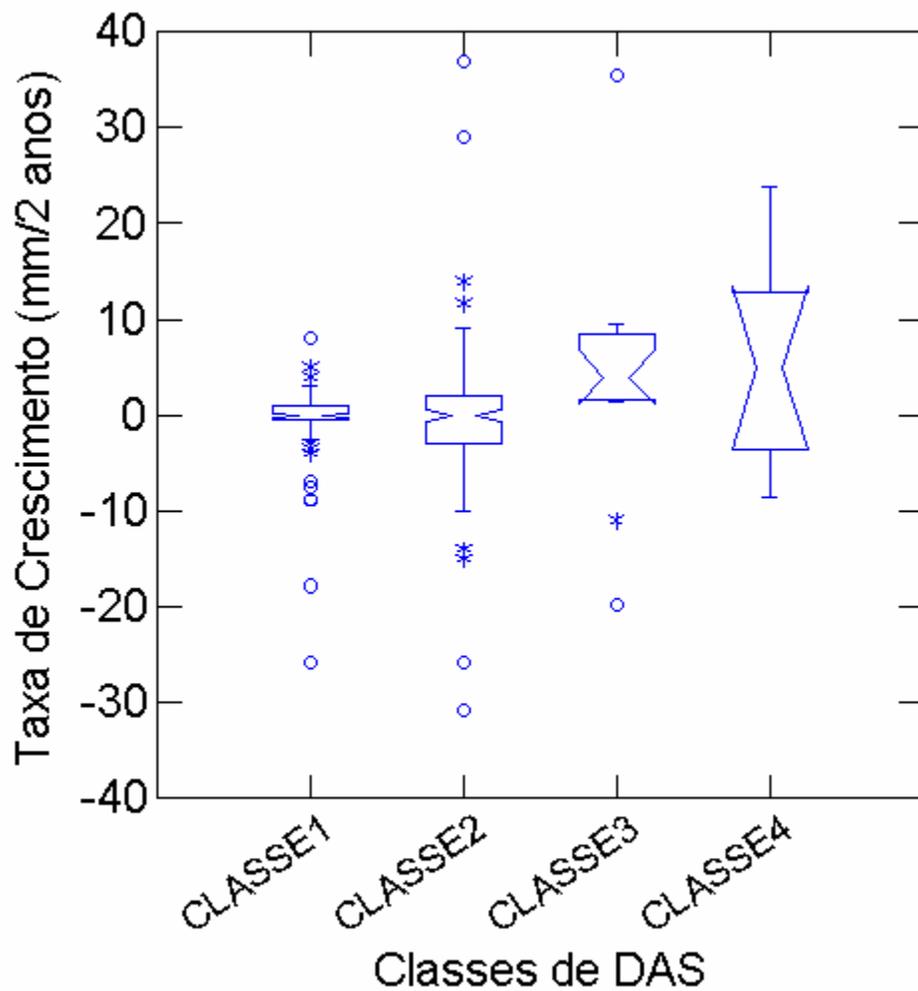


Figura 6: Comparação das taxas de crescimento em DAS (mm/2 anos) entre as classes de diâmetro de *Roupala montana*. Cada caixa (Box) representa 50% das observações, as barras verticais representam a amplitude total de distribuição (25% e 75%), os símbolos * representam valores extremos e ^o representa os valores muito extremos. A porção “acinturada” da caixa representa o intervalo de confiança de 95% ao redor da mediana.

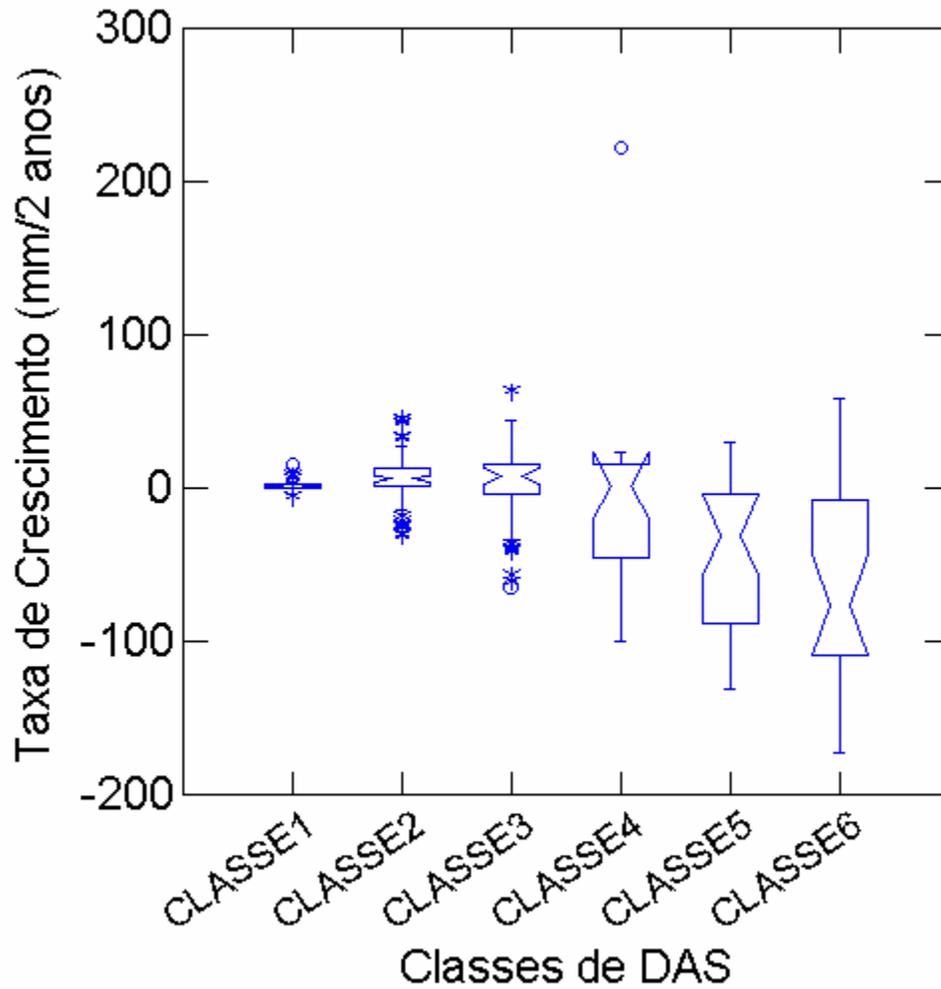


Figura 7: Comparação das taxas de crescimento em DAS (mm/2 anos) entre as classes de diâmetro de *Xylopia aromatica* na área V1. Cada caixa (Box) representa 50% das observações, as barras verticais representam a amplitude total de distribuição (25% e 75%), os símbolos * representam valores extremos e ^o representa os valores muito extremos. A porção “acinturada” da caixa representa o intervalo de confiança de 95% ao redor da mediana.

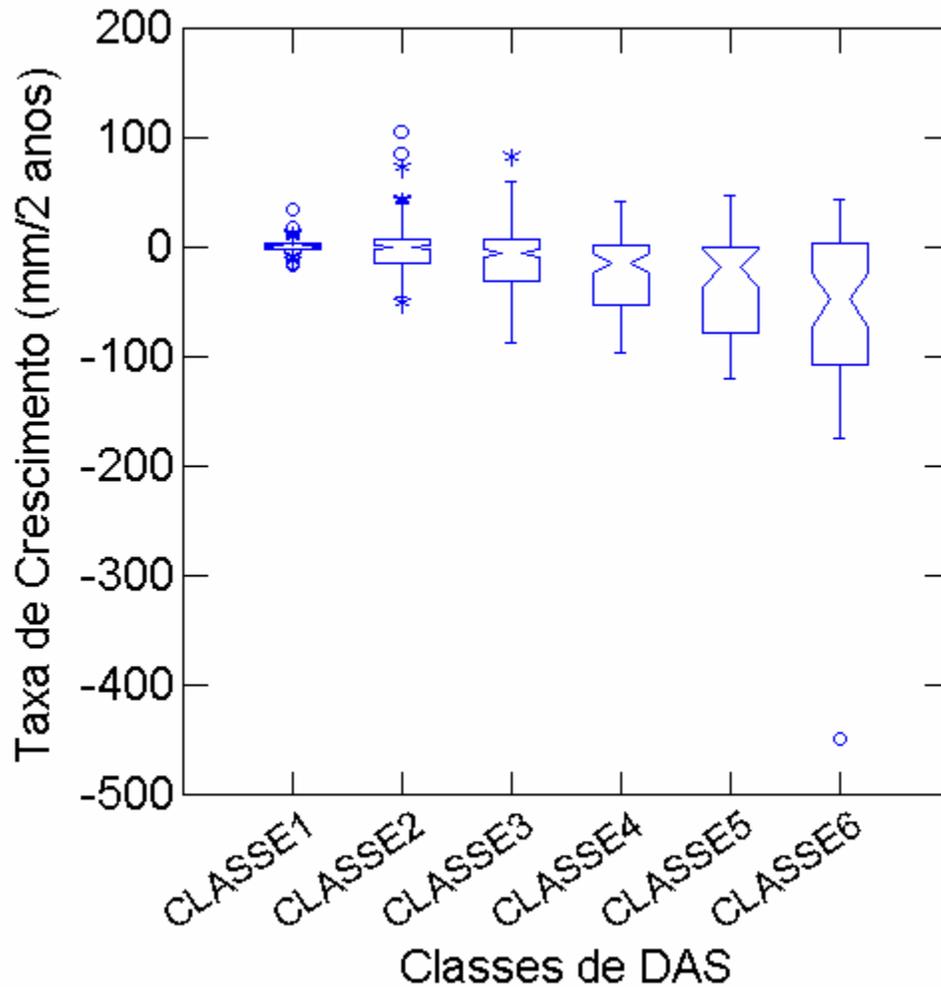


Figura 8: Comparação das taxas de crescimento em DAS (mm/2 anos) entre as classes de diâmetro de *Xylopia aromatica* na área V2. Cada caixa (Box) representa 50% das observações, as barras verticais representam a amplitude total de distribuição (25% e 75%), os símbolos * representam valores extremos e ° representa os valores muito extremos. A porção “acinturada” da caixa representa o intervalo de confiança de 95% ao redor da mediana.

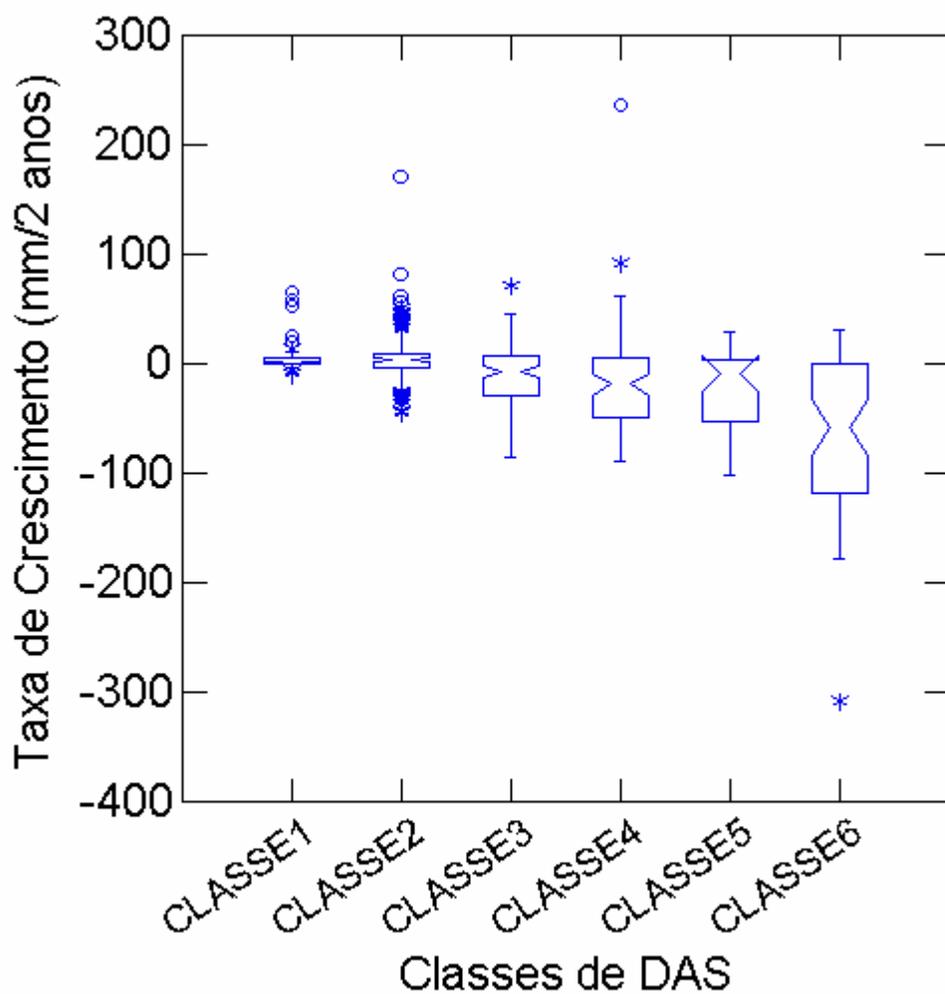


Figura 9: Comparação das taxas de crescimento em DAS (mm/2 anos) entre as classes de diâmetro de *Xylopia aromatica* na área V3. Cada caixa (Box) representa 50% das observações, as barras verticais representam a amplitude total de distribuição (25% e 75%), os símbolos * representam valores extremos e ° representa os valores muito extremos. A porção “acinturada” da caixa representa o intervalo de confiança de 95% ao redor da mediana.

CAPÍTULO 3: VARIAÇÃO TEMPORAL DA ESTRUTURA DE TAMANHO DE QUATRO ESPÉCIES LENHOSAS DE CERRADO

RESUMO

Foi estudada a variação temporal da abundância de indivíduos e da estrutura de tamanho de *Xylopia aromatica*, *Roupala montana*, *Miconia albicans* e *Dalbergia miscolobium* por um período de nove a onze anos em uma área de cerrado de 0,16 ha. *X. aromatica* e *R. montana* apresentaram pouca variação de abundância e suas estruturas de tamanho não se alteraram durante o período estudado, indicando que as populações se mantiveram estáveis no período. *D. miscolobium* apresentou grande variação na abundância de indivíduos e na estrutura de tamanho; o número de indivíduos na menor classe de tamanho foi variável e houve uma diminuição do número de indivíduos em todas as classes, exceto a última. *M. albicans* também apresentou grande variação na estrutura de tamanho e na abundância de indivíduos, e houve uma redução no número de indivíduos em todas as classes de tamanho durante o período estudado, mas essa redução foi proporcionalmente maior para a última classe de tamanho. Provavelmente, os fatores que influenciam a abundância de indivíduos e as estruturas de tamanho das espécies estudadas parecem ter afetado positivamente algumas populações e negativamente outras; assim, considerando que a variação de abundância das espécies não foi direcional, podemos imaginar que essas flutuações nas populações sejam parte dos processos dinâmicos naturais da comunidade, e podem ter sido causadas por variações estocásticas nos fatores que determinam a abundância e a estrutura de tamanho de cada espécie.

Palavras-chave: Cerrado, estrutura de tamanho, variação temporal, variação de abundância.

INTRODUÇÃO

A estrutura de uma população é resultado da ação de fatores bióticos e abióticos sobre as taxas de crescimento e mortalidade de cada classe, assim como de eventos passados de recrutamento (Hutchings 1997). Fatores que regulem a variação de tamanho dos indivíduos de uma população podem ser determinantes de sua estrutura de tamanho (Hutchings 1997). Dentre eles, podemos citar as diferenças de tamanho da semente entre os indivíduos, no tempo de germinação de cada indivíduo em relação aos seus vizinhos, na taxa de crescimento de cada indivíduo (que depende de fatores genéticos e ecológicos), na distância de cada planta de seus vizinhos mais próximos (competição por recursos) e padrões de comportamento de herbívoros.

Dessa maneira, mudanças na estrutura de tamanho de uma população no decorrer do tempo indicam variações temporais nos fatores determinantes destas estruturas, e a comparação entre espécies diferentes pode fornecer indícios de como um mesmo conjunto de fatores abióticos pode influenciar de maneira distinta a abundância e a estrutura de tamanho de espécies coexistentes.

Em espécies arbóreas, a estrutura de tamanho mais comumente registrada é a do tipo “J-invertido” (Fonseca 2001, Hay 2002), com muitos indivíduos nas menores classes de tamanho (que individualmente representam uma pequena parte do total da biomassa da população) e poucos indivíduos grandes (que

individualmente representam uma grande parte da biomassa total da população). Esse tipo de estrutura é muitas vezes interpretado como um indicador de estabilidade ou incremento da população e capacidade de regeneração freqüente no sub-bosque da floresta (Knight 1975, Felfili & Silva-Júnior 1988, Silva-Júnior & Silva 1988, Sarukhán 1980, Hay 2002), apesar de autores como Johnson *et al.* (1994) e Condit *et al.* (1998) apontarem as dificuldades de se fazer inferências sobre as tendências populacionais através de dados pontuais da estrutura de tamanho. Ao analisarmos a variação temporal da demografia de diferentes espécies podemos tentar compreender como estas variações podem estar relacionadas às estruturas de tamanho.

Segundo Hartshorn (1990 *apud* Fonseca 2001), o estudo da demografia de espécies arbóreas regionalmente comuns e localmente abundantes pode fornecer indícios sobre a estabilidade da comunidade arbórea como um todo. Assim, ao se analisar a variação temporal da demografia de diferentes espécies, abundantes na área de estudo e comuns em áreas de cerrado como um todo, podemos fornecer informações importantes sobre variações da demografia da comunidade lenhosa da área estudada. Desta maneira, o presente trabalho pode ser útil ao fornecer dados sobre a variação de abundância e da estrutura de tamanho de populações de *Roupala montana*, *Xylopia aromatica*, *Miconia albicans* e *Dalbergia miscolobium*.

O objetivo do presente estudo foi avaliar a variação temporal da abundância de indivíduos e da estrutura de tamanho durante um período de nove a onze anos de quatro espécies comuns em áreas de cerrado, em uma área de 0,16 ha. Para esse fim, pretendemos responder às seguintes questões: A abundância de

indivíduos de cada espécie se alterou no decorrer dos anos? Qual é a estrutura de tamanho das espécies estudadas? A estrutura de tamanho se manteve constante ao longo do tempo? Se houve variação na estrutura ao longo do tempo, ela se deu de forma semelhante entre as espécies?

Ao respondermos estas questões, poderemos compreender de que maneira espécies coexistentes respondem em termos de abundância e de estrutura de tamanho a um mesmo conjunto de variáveis ambientais em uma área de cerrado no decorrer do tempo, o que pode fornecer informações sobre características demográficas de cada espécie e como elas podem diferir entre espécies abundantes na área em que ocorrem.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O presente trabalho foi realizado em um fragmento de cerrado localizado na Estação Ecológica e Experimental de Itirapina, que se localiza em sua maior parte no município de Itirapina, SP (22º 15' S; 47º 49' W), a uma altitude média de 760 m. O clima da região é caracterizado como Cwa de Köppen (tropical de altitude com inverno seco e verão quente e chuvoso) (Giannotti 1988), com precipitação anual média de 1425 mm, concentrada de outubro a maio, temperatura média de 19,7°C e déficit hídrico de 23 mm anuais (Delgado 1994).

Este fragmento (denominado Valério) tem sua vegetação caracterizada como cerrado *stricto sensu* denso (segundo classificação de Ribeiro & Walter 1998), e está protegido de ação antrópica (fogo, gado ou raizeiros) há mais de vinte anos. Em trabalhos realizados nesta área, foi registrada uma densidade total

de 7156,3 árvores/ha e uma área basal de 8,43 m²/ha, com um total de 47 espécies lenhosas com DAS \geq 3 cm amostradas (Aoki *et al.* 2006); além disso, Salomão *et al.* (2006) citaram que a área apresenta uma similaridade florística alta (maior que 50%) com outros fragmentos de cerrado *sensu stricto* da região de Itirapina. A área escolhida para este estudo apresenta em seu entorno talhões de reflorestamento de *Pinus* e distam aproximadamente 20 metros da borda.

Espécies Estudadas

Dalbergia miscolobium Benth. (Fabaceae), *Miconia albicans* (Sw.) Triana (Melastomataceae), *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart. (Annonaceae) e *Roupala montana* Aubl. (Proteaceae) são espécies freqüentemente encontradas em levantamentos florísticos e fitossociológicos realizados em cerrado (*sensu lato*) da região de Itirapina (Mantovani 1987, Giannotti 1988).

Dalbergia miscolobium é uma árvore típica do cerrado, popularmente conhecida como careiúna ou jacarandá-do-cerrado; ocorre em Minas Gerais, São Paulo e Mato Grosso do Sul (Lorenzi 1992), em fisionomias campestres de cerrado, em cerrado típico e cerradão (Durigan *et al.* 2004). É uma planta perenifólia ou semidecídua, podendo ser aproveitada para plantio em áreas degradadas, juntamente com outras espécies. Floresce na estação chuvosa (janeiro-fevereiro) e passa grande parte da estação seca na fase de formação e amadurecimento de frutos, que são dispersos pelo vento ao final desta estação (Lorenzi 1992). A germinação ocorre no início da época chuvosa (Franco *et al.* 1996).

Xylopia aromatica, popularmente conhecida por pindaíba ou pimenta-de-macaco, é uma árvore típica de cerrado, podendo tanto ocorrer no cerrado *sensu stricto* como no campo cerrado (Lorenzi 1992) e cerradão (Durigan *et al.* 2004). Distribui-se nos estados de São Paulo, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais e Goiás (Lorenzi 1992). A espécie é semidecídua, apresenta distribuição ampla, porém irregular e descontínua. Pode florescer duas vezes ao ano, sendo o principal período de setembro a novembro (Lorenzi 1992). Em estudos fenológicos realizados por dois anos em Itirapina, a espécie apresentou floração de novembro a abril e frutificação de dezembro a maio (Costa 1988 *apud* Miranda-Melo 2004); os frutos são aromáticos, sendo sua dispersão provavelmente realizada por pássaros, que são atraídos pela coloração vermelha da cápsula quando aberta (Almeida *et al.* 1998). Apresenta alta capacidade de rebrotamento após perda da parte aérea devido ao fogo ou geada (Silberbauer-Gottsberg *et al.* 1977).

Roupala montana, popularmente conhecida como carne-de-vaca ou farinha-seca, ocorre em matas de galeria, cerradão mesotrófico e distrófico, cerrado denso, sentido restrito e ralo, e campo limpo. Apresenta ampla distribuição, ocorrendo nos estados do Amapá, Amazonas, Ceará, Distrito Federal, Goiás, Maranhão, Pará, Tocantins, Mato Grosso, Minas Gerais e São Paulo (Lorenzi 1992). Embora esteja na lista oficial de espécies ameaçadas do Estado de São Paulo, na categoria “vulnerável”, esta espécie é comumente encontrada em remanescentes de cerrado em todo o estado (Durigan *et al.* 2004). Floresce de março a novembro, mas predominantemente de junho a agosto. A frutificação ocorre de junho a novembro (Almeida *et al.* 1998). Segundo Hoffman

(1998) essa espécie reproduz-se vegetativamente por produção de raízes gemíferas e, assim como *X. aromatica*, apresenta alta capacidade de rebrota quando danificada pelo fogo (Sato 1996 *apud* Miranda-Melo 2004).

Miconia albicans é espécie arbustiva, podendo atingir até 2,5 m de altura. Ocorre desde o sul do México e Antilhas até o Paraguai. No Brasil se distribui por quase todos os estados, de Roraima e Amazonas até o Paraná. A espécie é característica de cerrados e savanas (Base de Dados Tropical 2005), ocorrendo em fisionomias campestres de cerrado, cerrado típico e cerradão (Durigan *et al.* 2004), e também em vegetação litorânea (Base de Dados Tropical 2005). Tem capacidade de acumular alumínio em suas folhas e suas plântulas não se desenvolvem em solos com baixos teores deste elemento (Goldenberg 1994). Para seu recrutamento também é necessária uma boa quantidade de luz, sendo favorecida, neste aspecto, pela abertura de dossel ocasionada pelas queimadas (Miyanishi & Kellman 1986). Floresce entre os meses de setembro e novembro, sendo que indivíduos isolados produzem flores em pequeno número durante quase o ano todo; frutifica principalmente entre novembro e março e seus frutos são consumidos por pássaros (Goldenberg 1994).

Dados coletados

Em uma área de 0,16 hectare marcada permanentemente, todos os indivíduos de *D. miscolobium* e *X. aromatica* foram medidos anualmente (não houve marcação das plantas com etiquetas) de 1994 a 2004, os de *R. montana* de 1996 a 2004 e os de *M. albicans* de 1995 a 2004 (Tabela 1). Os diâmetros foram medidos utilizando um paquímetro (erro 0,01 mm) ou uma fita métrica para medir

o perímetro no caso dos indivíduos de maior diâmetro (erro 0,01 m), a altura dos indivíduos foi visualmente estimada. Esses dados foram coletados durante as disciplinas de campo NE211, NE412 e BT791, oferecidas pelo curso de Graduação em Biologia e pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia do Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas (<http://www.ib.unicamp.br/profs/fsantos/ecocampo>); nos anos de 1998 e 2000 as disciplinas não foram oferecidas e portanto, os dados não foram coletados.

Análise dos dados

Os indivíduos de cada espécie foram divididos em classes de tamanho; a divisão foi feita levando-se em consideração a amplitude de tamanho dos indivíduos e também sua abundância. Além disso, foram escolhidos valores com no máximo uma casa decimal, levando-se em conta a precisão do método utilizado para a medida dos indivíduos. Assim, os indivíduos de *D. miscolobium* foram distribuídos em seis classes de DAS, com intervalo de 4 cm entre elas; para *M. albicans* foram utilizadas cinco classes com um intervalo de 1,5 cm entre elas; para *R. montana* foram usadas quatro classes de DAS, com intervalos de 3 cm entre elas e para *X. aromatica* foram utilizadas seis classes de DAS com intervalo de 3 cm entre elas.

Posteriormente, as estruturas de tamanho encontradas foram comparadas duas a duas através de um teste Kolmogorov-Smirnov (Zar 1999), para verificar a ocorrência de variação temporal na estrutura de tamanho. Para verificar se o conjunto das comparações apresentou diferenças significativas, utilizamos a correção de Bonferroni, onde o valor de p para ser considerado significativo deve

ser menor que o nível de significância escolhido (95% neste caso) dividido pelo número de comparações feitas.

RESULTADOS

Tanto *X. aromatica* como *R. montana* apresentaram pouca variação no número de indivíduos e na estrutura de tamanho ao longo dos anos. *X. aromatica* apresentou um coeficiente de variação no número de indivíduos entre os anos de 7,5% (Tabela 2, Figura 1); a estrutura de tamanho não diferiu ($p > 0,05$ para todas as comparações; Figura 2). Para *R. montana*, a abundância de indivíduos também apresentou pouca variação, com um coeficiente de variação de 11,6% entre os anos (Tabela 3, Figura 3); a estrutura de tamanho também não diferiu entre os anos ($p > 0,05$) para todas as comparações (Figura 4). Observando-se a média das estruturas de tamanho obtidas para cada ano, as duas espécies apresentaram uma estrutura para o total dos anos que se ajustou à curva exponencial negativa ($p = 0,042$ para *R. montana* e $p = 0,007$ para *X. aromatica*), caracterizando a estrutura de tamanho no formato “J-invertido”.

D. miscolobium, por outro lado, apresentou uma grande variação no número de indivíduos ao longo do tempo, com um coeficiente de variação de 58% entre os anos (Tabela 4, Figura 5). A estrutura de tamanho desta espécie variou no decorrer dos anos, e isso se deu principalmente devido a um aumento no número de indivíduos da primeira classe de tamanho (< 4 cm de DAS) nos anos de 1997 e 2002 e, de forma menos acentuada no ano de 2003 (Figura 6). Assim, de acordo com a abundância dos indivíduos da primeira classe de tamanho, podemos observar dois tipos de estrutura de tamanho: dos anos de 1994, 1995, 1996, 1999

e 2001, que apresentam até 30% dos seus indivíduos na primeira classe de tamanho; e dos anos de 1997, 2002 e 2003, que apresentaram mais de 70% dos seus indivíduos na primeira classe de tamanho. Em 2004, foi observada uma estrutura com uma proporção de indivíduos intermediária à observada nos demais anos, com 55% dos indivíduos na primeira classe de tamanho. Além da variação no número de indivíduos na primeira classe de tamanho, pudemos observar uma redução no número de indivíduos de todas as classes, exceto a última, indicando uma queda no número de indivíduos para esta população. Considerando a média das estruturas observadas para cada ano, esta espécie apresentou uma estrutura de tamanho com ajuste à curva exponencial negativa ($p=0,005$).

M. albicans também apresentou variação no decorrer dos anos, tanto em sua abundância de indivíduos como em sua estrutura de tamanho, mas de maneira distinta da que ocorreu com *D. miscolobium*. Em relação à abundância, houve um coeficiente de variação de 34,4% entre os anos, e a população apresentou uma queda acentuada no número de indivíduos (Tabela 5, Figura 7). As estruturas de tamanho se mostraram variáveis ao longo do tempo (Figura 8), e nos primeiros anos de amostragem (1995, 1996 e 1997) foi encontrada uma menor proporção de indivíduos com $DAS < 1,5$ cm (menos de 60%) e uma maior proporção de indivíduos com $DAS > 6$ cm (mais de 5%) em relação aos demais anos. Observa-se que o número total de indivíduos da população diminuiu, mas esta diminuição foi proporcionalmente maior para os indivíduos das maiores classes de tamanho. Considerando a média das estruturas observadas para cada ano, esta espécie apresentou uma estrutura de tamanho com ajuste à curva exponencial negativa ($p=0,011$).

DISCUSSÃO

As populações de *X. aromatica* e *R. montana* mostraram-se estáveis nesta pequena área durante o período estudado, considerando a pouca variação no número de indivíduos ao longo do tempo e também estruturas de tamanho que se mantiveram estáveis, indicando que a proporção de indivíduos em cada classe de tamanho se manteve constante no tempo. Por outro lado, a dinâmica populacional destas duas espécies em uma área maior (0,5 ha) que contém a área estudada neste trabalho (capítulo 2) durante um período de 2 anos (2002 a 2004) indicou redução no número de indivíduos para o total da área. Considerando que na área de 0,16 ha utilizada neste trabalho o número de indivíduos de *R. montana* aumentou e de *X. aromatica* diminuiu (de 398 para 383 indivíduos) podemos inferir que os fatores que influenciam a abundância e a estrutura de tamanho das populações destas espécies variam em uma escala menor que 0,5 ha.

No caso de *D. miscolobium*, a grande variação no número de indivíduos da primeira classe de tamanho (que foi a principal responsável pela variação na abundância de indivíduos e na estrutura de tamanho), pode ser explicada por eventos de recrutamento mais expressivos em alguns anos. Segundo Lorenzi (1992), a espécie produz “quase todos os anos” grande quantidade de sementes viáveis, e segundo Sasaki (1995) há uma variação muito grande quanto à produção de flores e frutos de uma árvore para outra e de um ano para o outro, sugerindo uma variação grande no recrutamento. Assim, é possível que tenha havido uma taxa de recrutamento de indivíduos pequenos alta em alguns anos (1997, 2002 e 2003), mas esses indivíduos foram sujeitos a uma alta taxa de

mortalidade, já que nos anos seguintes àqueles com muitos indivíduos pequenos não foi observado um grande número de indivíduos na primeira classe de tamanho, nem mesmo na próxima classe, indicando que grande parte dos indivíduos recrutados morreu até a amostragem seguinte. Uma segunda possibilidade é que nos anos em que um maior número de indivíduos pequenos foi amostrado estes tenham sido confundidos com indivíduos pequenos de uma espécie lenhosa bastante comum na área (*Zanthoxylum rhoifolium*), já que de fato as espécies são bastante parecidas nos estádios iniciais de desenvolvimento. Entretanto, independentemente da variação no número de indivíduos pequenos, observamos uma queda no número de indivíduos de todas as classes de tamanho durante o período estudado, exceto a última (que apresentou um aumento no número de indivíduos) o que indica que alguns indivíduos das classes intermediárias cresceram para a última classe de tamanho, mas esses indivíduos não foram repostos por novas plantas recrutadas das classes anteriores.

Para a população de *M. albicans*, além da diminuição no número total de indivíduos, a maior proporção de queda no número dos indivíduos maiores indica que há proporcionalmente menos indivíduos potencialmente reprodutivos na população, o que pode acentuar esta queda no número de indivíduos ao longo do tempo.

É possível que parte da variação na abundância ou nas estruturas de tamanho observadas sejam resultado de geadas fortes que ocorreram nos anos de 1994 e 2000 (Miranda-Melo 2004). *X. aromatica* e *M. albicans*, que segundo Brando & Durigan (2004) são espécies muito afetadas por geada, apresentaram nos anos seguintes à geada (1995 e 2001) uma queda no número de indivíduos

(notar que em 1995 o número de indivíduos de *X. aromatica* aumentou, mas devido a um aumento no número de pequenos que podem ter sido recrutados após a geada, e o número dos demais indivíduos diminuiu), o que também foi observado para *R. montana*. A população de *D. miscolobium* parece não ter sido afetada pelas geadas, já que nem a abundância de indivíduos nem a estrutura de tamanho se alteraram nos anos posteriores à geada, à exceção de uma pequena diminuição no número de indivíduos na primeira classe de tamanho em 2001. Entretanto, apesar de algumas espécies serem afetadas pela geada, segundo Brando & Durigan (2004) a maioria dos indivíduos sofre apenas morte da parte aérea (ou uma fração dela), o que possibilita a rebrota de maneira similar à que ocorre quando as plantas sofrem a ação do fogo. Além disso, parte desta variação observada no número de indivíduos das maiores classes de tamanho pode ser devida à perda de folhas ou ramos dos indivíduos em alguns anos (de fato, foram observadas muitas plantas com poucas folhas ou com apenas alguns ramos com folhas); nestes casos, o indivíduo seria considerado morto e não seria incluído na amostragem, e nos anos seguintes esse mesmo indivíduo poderia rebrotar e voltaria a ser amostrado, causando grande variação no número de indivíduos nestas populações.

Para todas as espécies estudadas, as populações apresentaram uma estrutura de tamanho com ajuste à curva exponencial negativa (formato “J-invertido”), o que indica que elas apresentam uma grande proporção do total de seus indivíduos nas menores classes de tamanho, e que esta proporção diminui progressivamente conforme se aumenta o diâmetro das plantas. Este tipo de estrutura tem sido muitas vezes usado por alguns autores (Hay 2002, Sarukhán

1980) como indicador de estabilidade ou incremento populacional, apesar de diversos outros autores (Johnson *et al.* 1994, Martini 1996, Watkinson & Powell 1997, Condit *et al.* 1998) terem apontado problemas de se usar dados pontuais da estrutura populacional para inferir informações sobre o futuro das espécies. Esta interpretação errônea considera que a grande proporção de indivíduos nas menores classes de tamanho é um indicador de regeneração freqüente; entretanto, este tipo de estrutura pode ter sido formado devido a eventos recentes de recrutamento (o que não significa que estes eventos sejam periódicos) ou devido à formação de um banco de plântulas. Para as populações estudadas, apenas *X. aromatica* e *R. montana* mostraram uma estabilidade populacional no período estudado, enquanto que *D. miscolobium* e *M. albicans* apresentaram uma tendência de declínio populacional durante este período, mesmo tendo apresentado estruturas de tamanho ajustadas à curva exponencial negativa, demonstrando que as estruturas de tamanho não são bons indicadores de tendências futuras das populações.

Considerando as variações de abundância encontradas, podemos observar que a proporção de cada espécie na comunidade se alterou no tempo. Entretanto, a mudança observada não foi direcional, já que algumas populações aumentaram (ou mantiveram) sua abundância enquanto outras diminuíram. A partir disso, podemos supor que os fatores que influenciam a abundância de indivíduos e as estruturas de tamanho das espécies estudadas parecem ter afetado positivamente algumas populações e negativamente outras. Já que nenhuma das espécies estudadas atua como invasora na área, podemos imaginar que essas flutuações nas populações sejam parte dos processos dinâmicos naturais da comunidade,

independentes de ação antrópica, e podem ter sido causadas por variações estocásticas nos fatores que determinam a abundância e a estrutura de tamanho de cada espécie. Este grande dinamismo na abundância das espécies também foi observado em um intervalo de tempo curto (cinco anos) em uma floresta tropical na Ilha de Barro Colorado, Panamá (Hubbell & Foster 1992). Contudo, não há dados sobre áreas de cerrado na literatura que possam servir como base de comparação, já que os poucos trabalhos que tratam da dinâmica de comunidades de cerrado aborda sempre a resposta da composição e abundância de espécies da comunidade a algum fator de distúrbio, dificultando o entendimento de se estas mudanças na abundância das espécies da comunidade observadas neste trabalho são freqüentes em outras áreas ou em outras fisionomias de cerrado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, S.P., C.E. PROENÇA, S.M. SANO & J.F. RIBEIRO. 1998. *Cerrado: espécies vegetais úteis*. Embrapa. Planaltina, DF.
- AOKI, C., S.R. PEREIRA & W.H. MATOS. 2006. Florística e fitossociologia em um fragmento de cerrado em Itirapina, SP. *In*: Santos, F.A.M., F.R. Martins & J.Y. Tamashiro (orgs). *Relatórios de projetos desenvolvidos na disciplina NE 211 – Ecologia de Campo II do Programa de Pós Graduação em Ecologia, IB, UNICAMP*. Relatórios de Curso de Campo. Disponível em <http://www.unicamp.br/profs/fsantos/relatorios/> . Acessado em março de 2006.

- BASE DE DADOS TROPICAL. 2005. *O gênero Miconia Ruiz & Pav. (Melastomataceae) no estado de São Paulo: Banco de dados.* <http://www.bdt.fat.org.br/iRead?62+miconia+1>. Acessado em janeiro/2005.
- BRANDO, P.M. & G. DURIGAN. 2004. Changes in cerrado vegetation after disturbance by frost (São Paulo state, Brazil). *Plant Ecology* 175: 205-215.
- CONDIT, R., R. SUKUMAR, S.P. HUBBELL & R.B. FOSTER. 1998. Predicting population trends from size distributions: a direct test in a tropical tree community. *The American Naturalist* 152: 496-509.
- DELGADO, J.M. (coord.) 1994. *Plano de manejo integrado das unidades de Itirapina-SP.* Instituto Florestal de São Paulo, São Paulo.
- DURIGAN, G., J.B. BAITELLO, G.A.D.C. FRANCO & M.F. SIQUEIRA. 2004. *Plantas do Cerrado Paulista: Imagens de uma paisagem ameaçada.* Página & Letras Editora e Gráfica, São Paulo.
- FELFILI, J.M. & M.C. SILVA-JÚNIOR. 1988. Distribuição dos diâmetros numa faixa de cerrado na Fazenda Água Limpa (FAL) em Brasília, DF. *Acta Botanica Brasilica* 2: 85-104.
- FONSECA, M. G. 2001. *Aspectos demográficos de Aspidosperma polyneuron Muell. Arg. (Apocynaceae) em dois fragmentos de Floresta Semidecídua no município de Campinas, SP.* Dissertação de Mestrado, UNICAMP, Campinas.
- 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 D.F. In: Miranda, H.S., C.H. Saito & B.F.S. Dias (orgs.). *Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga.* Universidade de Brasília, Brasília, D.F.

- GIANNOTTI, E. 1988. *Composição florística e estrutura fitossociológica da vegetação de cerrado e de transição entre cerrado e mata ciliar da Estação Experimental de Itirapina (SP)*. Dissertação de Mestrado, UNICAMP, Campinas.
- GOLDENBERG, R. 1994. *Estudos sobre a biologia reprodutiva de espécies de Melastomataceae de cerrado no município de Itirapina, SP*. Dissertação de Mestrado, UNICAMP, Campinas.
- HAY, J. D. 2002. Aspectos da ecologia de populações de plantas nativas no cerrado do Brasil. *In*: Araújo, E. L., Moura, A. N., Sampaio, E. V. S. B., Gestinari, L. M. S. & Carneiro, J. T. M. (eds.). *Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil*. Imprensa Universitária UFRPE, Recife.
- HUBBELL, S.P. & R. B. FOSTER. 1992. Short-term dynamics of a neotropical forest: why ecological research matters to tropical conservation and management. *Oikos* 63: 48-61.
- HUTCHINGS, M. J. 1997. The structure of plant populations. *In*: Crawley, M. J. (ed.). *Plant ecology*. Blackwell Scientific, Oxford.
- JOHNSON, E.A., K. MIYANISHI & H. KLEB. 1994. The hazards of interpretation of static age structures as shown by stand reconstruction in a *Pinus contorta* – *Picea engelmannii* forest. *Journal of Ecology* 82: 923-931.
- KNIGHT, D.H. 1975. A phytosociological analysis of species-rich tropical forest on Barro Colorado Island, Panama. *Ecological Monographs* 45: 259-284.

- LORENZI, H. 1992. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Plantarum, Nossa Odessa.
- MANTOVANI, W. 1987. *Análise florística e fitossociológica do estrato herbáceo-subarbustivo do cerrado na reserva biológica de Moji Guaçu e em Itirapina, SP*. Tese de Doutorado, UNICAMP, Campinas.
- MIRANDA-MELO, A. 2004. *Estrutura populacional de *Xylopia aromatica* Lam. (Mart) (Annonaceae) e *Roupala montana* Aubl. (Proteaceae) em quatro fragmentos de cerrado sensu lato no município de Itirapina/SP*. Dissertação de Mestrado, UNICAMP, Campinas.
- MIYANISHI, K. & M. KELLMAN. 1986. The role of fire in recruitment of two neotropical savanna shrubs, *Miconia albicans* and *Clidemia sericea*. *Biotropica* 18: 224-230.
- RIBEIRO, J.F., & B.M.T. WALTER. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. *In*: Sano, S.M. & S.P. Almeida (eds.) *Cerrado: ambiente e flora*. Embrapa, Planaltina, DF.
- Planaltina.
- SALOMÃO, A.T., C. AOKI, S.R. PEREIRA & W.H. MATOS. 2006. Distância geográfica e composição florística de fragmentos de cerrado em Itirapina, SP. *In*: Santos, F.A.M., F.R. Martins & J.Y. Tamashiro (orgs). *Relatórios de projetos desenvolvidos na disciplina NE 211 – Ecologia de Campo II do Programa de Pós Graduação em Ecologia, IB, UNICAMP*. Relatórios de Curso de Campo. Disponível em <http://www.unicamp.br/profs/fsantos/relatorios/> . Acessado em março de 2006.

- SARUKHÁN, J. 1980. Demographic problems in tropical systems. *In*: Solbrig, O. (Ed.). *Demography and evolution in plant populations*. Botanical Monographs Vol 15. University of California Press.
- SASSAKI, R.M. 1995. *Dalbergia miscolobium Benth.: aspectos da biologia reprodutiva e do estabelecimento de plântulas*. Tese de Doutorado. UNICAMP, Campinas.
- SILBERBAUER-GOTTSBERG, I., W. MORAWETZ & G. GOTTSBERG. 1977. Frost damage of cerrado plants in Botucatu, Brazil, as related to the geographical distribution of the species. *Biotropica* 9: 253-261.
- SILVA-JÚNIOR, M.C. & A.F. SILVA. 1988. Distribuição dos diâmetros dos troncos das espécies mais importantes do cerrado na estação florestal de experimentação de Paraopeba (EFLEX)- MG. *Acta Botanica Brasilica* 2: 107-126.
- WATKINSON, A. R. & J. C. POWELL. 1997. The life history and population structure of *Cycas armstrongii* in monsoonal northern Australia. *Oecologia* 111: 341-349.
- ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall Inc., New Jersey.

Tabela 1: Dados disponíveis para cada um dos anos na área de 0,16 ha utilizada para os cursos de campo oferecidos pelo Programa de Pós Graduação em Ecologia – UNICAMP

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
<i>Dalbergia miscolobium</i>	Somente meia área, altura	Somente altura	Apenas > 3 cm DAS medidos, demais contados	Todos os dados coletados	Todos os dados coletados	Todos os dados coletados	Não houve coleta	Todos os dados coletados	Não houve coleta	Todos os dados coletados			
<i>Miconia albicans</i>	Somente meia área, altura	Somente altura	Apenas > 3 cm DAS medidos, demais contados	Todos os dados coletados	Todos os dados coletados	Todos os dados coletados	Não houve coleta	Todos os dados coletados	Não houve coleta	Todos os dados coletados			
<i>Roupala montana</i>	Não coletada	Não coletada	Não coletada	Apenas > 3 cm DAS medidos	Todos os dados coletados	Todos os dados coletados	Não houve coleta	Todos os dados coletados	Não houve coleta	Todos os dados coletados			
<i>Xylopia aromatica</i>	Somente meia área, altura	Somente altura	Apenas > 3 cm DAS medidos, demais contados	Todos os dados coletados	Todos os dados coletados	Todos os dados coletados	Não houve coleta	Todos os dados coletados	Não houve coleta	Todos os dados coletados			

Tabela 2: Número de indivíduos, sua média e seu coeficiente de variação (CV) de *Xylopiá aromática* em cada classe de tamanho para cada um dos anos em que foi realizada a coleta de dados.

Classes DAS (cm)	1994	1995	1996	1997	1999	2001	2002	2003	2004	Média	CV
< 3	293	338	361	326	361	304	326	279	295	320.33	9.27
3-6	29	30	33	45	38	42	33	36	46	36.89	17.06
6-9	30	15	23	15	22	18	21	15	25	20.44	25.43
9-12	16	9	11	8	11	6	13	8	8	10.00	30.82
12-15	9	8	6	4	3	5	2	5	4	5.11	44.23
≤ 15	13	7	9	4	3	4	3	1	5	5.44	67.56
Total	390	407	443	402	438	379	398	344	383	398.22	7.58

Xylopiá aromática

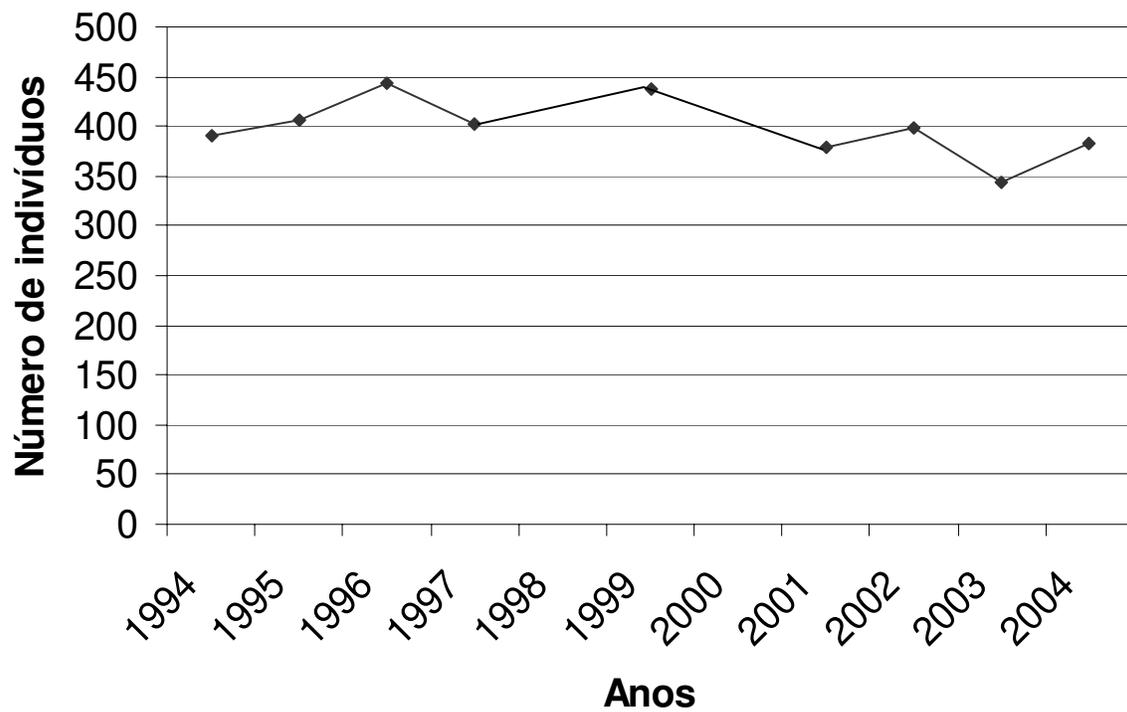


Figura 1: Número total de indivíduos de *Xylopiá aromática* amostrado em cada um dos anos (Itirapina, SP).

Xylopi *aromatica*

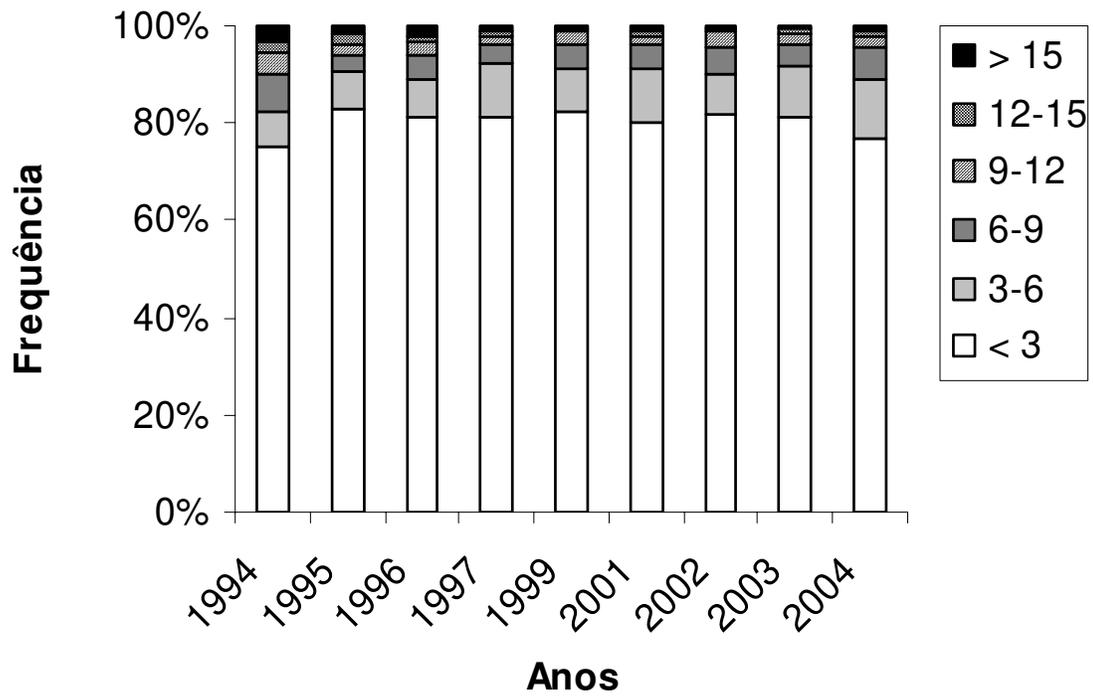


Figura 2: Estrutura de tamanho de *Xylopi aromatica* nos anos em que a amostragem foi realizada (Itirapina, SP).

Tabela 3: Número de indivíduos, sua média e seu coeficiente de variação (CV) de *Roupala montana* em cada classe de tamanho para cada um dos anos em que foi realizada a coleta de dados.

Classes de DAS (cm)	1996	1997	1999	2001	2002	2003	2004	Média	CV
< 3	1772	1877	2209	1544	1745	1609	1862	1802.57	12.04
3–6	97	87	92	75	98	82	90	88.71	9.24
6–9	20	15	16	12	13	10	10	13.71	26.19
≥ 9	8	6	5	7	17	4	7	7.71	55.86
Total	1897	1985	2322	1638	1873	1705	1969	1912.71	11.61

Roupala montana

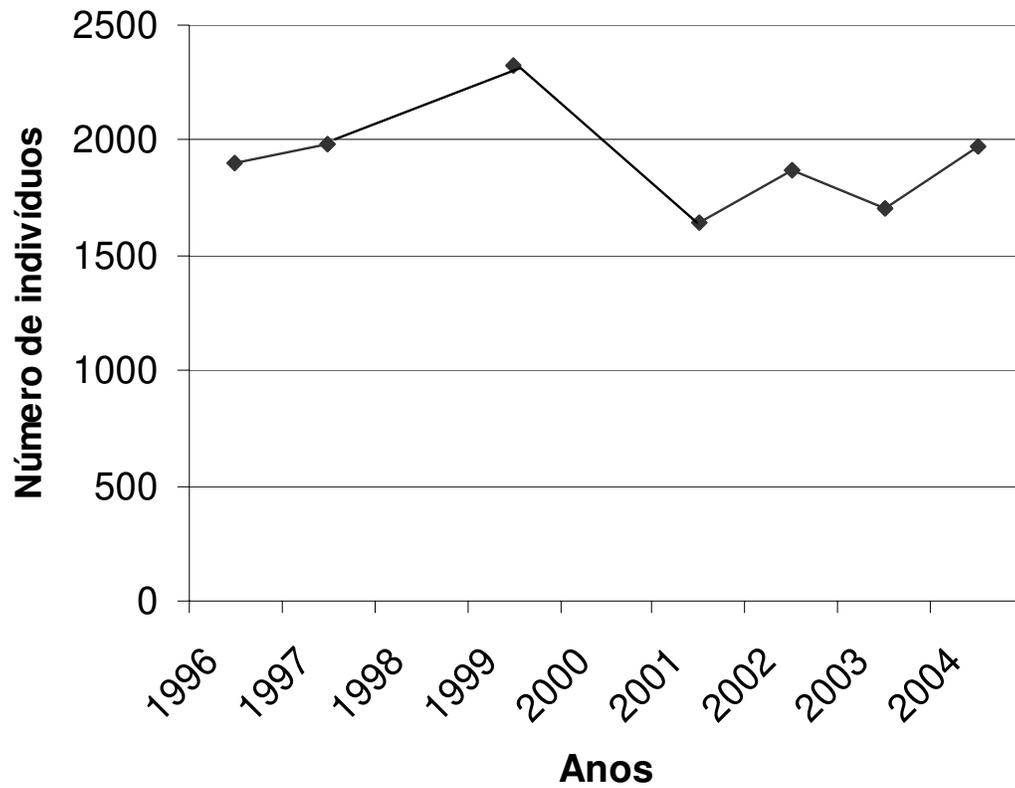


Figura 3: Número total de indivíduos de *Roupala montana* amostrado em cada um dos anos (Itirapina, SP).

Roupala montana

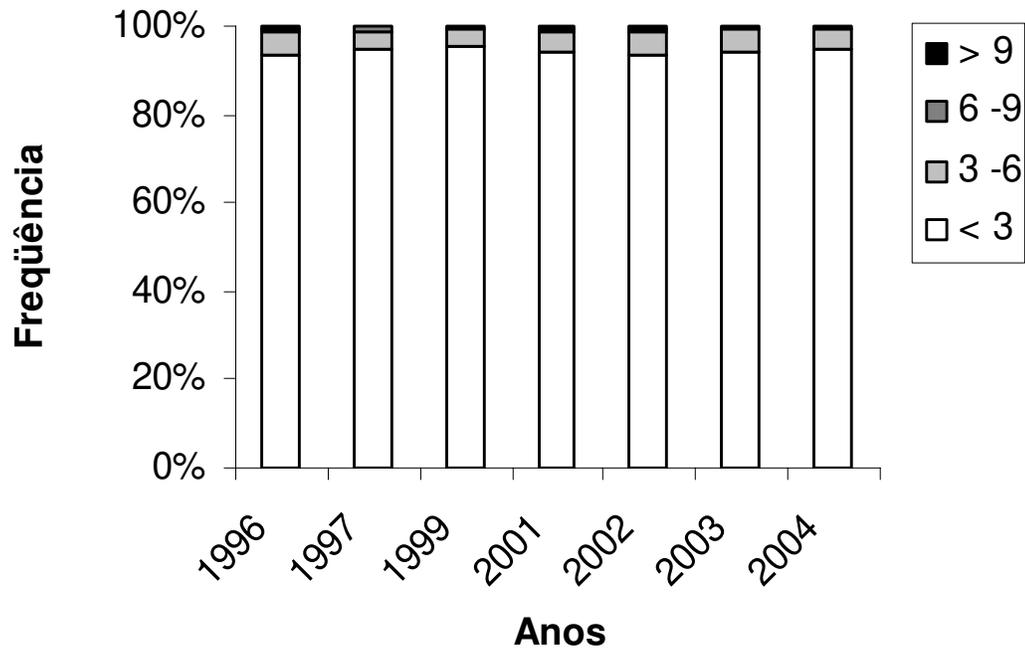


Figura 4: Estrutura de tamanho de *Roupala montana* nos anos em que a amostragem foi realizada (Itirapina, SP).

Tabela 4: Número de indivíduos, sua média e seu coeficiente de variação (CV) de *Dalbergia miscolobium* em cada classe de tamanho para cada um dos anos em que foi realizada a coleta de dados.

Classes de DAS (cm)	1994	1995	1996	1997	1999	2001	2002	2003	2004	Média	CV
< 4	32	23	15	252	25	17	235	139	75	90.33	105.69
4-8	28	32	24	26	21	21	18	15	15	22.22	26.21
8-12	18	22	18	23	16	16	12	16	13	17.11	21.36
12-16	25	22	22	20	24	14	17	19	20	20.33	16.85
16-20	8	7	10	3	6	7	7	2	5	6.11	40.45
≥ 20	0	1	0	2	4	5	7	7	8	3.77	83.47
Total	111	107	89	326	96	80	296	198	136	159.88	58.00

Dalbergia miscolobium

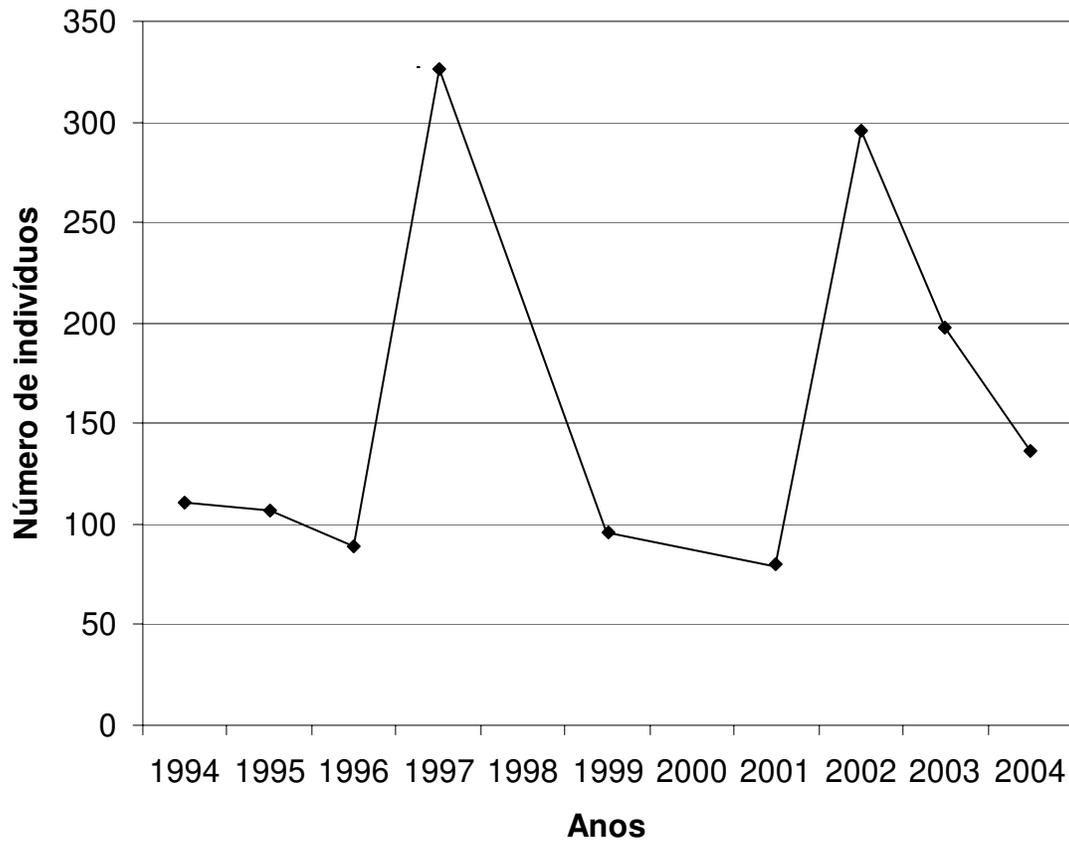


Figura 5: Número total de indivíduos de *Dalbergia miscolobium* amostrado em cada um dos anos (Itirapina, SP).

Dalbergia miscolobium

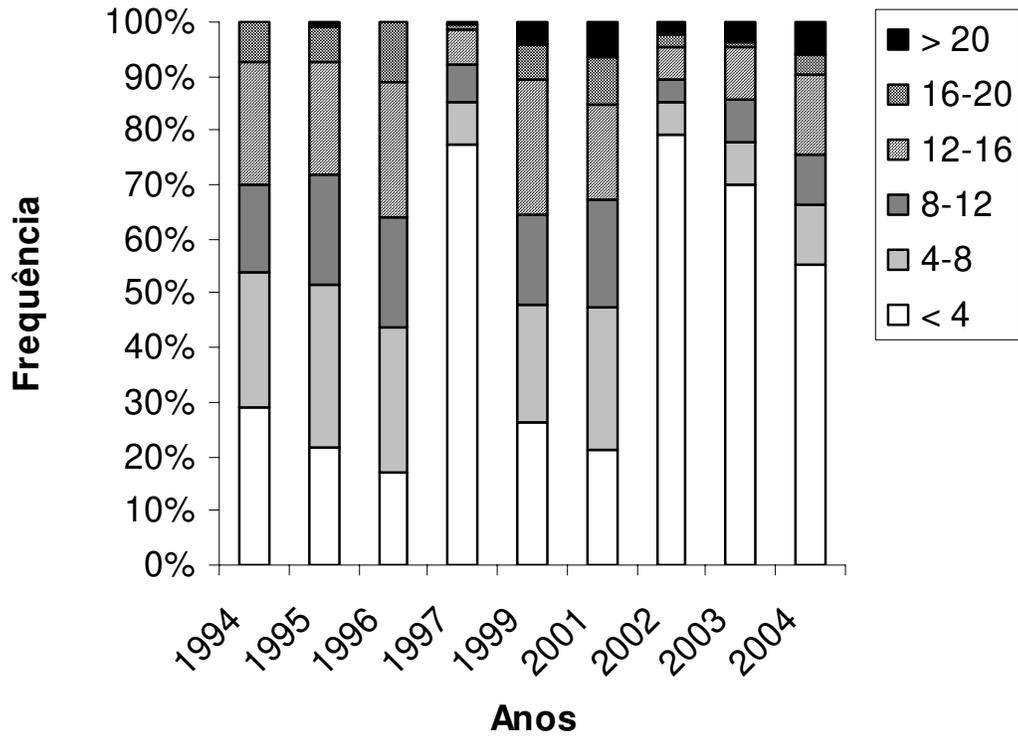


Figura 6: Estrutura de tamanho de *Dalbergia miscolobium* nos anos em que a amostragem foi realizada (Itirapina, SP).

Tabela 5: Número de indivíduos, sua média e seu coeficiente de variação (CV) de *Miconia albicans* em cada classe de tamanho para cada um dos anos em que foi realizada a coleta de dados.

Classes de DAS (cm)	1995	1996	1997	1999	2001	2002	2003	2004	Média	CV
< 1.5	504	422	364	514	376	426	226	233	383.13	28.37
1.5 -3	143	97	125	109	90	79	49	70	95.25	31.80
3 -4.5	97	96	78	73	16	19	15	19	51.63	72.91
4.5 -6	55	51	42	23	3	5	4	4	23.28	97.20
≥ 6	49	48	35	25	8	7	0	4	22.00	91.10
Total	848	714	644	744	493	536	294	330	575.38	34.41

Miconia albicans

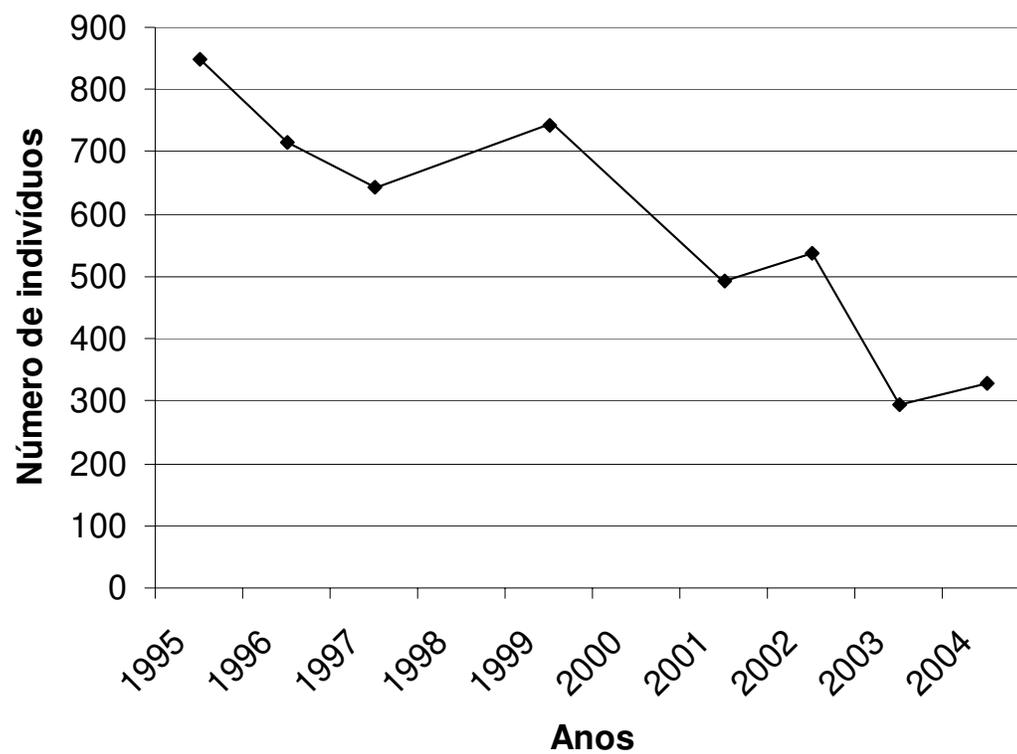


Figura 7: Número total de indivíduos de *Miconia albicans* amostrado em cada um dos anos (Itirapina, SP).

Miconia albicans

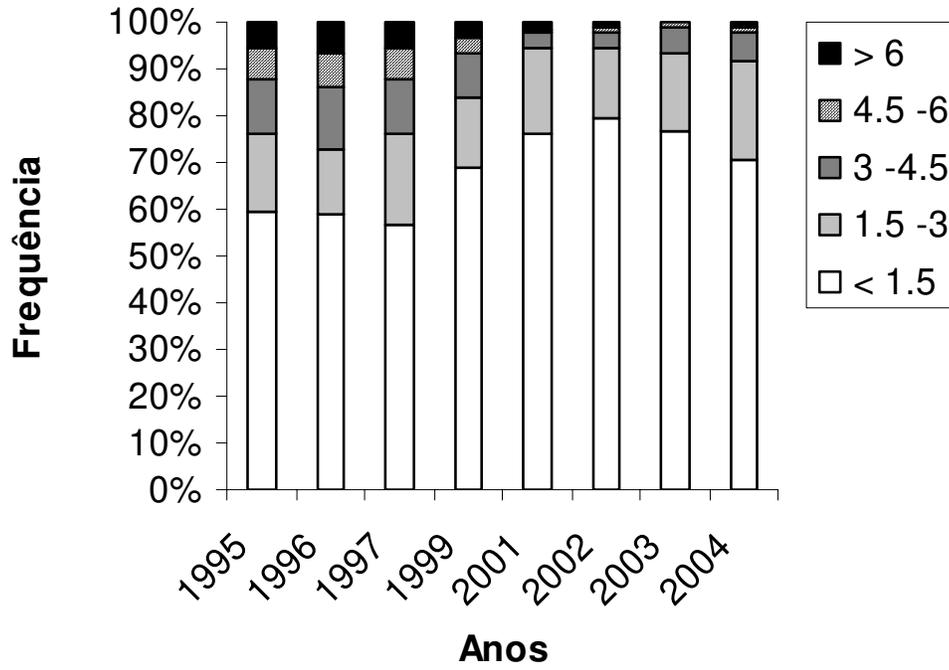


Figura 8: Estrutura de tamanho de *Miconia albicans* nos anos em que a amostragem foi realizada (Itirapina, SP).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando a escassez de trabalhos na literatura sobre a demografia de espécies lenhosas de cerrado, este estudo possibilitou um maior entendimento de alguns aspectos relacionados a este assunto ao abordar a demografia de cinco espécies lenhosas de cerrado que ocorrem na região de Itirapina, SP. Obtivemos informações sobre quais eventos da história de vida (crescimento, reprodução, sobrevivência) exercem maior influência sobre as taxas de crescimento populacional de algumas espécies, sobre como características demográficas podem diferir entre espécies coexistentes e sobre como taxas de crescimento ou mortalidade podem ser maiores ou menores dependendo do tamanho do indivíduo, possibilitando um maior entendimento sobre a variabilidade das histórias de vida de espécies de cerrado e também fornecendo informações que podem ser úteis em planos de manejo e conservação de áreas neste bioma. Também obtivemos como resultado algumas noções sobre a relação entre abundância de indivíduos e estrutura de tamanho das populações, e discutimos como conceitos desenvolvidos para ambientes florestais não são aplicáveis para espécies de cerrado. A partir da base temporal de dados pudemos ter algum entendimento sobre variações na estrutura de tamanho e na abundância de indivíduos em uma escala de tempo de nove a onze anos, e sobre como mudanças na proporção de espécies na comunidade podem acontecer de maneira não direcional mesmo se tratando de espécies nativas. Por fim, este trabalho também forneceu informações sobre a variabilidade espacial da demografia de espécies em uma escala pequena, mostrando a importância de se estabelecer réplicas das amostras

quando se deseja comparar áreas distintas, como não é geralmente encontrado na literatura.

Entretanto, devido à escassez de trabalhos na área, há uma enorme dificuldade de realizar comparações com outras áreas ou outras espécies de cerrado; além disso, os poucos estudos que tratam da demografia de espécies de cerrado foram conduzidos nas proximidades do Distrito Federal, nas áreas centrais do bioma, havendo apenas um trabalho que utiliza áreas periféricas de cerrado (tratando do efeito de geadas sobre a demografia de plantas lenhosas) na literatura. Assim, seria interessante que outras áreas de cerrado fossem utilizadas para que pudéssemos avaliar a variabilidade espacial da demografia de espécies em uma escala regional. Além disso, os estudos deveriam englobar não apenas espécies comuns para grande parte do bioma, mas também espécies restritas a apenas algumas áreas para que pudéssemos entender quais são os aspectos da demografia que influenciam a distribuição e a abundância destas espécies.