

ECOLOGIA DE CAMPO – CERRADO

Docentes:

Fernando Roberto Martins

Flavio Antonio Maës dos Santos

Rafael Silva Oliveira

Sandra Maria Carmello Guerreiro

Simone Aparecida Vieira

Kayna Agostini



2012

**Chave de identificação baseada em caracteres vegetativos para espécies arbóreo-
arbustivas e palmeiras do cerrado de Itirapina, SP**

ANDRÉ NUNES MARTINEZ¹, BÁRBARA STEFANI CALDEIRA DOS SANTOS¹,
CAMILA DA SILVA OLIVEIRA¹, RAFAEL SIQUEIRA DE ANDRADE^{1,2}, RENAN
OLIVEIRA CORRÊA¹

Título resumido: Chave de Identificação de plantas do cerrado

¹ Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Graduação em Ciências Biológicas,
Instituto de Biologia, 13083-970, Campinas, SP

² Autor para correspondência: rafa.siq@gmail.com

Resumo

O cerrado é uma província caracterizada pelo clima tropical estacional e latossolos, os quais definem sua fitofisionomia. Construimos uma chave para identificar espécies dessa formação vegetal baseando-se nos caracteres vegetativos dos indivíduos. Coletamos 2000 amostras da vegetação de cinco fragmentos de cerrado na cidade de Itirapina, SP. Para tanto, utilizamos o Método de Quadrantes e coletamos indivíduos arbóreos e arbustivos, bem como palmeiras, mais próximas ao ponto e com perímetro ao nível do solo maior ou igual a 9,5. Identificamos 119 espécies, sendo que as famílias com maior frequência de indivíduos foram Fabaceae, Annonaceae e Mirtaceae. Listamos os principais caracteres que frequentemente provocam dúvidas quanto à análise morfológica, além de destacar, dentre nossa listagem original, aqueles caracteres que foram desnecessários para a classificação taxonômica. Pretendemos que nossa chave seja utilizada para identificação de espécies no cerrado da região de Itirapina, SP, porém não asseguramos sua viabilidade para fragmentos distantes.

Palavras-chave: Cerrado, Chave de identificação, Caracteres vegetativos, Itirapina

Introdução

O cerrado ocupa grande parte do território brasileiro. Sua área contínua abrange diversos estados das regiões Nordeste, Centro-Oeste e Sudeste, além de apresentar também áreas disjuntas no Norte e Sul do país (Eiten 1994). A vegetação se apresenta em duas principais formações: as herbáceas e as arbóreas (Rizzini 1962, Coutinho 1978), que são determinadas principalmente pela ação do fogo e pelas características dos solos (Coutinho 1982), mas também por diversos outros fatores como clima, nutrientes, disponibilidade de água, pecuária e atividades antropológicas (Ribeiro & Walter 1998). Castro *et al.* (1999) nos mostra um máximo de 2.000 espécies arbóreas e mais de 5.000 espécies herbáceas e subarbustivas desta província.

As áreas de cerrado (ou savana) de Itirapina possuem vegetação dos tipos cerradão ou savana florestada, campo-cerrado ou savana arborizada e savana gramíneo-lenhosa. Também são constituídas por reflorestamentos homogêneos de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. (Silva 2005).

Em qualquer trabalho, é necessária uma identificação dos indivíduos em nível de espécie. Isso pode se tornar uma tarefa difícil, uma vez que as chaves de identificação na sua grande maioria abordam apenas caracteres reprodutivos e nem sempre estes estão presentes. Portanto, chaves baseadas em caracteres vegetativos tem se tornado cada vez mais comuns, pois, como dito por (Gentry 1993), os caracteres vegetativos estão sempre presentes e são facilmente evidenciados.

Segundo Rejmanek & Brewer (2001) chaves baseadas em caracteres vegetativos muitas vezes têm que recorrer a caracteres muito variáveis, como tamanho das folhas. Estes autores também reforçam que chaves dicotômicas são mais eficientes para identificar espécies em áreas relativamente pequenas. Portanto chaves dicotômicas aparentam ser o melhor tipo de chave para se tratar de caracteres vegetativos.

Assim, optamos por desenvolver uma chave dicotômica baseada em caracteres vegetativos a partir de dados de espécies coletadas em fragmentos distintos de cerrado no município de Itirapina, São Paulo. A partir do desenvolvimento desta chave visamos evidenciar os melhores caracteres, bem como apontar quais foram os mais divergentes nas observações, mostrando aqueles que divergem por uma variação normal dos indivíduos amostrados e os que divergem por erros de análise.

Material e Métodos

Coletamos entre os dias 18 a 22 de janeiro de 2012, no município de Itirapina, São Paulo, Brasil. A cada dia coletávamos em um fragmento diferente, totalizando cinco fragmentos: Graúna (cerrado típico), Valério (cerrado denso), Estrela (cerrado típico), Estação Ecológica (cerrado denso) e Pedregulho (cerradão). Nessa região o clima, segundo o sistema de Köppen (1948), é Cwa, ou seja, clima tropical de altitude, com chuvas no verão e seca no inverno. O solo que predomina é o Neossolo Quartzarênico, muito permeável e de baixo potencial nutricional (Prado 1997).

Utilizamos para coleta o Método de Quadrantes. Em cada área dez duplas se distribuíram paralelamente na borda do fragmento e o adentraram, demarcando com uma estaca um ponto a cada dez metros (num total de 10 pontos por dupla), sendo que cada ponto possuía quatro quadrantes. Coletamos apenas um indivíduo por quadrante, sendo amostrado aquele mais próximo do ponto e que possuísse um perímetro ao nível do solo (PAS) maior ou igual a 9,5 cm. No total coletamos, por dia, 40 indivíduos por dupla, totalizando 200 plantas por dupla.

Analizamos certos caracteres como altura e perímetro da planta, coloração, tipo e espessura de córtex, cor do lenho e outros *in loco*. Posteriormente determinamos as famílias e espécies, bem como se realizaram as demais observações. Além disso, com

uma duplicata da amostra realizamos o processo de herborização, na qual armazenamos o material em uma exsicata para eventuais observações. Os 92 caracteres que observamos estão listados no Anexo I, e a nomenclatura das espécies e famílias no Anexo II.

Após montagem da chave de identificação, analisamos todos os 92 caracteres de maneira a encontrar aqueles que mais diferiram por motivos de variação natural dos indivíduos coletados e aqueles que a variação se deu por erros e falta de padronização na descrição. Para isso, comparamos os dados do banco de dados com as exsicatas armazenadas.

Resultados/Discussão

Identificamos 119 espécies dentre as 2000 amostras coletadas, distribuídas em 40 famílias. As famílias com maior número de indivíduos coletados foram Fabaceae com 305, Annonaceae com 183 e Myrtaceae com 179. No entanto, as famílias com maior número de espécies encontradas foram Myrtaceae com 16, Fabaceae com 15 e Rubiaceae com 10. Encontramos apenas as espécies *Eriotheca gracilipes*, *Myrcia lingua*, *Aegiphila Ihotzkyana* e *Qualea grandiflora* em todos os cinco fragmentos. Destes cinco fragmentos, Pedregulho foi o que apresentou maior número de espécies exclusivas, num total de 46. Espécies cuja identificação não foi possível de realizar, ou amostras de *Pinus ellioti* (Pinaceae) e *Distictela elongata* (Bignoniaceae) não entraram em nossa chave de identificação, pois se tratam de espécies invasoras ou trepadeiras.

Dividimos a chave de identificação (abaixo) em quatro chaves menores. A primeira (Chave A) contempla as espécies de palmeiras. A segunda (Chave B) contempla todas as espécies arbóreas e arbustivas que possuem folhas compostas. A terceira (Chave C) todas aquelas com folhas simples alternas. Finalmente, a última

(Chave D) inclui as espécies com folhas simples opostas ou verticiladas. A Chave A possui apenas um passo e abrange duas espécies; a Chave B possui 24 passos e abrange 25 espécies; a Chave C possui 42 passos e abrange 43 espécies; a Chave D possui 47 passos e abrange 48 espécies.

Chave de identificação dicotômica das espécies do cerrado de Itirapina

1.a. Árvores e Arbustos	2
1.b. Palmeiras	Chave A
2.a. Folhas simples	3
2.b. Folhas compostas	Chave B
3.a. Folhas alternas	Chave C
3.b. Folhas opostas ou verticiladas	Chave D

Chave A - Palmeiras

1.a. Com caule aéreo	<i>Attalea geraensis</i>
1.b. Sem caule aéreo	<i>Syagrus petraea</i>

Chave B – Folhas Compostas

1.a. Trifolioladas	<i>Caryocar brasiliense</i>
1.b. Com mais de 3 folíolos	2
2.a. Folíolos digitados	3
2.b. Folíolos pinados ou bipinados	6
3.a. Folhas alternas espiraladas	4
3.b. Folhas opostas cruzadas	5
4.a. Presença de tricoma no limbo	<i>Schefflera vinosa</i>
4.b. Ausência de tricoma no limbo	<i>Eriotheca gracilipes</i>
5.a. Ápice do limbo acuminado	<i>Cybistax antisiphilitica</i>
5.b. Ápice do limbo agudo ou arredondado	<i>Tabebuia ochracea</i>
6.a. Folíolos pinados	7
6.b. Folíolos bipinados	21
7.a. Folíolos alternos	<i>Matayba guianensis</i>
7.b. Folíolos paripinados ou imparipinados	8
8.a. Folíolos paripinados	9

8.b. Folíolos imparipinados	11
9.a. Presença de acúleos	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>
9.b. Ausência de acúleos	10
10.a. Presença de glândula entre os folíolos	<i>Senna rugosa</i>
10.b. Ausência de glândula entre os folíolos	<i>Copaifera langsdorffii</i>
11.a. Folhas opostas	<i>Jacaranda caroba</i>
11.b. Folhas alternas	12
12.a. Folhas alternas dísticas	13
12.b. Folhas alternas espiraladas	14
13.a. Ápice do limbo agudo	<i>Machaerium acutifolium</i>
13.b. Ápice do limbo acuminado	<i>Protium heptaphyllum</i>
14.a. Ausência de tricomas nos ramos	15
14.b. Presença de tricomas nos ramos	17
15.a. Ápice do limbo acuminado	<i>Tapirira guianensis</i>
15.b. Ápice do limbo retuso a agudo	16
16.a. Com 5 a 11 folíolos	<i>Acosmium subelegans</i>
16.b. Com 15 a 23 folíolos	<i>Dalbergia miscolobium</i>
17.a. Tricomas em ambas as faces do limbo	18
17.b. Tricomas apenas na face abaxial do limbo	19
18.a. Largura do folíolo de 1,0 a 2,0 cm	<i>Bowdichia virgiloides</i>
18.b. Largura do folíolo de 3,5 a 5,0 cm	<i>Connarus suberosus</i>
19.a. Margem do limbo inteira	20
19.b. Margem do limbo serreada	<i>Cupania vernalis</i>
20.a. Raque caniculada	<i>Andira vermifuga</i>
20.b. Raque cilíndrica	<i>Acosmium dasycarpum</i>
21.a. Presença de tricoma no limbo	22
21.b. Ausência de tricoma no limbo	24
22.a. Presença de tricomas nos ramos	23
22.b. Ausência de tricomas nos ramos	<i>Plathymenia reticulata</i>
23.a. Nervura primária impressa na face abaxial	<i>Anadenanthera falcata</i>
23.b. Nervura primária proeminente na face abaxial	<i>Dimorphandra mollis</i>
24.a. Comprimento do folíolo de 1,5 a 3,5 cm	<i>Stryphnodendron obovatum</i>
24.b. Comprimento do folíolo de 0,3 a 1,3 cm	<i>Stryphnodendron adstringens</i>

Chave C – Folhas alternas

1.a. Folhas alternas dísticas	2
1.b. Folhas alternas espiraladas	23
2.a. Folhas com margem serreada, crenada ou aculeada	3
2.b. Folhas com margem inteira	7
3.a. Presença de glândulas secretoras internas no limbo	4
3.b. Ausência de glândulas secretoras internas no limbo	5
4.a. Presença de tricoma no pecíolo	<i>Casearia sylvestris</i>
4.b. Ausência de tricoma no pecíolo	<i>Casearia decandra</i>
5.a. Ramo canaliculado	<i>Luehea speciosa</i>
5.b. Ramo cilíndrico	6
6.a. Folhas serreadas	<i>Lacistema hesselerianum</i>
6.b. Folhas aculeada	<i>Vernonia diffusa</i>
7.a. Presença de catafilos em forma de ramentas	8
7.b. Ausência de catafilos	9
8.a. Base foliar cuneada	<i>Erythroxylum cuneifolium</i>
8.b. Base foliar obtusa	<i>Erythroxylum deciduum</i>
9.a. Presença de tricoma no limbo	10
9.b. Ausência de tricoma no limbo	19
10.a. Folhas congestas nos ápices dos ramos	<i>Myrsine ferruginea</i>
10.b. Folhas esparsas nos ramos.....	11
11.a. Comprimento do limbo maior que 14,0 cm	<i>Viola sebifera</i>
11.b. Comprimento do limbo menor que 14,0 cm.....	12
12.a. Ausência de estípulas	13
12.b. Presença de estípulas.....	17
13.a. Presença de tricomas nos ramos	14
13.b. Ausência de tricomas nos ramos	<i>Duguetia furfuracea</i>
14.a. Ápice do limbo agudo ou acuminado	15
14.b. Ápice do limbo arredondado a obtuso	<i>Annona crassiflora</i>
15.a. Ápice do limbo agudo	<i>Xylopia aromatica</i>
15.b. Ápice do limbo acuminado	16
16.a. Pilosidade ferruginosa	<i>Nectandra rigida</i>
16.b. Pilosidade esbranquiçada	<i>Arrabidaea brachypoda</i>

17.a. Ápice do limbo acuminado	<i>Styrax pohlü</i>
17.b. Ápice do limbo não acuminado	18
18.a. Venação campilódroma	<i>Bauhinia holophylla</i>
18.b. Venação broquidódroma.....	<i>Ocotea pulchella</i>
19.a. Pecíolo tricomado	<i>Actinostemon communis</i>
19.b. Pecíolo não tricomado	20
20.a. Folhas membranáceas	<i>Maprounea guianensis</i>
20.b. Folhas não membranáceas	21
21.a. Limbo sem base revoluta e com largura de 0,5 a 2,0 cm	22
21.b. Limbo sem base revoluta e com largura de 2,5 a 5,5 cm	<i>Pera glabrata</i>
22.a. Folha não revoluta	<i>Xylopiä brasiliensis</i>
22.b. Folha revoluta	<i>Daphnopsis fasciculata</i>
23.a. Presença de látex	24
23.b. Ausência de látex	28
24.a. Presença de anéis transversais nos ramos	<i>Kielmeyera coriacea</i>
24.b. Ausência de anéis transversais nos ramos	25
25.a. Presença de tricomas no limbo	<i>Pouteria torta</i>
25.b. Ausência de tricomas no limbo	26
26.a. Folhas sésseis	27
26.b. Folhas pecioladas	<i>Pouteria ramiflora</i>
27.a. Largura foliar de 0,5 a 4,0 cm	<i>Kielmeyera rubriflora</i>
27.b. Largura foliar de 4,5 a 8,0 cm	<i>Kielmeyera variabilis</i>
28.a. Ausência de tricomas no limbo	29
28.b. Presença de tricomas no limbo	34
29.a. Folhas oblanceoladas	30
29.b. Folhas não oblanceoladas	31
30.a. Ausência de canais de resina no limbo (riscos escuros) ..	<i>Erythroxylum tortuosum</i>
30.b. Presença de canais de resina no limbo (riscos escuros)	<i>Myrsine umbellata</i>
31.a. Folhas sésseis	<i>Myrsine guianensis</i>
31.b. Folhas pecioladas	32
32.a. Nervuras 2ª que seguem paralelas às margens	<i>Ouratea spectabilis</i>
32.b. Nervuras 2ª que não seguem paralelas às margens	33
33.a. Limbo com textura cartácea	<i>Erythroxylum suberosum</i>
33.b. Limbo com textura coriácea	<i>Annona coriacea</i>

34.a. Presença de domáceas	<i>Ocotea corymbosa</i>
34.b. Ausência de domáceas	35
35.a. Folhas não discolor	36
35.b. Folhas discolor	37
36.a. Folhas rígidas	<i>Licania humilis</i>
36.b. Folhas não rígidas	<i>Diospyros hispida</i>
37.a. Presença de escamas no ramo e no limbo	<i>Croton floribundus</i>
37.b. Ausência de escamas no ramo e no limbo	38
40.a. Margem foliar denticulada	39
40.b. Margem foliar não denticulada	41
39.a. Denticulos foliares proeminentes	40
39.b. Denticulos foliares não proeminentes	<i>Gochnatia pulchra</i>
40.a. Folhas estreitas (até 2,5cm de largura)	<i>Vernonia rubriramea</i>
40.b. Folhas elípticas	<i>Gochnatia polymorpha</i>
41.a. Presença de estípula linear	<i>Couepia grandiflora</i>
41.b. Ausência de estípula	42
42.a. Limbo arredondado com base inequilátera	<i>Piptocarpha rotundifolia</i>
42.b. Limbo elíptico com base aguda ou obtusa	<i>Styrax ferrugineus</i>

Chave D - Folhas opostas ou verticiladas

1.a. Folhas verticiladas	2
1.b. Folhas opostas	5
2.a. Presença de nervura amarelada	<i>Eugenia aurata</i>
2.b. Ausência de nervura amarelada	3
3.a. Presença de tricoma no ramo	<i>Vochysia cinnamomea</i>
3.b. Ausência de tricoma no ramo	4
4.a. Ausência de tricoma no pecíolo	<i>Vochysia tucanorum</i>
4.b. Presença de tricoma no pecíolo	<i>Amaioua guianensis</i>
5.a. Folhas opostas dísticas	6
5.b. Folhas opostas cruzadas	17
6.a. Presença de glândulas no pecíolo	7
6.b. Ausência de glândulas no pecíolo	9
7.a. Base do limbo cordada	8
7.b. Base do limbo arredondada	<i>Lafoensia pacari</i>

8.a. Pecíolo canaliculado	<i>Qualea multiflora</i>
8.b. Pecíolo cilíndrico	<i>Qualea grandiflora</i>
9.a. Presença de tricoma no limbo	10
9.b. Ausência de tricoma no limbo	13
10.a. Presença de tricoma no limbo em ambas as faces	11
10.b. Presença de tricoma no limbo em apenas uma das faces	<i>Marliera tomentosa</i>
11.a. Limbo membranáceo	<i>Tabernaemontana histryx</i>
11.b. Limbo cartáceo	12
12.a. Presença de catafilo	<i>Psychotria barbiflora</i>
12.b. Ausência de catafilo	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>
13.a. Ápice acuminado	14
13.b. Ápice agudo ou obtuso.....	15
14.a. Presença de odor forte	<i>Siparuna guianensis</i>
14.b. Ausência de odor forte	<i>Hancornia speciosa</i>
15.a. Ápice agudo	<i>Eugenia dysenterica</i>
15.b. Ápice obtuso.....	16
16.a. Textura do limbo rígida	<i>Palicourea rigida</i>
16.b. Textura do limbo cartácea	<i>Campomanesia adamantium</i>
17.a. Folhas congestas nos ápices dos ramos	<i>Aspidosperma tomentosum</i>
17.b. Folhas esparsas nos ramos	18
18.a. Venação acródroma	19
18.b. Venação não acródroma	25
19.a. Ausência de tricoma no limbo	20
19.b. Presença de tricoma no limbo	21
20.a. Ramo cilíndrico	<i>Strychnos brasiliensis</i>
20.b. Ramo quadrangular	<i>Miconia ligustroide</i>
21.a. Tricoma no limbo em ambas as faces	<i>Miconia rubiginosa</i>
21.b. Tricoma no limbo apenas na face abaxial	22
22.a. Venação acródroma suprabasal	<i>Miconia chartacea</i>
22.b. Venação acródroma basal	23
23.a. Largura do limbo de 0,5 a 3,0 cm	<i>Miconia pepericarpa</i>
23.b. Largura do limbo acima de 3,0 cm	24
24.a. Nervura terciária proeminente na face abaxial	<i>Miconia albicans</i>

24.b. Nervura terciária não proeminente	<i>Miconia pohliana</i>
25.a. Folhas sésseis	26
25.b. Folhas pecioladas	27
26.a. Nervura secundária proeminente	<i>Byrsonima coccolobifolia</i>
26.b. Nervura secundária não proeminente	<i>Neea theifera</i>
27.a. Pecíolo com até 4,0 cm de comprimento	28
27.b. Pecíolo com mais de 4,0 cm de comprimento	<i>Tabebuia ochracea</i>
28.a. Presença de estruturas secretoras externa no pecíolo	<i>Gomidesia affinis</i>
28.b. Ausência de estruturas secretoras externa no pecíolo	29
29.a. Folhas glabras	30
29.b. Folhas não glabras	34
30.a. Nervura secundária proeminente na face adaxial	<i>Byrsonima intermedia</i>
30.b. Nervura secundária não proeminente	31
31.a. Nervura primária proeminente em ambas as faces	32
31.b. Nervura primária proeminente apenas na face abaxial	<i>Myrcia laruotteana</i>
32.a. Presença de estípulas interpeciolares deltóides	<i>Coussarea hydrangeifolia</i>
32.b. Ausência de estípulas interpeciolares deltóides	33
33.a. Largura foliar de 4,5 a 10,5 cm	<i>Guapira noxia</i>
33.b. Largura foliar de 1,5 a 4,5 cm	<i>Guapira opposita</i>
34.a. Presença de estípulas	35
34.b. Ausência de estípulas	38
35.a. Estípulas não fimbriadas	36
35.b. Estípulas fimbriadas	<i>Rudgea viburnoides</i>
36.a. Estípulas interpeciolares	<i>Tocoyena formosa</i>
36.b. Estípulas intrapeciolares ou axilares	37
37.a. Nervuras reticuladas proeminentes na face adaxial	<i>Byrsonima verbascifolia</i>
37.b. Nervuras reticuladas não proeminentes na face adaxial	<i>Byrsonima pachyphylla</i>
38.a. Tricoma no limbo presente em ambas as faces	39
38.b. Tricoma no limbo presente apenas na face abaxial	42
39.a. Margem foliar revoluta	<i>Eugenia uvalha</i>
39.b. Margem foliar não revoluta	40
40.a. Nervura com pilosidade diferente da pilosidade do limbo	<i>Psidium rufum</i>
40.b. Pilosidade da nervura igual a pilosidade do limbo	41

41.a. Ápice retuso	<i>Psidium guianense</i>
41.b. Ápice acuminado	<i>Aegiphila lhotzkiana</i>
42.a. Pilosidade flocosa (que sai ao toque) amarelada	<i>Myrcia lingua</i>
42.b. Pilosidade não flocosa	43
43.a. Pilosidade prateada adpressa	<i>Myrcia bella</i>
43.b. Pilosidade não prateada	44
44.a. Nervura forma retículos	<i>Myrcia pallens</i>
44.b. Nervura não forma retículos	45
45.a. Margem revoluta	46
45.b. Margem não revoluta	47
46.a. Pilosidade pubescente	<i>Eugenia punicifolia</i>
46.b. Pilosidade não pubescente	<i>Myrcia rostrata</i>
47.a. Formato do limbo oval ou oblongo	<i>Banisteriopsis laevigatus</i>
47.b. Formato do limbo elíptico	<i>Myrcia tomentosa</i>

Pela análise dos caracteres descritos e das exsicatas armazenadas detectamos que dentre os 92 caracteres totais, 21 possuem uma variação por ocorrência das diferenças naturais dos indivíduos amostrados (Figura 1). Os caracteres **#1**. Porte/, **#46**. número de folíolos/ e **#86**. odor <limbo> variaram em menos de 10 espécies. Já os caracteres **#5**. tipo de córtex, **#9**. espessura do córtex, **#15**. ramos e **#57**. base do limbo variaram em mais de 55 espécies, embora seja provável que o primeiro e segundo se dê devido ao porte da planta e seu estado de crescimento. Há variação do caráter **#53**. forma do limbo em 38 espécies e em 47 variaram no caráter **#56**. ápice do limbo.

Além disso, notamos que todos os caracteres apresentaram erros de observação (Figura 2). Destes, 35 apresentaram problemas em mais de 10 espécies. Os caracteres **#16**. lenticelas nos ramos e **#76**. nervura terciária tiveram problemas em mais de 50 espécies. O tipo de folha simples ou composta **#25** teve problemas com 12 espécies, enquanto a filotaxia **#26** com 38 espécies.

Esses dados nos comprovam a idéia de que os caracteres vegetativos, apesar de serem úteis para identificação quando as estruturas reprodutivas não estão presentes, apresentam grande variação interespecífica que podem nos levar a um erro de classificação, ou mesmo uma grande dificuldade em elaborar uma chave precisa para identificá-las. No entanto, ainda assim são caracteres bastante práticos e fáceis de serem identificados, mesmo *in loco*. Com isso, algumas ressalvas em relação ao uso de nossa chave são necessárias. Inicialmente deve-se tentar basear as análises em materiais saudáveis e adultos, e não em brotos, ramos novos ou doentes. Cuidado maior com caracteres mais difíceis de serem observados, como estípulas e tricomas, e mesmo caracteres que devem ser observados em material recém coletado, como presença de látex ou outros exsudatos. Por fim, esta chave tem por base material coletado em fragmentos de cerrados de Itirapina, SP. Por isso, a utilização da chave em materiais de locais distantes de Itirapina possa não apresentar resultados confiáveis. No entanto, é esperado que em áreas próximas a chave seja bastante precisa.

O maior problema, portanto se deu pelo alto número de coletores associados a uma falta de padronização, bem como de disciplina durante a coleta, análise e observação do material. Assim sendo, ao se fazer um levantamento florístico com mais de uma pessoa, ou grupo de pessoas, a padronização dos métodos se faz de extrema importância para resultados mais confiáveis.

Baseado em nossos resultados e discussões, observamos que muitos caracteres de nossa lista inicial não eram relevantes na identificação das espécies. Além disso, a maioria deles apresentou divergências nas observações. Assim sendo, propomos que os 15 caracteres listados no Anexo III sejam excluídos por serem desnecessários. Dessa forma, elaboramos uma nova listagem de caracteres descritivos (Anexo IV).

ao Instituto Florestal pela ótima infraestrutura e hospedagem; ao Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas pela disciplina de Tópicos em Ecologia Vegetal; e por fim à Dona Isabel e Dona Cleide pela maravilhosa comida que fez-nos sentir em casa, bem como ao Seu Zé por nos conduzir aos locais de coleta e nos ajudar com seu conhecimento popular.

Referências bibliográficas

- CASTRO, A.A.J.F., MARTINS, F.R., TAMASHIRO, J.Y. & SHEPHERD, G.J. 1999. How rich is flora of Brazilian cerrados? *Annals of Missouri Botanical Garden* 86:192-224.
- COUTINHO, L.M. 1978. O conceito de Cerrado. *Revista Brasileira de Botânica* 7:17-23.
- COUTINHO, L. M. 1982. Ecological effects of fire in Brazilian Cerrado. Pp. 273-291. In: B. J. Huntley & B.H. Walker (eds.). *Ecology of Tropical Savannas*. Springer-Verlag, Berlin.
- EITEN, G.A. A vegetação do Cerrado. In: PINTO, M.N. (org) 1990. *Cerrado: Caracterização, ocupação e perspectivas*. 2.ed. Brasília: UNB, SEMATEC, 994.9-65p.
- GENTRY, A.H. 1993. *A Field guide to the families and genera of Woody plants of Northwest South America (Colombia, Ecuador, Peru)*. New York, Conservation International, 895p.
- MANOEL CLÁUDIO DA SILVA JÚNIOR. 100 árvores do cerrado: guia de campo. Ed. Rede de Sementes do Cerrado, Brasília, 2005.
- MANOEL CLÁUDIO DA SILVA JÚNIOR, M.C. & BENEDITO ALÍSIO DA SILVA PEREIRA. + 100 árvores do cerrado – Mata de Galeria: guia de campo. Ed. Rede de Sementes do Cerrado, Brasília, 2009.
- PRADO, H. 1997. Os solos do Estado de São Paulo: mapas pedológicos. Hélio do Prado, Piracicaba.
- REJMANEK, M. & BREWER, S.W. 2001. Vegetative identification of tropical woody plants: state of the art and annotated bibliography. *Biotropica* 33: 214-228.

- RIBEIRO, J. F. & WALTER, B. M. T. 1998. Fitofisionomias do bioma cerrado. Pp. 89-166. In: S. M. Sano & S.P. Almeida (eds.), Cerrado: ambiente e flora. EMBRAPA – CPAC, Planaltina.
- RIZZINI, C.T. A flora do cerrado, análise florística das savanas Centrais. In: SIMPÓSIO SOBRE O CERRADO. São Paulo: Ed. da Universidade de São Paulo/Ed. Edgaard Blücher. p.125-177, 1963.
- SILVA, D.A. 2005. Levantamento do meio físico das Estações Ecológica e Experimental de Itirapina, São Paulo, Brasil. Revista Instituto Florestal 17: 113-128

Anexos

Anexo I. Lista de caracteres descritores da flora lenhosa dos cerrados de Itirapina, SP

- | | |
|-----------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------|
| #1. <Porte>/ | #30. <estípulas >/ |
| #2. <palmeira>/ | #31. <estípulas, inserção>/ |
| #3. com <altura>/ | #32. <forma das estípulas >/ |
| #4. cor do córtex <externamente>/ | #33. bainha <ócrea>/ |
| #5. <córtex tipo><adaptado de Torres <i>et al</i> ,1994>/ | #34. folhas <>/ |
| #6. <ornamentação da casca>/ | #35. pecíolo com <comprimento>/ cm de comprimento/ |
| #7. tipo <ornamentação da casca>/ | #36. Estrutura secretora externa <no pecíolo>/ |
| #8. lenticelas em disposição <âmbito>/ | #37. disposta(s) <pecíolo, posição da estrutura>/ |
| #9. <córtex, espessura><adaptado de Torres <i>et al</i> ,1994>/ | #38. pecíolo <pecíolo>/ |
| #10. lenho <cor >/ | #39. tricoma <pecíolo>/ |
| #11. com odor <caule seccionado>/ | #40. <pecíolo, tipo do tricoma >/ |
| #12. e exudato <caule>/ | #41. <pecíolo, tricoma, indumento>/ |
| #13. <exudato, tipo>/ | #42. <pecíolo, indumento><de coloração>/ |
| #14. ramificação em ângulo <inserção dos ramos no caule>/ | #43. <formato para limbo inteiro><#50>/ |
| #15. ramos <>/ | #44. <disposição dos folíolos >/ |
| #16. lenticelas <ramos ou râmulos>/ | #45. <se pinadas>/ |
| #17. <ramos, lenticelas, tipo>/ | #46. com cerca de <número de folíolos; se bipinadas assinala também #47>/ |
| #18. <ramos, lenticelas, tamanho>/ | #47. <se bipinadas com número de foliólulus>/foliolulos/ |
| #19. ramos <ramos, seção, tipo>/ | #48. estípelas <folhas compostas >/ |
| #20. tricoma <ramos>/ | #49. raque <folha composta >/ |
| #21. <ramos, tipo do tricoma >/ | #50. estrutura secretora externa <>/ |
| #22. <ramos, tricoma, indumento>/ | #51. situado entre <estrutura secretora, aplicar para folhas compostas >/ |
| #23. <coloração ramos, tricoma>/ | #52. <estrutura secretora entre os folíolos, aplicar para folhas bipinadas>/ |
| #24. catafilos <>/ | #53. Forma do limbo<>/ |
| #25. folhas <classificação >/ | #54. limbo com / cm de comprimento/ |
| #26. <filotaxia>/ | |
| #27. <apresentação das folhas nos ramos>/ | |
| #28. <folhas, se congesta, apresentação>/ | |
| #29. estípulas <>/ | |

- #55. <largura do limbo>/ cm de largura/
 #56. ápice <limbo, forma seg. Hyckey mod.>/
 #57. base <limbo, forma seg. Hyckey mod.>/
 #58. margem <limbo>/
 #59. <aplicar quando necessário em relação à margem>/
 #60. <em relação à margem>/
 #61. tricoma <>/
 #62. <presença do tricoma>/
 #63. face adaxial <face adaxial, limbo, tipo do tricoma >/
 #64. <face adaxial limbo, indumento>/
 #65. de coloração <limbo, indumento e ou superfície>/
 #66. face abaxial <face adaxial, limbo, tipo do tricoma >/
 #67. <face abaxial limbo, tipo de indumento>/
 #68. <de coloração limbo, indumento e ou superfície>/
 #69. superfície <limbo, superfície ao tato>/
 #70. textura <limbo>/
 #71. nervação < limbo, tipo seg. Hickey >/
 #72. <em relação à acródroma ou actinódroma>/
 #73. <em relação à acródroma ou actinódroma>/
 #74. nervura primária <>/
 #75. nervura secundária <>/
 #76. nervura terciária <>/
 #77. estrutura secretora externa <no limbo>/
 #78. com disposição <estrutura secretora no limbo>/
 #79. estrutura secretora interna < limbo>/
 #80. com disposição <estrutura secretora>/
 #81. <estrutura secretora, aparência e forma>/
 #82. domáceas <>/
 #83. <aspecto da domácea>/
 #84. látex <limbo>/
 #85. coloração <limbo, látex>/
 #86. odor <limbo>/
 #87. <observações adicionais>/
 #88. <nomes vulgares>/
 #89. <local de coleta>/
 #90. <coletor, número>
 #91. <data>
 #92. <estado fenológico>

Anexo II. Lista das espécies coletadas nos cerrados de Itirapina, SP que serviram de base para a elaboração da chave dicotômica

Família	Espécies
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.
Annonaceae	<i>Annona coriacea</i> Mart.
Annonaceae	<i>Annona crassiflora</i> Mart.
Annonaceae	<i>Duguetia furfuracea</i> (A.St.-Hil.) Saff.
Annonaceae	<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.
Annonaceae	<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.
Apocynaceae	<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.
Apocynaceae	<i>Hancornia speciosa</i> Gomez
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana histryx</i> Steud.
Araliaceae	<i>Schefflera vinosa</i> (Cham. & Schltdl.) Frodin & Fiaschi
Arecaceae	<i>Attalea geraensis</i> B. Rodr.
Arecaceae	<i>Syagrus petraea</i> (Mart.) Becc.
Asteraceae	<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera
Asteraceae	<i>Gochnatia pulchra</i> Cabrera

Asteraceae	<i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker
Asteraceae	<i>Vernonia diffusa</i> Less.
Asteraceae	<i>Vernonia rubriramea</i> Mart. ex DC.
Bignoniaceae	<i>Arrabidaea brachypoda</i> (DC.) Bureau
Bignoniaceae	<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.
Bignoniaceae	<i>Jacaranda caroba</i> (Vell.) A. DC.
Bignoniaceae	<i>Tabebuia ochracea</i> A.H. Gentry
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) March.
Caryocaraceae	<i>Caryocar brasiliense</i> Camb.
Chrysobalanaceae	<i>Couepia grandiflora</i> (Mart. & Zucc.) Benth. & Hook.f.
Chrysobalanaceae	<i>Licania humilis</i> Cham. & Schldtl.
Clusiaceae	<i>Kielmeyera coriacea</i> (Spreng.) Mart.
Clusiaceae	<i>Kielmeyera rubriflora</i> Camb.
Clusiaceae	<i>Kielmeyera variabilis</i> Mart.
Connaraceae	<i>Connarus suberosus</i> Planch.
Ebenaceae	<i>Diospyros hispida</i> A. DC.
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E. Schulz
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum suberosum</i> A.St.-Hil
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum tortuosum</i> Mart.
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon communis</i> (Müll. Arg.) Pax
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.
Euphorbiaceae	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.
Euphorbiaceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott.) Baill.
Fabaceae	<i>Acosmium dasycarpum</i> (Vogel) Yakovlev
Fabaceae	<i>Acosmium subelegans</i> (Mohlenb.) Yakovl.
Fabaceae	<i>Anadenanthera falcata</i> (Benth.) Speg.
Fabaceae	<i>Andira vermifuga</i> Mart. ex Benth.
Fabaceae	<i>Bauhinia holophylla</i> (Bong.) Steud.
Fabaceae	<i>Bowdichia virgiloides</i> H.B.K.
Fabaceae	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.
Fabaceae	<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.
Fabaceae	<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.
Fabaceae	<i>Machaerium acutifolium</i> Vog.
Fabaceae	<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.
Fabaceae	<i>Senna rugosa</i> (G.Don.) H.S.Irwin&Barneby
Fabaceae	<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville
Fabaceae	<i>Stryphnodendron obovatum</i> Benth.
Lacistemaceae	<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat
Lauraceae	<i>Nectandra rigida</i> Nees
Lauraceae	<i>Ocotea corymbosa</i> (Miers) Mez
Lauraceae	<i>Ocotea pulchella</i> Mart.
Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.
Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.

Malpighiaceae	<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.
Malpighiaceae	<i>Banisteriopsis laevigatus</i> (A. Juss.) B. Gates
Malpighiaceae	<i>Byrsonima coccolobifolia</i> H.B.K.
Malpighiaceae	<i>Byrsonima intermedia</i> A. Juss.
Malpighiaceae	<i>Byrsonima pachyphylla</i> Griseb.
Malpighiaceae	<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) Rich. ex A.Juss.
Malvaceae	<i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A. Robyns
Malvaceae	<i>Luehea speciosa</i> Willd.
Melastomataceae	<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana
Melastomataceae	<i>Miconia chartacea</i> Triana
Melastomataceae	<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin
Melastomataceae	<i>Miconia pepericarpa</i> DC.
Melastomataceae	<i>Miconia pohliana</i> Cogn.
Melastomataceae	<i>Miconia rubiginosa</i> (Bonpl.) DC.
Myristicaceae	<i>Virola sebifera</i> Aubl.
Myrsinaceae	<i>Myrsine ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Spreng.
Myrsinaceae	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze
Myrsinaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (H.B.K.) Berg
Myrtaceae	<i>Campomanesia adamantium</i> (Cambess.) O. Berg
Myrtaceae	<i>Eugenia aurata</i> O.Berg
Myrtaceae	<i>Eugenia dysenterica</i> DC.
Myrtaceae	<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.
Myrtaceae	<i>Eugenia uvalha</i> Cambess.
Myrtaceae	<i>Gomidesia affinis</i> (Cambess.) D Legrand.
Myrtaceae	<i>Marliera tomentosa</i> Cambess.
Myrtaceae	<i>Myrcia bella</i> Camb.
Myrtaceae	<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.
Myrtaceae	<i>Myrcia lingua</i> Berg
Myrtaceae	<i>Myrcia pallens</i> DC.
Myrtaceae	<i>Myrcia rostrata</i> DC.
Myrtaceae	<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.
Myrtaceae	<i>Psidium guianense</i> Pers.
Myrtaceae	<i>Psidium rufum</i> DC.
Nyctaginaceae	<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lund
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vel.) Reitz
Nyctaginaceae	<i>Neea theifera</i> Oerst.
Ochnaceae	<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart.) Engl.
Rubiaceae	<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.
Rubiaceae	<i>Coussarea hydrangeifolia</i> (Benth.) Müll. Arg.
Rubiaceae	<i>Palicourea rigida</i> Kunth.
Rubiaceae	<i>Psychotria barbiflora</i> DC.
Rubiaceae	<i>Rudgea viburnoides</i> (Cham.) Benth.
Rubiaceae	<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltl.) K. Schum

Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.
Sapindaceae	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.
Sapotaceae	<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.
Sapotaceae	<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.
Styracaceae	<i>Styrax ferrugineus</i> Nees & Mart.
Styracaceae	<i>Styrax pohlii</i> A. DC.
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meismn.) Nevl.
Verbenaceae	<i>Aegiphila lhotzkiana</i> L.
Verbenaceae	<i>Verbenaceae</i> J. St.-Hil.
Vochysiaceae	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.
Vochysiaceae	<i>Qualea multiflora</i> Mart.
Vochysiaceae	<i>Vochysia cinnamomea</i> Pohl
Vochysiaceae	<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.

Anexo III. Lista dos caracteres que devem ser desprezados da listagem original

- #8. lenticelas com disposição <âmbito>/
- #16. lenticelas <ramos ou râmulos>/
- #17. <ramos, lenticelas, formato>/
- #18. <ramos, lenticelas, tamanho>/
- #21. <ramos, tipos do tricoma>/
- #33. bainha <ocrea>/
- #40. <pecíolo, tipo de tricoma>/
- #42. <pecíolo, indumento><de coloração>/
- #50. estrutura secretora externa<>/
- #63. face adaxial <face adaxial, limbo, tipo do tricoma>/
- #66. face abaxial<face abaxial, limbo, tipo do tricoma>/
- #78. com disposição <estrutura secretora no limbo>/
- #80. com disposição <estrutura secretora>/
- #81. <estrutura secretora, aparência e forma>/
- #83. <aspecto da domácea>/

Anexo IV. Nova lista de caracteres descritores da flora lenhosa dos cerrados de Itirapina, SP

Caracteres #1 ao #15 devem ser observados em CAMPO.

#1. <Porte>/

1. Árvore <#3>/
2. Arbusto <#3>/
3. Palmeira/

#2. <Palmeira>/

1. sem caule aéreo/
2. com caule aéreo/

#3. com <altura>/

m de altura/

#4. córtex de cor <externamente>/

1. branco/
2. cinza/
3. amarelo/
4. castanho/
5. vermelho/

#5. <córtex tipo> <adap. Torres et al, 1994>/

1. liso/
2. papiráceo esfoliante/
3. rugoso/
4. fissurado longitudinalmente/
5. largo e profundamente sulcado/
6. variegado/
7. rendilhado <3x3-6mm>/
8. escamoso <7x10mm>/

#6. <ornamentação da casca>/

1. com ornamentação/
2. sem ornamentação <#8>/

#7. tipo <ornamentação da casca>/

1. espinhos/
2. acúleos/
3. cicatrizes foliares/
4. anéis transversais/
5. lenticelas/

#8. <córtex, espessura><Torres et al. 1994>/

1. fino <menor que 2mm>
2. grosso <2-10mm>
3. suberoso <maior que 10mm>

#9. lenho <cor>/

1. branco/
2. cinza/
3. castanho/
4. vermelho/
5. verde/

#10. odor <caule seccionado>/

1. presente/
2. ausente/

#11. exsudato <caule>/

1. presente/
2. ausente <#13>/

#12. <exsudato, tipo>/

1. latescente/
2. resinoso/
3. oleoso/
4. gomoso/

#13. ramificação em ângulo <inserção dos ramos no caule>/

1. reto <plagiotrópicos>/
2. agudo <ortotrópicos>/
3. misto/

#14. ramos <>/

1. retos/
2. arqueados/
3. dicotômicos/

#15. <estado fenológico>/

1. vegetativo/
2. reprodutivo com flor/
3. reprodutivo com fruto/

#16. ramo <ramos, tipo>/

1. alados/
2. canaliculados/
3. circulares/
4. triangulares/
5. quadrangulares/
6. achatados/

#17. tricoma <ramos>/

1. presente/
2. ausente <#20>/

#18. <ramos, indumento>/

1. pubescente/
2. tomentoso/
3. velutino/
4. lanuginoso/
5. hirsuto/
6. flocoso/

#19. <ramos, coloração, tricoma>/

1. esbranquiçado/
2. acinzentado/
3. amarelado/
4. ferruginoso/

#20. catafilos <>/

1. presentes e persistentes na forma de ramentas/
2. presentes ou caducos protegendo as gemas apicais/
3. ausentes/

#21. folha <classificação limbo>/

1. simples/
2. compostas/
3. heterofilicas/

#22. <filotaxia>/

1. alternas disticas <#23.2>/
2. alternas espiraladas <#23.1 ou #23.2>/
3. opostas disticas (por torção do ramo ou do pecíolo) <#23.2>/
4. opostas cruzadas <#23.2>/
5. verticiladas <#23.2>/
6. subopostas <#23.2>/

#23. <apresentação das folhas nos ramos>/

1. congestas <entrenós curtos #24>/
2. esparsas <#25>/

#24. <folhas, se congesta>/

1. nos nós <ramo curto e com muitos nós>/
2. nos ápices dos ramos/

#25. estípulas <>/

1. presente/
2. ausente <#29>/

#26. <estípulas>/

1. caducas/
2. persistentes/

#27. <estípulas, inserção>/

1. interpeciolares/
2. axilares/
3. laterais/
4. apicais <protegendo gemas nos ápices dos ramos>/

#28. <forma das estípulas>/

1. lineares/
2. deltóides/
3. transformas em espinhos/
4. aristadas/
5. fimbriadas/
6. foliáceas/

#29. folhas <>/

1. sésseis <#36>/
2. pecioladas/

#30. pecíolo com <comprimento> **cm** de comprimento

#31. estrutura secretora externa <no pecíolo>/

1. presente/
2. ausente <#33>/

#32. disposta(s) <pecíolo, posição da estrutura>/

1. na base/
2. na porção mediana/
3. no ápice/
4. no caule junto a base/

#33. pecíolo <pecíolo>/

1. alado/
2. canaliculado/
3. cilíndrico/
4. semicilíndrico/
5. biconvexo/

#34. tricoma <pecíolo>/

1. presente/
2. ausente <#36>/

#35. <pecíolo, tricoma, indumento>/

1. pubescente/
2. tomentoso/
3. velutino/
4. lanuginoso/
5. hirsuto/

#36. <formato para limbo inteiro><#45>/

1. digitadas/
2. bilobadas/
3. partidas/
4. digitisectas/
5. pinatisectas/
6. inteiras <#45>/

#37. <disposição dos folíolos >/

1. digitadas <#39>/
2. pinadas <#38>/
3. bipinadas <#39>/
4. unifolioladas <#41>/
5. bifolioladas <#41>/

#38. <se pinadas>/

1. paripinadas <#40>/
2. imparipinadas <#40>/
3. com folíolos opostos a subopostos <#40>/
4. com folíolos alternos <#40>/

- #39. com cerca de <número de folíolos; se bipinadas assinale também #40>/folíolos/
- #40. <se bipinadas com número de folíolos>/folíolos/
- #41. estípelas <folhas compostas >/
1. presente/
2. ausente/
- #42. raque <folha composta >/
1. alada/
2. canaliculada/
3. cilíndrica/
4. semicilíndrica/
5. biconvexa/
- #43. situado entre <estrutura secretora, aplicar para folhas compostas >/
1. o 1º par de folíolo/
2. os 1ºs pares de folíolos/
3. todos os pares de folíolos/
4. os pares apicais de folíolos/
5. o par apical de folíolo/
- #44. <estrutura secretora entre os folíolos, aplicar para folhas bipinadas>/
1. entre os folíolos
2. na raquila
3. ausente <->
- #45. Forma do limbo<>/
1. elíptica/
2. oblonga/
3. oval
4. oboval/
5. lanceolado/
6. oblanceolado/
7. assimétrico/
- #46. limbo com /
cm de comprimento/
- #47. <largura do limbo>/
cm de largura/
- #48. ápice <limbo, forma seg. Hickey mod.>/
1. arredondado/
2. obtuso/
3. agudo/
4. acuminado/
5. longo acuminado/
6. mucronado/
7. retuso/
8. inequilátera/
- #49. base <limbo, forma seg. Hickey mod.>/
1. arredondada/
2. obtusa/
3. cordada/
4. truncada/
5. aguda/
6. cuneada/
7. decurrente/
8. oblíqua/
9. inequilátera/
- #50. margem <limbo>/
1. inteira/
2. serreada/
3. crenada/
- #51. <aplicar quando necessário em relação à margem>/
1. ciliada/
2. aculeada/
3. glandulosa/
4. denticulada
5. cartilaginosa <>/
- #52. <em relação à margem>/
1. ondulada/
2. plana/
3. revoluta/
4. revoluta na base/
- #53. tricoma <>/
1. presente/
2. ausente <#56>/
- #54. <presença do tricoma>/
1. em ambas as faces/
2. <na face adaxial>/
3. <na face abaxial><#56>/
- #55. <face adaxial limbo, indumento>/
1. pubescente/
2. tomentoso/
3. velutino/
4. lanuginoso/
5. hirsuto/
- #56. <face abaxial limbo, tipo de indumento>/
1. pubescente/
2. tomentoso/
3. velutino/
4. lanuginoso/
5. hirsuto/
- #57. superfície <limbo, superfície ao tato>/
1. serícea <sedosa>/
2. hispida <áspera>/
3. rugosa/
4. lisa/
- #58. textura <limbo>/
1. membranácea/
2. cartácea/
3. coriácea/
4. carnosa/
5. rígida
- #59. nervação < limbo, tipo seg. Hickey >/
1. craspedódroma <#62>/
2. broquidódroma <#62>/
3. eucamptódroma <#62>/
4. reticulódroma <#62>/
5. cladódroma <#62>/
6. hifódroma <#62>/
7. paralelódroma <#62>/
8. campilódroma <#62>/
9. acródroma/
10. actinódroma/
- #60. <em relação à acródroma ou actinódroma>/
1. perfeita/
2. imperfeita/
- #61. <em relação à acródroma ou actinódroma>/
1. basal/
2. suprabasal/
- #62. nervura primária <>/
1. proeminente em ambas as faces/
2. proeminente na face adaxial e impressa na abaxial/
3. proeminente na face abaxial e impressa na adaxial/
4. impressa em ambas as faces
- #63. nervura secundária <>/
1. proeminente em ambas as faces/
2. proeminente na face adaxial e impressa na abaxial/
3. proeminente na face abaxial e impressa na adaxial/
4. impressa em ambas as faces
5. não proeminente/
- #64. nervura terciária <>/
1. proeminente em ambas as faces/
2. proeminente na face adaxial e impressa na abaxial/
3. proeminente na face abaxial e impressa na adaxial/
4. impressa em ambas as faces
5. não proeminente/
- #65. estrutura secretora externa <no limbo>/
1. presente/
2. ausente <#67>/
- #66. estrutura secretora interna < limbo>/
1. presente/
2. ausente/
- #67. domáceas <>/
1. presente/
2. ausente/
- #68. látex <limbo>/
1. presente/
2. ausente <#70>/
- #69. coloração <limbo, látex>/
1. avermelhada/
2. amarelada/
3. esbranquiçada/
4. incolor/
- #70. odor <limbo>/
1. presente/
2. ausente/
- #71. <observações adicionais>/
- #72. <nomes vulgares>/
- #73. <local de coleta>/
- #74. <coletor, número>
- #75. <data>

Para o preenchimento da planilha utilizar os seguintes símbolos:

Para decimais utilizar (.) (ex 1.2)
- = amplitude para números (ex 1-3)
/ = ou
& = combinação (ex 1&3)
U = desconhecido
- = não se aplica ao caráter

Frequência de traços morfológicos em diferentes graus de ocupação da vegetação

ABEL F. GARCÍA¹; DESIREÉ MEIRELES²; MAYRA VIDAL¹; MAURO BRUM¹;
NICOLL ESCOBAR²

¹Programa de Pós-graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas-SP.

²Graduação em Ciências Biológicas, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas-SP.

RESUMO - (Frequência de traços morfológicos em diferentes graus de ocupação da vegetação). Os traços funcionais são características morfológicas ou fisiológicas das plantas que respondem às variações nas disponibilidades de recursos, condições ambientais e das interações ecológicas. Área foliar, presença de tricomas, textura da folha, tipo de folha e presença de defesas contra herbívoros podem ser características plásticas que se alteram de acordo com pressões do ambiente. Neste trabalho testamos a hipótese de que diferentes traços morfológicos estariam associados a diferentes áreas de cerrado, de acordo com a abertura do ambiente. Utilizamos a frequência desses atributos morfológicos nos diferentes locais, relacionando-os com a área basal do local, que representaria o grau de ocupação de plantas e a abertura do dossel da comunidade. Não foi encontrada correlação entre os atributos e as áreas estudadas, não tendo agrupamento de áreas com ocupação similar. Além disso, o local com valor intermediário de abertura da vegetação teve áreas foliares menores do que os outros locais, sendo que era esperado encontrar menor área foliar em locais de menor ocupação. Uma possível explicação para isso ter ocorrido seria a diferente história de perturbação antrópica dessa área. É possível que nos locais estudados outras forças, como por exemplo a herbivoria, estejam exercendo maior impacto sobre a plasticidade dos atributos. Dessa forma, vimos que a variação da abertura da vegetação não explica a variação dos traços morfológicos observados.

Palavras-chave: área basal, cerrado, herbivoria, plasticidade fenotípica.

Introdução

Uma abordagem que tenta explicar a ocorrência de espécies vegetais em diferentes ambientes relaciona os traços funcionais das plantas com as diferentes variáveis ambientais (McGill *et al.* 2006). Os traços funcionais são características morfológicas ou fisiológicas das plantas que respondem às variações na disponibilidade de recursos, nas condições ambientais e das interações ecológicas (Westoby & Wright 2006). Além disso, alguns desses traços podem apresentar plasticidade fenodinâmica e por isso são modulados pelas mudanças nas interações com o meio (Chapin III *et al.* 2002). Variações de tais atributos desempenham um papel importante no crescimento e sobrevivência das plantas que ocorrem ao longo de gradientes ambientais e habitats heterogêneos (Garnier *et al.* 2001, Ackerly 2003). Os traços morfológicos como área foliar, dureza foliar, tipo de folha, tricomas e presença de glândulas podem estar relacionados com as variações do ambiente a que plantas estão submetidas.

A área foliar é um dos atributos de grande importância funcional para a fotossíntese e para o balanço hídrico das plantas (Cornelissen *et al.* 2003). Plantas tendem a minimizar as áreas foliares em ambientes secos, o que conseqüentemente diminui as taxas de evapotranspiração (Chapin III *et al.* 2002). Assim, pode-se inferir que folhas compostas minimizam a evapotranspiração, por apresentar funcionalidade equivalente às folhas pequenas, porém maximizam a fotossíntese, pois a área do limbo é maior. Além disso, a dureza foliar também está intimamente relacionada com as características do ambiente. Em ambientes com baixa disponibilidade luminosa, plantas tendem a apresentar maior área foliar em relação à quantidade de carbono investido por unidade de área (Cornelissen *et al.* 2003). Sendo assim, plantas que apresentam essas características conseguem maximizar a fotossíntese e por isso em ambientes mais sombreados plantas tendem a apresentar folhas menos rígidas com características mais membranáceas (Chapin III *et al.* 2002).

Os tricomas também são um atributo morfológico importante e geralmente apresentam uma ampla variação quanto à forma, tamanho, conteúdo e, principalmente, à função (Mauseth 1988). A presença de tricomas aumenta a camada limítrofe na superfície das folhas, reduzindo as trocas gasosas e evitando a perda de água, podendo influenciar no balanço de energia foliar (Ehleringer & Mooney 1978, Hoof *et al.* 2008). Além disso, folhas pubescentes também podem ser mais eficientes na proteção contra herbívoros e patógenos (Haberlandt 1990).

As plantas do cerrado sofrem uma maior pressão de herbivoria do que nas outras províncias (Oliveira & Marquis 2002). Essas plantas são conhecidas por terem baixo nível de nitrogênio e água, alta dureza, tricomas, e compostos fenólicos (Oliveira & Marquis 2002). Nitrogênio é um nutriente limitante para herbívoros. Os baixos níveis de nitrogênio na folha aumentam a necessidade de busca e uso de diferentes recursos e, conseqüentemente, uma maior exposição à inimigos naturais e um aumento no gasto de energia para consumir e processar o alimento (Lavoie & Oberhauser 2004, Craine 2009). Isso pode levar a um aumento na herbivoria, já que existe uma relação estreita entre energia consumida com tempo de busca e manipulação do alimento (Krebs & Davis 1994). Plantas em locais com recursos limitantes possuem estruturas físicas e químicas contra herbívoros, como glândulas secretoras de látex e compostos secundários (Agrawal & Kono 2009). Além disso, a presença de nectários extraflorais pode atrair insetos, principalmente formigas, que protegem a planta contra herbivoria (Rico-Gray & Oliveira 2007).

Neste trabalho testamos a hipótese de que diferentes traços morfológicos estariam associados a diferentes áreas de cerrado, de acordo com a abertura do ambiente. Nesse sentido, esperamos que comunidades com maior abertura do dossel apresentem maior frequência de determinados traços morfológicos como, menor área foliar, tricomas, folhas compostas e glândulas em ambientes com vegetação mais aberta.

Material e Métodos

Área de estudo - O estudo foi feito em fragmentos de Cerrado localizados na região de Itirapina-SP (22°30'S, 47°30'W). O clima da região é caracterizado como Cwa de Köppen (1948), ou seja, mesotérmico com inverno seco (Köppen 1948). A temperatura média histórica anual oscila entre 18,1 °C e 20 °C e a precipitação média anual oscila entre 1751 mm e 2000 mm (Muñoz & Valeriano 2009). Os fragmentos estudados são denominados de Graúna, Estrela, Valério e Estação Ecológica (figura 1), todos com influência antrópica, tendo sido afetados em algum momento de sua história pelas atividades agrícolas, pecuária e queimadas.

Procedimento de amostragem - Fizemos a amostragem pelo método ponto quadrante (Bryant *et al.* 2004). Para isso, em cada área, usamos 10 transectos de 100 m cada. Em cada transecto, marcamos 10 pontos equidistantes aproximadamente de 10 m. Nos indivíduos coletados medimos a distância destes ao ponto, o perímetro do tronco na altura do solo e estimamos a altura da planta. Excluimos todos os indivíduos com perímetro menor que 9 cm, bem como trepadeiras, palmeiras e a espécie invasora *Pinnus ellioti*.

Procedimento de laboratório - Usamos uma lista de caracteres morfológicos para atribuir os estados de cada traço aos indivíduos coletados. Determinamos cinco caracteres e atribuímos o estado presente e ausente como descritores de variação entre as espécies: glândulas secretoras, látex, tricomas nas folhas, textura das folhas e tipos de folhas (simples ou composta). Assim, calculamos a frequência relativa de cada atributo em relação ao número total de espécies de cada área. As frequências foram utilizadas para comparar as áreas e relacionar a distribuição destes com a variação da área basal entre os fragmentos. A área basal foi utilizada como parâmetro de área de ocupação vegetal, sendo que a somatória das áreas basais representa o total de área que é ocupado pelas plantas amostradas.

Calculamos a área foliar das espécies de cada área a partir das medidas de comprimento e largura máximos das folhas, folíolos e foliólulos, com a seguinte fórmula:

$$AF = 2/3(C \times L)$$

sendo que $2/3$ é uma razão estabelecida para folhas de espécies dicotiledôneas, C é o comprimento da base ao ápice da folha e L é a largura máxima da folha em milímetros (Cain & Castro 1959). A partir dos valores encontrados com esse cálculo, utilizando a mediana do fragmento com menor área foliar, separamos entre folhas pequenas (menores que a mediana) e grandes (maiores que a mediana). Assim, separando a área foliar em categorias foi possível calcular a frequência desse atributo, conjuntamente com os outros atributos analisados.

Considerando que a área basal total pode ser um indicativo de espaçamento da vegetação, usamos esse atributo para classificar os fragmentos em relação ao grau de ocupação pela vegetação. Assim, área basal foi determinada pelos valores do perímetro a altura do solo. O somatório da área basal de cada indivíduo em relação à área total amostrada representa a área basal total.

Análise dos dados - Em relação à área foliar das espécies de cada área, fizemos gráficos do tipo *box-plot* com valores da mediana, que permite uma melhor comparação entre as áreas. Fizemos um teste de Kruskal-Wallis para dados com distribuição não normal com objetivo de verificar se há diferenças significativas entre as áreas. Utilizamos os valores das frequências dos atributos e fizemos uma Análise de Componentes Principais (PCA) com objetivo de resumir a variação dos atributos entre as áreas e verificar se há separação dos fragmentos em relação ao conjunto dos traços avaliados. A direção dos vetores indica se a correlação da variável com o eixo é positiva ou negativa. Além disso, calculamos os índices de diversidade de *Shannon* (H') e Equitabilidade (J') para verificar diferenças nas distribuições de espécies entre as áreas. Realizamos os testes estatísticos no programa STATISTICA 7®.

Resultados

Amostramos um total de 400 indivíduos de espécies lenhosas em cada fragmento, sendo 38 espécies na Estação Ecológica, o local com menor número de espécies e 54 espécies na Graúna, o local com um maior número de espécies (tabela 1). A menor área basal foi encontrada no fragmento Estrela, com $11,24 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ e a maior no fragmento Valério, com $36,94 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (tabela 1).

Apesar das diferenças em relação à área basal total entre os fragmentos, não encontramos similaridade de atributos morfológicos em áreas de ocupação vegetal similar. Além disso, o único local que diferiu quanto à área foliar das espécies foi o fragmento Estação Ecológica, que tinha o menor valor de área foliar ($\text{KW-H}_{(3;172)}=60,1328$; $p<0,001$). Não encontramos diferenças entre os fragmentos Valério, Graúna e Estrela (figura 2).

A análise de componentes principais captou 48,46% da variação entre os atributos no primeiro eixo da ordenação, enquanto que o segundo eixo, ortogonal ao primeiro, captou 27,36% da variação (tabela 2, figura 3). O traço “folha pequena” foi a variável com maior correlação com o componente principal (tabela 3; fator 1: 96%), seguido por presença de látex no limbo (95%). Estação Ecológica se encontrou no eixo oposto ao Valério e Estrela, mostrando que são diferentes com relação aos atributos analisados (figura 3).

Discussão

Encontramos maior grau de ocupação no fragmento Estrela, seguido de Estação Ecológica e Graúna, sendo Valério o mais ocupado dentre os quatro fragmentos. O padrão esperado dos traços morfológicos analisados em relação ao nível de abertura não foi encontrado, uma vez que em áreas classificadas como abertas não encontramos os traços morfológicos esperados. Esta diferença encontrada entre os fragmentos não pode ser

explicada por diferenças na composição florística entre eles, visto que os índices de diversidade e equitabilidade não diferiram entre os fragmentos.

É possível que outros fatores estejam atuando nessas áreas de forma a selecionar os atributos encontrados. Considerando que herbivoria é um fator importante como regulador da comunidade de plantas, principalmente no cerrado (Schoonhover *et al.* 2005, Oliveira & Marquis 2002), uma possível explicação para a variação encontrada nas áreas é que pode haver diferentes graus de herbivoria entre elas. Em áreas mais abertas as plantas são mais freqüentemente atacadas (Schoonhover *et al.* 2005). O investimento em produção de compostos secundários, produção de folhas menores ou compostas, presença de tricomas e textura da folha tendendo à coriácea podem ser adaptações frequentes da vegetação a esta pressão (Schoonhoven *et al.* 2005). Os atributos analisados como sendo plásticos quanto à abertura da vegetação são também atributos relacionados à defesa contra herbivoria. O tricoma funciona como uma barreira mecânica contra a herbivoria e tem efeito negativo na oviposição de insetos (Haddad & Hicks 2000, Adrawal & Fishbein 2006). As glândulas secretoras no pecíolo, como nectários extraflorais, atraem formigas que defendem a planta contra herbívoros, sendo um mecanismo de defesa mais abrangente contra insetos herbívoros (Rico-Gray & Oliveira 2007).

Os fragmentos Estrela e Valério, que são, respectivamente, o local mais aberto e o mais fechado, apresentaram semelhanças em relação aos traços morfológicos analisados. Graúna e Estação Ecológica, que apresentaram valores intermediários de abertura, diferiram entre si e dos demais fragmentos. Como Valério e Estrela são mais próximos geograficamente, é possível que haja uma maior similaridade entre eles, considerando a possibilidade de dispersão, tanto da flora quanto da fauna, entre eles.

O fragmento Graúna é a área mais próxima dos centros urbanos. Trata-se de um local que ainda é constantemente afetado por atividades agrícolas e de pastejo, sofrendo também

com queimadas antrópicas. Estas perturbações podem afetar a distribuição de espécies de plantas no fragmento, o que pode explicar as diferenças observadas em relação aos demais fragmentos. Além disso, o maior número de fatores de perturbação torna a perda de folhas por herbivoria ainda mais custosa para as plantas, visto que os danos provocados pelos insetos são a principal via de perda de nutrientes nas plantas (Chapin III *et al.* 2002). Folhas com menos nutrientes e mais grossas podem ser menos atrativas para herbívoros.

De acordo com o histórico de perturbação de Itirapina (F.R. Martins, comunicação pessoal), a área da Estação Ecológica foi uma área de pastagem até aproximadamente 1984, sendo constituída de vegetação secundária de regeneração. É possível que alta irradiação solar, como previsto pela nossa hipótese, tenha influenciado menores áreas foliares nesse local comparado com as outras áreas.

A variação da abertura da vegetação não explica a variação dos traços morfológicos observados. A plasticidade fenotípica pode ser dependente da ação conjunta de fatores. Experimentos de manipulação dos consumidores e observação das respostas induzidas nas plantas poderiam elucidar estas questões, mostrando quais dos traços morfológicos estão atuando na proteção contra herbívoros em cada área.

Referências

- AGRAWAL, A.A. & KONO, K. 2009. Latex: a model for understanding mechanisms, ecology, and evolution of plant defense against herbivory. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 40:311–331.
- BRYANT, D.M, DUCEY, M.J., INNES, J.C., LEE, T.D., ECKERT, R.T. & ZARIN, D. J. 2004. Forest community analysis and the point-centered quarter method. *Plant Ecology* 175: 193-203.
- CAIN, S.A. & CASTRO, G.M.O. 1959. *Manual of vegetation analysis*. New York, Hafner.

- MUÑOS, V.A. & VALERIANO, M.M. 2009. Modelagem da dissecação por geoprocessamento para delineamento de manchas de solo. Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, Brasil.
- ACKERLY, D.D. 2003. Community assembly, niche conservatism, and adaptive evolution in changing environments. *International Journal of Plant Sciences*, 164:165–184.
- CHAPIN III, F.S., MATSON, P.A. & MOONEY, H.A. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. New York: Springer-Verlag.
- CORNELISEEN J.H.C, LAVOREL, S., GARNIER, E., DÍAS, S., BUCHMANN, N., GURVICH, D.E., REICH, P.B., STEEGE, H., MORGAN, H.D., van DER HEIJDEN, M.G.A., PAUSAS, J.G. & POORTER, H. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51:335-380
- EHLERINGER, J. R. & H. A. MOONEY. 1978. Leaf hairs: Effects on physiological activity and adaptive value to a desert shrub. *Oecologia* 37: 183–200.
- GARNIER, E., LAURENT, G., BELLMAN, A., DEBAIN, S., BERTHELIER, P., DUCOUT, B., ROUMET, C. & NAVAS, M.L. 2001. Consistency of species ordination based on functional leaf traits. *New Phytologist* 152: 69-83.
- HABERLANDT, G. 1990. Physiological plant anatomy. New Delhi: Today & Tomorrow's, Pg. 777
- HOOFF, J., SACK, L., WEBB, D.T. & NILSEN, E.T. 2008. Contrasting structure and function of pubescent and glabrous varieties of Hawaiian *Metrosideros polymorpha* (Myrtaceae) at high elevation. *Biotropica* 40(1): 113-118.
- GUTSCHICK, V. P. 1999. Research Reviews: Biotic and Abiotic Consequences of Differences in Leaf Structure *New Phytologist*, Vol. 143, No. 1, Special Issue: Variation in Leaf Structure. pp.3-18.

- KÖPPEN, W. 1948. *Climatologia*. Fundo de Cultura Econômica, Buenos Aires (Trad. de Guendriss du Klimakunde, 1923).
- KREBS, N.B. e J.R. DAVIES. 1996. *Introdução à ecologia comportamental*. Atheneu, São Paulo, Brasil. + 420 p.
- MAUSETH, J. D. 1988. *Plant anatomy*. Menlo Park: Benjamin Cummings.
- MCGILL, B.J., ENQUIST, B.J., WEIHER, E. & WESTOBY, M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution* 21:178–185.
- OLIVEIRA, P. S. & LEITÃO-FILHO, H F. 1987. Extrafloral Nectaries: Their Taxonomic Distribution and Abundance in the Woody Flora of Cerrado Vegetation in Southeast Brazil. *Biotropica* Vol. 19, No. 2. pp. 140-148.
- SCHOONHOVEN, L.M., VAN LOON, J.J.A. & DICKE, M. 2005. *Insect-plant biology*. Oxford University Press, Oxford, Inglaterra.
- SILVA, D.M & BATALHA, M.A. 2011. Defense syndromes against herbivory in a cerrado plant community. *Plant Ecology* 212: 181-193.
- RICO-GRAY, V. & OLIVEIRA, P.S. 2007. *Ecology and Evolution of Ant-Plant Interactions*. The University of Chicago Press, Chicago, USA.
- WESTOBY, M. & WRIGHT, I.J. 2006. Land-plant ecology on the basis of functional traits. *Trends in Ecology and Evolution* 21:261-268.

Tabela 1. Índices descritores de comunidade para as quatro áreas amostradas, sendo que ECO= Estação Ecológica, EST= Estrela, GRA= Graúna, VAL= Valério.

	ECO	EST	GRA	VAL
Nº de espécies	38	43	54	47
Nº de indivíduos	400	400	400	400
Shannon H'	2,808	2,911	3,338	2,893
Equitabilidade J'	0,772	0,7694	0,8368	0,7515
Área Basal (m ² ha ⁻¹)	12,40	11,41	20,24	36,94

Tabela 2. Correlação entre os traços morfológicos dos fragmentos e os eixos 1 e 2 do PCA.

	Fator 1	Fator 2
Folha simples	-0,83	-0,53
Folha pequena	0,96	-0,26
Presença de tricoma	-0,34	0,85
Látex	0,95	-0,27
Presença de glândula limbo	-0,35	-0,9
Presença de glândula pecíolo	-0,39	0,71
Textura mais fina	0,74	0,44



Figura 1: Localização dos quatro fragmentos utilizados no município de Itirapina.

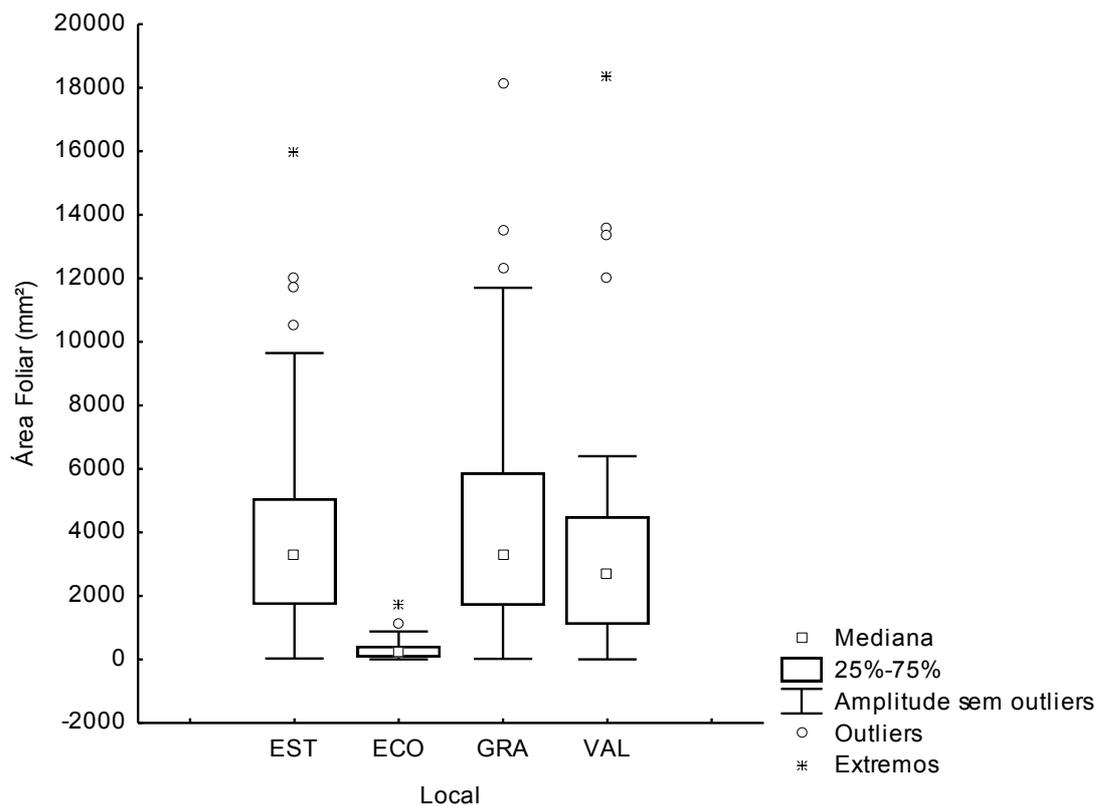


Figura 2. *Box-plot* mostrando as diferenças com relação à área foliar para os quatro fragmentos amostrados, sendo que ECO= Estação Ecológica, EST= Estrela, GRA= Graúna, VAL= Valério.

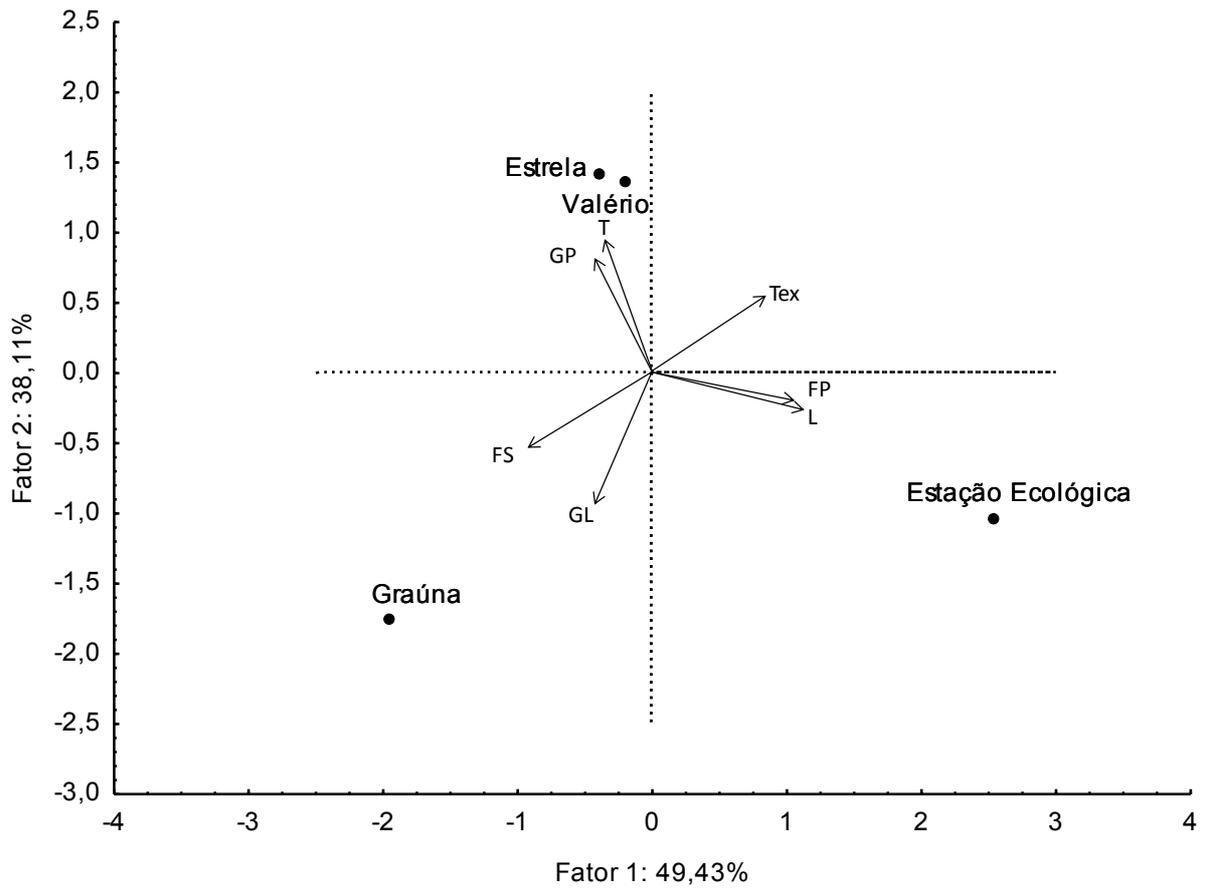


Figura 3: Agrupamento dos fragmentos de acordo com a frequência dos atributos: presença de glândulas no pecíolo ou no limbo da folha (G); folhas do tipo simples (FS); textura fina da folha (Tex); presença de tricomas (T); presença de látex (L) e folhas pequenas (FP).

Altura arbórea de comunidades do cerrado em solos contrastantes

CAIO G. PEREIRA¹, CAMILA DIAS LOURENÇO DOS SANTOS¹, CORA JIRSCHIK CARON¹, DANIELLA VINHA¹ e MARCOS AUGUSTO DA SILVA SCARANELLO^{1,2}.

Altura arbórea de comunidades de cerrado em solos contrastantes

¹ Departamento de Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas 13083-970, SP, Brazil.

² Autor para correspondência: masscaranello@gmail.com

RESUMO – (Altura arbórea de comunidades do cerrado em solos contrastantes).

Diversos estudos sugerem que a estrutura de florestas, assim como a de outros tipos de vegetação, se altera substancialmente conforme mudam as características ambientais. Nesse estudo, testamos a hipótese de que solos com diferentes capacidades de retenção de água e nutrientes em fragmentos de Cerrado são determinantes nas distribuições alométricas da vegetação, assim como nas alturas potenciais máximas de espécies lenhosas. O estudo foi desenvolvido no município de Itirapina, SP, em dois fragmentos de Cerradão com solos contrastantes. Para coleta de dados, utilizamos o método de ponto-quadrante e coletamos informações sobre o diâmetro do caule na altura do solo (DAS) e a altura dos indivíduos com $DAS \geq 3$ cm, dentro de um raio de 10 m do ponto central. Ajustamos um modelo linear simples e um assintótico de Weibull e então realizamos um teste de desempenho baseado no critério de Akaike. Diferenças estruturais relacionadas à distribuição diamétrica foram testada por meio da sobreposição do intervalo de confiança a 95% do parâmetro “forma” da função de densidade exponencial negativa. As áreas não diferiram quanto ao diâmetro à altura do solo (DAS), nem em relação à altura máxima estimada. Verificamos o mesmo padrão alométrico de hipsometria para ambas as áreas, sendo o modelo assintótico de Weibull o que melhor descreveu as relações hipsométricas. Semelhanças estruturais entre os fragmentos foram evidenciadas pela análise de distribuição diamétrica. Características de solo e vegetação estão relacionadas de forma íntima e pode ser difícil identificar relações de causa e efeito; fatores como quantidade de serrapilheira e eficiência de uso de nutrientes em plantas podem estar modulando de forma mais significativa essas características em plantas. Palavras-chave - relações alométricas, solo, vegetação, interações ambientais, cerradão

Introdução

Diversos estudos sugerem que a estrutura de florestas, assim como a de outros tipos de vegetação, se altera substancialmente conforme mudam as características ambientais (Wang *et al.* 2006, Pendry & Proctor 1997). Nesse sentido, os estudos mais detalhados foram, em sua grande maioria, conduzidos em florestas pluviais, em especial a Floresta Atlântica e a Floresta Amazônica (Whitmore 1984). No entanto, existem pouquíssimos estudos desse tipo para as diferentes formações do Cerrado e, dessa forma, ainda é pouco conhecido o papel que certas características ambientais desempenham sobre a estrutura desse tipo de vegetação.

O bioma do Cerrado cobria, originalmente, 23% do território brasileiro e mais de 90% da área do Planalto Central (Rizzini 1997). Compreende um tipo de vegetação associado a condições ecológicas incomuns, onde predomina uma composição florística característica de savanas e que, em diferentes graus, se entremeiam vegetações de matas de galeria, florestas semidecíduas e campos úmidos (Bourlière e Hadley 1983). De forma geral, corresponde a um mosaico de formações vegetais com um gradiente de espécies lenhosas, variando desde campos abertos onde essas espécies inexistem até densas formações florestais, como é o caso dos cerradões (Eiten 1972).

O ecossistema do cerrado é controlado por interações entre disponibilidade de água e nutrientes, de forma que geralmente ocorrem em solos muito lixiviados, com quantidades extremamente limitadas de nitrogênio, fósforo e potássio e onde existe uma estação seca definida e prolongada (Medina 1987, Sarmiento 1996, Reatto *et al.* 1998). De forma geral, a estrutura ambiental básica ainda é modificada por fatores adicionais como fogos freqüentes e diferentes práticas de manejo (Bustamante *et al.* 2006). Além disso, os solos são ácidos e possuem alta quantidade de alumínio (Queiroz-Neto 1982, Lopes 1984), que pode competir com elementos essenciais ao desenvolvimento e ao

crescimento vegetal pelos mesmos sítios de ligação química e, dessa forma, alterar significativamente a estrutura e a composição de comunidades de plantas (Arens, 1963). Por fim, a baixa disponibilidade de água no solo atua num sentido extremamente restritivo, sendo a quantidade desse recurso um dos principais preditores de componentes estruturais de comunidades (Koch *et al.* 1995).

O efeito da disponibilidade de nutrientes em características estruturais, assim como nas estimativas de biomassa acima do solo, merece atenção por que não é algo tão intuitivo como se esperaria que fosse (Paoli *et al.* 2008). Em solos relativamente mais ricos, onde as limitações nutricionais são menos intensas, o crescimento vegetal pode aumentar a densidade e a altura máxima das espécies lenhosas, levando a um aumento na biomassa. Contudo, embora essa correlação entre a quantidade de nutrientes e a altura das árvores possa ser prevista de uma forma razoavelmente boa nesses ambientes, a abundância de nutrientes também determina uma maior dinâmica na vegetação (Russo *et al.* 2005) e é possível que as taxas de mortalidade se tornem tão altas que, mesmo com as maiores taxas de crescimento, a biomassa diminua (Paoli *et al.* 2008). Paralelamente, a teoria da limitação hidráulica diz que o tamanho de espécies vegetais arbóreas será limitado principalmente pela disponibilidade de água e que, dessa forma, os gradientes de altura de árvores devem co-variarem com os gradientes de precipitação (Ryan & Yoder 1997). Contudo, deixam somente implícito que a disponibilidade de água não depende unicamente dos índices de precipitação e, muitas vezes, subestimam os papéis de características locais que, em maior ou menor grau, modulam a disponibilidade efetiva de água para as plantas, como a granulação do solo e a altura do lençol freático (Ruggiero *et al.* 2002).

Considerando isso, o solo, que em última análise determina a disponibilidade de nutrientes e modula a quantidade de água que fica à disposição das plantas, passa a ter

um papel central na estruturação física das comunidades vegetais (Ruggiero *et al.*, 2002). Sob esse contexto, levantamos a hipótese de que solos muito contrastantes em fragmentos de Cerrado, sob o mesmo envelope climático e com um histórico de perturbação semelhante, ou seja, sem episódios de queimada desde 1964 e sem pressão de pastejo ou pisoteio, deveriam ser determinantes nas curvas de distribuição altimétrica da vegetação, assim como nas alturas potenciais estimadas para os dois fragmentos, dois preditores muito comuns utilizados na descrição da estrutura da vegetação (Feldpausch *et al.*, 2011, Parresol 1992).

Como conduzimos o experimento em dois fragmentos com substratos diferentes, um neossolo quartzarênico e o outro latossolo vermelho escuro, as disponibilidades de água e nutrientes estimadas deveriam ser consideravelmente diferentes, sendo maiores para a vegetação do fragmento com o latossolo vermelho escuro. Dessa forma, esperávamos que houvesse uma limitação nutricional e hídrica no fragmento com neossolo, o que não permitiria que as árvores alcançassem sua total potencialidade de crescimento e, dessa forma, a distribuição altimétrica aumentasse de acordo com o aumento do diâmetro à altura do solo, porém nunca alcançando o platô que definiria a altura potencial máxima estimada para a formação. Por outro lado, uma vez que o fragmento com o latossolo vermelho escuro estaria sob uma menor condição de estresse nutricional e hídrico, as árvores chegariam a uma altura máxima e, a partir desse ponto, deixariam de se alterar mesmo com mudanças significativas no diâmetro do caule. O relaxamento das restrições nutricionais e hídricas também permitiria que o fragmento sobre o latossolo vermelho escuro alcançasse uma altura potencial estimada maior que o fragmento que apresenta o neossolo quartzarênico (Batista *et al.* 2001).

Material e Métodos

Área de estudo - O estudo foi desenvolvido no município de Itirapina, SP (22°15' S; 47°49' W), em dois fragmentos de Cerradão (*sensu* Ribeiro & Walter 1998), Valério (VAL) (22°13'W; 47°51'W) e Pedregulho (PED) (22°14'S; 47°49'W), situados em altitude de 760 m. O clima da região é caracterizado como Cwa de Köppen (1948), ou seja, mesotérmico com inverno seco. A temperatura média do mês mais frio é inferior a 18 °C e a do mês mais quente é superior a 22 °C, com temperaturas médias de 19,7 °C. A precipitação média anual é de 1.425 mm, sendo que o total de chuvas no mês mais seco não ultrapassa 30 mm (Dutra-Lutgens, 2000).

Na região de Itirapina, predominam os neossolos quartzarênicos e, em menor escala, latossolos vermelhos. As áreas estudadas diferem quanto ao tipo de solo, especialmente quanto à capacidade de retenção de água e disponibilidade de nutrientes para a vegetação. O latossolo Vermelho Escuro presente em PED possui textura argilosa e altos teores de Fe e Al; é um solo distrófico e ácido, proveniente de produtos de alteração dos sedimentos finos das Formações Pirambóia e Botucatu, com variada contribuição de rochas básicas. O neossolo quartzarênico do fragmento VAL, é um solo profundo, não hidromórfico e fortemente ácido, formado por arenitos da formação Botucatu (Oliveira & Prado 1984); apresenta baixa fertilidade, pequena capacidade de retenção de água e nutrientes e alta susceptibilidade à erosão (Oliveira *et al.* 1992).

Os fragmentos diferem quanto ao histórico de perturbação, mas não há registro de ocorrência de fogo desde 1964, e o pastoreio por gado e demais ações antrópicas não ocorreram nos últimos 20 anos.

Coleta de Dados - Nos dois fragmentos estudados adotamos o método de coleta de ponto quadrante. Nós estabelecemos 10 transectos de 100 m com espaçamento de 10 m, em cada uma das áreas, totalizando 200 pontos amostrais. Para cada ponto quadrante

coletamos dados sobre diâmetro do caule na altura do solo (DAS) e altura. Consideramos apenas um indivíduo lenhoso por quadrante, sem repetição, com DAS \geq 3 cm dentro de um raio de 10 m do ponto central.

Análise de Dados - A hipótese de que o modelo linear simples se ajusta melhor à relação hipsométrica no fragmento VAL e de que o modelo assintótico se ajusta melhor no fragmento PED foi testada através de um teste de desempenho de modelos (Burnham & Anderson 2002). Para isso, selecionamos os seguintes modelos:

$$\text{Altura} \sim \beta_0 + \beta_1 \text{ DAS} \quad (1)$$

$$\text{Altura} \sim \beta_0 (1 - \exp(-\beta_1 \text{ DAS}^{\beta_2})) \quad (2)$$

Onde:

β_0 , β_1 , β_2 : parâmetros a serem estimados

Altura: altura em metros

DAS: diâmetro a altura do solo em centímetros

O modelo (1) representa o modelo linear simples e o modelo (2), o assintótico. O modelo linear simples e o modelo assintótico, conhecido como Weibull, têm sido amplamente utilizados como modelos candidatos em diferentes estudos de relação hipsométrica, e em diversos tipos de formações vegetais (Fang & Bailey 1998, Batista *et al.* 2001). A seleção do modelo foi por meio do princípio da máxima verossimilhança, representada pelo critério de Akaike (Burnham & Anderson 2002). O índice de Akaike (ou AIC) representa a distância do modelo candidato ao modelo operacional que melhor representa a realidade e penaliza modelos mais complexos com base no princípio da parcimônia (Burnham & Anderson 2002). Portanto, o modelo com

o menor valor de AIC será o modelo de melhor desempenho dentre os selecionados (Burnham & Anderson 2002). O ajuste dos modelos foi realizado através da função “linear model” e “non-linear least squares” e o cálculo do índice de Akaike foi realizado utilizando a função “AIC” no ambiente R (R Development Core Team 2011).

A distribuição diamétrica da comunidade arbórea dos dois fragmentos foi avaliada através do ajuste dos dados de diâmetro a funções de densidade exponencial negativa (Venables & Ripley 2002). A inferência sobre as diferenças estruturais relacionadas à distribuição diamétrica foi testada por meio da sobreposição do intervalo de confiança a 95% do parâmetro “forma” da função de densidade exponencial negativa. O ajuste desses dados de diâmetro à função de densidade exponencial negativa foi feito utilizando a função *fitdistr*, enquanto o intervalo de confiança do parâmetro “forma” foi avaliado utilizando a função *confint* no ambiente R (Venables & Ripley 2002, R Development Core Team 2011).

Resultados

O diâmetro máximo à altura do solo (DAS) medido na formação do Pedregulho (PED) foi igual a 48,9 cm, enquanto que na formação do Valério (VAL) esse valor foi igual a 40,4 cm. Quanto às alturas, as plantas no PED variaram de 0,5 m a 20,0 m, enquanto no fragmento do VAL a altura das plantas variou entre 0,5 m e 18,0 m.

Os fragmentos de cerrado do PED e do VAL apresentaram o mesmo padrão alométrico de hipsometria (figura 1). O modelo que melhor descreveu as relações hipsométricas de ambas as áreas foi o assintótico de Weibull, comparado ao modelo linear. Esse resultado anula nossa hipótese inicial de que, no VAL, as árvores estariam restringindo sua altura potencial máxima a um dado diâmetro e não atingindo curva

assintótica com o aumento desse parâmetro devido às restrições nutricionais intrínsecas do tipo de solo desse fragmento.

Dado o ajuste do modelo assintótico, as alturas máximas estimadas para as duas áreas foram semelhantes, invalidando a nossa segunda hipótese de que a altura máxima estimada pelo modelo seria menor no fragmento VAL devido às mesmas restrições intrínsecas do tipo de solo citado acima, além das restrições propostas pela teoria da limitação hidráulica. A altura máxima estimada foi igual a 12,30 m no fragmento PED e 11,30 m no fragmento VAL. O parâmetro β_1 , que apresenta um sentido biológico no modelo de Weibull e indica a altura potencial máxima das áreas, foi semelhante para os dois fragmentos.

A análise da distribuição diamétrica também evidenciou semelhanças estruturais entre os dois fragmentos, uma vez que as curvas de ajuste ao modelo exponencial negativo para ambas as áreas praticamente se sobrepuseram. Tal fato também sugere que as diferenças dos solos contrastantes não ocasionaram diferenças na estrutura horizontal (figura 2).

Discussão

De que forma a relação hipsométrica é determinada em fisionomias distintas de cerrado? A relação hipsométrica se ajusta a modelos diferentes em solos contrastantes desse tipo de vegetação? - O gradiente de formações vegetais que ocorre no cerrado, e que passa pelos campos abertos, se estendendo até as formações florestais dos cerradões, é controlado em grande parte pela disponibilidade de nutrientes (Buoil *et al.* 1973, Reatto *et al.* 1998, Ruggiero *et al.* 2002). A disponibilidade de nutrientes no solo pode, em última análise, determinar padrões estruturais em florestas tropicais (Paoli *et*

al. 2008) e também determinar a ocorrência de florestas estacionais em áreas de transição entre cerrado e floresta (Ruggiero *et al.* 2002).

A relação hipsométrica apresentou um padrão assintótico nos dois fragmentos de cerradões sob solos contrastantes. A limitação por nutrientes que possivelmente estaria restringindo o crescimento máximo potencial das árvores do fragmento VAL para um dado diâmetro, como prevista anteriormente, pode estar sendo tamponada por alguma estratégia relacionada ao uso e eficiência de nutrientes (Nardoto *et al.* 2006).

Apesar das características intrínsecas do solo do fragmento PED apresentar certas vantagens sobre o solo do fragmento VAL, relacionadas à disponibilidade de nutrientes, maior teor de argila e óxidos de ferro, os solos do cerrado no geral são altamente intemperizados e pobres em nutrientes (Nardoto *et al.* 2006). Nesse contexto, as estratégias de uso e eficiência de nutrientes desempenham um papel importante nesse tipo de ambiente (Vitousek 1982, Nardoto *et al.* 2006). A ciclagem de nutrientes desempenha um papel fundamental na manutenção dos processos ecossistêmicos nesse tipo de ambiente (Bustamante *et al.* 2006). Além disso, alguns nutrientes tais como N, P, K e S podem se mover de uma folha para outra antes que a folha se torne senescente e caia (Nardoto *et al.* 2006). É possível que esses mecanismos possam estar tamponando essa potencial limitação dos tipos de solo e conseqüentemente realizando a manutenção do mesmo padrão de relação hipsométrica em ambos os fragmentos.

A altura máxima estimada difere para solos contrastantes no cerrado? - A altura máxima estimada foi idêntica em ambos os fragmentos e indica que, quando comparados, não há uma limitação da disponibilidade de água para as árvores atingirem sua altura máxima no fragmento Valério, como previsto anteriormente. A disponibilidade de água pode estar relacionada, basicamente, aos seguintes fatores: (1) capacidade de campo que está

relacionada com a textura do solo e a quantidade de matéria orgânica (2) a profundidade do lençol freático (3) a capacidade dos indivíduos da comunidade em produzir raízes e atingir o lençol freático (4) estoque de serrapilheira através da ciclagem e incorporação de matéria orgânica no horizonte húmico que, em última análise, auxilia a retenção de água no solo.

Características de solo e vegetação estão relacionadas de forma tão íntima que é difícil identificar relações de causa e efeito (Ruggiero 2002). Por exemplo, a vegetação pode se agregar e proteger a superfície do solo contra erosão, além de influenciar a transferência de nutrientes para o solo, adicionando água e componentes orgânicos ao mesmo (Ellis & Mellor 1995). Algumas espécies de savanas neotropicais, como *Byrsonima crassifolia* (L.) Kunth e *Miconia albicans* (Sw.) Triana, por exemplo, podem promover um enriquecimento mineral do solo à níveis próximos aos observados em formações florestais (Kellman, 1979).

A produção de serrapilheira constitui um importante processo controlando a ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais, e pode ser considerado um dos principais mecanismos de transferência de água, matéria orgânica morta e nutrientes da biomassa para o solo (Meentmeyer *et al.*, 1982, Vitousek & Sanford 1986, Herbohn & Congdon 1998). De forma geral, a serrapilheira é particularmente importante em formações vegetais que crescem em solos inférteis, onde a quantidade de nutrientes sendo adicionada ao solo através de deposição atmosférica ou a perda por lixiviação é desproporcionalmente pequena se comparada à quantidade de nutrientes presentes na serrapilheira que se localiza na camada superficial do solo (Brouwer 1996).

A estratégia para superar as limitações de disponibilidade hídrica, até mesmo nos solos mais arenosos, está também intimamente ligada com as características das espécies do estrato arbóreo do cerrado desenvolverem raízes até o lençol freático

(Oliveira *et al.* 2005). Durante as estações seca e de alta demanda (início da estação úmida), as raízes profundas podem contribuir com até 83 % do total de água utilizado pela comunidade arbórea do cerrado. As raízes profundas desempenham um papel decisivo no fornecimento de água para vegetação (Oliveira *et al.* 2005).

As estratégias de uso eficiente de nutrientes e água, a dependência da ciclagem de nutrientes da serrapilheira para suprimento nutricional e a capacidade de desenvolver raízes profundas a ponto de alcançar o lençol freático para suprir a demanda hídrica são características decisivas para determinar padrões de distribuição diamétrica e altura máxima da comunidade. O fator tipo de solo, somente, parece não modular padrões estruturais distintos em comunidades arbóreas do cerrado.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer à Universidade Estadual de Campinas, ao Instituto de Biologia e aos professores Dr. Fernando Roberto Martins, Dr. Flavio Maës Santos e Dra. Simone Aparecida Vieira.

Literatura Citada

ARENS K. 1963. As plantas lenhosas dos campos cerrados como vegetação adaptada às deficiências minerais do solo. *In* Ferri M.G. (ed.), III Simpósio Sobre o Cerrado. Edgard Blucher /EDUSP, São Paulo. Pg. 13–115.

BATISTA, J.L., COUTO, H.T.Z & MARQUESINI, M. 2001. Performance of height-diameter relationship models: analysis in three forest types. *Scientia Forestalis* 60: 149–163.

BROUWER, L.C. (1996) Nutrient cycling in pristine and logged tropical rain forest. A study in Guyana. Tropenbos-Guyana series 1: Tropenbos-Guyana Programme. Georgetown, Guyana. Pg. 223.

BUOIL, S.W., HOLE, F.D. & McCracken, R.J. 1973. Soil genesis and classification. Iowa State University Press, Iowa. Pg. 266.

BOURLIÈRE F. & HADLEY, M. 1983. Present-day savannas: an overview. *In* Bourlière F. (ed.), Tropical Savannas. Elsevier, Oxford. Pg. 145-157.

BURNHAM, K.P. & ANDERSON, D.R. 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach. Springer Science, New York, NY, USA.

BUSTAMANTE, M.M.C., MEDINA, E., ASNER, G.P., NARDOTO, G.B. & GARCIA-MONTIEL D.C. 2006. Nitrogen cycling in tropical and temperate savannas. *Biogeochemistry* 79:209–237.

DUTRA-LUTGENS, H. 2000. Caracterização ambiental e subsídios para o manejo da zona de amortecimento da Estação Experimental e Ecológica de Itirapina-SP. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

EITEN, G. 1972. The cerrado vegetation of Central Brazil. *Botanical Review* 38:201–341.

ELLIS, S. & MELLOR, A. 1995. *Soils and Environment*. 3rded. Routledge, New York. Pg. 47-71.

FANG, Z. & BAILEY, R.L. 1998. Height-diameter models for tropical forests on Hainan Island in southern China. *Forest Ecology and Management* 110: 315–327.

FELDPAUSCH, T.R., BANIN, L., PHILLIPS, O.L., BAKER, T.R., LEWIS, S.L. QUESADA, C.A., AFFUM-BAFFOE, K., ARETS, E.J.M.M., BERRY, N.J., BIRD, M., BRONDIZIO, E.S., CAMARGO, P., CHAVE, J., DJAGBLETEY, G.,

DOMINGUES, T.F., DRESCHER, M., FEARNSIDE, P.M., FRANÇA, M.B., FYLLAS, N.M., LOPEZ-GONZALES, G., HLADIK, A., HIGUCHI, N., HUNTER, M.O., IIDA, Y., SALIM, K.A, KASSIM, A.R., KELLER, M., KEMP, J., KING, D.A., LOVETT, J.C., MARIMON, B.S., MARIMON-JUNIOR, B.H., LENZA, E., MARSHALL, A.R., METCALFE, D.J., MITCHARD, E.T.A., MORAN, E.F., NELSON, B.W., NILUS, R., NOGUEIRA, E.M., PALACE, M., PATI, S., PEH, K.S.H., RAVENTOS, M.T. REITSMA, J.M., SAIZ, G., SCHRODT, F., SONK'E, B., TAN, H.E.S., WHITE, L., W'OLL, H. & LLOYD, J. 2011. Height diameter allometry of tropical forest tree. *Bioscience* 8: 1081-1106.

HERBOHN, J.L., CONGDON, R.A. 1998 Ecosystem dynamics at disturbed and undisturbed sites in north Queensland wet tropical rain forest. II. Nutrient returns to the forest floor through litterfall. *Journal of Tropical Ecology* 14:217-229.

KELLMAN M. 1979. Soil enrichment by neotropical savanna trees. *Journal of Ecology* 67: 565–577.

KÖPPEN, W. 1948. *Climatologia*. Fundo de Cultura Econômica, Buenos Aires (Trad. de Guendriss du Klimakunde, 1923).

KOCH, G.W., SILLETT, S.C. JENNINGS, G.M. & DAVIS, S.D. 1995. The limits to tree height. *Nature* 428: 851-854.

LOPES, A.S. 1984. Solos sob “Cerrado” Características, Propriedades e Manejo. Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato. Piracicaba, Brasil.

MEDINA, E. 1987. Nutrients; requirements, conservation and cycles of nutrients in the herbaceous layer. *In* Walker B.H. (ed.), *Determinants of Tropical Savannas*. IR Press, Oxford. Pg. 39-65.

MEENTMEYER, V., BOX E.O. & THOMPSON R. 1982 World patterns and amounts of terrestrial plant litter production. *BioScience* 32:125-128.

NARDOTO, G.B., BUSTAMANTE, M.M.C., PINTO, A.S. & KLINK, C.A. 2006. Nutrient use efficiency at ecosystem and species level in savana areas of Central Brazil and impacts of fire. *Journal of Tropical Ecology* 22:191–201.

OLIVEIRA, J.B., JACOMINE, P.K.T. & CAMARGO, M.N. 1992. Classes de solos do Brasil: guia auxiliar para seu reconhecimento. 2ed. Jaboticabal, FUNEP. Pg. 201.

OLIVEIRA, J.B. & PRADO, H. 1984. Levantamento pedológico semi-detalhado do Estado de São Paulo: quadrícula de São Carlos II. Campinas: Instituto Agronômico. (Boletim Técnico, 98).

OLIVEIRA, R.S., BEZERRA, L., DAVIDSON, E.A., PINTO, F., KLINK, C.A., NEPSTAD, D.C. & MOREIRA, A. 2005. Deep root function in soil water dynamics in cerrado savannas of central Brazil. *Functional Ecology* 19, 574–581

PARRESOL, B.R. 1992. Baldcypress height-diameter equations and their prediction confidence intervals. *Canadian Journal of Forest Research* 22:1429-1434.

PAOLI, G., CURRAN, L. & SLIK, J. 2008. Soil nutrients affect spatial patterns of aboveground biomass and emergent tree density in Southwestern Borneo. *Oecologia* 155:287–299.

PENDRY, C.A. & PROCTOR, J. 1997. Altitudinal zonation of rain forest on Bukit Belalong, Brunei: soils, forest structure and floristics. *Journal of Tropical Ecology* 13:221-241.

QUEIROZ-NETO, J.P. 1982. Solos da região dos cerrados e suas interpretações. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 6:1–12.

REATTO, A., CORREIA, J.R. & SPERE, S.T. 1998. Solos do bioma Cerrado: aspectos pedológicos. *In* Sano S.M. and Almeida S.P. (eds), *Cerrado: ambiente e flora*, EMBRAPA-Cerrados, Brasília. Pg. 47–86.

RÖDERSTEIN, M., HERTEL, D. & LEUSCHNER, C. 2005 Above- and below-ground litter production in three tropical montane forests in southern Ecuador. *Journal of Tropical Ecology* 21:483-492.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2011. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

REATTO, A., CORREIA, J.R. & SPERA, S.T. 1998. Solos do bioma cerrado: aspectos pedológicos. *IN* Sano, S.M. & Almeida, S.P. (eds.). Cerrado: ambiente e flora. EMBRAPA - Cerrados, Brasília. Pg. 47–86

RIBEIRO, J.F. & WALTER, B.M.T. 1998. Fitofisionomias do bioma cerrado. *In* Cerrado: ambiente e flora (S.M. Sano & S.P. Almeida, eds.) EMBRAPA, Planaltina. Pg. 89-152.

RIZZINI C.T. 1997. Tratado de Fitogeografia do Brasil. Âmbito Cultural, Rio de Janeiro.

RYAN, M.G. & YODER, B.J., 1997. Hydraulic limits to tree height and tree growth. *Bioscience* 47: 235–242.

RUGGIERO, P.G.C, BATALHA, M.A. PIVELLO, V.R. & MEIRELLES, S.T. 2002. Soil-vegetation relationships in cerrado (Brazilian Savanna) and semideciduous forest, Southeastern Brazil. *Plant Ecology* 160:1-16.

RUSSO, S.E., DAVIES, S.J., KING, D.A. & TAN, S. 2005. Soil-related performance variation and distributions of tree species in a Bornean rain forest. *Journal of Ecology* 93:879–889

SARMIENTO G. 1996. Ecologia de pastizales y sabanas en America Latina. *In* Sarmiento G. and Cabido M. (eds), Biodiversidad y Funcionamiento de Pastizales y Sabanas em América Latina. 2ªed. CYTED y CIELAT, Venezeula. Pg. 110-135.

VENABLES, W.N. & RIPLEY, B.D. 2002. Modern applied statistics with S (4^a ed.). Springer, New York. Pg. 55-78.

VITOUSEK, P.M. 1982. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. *American Naturalist* 119:553–572.

VITOUSEK, P.M. & SANFORD, R.L. (1986) Nutrient cycles in moist tropical forest. *Annual Reviews on Ecology and Systematic* 17:137-167.

WANG, X., FANG J., TANG Z. & ZHU B. 2006. Climatic control of primary Forest structure and DBH-height allometry in Northeast China. *Forest Ecology and Management* 234:264-274.

WHITMORE T.C. 1984. Tropical rain forests of the Far East. 2^a ed., Oxford University Press, Oxford.

Legenda das Figuras

Figura 1. Curva de ajuste das relações hipsométricas ao modelo Weibull. (a) Dados das espécies na formação do PED; β_0 : $13,61 \pm 2,46$, β_1 : $0,12 \pm 0,01$, β_2 : $0,77 \pm 0,10$; (b) Dados das espécies na formação do VAL; β_0 : $14,00 \pm 4,47$, β_1 : $0,04 \pm 0,00$, β_2 : $0,96 \pm 0,13$.

Figura 2. Distribuição dos indivíduos arbóreos em classes de diâmetro e curva de ajuste do modelo exponencial negativo. (a) Dados de espécies do fragmento PED; *shape*: $0,12 \pm 0,1$. (b) Dados de espécies do fragmento VAL (b) *shape*: $0,11 \pm 0,1$.

Figura 1

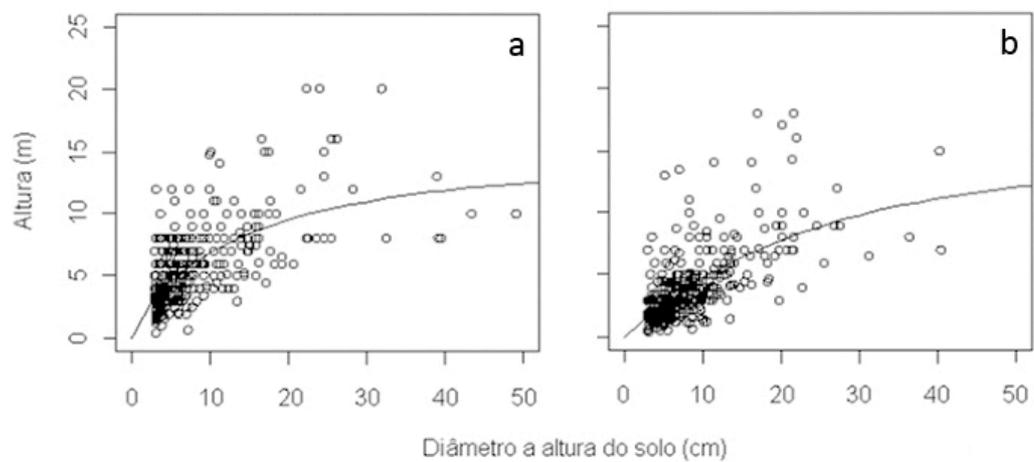
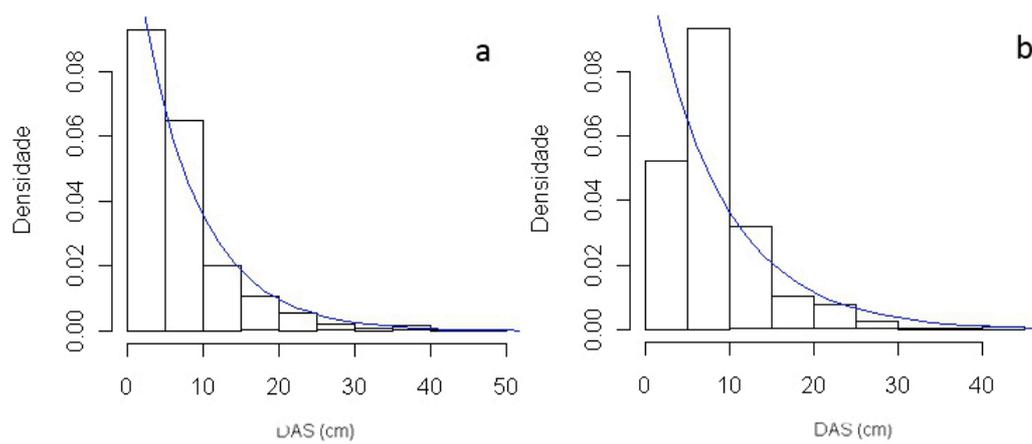


Figura 2



Modelos de distribuição de abundância de espécies em comunidades vegetais de Cerrado submetidas ao fogo

CLARA LUZ B. SANT'ANNA¹, FABRÍCIO S. MEYER², IGOR S. OLIVEIRA¹, JOICY MARTINS MORAIS³, MARIO JOSÉ MARQUES AZEVEDO^{1,4}

Distribuição de abundância de espécies no Cerrado

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, Caixa Postal 6109, Universidade Estadual – UNICAMP, 13083-970, Campinas, SP, Brasil.

² Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Caixa Postal 6109, Universidade Estadual – UNICAMP, 13083-970, Campinas, SP, Brasil.

³ Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Vegetal, Instituto de Ciências Biológicas CB IV, Caixa Postal 131, Universidade Federal de Goiânia – UFG, Campus Samambaia, 74001-970, Goiânia, GO, Brasil.

⁴ Autor para correspondência: mariojosebr@yahoo.com.br

RESUMO – (Modelos de distribuição de abundância de espécies em comunidades vegetais de Cerrado submetidas ao fogo). Modelos de distribuição de abundância de espécies (DAE) podem constituir ferramentas de avaliação de distúrbios em áreas naturais. Cada modelo possui explicações biológicas implícitas que auxiliam no entendimento da estrutura de comunidades. Estudos indicam que o modelo normal logarítmico está associado a comunidades conservadas, enquanto que comunidades perturbadas se ajustam ao modelo da série logarítmica. O Cerrado por sua dinâmica de fogo é um ambiente favorável para testar como este tipo de perturbação influencia o ajuste aos modelos de DAE. Para verificar esta influência, amostramos três comunidades vegetais com ocorrência de fogo e duas outras comunidades sem ocorrência de fogo. Utilizamos ajuste aos modelos normal logarítmico e série logarítmica para verificar se o fogo altera a distribuição de abundância das espécies nas comunidades. Calculamos a riqueza por rarefação, o índice de diversidade de Shannon e a dominância de Simpson para auxiliar na caracterização das áreas. Não houve diferenças nos ajustes às curvas dos modelos e a riqueza, diversidade e dominância não apontaram relação com a ocorrência de fogo. Este resultado nos permite inferir que os modelos de DAE não são sensíveis para indicar perturbação por fogo em comunidades de Cerrado.

Palavras-chave - distribuição de abundância de espécies, modelo normal logarítmico, modelo série logarítmica, perturbação por fogo.

Introdução

Comunidades naturais são compostas por espécies com sucessos de ocupação distintos, na qual poucos táxons dominantes podem afetar as condições para o estabelecimento das espécies de abundâncias intermediárias e raras (Whittaker 1965). Este padrão de dominância numérica de poucas espécies em comunidades é considerado um dos poucos padrões gerais da ecologia (McGill *et al.* 2007). Quando representado em um gráfico de ranque de abundância, com espécies ordenadas da maior para a menor abundância no eixo da abscissa e com as abundâncias no eixo da ordenada, resulta em uma curva hiperbólica ou no formato de “J deitado” independente do modelo de comunidade amostrado (McGill *et al.* 2007). Este padrão motivou o desenvolvimento de diversos modelos matemáticos teóricos na tentativa de identificar seu mecanismo gerador (Tokeshi 1998). Quatro modelos de distribuição de abundância de espécies (DAE) se destacam: modelo de série geométrica (Motomura 1932), série logarítmica (Fisher *et al.* 1943), normal logarítmica (Preston 1948) e “vara quebrada” (MacArthur 1957).

Os estudos sobre padrões de distribuição das espécies são de interesse da ecologia de comunidades, pois auxiliam na compreensão de mecanismos estruturadores (McGill *et al.* 2007). Além disso, Hill & Hamer (1998) sugerem que os modelos podem servir como ferramentas para identificar áreas perturbadas em Florestas Tropicais, sendo o desvio ao modelo normal logarítmico uma medida “instantânea” na identificação de tais áreas. Desta forma, os modelos teriam um grande potencial de aplicação para a biologia da conservação (Prado 2009).

O Cerrado é um *hotspot* de diversidade com interesse mundial para a conservação e, apesar da sua importância ecológica, sua área está reduzida a 20% de sua cobertura original devido principalmente à ação antrópica (Myers *et al.* 2000). O regime de fogo (Miranda *et al.* 2002), o estresse hídrico e nutricional, fazem do Cerrado um sistema único, com poucas estratégias adaptativas eficientes que permitam a sobrevivência da biota (F.R. Martins com. pess.). Conhecer a ecologia única deste sistema possibilita a criação de planos de manejo eficientes para sua

conservação. Todos esses fatores tornam este um modelo interessante para o estudo do comportamento das distribuições de abundâncias.

Dentre as perturbações que ocorrem no Cerrado, o fogo ocupa um papel central para a compreensão do funcionamento deste sistema (Henriques 2005). Os incêndios característicos dos Cerrados alastram-se rapidamente, pois o fogo consome a vegetação morta e seca como combustível (Miranda *et al.* 2002). No entanto, a biota do Cerrado evoluiu sob estas condições apresentando uma série de adaptações morfofisiológicas (Miranda & Sato 2005). Desta forma, o fogo atua como agente desencadeador de floração e germinação, além de atuar na ciclagem de nutrientes (Miranda & Sato 2005).

Neste contexto, nosso objetivo foi verificar como os modelos DAE se ajustam a comunidades com diferentes históricos de ocorrência de fogo e confirmar se estes modelos são sensíveis para detectar a dinâmica deste tipo de perturbação no Cerrado. Nossa hipótese é que áreas com ocorrência de fogo recente (mais perturbadas) possuam menor riqueza, maior dominância e conseqüentemente menor diversidade. Desta forma, esperamos que estas áreas se ajustem ao modelo da série logarítmica. Para as comunidades sem ocorrência de fogo recente (menos perturbadas), esperamos encontrar um padrão oposto, com maior riqueza, menor dominância e conseqüentemente maior diversidade. Assim, esperamos que estas áreas se ajustem ao modelo normal logarítmico.

Material e métodos

Área de Estudo - Conduzimos o estudo em cinco fragmentos de Cerrado no município de Itirapina e Brotas: Estrela (EST) (22°12' S e 47°48' W); Valério (VAL) (22°13,7' S e 47°51,21' W); Pedregulho (PED) (22°14,39' S e 47°49,11' W); Graúna (GRA) (22°15,58' S e 47°47,48' W) e Estação Ecológica (ECO) (22°13,15' S e 47°54,31' W). A região apresenta clima do tipo Cwa de Köppen, com inverno seco, chuvas durante o verão e precipitação anual média de 1425 mm (Gianotti & Leitão Filho 1992). A altitude média local é de 760 m sobre o nível do mar, com

temperatura média de 19,7 °C (Giannotti 1998). Os solos dos fragmentos de VAL, GRA, ECO e EST são do tipo Neossolo Quartzarênico e o do fragmento PED é Latossolo Vermelho Escuro (Delgado *et al.* 1993).

Segundo observações de campo e levantamento do histórico de fogo com a administração da Estação Ecológica de Itirapina, classificamos os fragmentos em: 1) Sem evento de fogo recente (mais de 10 anos) (ECO, PED e VAL); 2) Com evento de fogo recente (menos de 10 anos) (GRA e EST).

Coleta de dados - Utilizamos o método de Ponto Quadrantes (Cottam & Curtis 1956) considerando somente indivíduos arbóreos, arbustos ou palmeiras com perímetro na altura do solo (PAS) maior ou igual a 9,5 cm. Em cada fragmento foram definidos dez transectos com dez pontos equidistantes em 10 metros entre os transectos e entre os pontos. Cada fragmento resultou em um total de 100 pontos de amostragens e 400 indivíduos. Devido a problemas nas coletas, excluímos quatro indivíduos e conseqüentemente os quadrantes ao qual pertenciam, resultando 392 indivíduos no PED e 396 no VAL e GRA. Todas as amostras foram coletadas segundo a metodologia usual de herborização (Fidalgo & Bognoni 1984) para posterior identificação.

Análise dos dados - Estimamos a riqueza $S(n)$ pelo método de rarefação (Hurlbert 1971) utilizando o software *Species Diversity and Richness* (Seaby & Henderson 2006). Utilizamos o menor tamanho de amostra para comparação ($n=392$), como recomendado por Hurlbert (1971). Estimamos a diversidade pelo índice de Shannon na base natural (Pielou 1966) e a concentração de dominância pelo índice de Simpson (1949). Para estes dois índices geramos reamostragens por *Bootstrap* utilizando o programa *Past* (Hammer *et al.* 2001) para permitir comparações entre os fragmentos. Utilizamos os parâmetros dos modelos de distribuição de abundância (α da série logarítmica e λ da normal logarítmica), quando ajustados aos dados, como índice de diversidade.

Para ajuste aos modelos de distribuição de abundância, calculamos classes de abundância segundo Preston (1948) para o modelo normal logarítmico e série logarítmica. Para as classes de abundância do modelo normal logarítmico truncado utilizamos os limites superiores 0,5; 1,5; 2,5; 4,5; 8,5 até a classe limite, e os limites superiores 1,5; 2,5; 4,5; 8,5 até a classe limite para a série logarítmica como descrito em Magurran (2003). Utilizamos o teste de Kolmogorov-Smirnov como teste de aderência aos modelos utilizando o programa estatístico R (R Development Core Team 2011). Segundo Hill & Hamer (1998) este teste é mais recomendado como teste de aderência.

Resultados

A riqueza $S_{(392)}$ e a diversidade variou respectivamente entre 37,8 ($\pm 0,49$) e 2,808 nat ind⁻¹ para o fragmento da Estação Ecológica (ECO), com menor perturbação, e 65,0 ($\pm 0,23$) e 3,585 nat ind⁻¹ para o fragmento de Pedregulho (PED) (Tabela 1). Encontramos a menor concentração de dominância em PED (0,0437) e a maior no fragmento de Valério (VAL) (0,0947). Apesar dos valores de concentração de dominância se apresentarem baixos para todas as áreas, a maior concentração de dominância de VAL diferiu das demais.

Todas as comunidades se ajustaram ao modelo normal logarítmico truncado (Tabela 2). A diversidade estimada pelo parâmetro λ variou de 62,64 para ECO a 134,29 para PED acompanhando a variação de riqueza. O mesmo ocorreu para o modelo série logarítmica, com ajuste de todas as comunidades ao modelo e o parâmetro α variando de 10,317 para ECO a 22,219 para PED. Tanto os parâmetros dos modelos ajustados quanto os índices de diversidades utilizados acompanhando a variação de riqueza

Discussão

Todas as áreas, independente do histórico de perturbação, apresentaram baixa dominância. Segundo May (1975), a alta dominância é esperada em comunidades sob estresse ou perturbação. Isso sugere que, apesar da perturbação presente nas comunidades, tal fator não afetou a relação de

abundância de espécies de maneira que resultasse em concentração de dominância (e. g. Libano & Felfili 2006).

Apesar de ECO e VAL não possuírem histórico de fogo recente, diferentemente de EST, os fragmentos são semelhantes quanto à riqueza e diversidade de espécies (Tabela 1). Estes resultados somados aos valores de λ e α , e concentração de dominância, pelo índice de Simpson nos permite inferir que a presença ou ausência do fogo não é um fator determinante da diversidade. Alguns estudos temporais mostram que a riqueza e a composição florística do cerrado se mantêm praticamente constante ao longo do tempo, mesmo com a ocorrência de distúrbios como o fogo (Libano & Felfili 2006). Este padrão pode ser explicado pela alta resistência dos sistemas savânicos a distúrbios como fogo, seca e herbivoria (Archer *et al.* 1996 *apud* Libano & Felfili 2006). Em algumas formações do cerrado, várias espécies possuem estratégias adaptativas à ocorrência do fogo ou são até mesmo favorecidas por ele (Silva *et al.* 2005).

Todas as comunidades analisadas tiveram ajuste ao modelo normal logarítmico (Tabela 2), indicando que não há uma relação entre riqueza, dominância e perturbação. Este mesmo padrão foi encontrado por Cielo-Filho *et al.* (2002). Estes resultados permitem inferir que o modelo normal logarítmico não é sensível para detectar perturbação em comunidades resistentes ao fogo como as savânicas. Nummelin (1998) criticou o uso desses modelos como indicadores universais de distúrbio devido à escolha do táxon a ser analisado. Para Nummelin (1998) e Hill & Hamer (1998) o táxon deve ser sensível às alterações ambientais resultantes da perturbação.

Hill & Hamer (1998) e Magurran (2003) apontaram que os modelos da série logarítmica e da distribuição normal logarítmica são claramente diferenciados apenas quando a amostra é grande o suficiente para revelar a moda da distribuição (Magurran 2003). Quando o tamanho da amostra é insuficiente, é comum a DAE se ajustar a ambos os modelos (Magurran 2003). Isso pode explicar o ajuste das comunidades à série logarítmica, mesmo estas tendo se ajustado ao normal logarítmico.

Este comportamento ambíguo da DAE também foi descrito por Silva *et al.* (2010) analisando Cerrado sazonal e hipersazonal. Neste estudo, os autores apontaram que sistemas

restritivos podem diminuir a equabilidade da comunidade vegetal, levando a uma distribuição diferente do que seria esperado para um local conservado. Ainda neste trabalho, os resultados sugerem que níveis intermediários de distúrbio podem levar a uma DAE de formato transitório, não característico dos modelos da série logarítmica e nem da distribuição normal logarítmica.

Através dos resultados gerados, concluímos que os modelos de distribuição de abundância não são sensíveis para detectar perturbação em comunidades de Cerrado. Isso possivelmente é devido à resistência e adaptações das espécies a este tipo de perturbação.

Agradecimentos - Gostaríamos de agradecer aos professores Dr. Fernando Roberto Martins, Dr. Flavio A. Maës dos Santos e Dra. Simone Aparecida Vieira pelas contribuições no desenvolvimento do trabalho. Agradecemos aos colegas das disciplinas BT791 e NE211 de 2012 da UNICAMP pelo auxílio nos trabalhos de campo.

Referências bibliográficas

- CIELO FILHO, R., MARTINS, F.R. & GNERI, M.A. 2002. Fitting abundance distribution models in tropical arboreal communities of SE Brazil. *Community Ecology*, 3:169-180.
- COTTAM G. & CURTIS J.T. 1956. The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology* 37:451–460.
- DELGADO, J.M., BARBOSA, A.F., SILVA, C.E.F., ZANCHETTA, D., SILVA, D.A., PINHEIRO, G.S., DUTRA, H., FACHIN, H.C., MOTA, I.S., LOBO, M.T., NEGREIROS, O.C. & ANDRADE, W.J. 1993. Plano de Manejo Integrado das Unidades de Itirapina – SP. Instituto Florestal de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente do estado de São Paulo, São Paulo.
- FIDALGO, O. & BOGNONI, V.L. 1984. Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico (manual nº 4). Instituto de Botânica, São Paulo.

- FISHER, R.A., CORBET, A.S. & WILLIAMS, C.B. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology*, 12:42-58.
- GIANNOTTI, E. 1998. 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.
- GIANNOTTI, E. & LEITÃO FILHO, H.F. 1992. Composição florística do cerrado da Estação Experimental de Itirapina (SP). *In Anais do VIII Congresso da SBSP* (R. Sharif, ed). SBSP, Campinas, p.21-25.
- HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T. & PAUL, D.R. 2001. Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1).
- HILL, J.K. & HAMER, K.C. 1998. Using species abundance models as indicators of habitat disturbance in tropical forests. *Journal of Applied Ecology*, 35:458–460.
- HENRIQUES, R.P.B. 2005. Influência da história, solo e fogo na distribuição e dinâmica das fitofisionomias no bioma do Cerrado. *In Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação* (A. Scariot, J.C. Sousa-Silva, J.M. Felfili, eds.) Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p. 73-92.
- HURLBERT, S.H. 1971. The nonconcept of species diversity: A critique and alternative parameters. *Ecology* 52:577-586.
- LIBANO, A.M. & FELFILI, J.M. 2006. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado sensu stricto do Brasil Central em um período de 18 anos (1985-2003). *Acta Botanica Brasilica* 20:927-936.
- MACARTHUR, R.H. 1957. On the relative abundance of bird species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 43:293-295.
- MCGILL, B.J., ETIENNE, R.S., GRAY, J.S., ALONSO, D., ANDERSON, M.J., BENECHA, H.K., DORNELAS, M., ENQUIST, B.J., GREEN, J.L., HE, F., HURLBERT, A.H.,

- MAGURRAN, A.E., MARQUET, P.A., MAURER, B.A., OSTLING, A., SOYKAN, C.U., UGLAND, K.I. & WHITE, E.P. 2007. Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. *Ecology Letters*, 10:995-1015.
- MAGURRAN, A.E. 2003. *Measuring biological diversity*. Blackwell Science, Malden.
- MAY, R.M. 1975. Patterns of species abundance and diversity. *In Ecology and evolution of communities* (M. Cody & J.M. Diamond, eds.). Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, p.81-120.
- MIRANDA, H.S., BUSTAMANTE, M.M.C. & MIRANDA, A.C. 2002. The fire factor. *In The Cerrados of Brazil Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna* (P.S. Oliveira & R.J. Marquis, eds.) Columbia University Press, New York, p. 51-68.
- MIRANDA, H.S. & SATO, M.N. 2005. Efeitos do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado. *In Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação* (A. Scariot, J.C. Sousa-Silva, J.M. Felfili, eds.) Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p. 93-105.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A. DA & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858.
- MOTOMURA, I. 1932. A statistical treatment of associations. *Japanese Journal of Zoology* 44:379-383.
- NUMMELIN, M. 1998. Log-normal distribution of species abundances is not a universal indicator of rain forest disturbance. *Journal of Applied Ecology* 35:454–457.
- PIELOU, E.C. 1966. Shannon's formula as a measure of specific diversity: its use and misuse. *The American Naturalist* 100:463-465.
- PRADO, P.I. 2009. Distribuições de abundâncias de espécies: avanços analíticos para entender um padrão básico em ecologia. *Ciência e Ambiente* 39:121-136.
- PRESTON, F.W. 1948. The commonness, and rarity, of species. *Ecology* 29:254-283.

- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2011 R: A language and environment for statistical computing, R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <http://www.r-project.org/> (acesso em 09/02/2012).
- SEABY R.M. & HENDERSON, P.A. 2006. Species diversity and richness version 4. Pisces Conservation Ltd., Lymington.
- SILVA, I.A., CIANCIARUSO, M.V. & BATALHA, M.A. 2010. Abundance distribution of common and rare plant species of Brazilian savannas along a seasonality gradient. *Acta Botanica Brasilica* 24:407-413.
- SILVA, V.F., OLIVEIRA FILHO, A.T., VENTURIN, N., CARVALHO, W.A.C. & GOMES, J.B.V. 2005. Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecídua no município de Ibituruna, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19: 701-716.
- SIMPSON, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163:688.
- TOKESHI, M. 1998. Species coexistence: ecological and evolutionary perspectives. Blackwell Science, Oxford.
- WHITTAKER, R.H. 1965. Dominance and diversity in land plant communities: Numerical relations of species express the importance of competition in community function and evolution. *Science* 147:250.

Tabela 1. Riqueza de espécie $S_{(392)}$, diversidade (Shannon em nat ind^{-1} , α , λ) e dominância (Simpson) em diferentes fragmentos: Estação Ecológica (ECO), Estrela (EST), Graúna (GRA), Pedregulho (PED) e Valério (VAL). Valores de $S_{(392)}$ são acompanhados do desvio padrão e Shannon e Simpson pelo intervalo inferior e superior gerado por *Bootstrap*.

	ECO	EST	GRA	PED	VAL
$S_{(392)}$	37.76 (0.4858)	42.68 (0.5603)	51.84 (0.4005)	64.95 (0.2312)	46.83 (0.4127)
α	10.317	12.222	16.011	22.219	13.884
λ	62.64	73.27	95.84	134.29	84.47
Shannon	2.808 (0.08214- 0.1083)	2.907 (0.07736- 0.1028)	3.321 (0.04877- 0.06821)	3.585 (0.03882- 0.05369)	2.901 (0.08318- 0.1136)
Simpson	0.09206 (42.5018- 42.8581)	0.08697 (42.5125- 42.8475)	0.05508 (51.7311- 51.9489)	0.04374 (64.8938- 65.0062)	0.09472 (46.7120- 46.9480)

Tabela 2. Valores de D_{\max} e p para ajuste aos modelos normal logarítmico (Ln) e série logarítmica (Ls) em diferentes fragmentos: Estação Ecológica (ECO), Estrela (EST), Graúna (GRA), Pedregulho (PED) e Valério (VAL). N = número de indivíduos, S = número de espécies.

Comunidades	N	S	Ln	Ls
ECO	400	38	0.2857 $p > 0.9000$	0.2857 $p > 0.9000$
EST	400	43	0.1429 $p > 0.9000$	0.1429 $p > 0.9000$
GRA	396	52	0.3333 $p > 0.9000$	0.1667 $p > 0.9000$
PED	392	65	0.1667 $p > 0.9000$	0.3333 $p > 0.9000$
VAL	396	47	0.1429 $p > 0.9000$	0.2857 $p > 0.9000$

Eventos climáticos extremos e alteração na biomassa vegetal

**CAIO G. PEREIRA¹, CLARA L. B. SANT'ANNA¹, MARCOS A. DE S. SCARANELLO¹&
MAYRA C. VIDAL^{2,A}**

¹Departamento de Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas 13083-970, SP, Brasil.

²Departamento de Biologia Animal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas 13083-970, SP, Brasil.

^AAutor para correspondência: mayracvidal@gmail.com

RESUMO – (Eventos climáticos extremos e alteração na biomassa vegetal). O aumento da seca tem causado diminuição na biomassa vegetal viva acima do solo (BVAS) em florestas tropicais úmidas. As plantas que mais sofrem com esses extremos climáticos geralmente são árvores de maior porte. É possível que no Cerrado eventos extremos de seca possam ser prejudiciais para a sobrevivência da vegetação. Com isso, procuramos verificar se há declínio da biomassa com o aumento do déficit de pressão de vapor (DPV) em uma área de Cerrado Denso. O estudo foi conduzido em uma parcela permanente em Itirapina, onde, por 18 anos, foram medidas a altura e o diâmetro a altura do solo (DAS) de todos os indivíduos com DAS igual ou maior que 3 cm. Calculamos a BVAS pelo método indireto utilizando dados de diâmetro e altura, bem como a densidade média da madeira das espécies desse local. Houve uma tendência ao aumento do DPV máximo, porém a diminuição da biomassa só é claramente encontrada de 1994 a 1995. Em 1994 ocorreu uma geada, que pode ter acarretado em uma redução do número total de indivíduos. Após essa data não houve redução significativa da BVAS. Dessa forma, no Cerrado o aumento da intensidade de seca parece não afetar a BVAS. Vimos também que a partir de 1995 parece não ter ocorrido grande recrutamento de indivíduos jovens, uma vez que houve uma redução no número de indivíduos na primeira classe de tamanho ao longo dos anos, indicando uma possível baixa resiliência do sistema a eventos de geada.

Palavras-chave: Cerrado; Déficit de Pressão de Vapor; Geada; Mortalidade; Mudanças Climáticas.

Introdução

Um dos mais importantes efeitos da seca em formações vegetais é a mortalidade de árvores, o que pode alterar substancialmente a estrutura, a composição e a quantidade de carbono estocada pela comunidade vegetal (Nepstad *et al.* 2007). De forma geral, muitos estudos conduzidos em florestas úmidas apontam uma correlação positiva entre intensidade de eventos de seca e aumento na mortalidade de árvores, o que explica, pelo menos em parte, a diminuição de biomassa viva acima do solo (BVAS) observada nessas florestas (Phillips *et al.* 2009, Nepstad *et al.* 2007, Rolim *et al.* 2005). Contudo, embora esse seja um padrão bem estabelecido para florestas úmidas, pouquíssimos estudos se ocuparam em analisar os efeitos da seca em formações savânicas. Assim, existe uma dificuldade em prever de que maneira estas formações podem responder a um possível aumento na frequência de eventos extremos, previstos no contexto das alterações climáticas globais para as próximas décadas (Easterling *et al.* 2000, IPCC 2007).

O aumento da temperatura, associado à diminuição da umidade relativa do ar e à depleção das fontes de água no solo - que, em última análise, é característico de eventos de seca - pode estimular o fechamento estomático, além de determinar diminuições nas áreas foliares (Nepstad *et al.* 1994) e reduções na produção de madeira (Nepstad *et al.* 2002, Nepstad *et al.* 2004). Com efeito, foi sugerido que esses eventos podem suprimir a produtividade primária em escalas locais e regionais (Tian *et al.* 1998), determinando uma diminuição nos estoques de biomassa de comunidades naturais.

Quanto às respostas apresentadas pela vegetação aos episódios de seca extrema, a mortalidade de árvores de grande porte é possivelmente a mais significativa (Nepstad *et al.* 2007). De maneira geral, isso é devido ao fato de essas árvores determinarem a estrutura

tridimensional da vegetação, modulando as características microclimáticas do sub-bosque e, dessa forma, a quantidade de carbono armazenada nas menores espécies. Além disso, as árvores grandes estocam a maior quantidade da biomassa acima do solo, pelo menos na grande maioria das formações vegetais (Trumbore *et al.* 1995). Nesse contexto, a mortalidade induzida por eventos de seca pode dar início a um processo de *feedback* positivo, em que o aumento da intensidade da seca no interior da vegetação, causado pelas modificações microclimáticas decorrentes da queda de árvores grandes, determinará uma maior probabilidade de eventos de queimada que, por sua vez, pode aumentar as taxas de mortalidade de árvores de todos os portes (Nepstad *et al.* 1995, Nepstad *et al.* 2001, Cochrane *et al.* 1999).

Neste contexto, procuramos investigar de que maneira uma formação típica de cerrado responde ao aumento progressivo na intensidade da seca e de que forma a biomassa dessa formação é afetada por esse estresse. Com isso, esperamos observar uma diminuição progressiva na densidade de árvores na área de estudo, conforme a condição de seca se torna mais intensa. Da mesma forma, esperamos observar uma diminuição gradual no estoque de biomassa acima do solo, que acreditamos estar relacionada a aumentos nos déficits de pressão de vapor (DPV) da região.

Materiais e métodos

Local de Estudo

O presente projeto foi realizado na cidade de Itirapina, São Paulo (22°15' S; 47°49' W), em um fragmento de cerrado (Ribeiro & Walter, 1998) conhecido como Valério, situado em altitude de 760 m. O clima da região é caracterizado como Cwa de Köppen (1948), ou seja,

mesotérmico com inverno seco. A temperatura média do mês mais frio é inferior a 18°C e a do mês mais quente é superior a 22°C, com temperatura média de 19,7°C. A precipitação média anual é de 1.425 mm, sendo que o total de chuvas no mês mais seco não ultrapassa 30mm (Dutra-Lutgens, 2000).

Coleta de dados

No fragmento estudado há, desde 1994, uma parcela permanente de 1600 m², subdividida em 64 subparcelas de 5 x 5 m (25 m²). Em todos os anos no período de 1994 a 2012, exceto em 1998 e 2000, foram coletadas as medidas do diâmetro a altura do solo (DAS) e da altura de todos os indivíduos da comunidade vegetal com DAS acima de três centímetros. Excluímos, entretanto, lianas e herbáceas. Todas as plantas medidas foram identificadas ao nível de espécie. Para avaliar o efeito da intensidade da seca na variação interanual da biomassa arbórea utilizamos o banco de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET 2012) da cidade de São Carlos, desde 1993 até 2010. Esses dados incluíam temperatura do ar (°C), precipitação (mm) e umidade relativa do ar (%), medidos em três horários diferentes durante todos os dias.

Análise dos dados

Estimamos a biomassa viva de cada indivíduo a partir da equação alométrica para florestas secas desenvolvida por Chave *et al.* (2005). A presente equação utiliza como variáveis independentes o diâmetro, a densidade da madeira e a altura total:

$$PS = 0,112 \times (\rho D^2 H)^{0,916}$$

na qual PS representa o peso seco de cada indivíduo (kg), D é o diâmetro, H é a altura e ρ é a densidade da madeira.

A variação interanual da biomassa viva acima do solo foi testada através de intervalos de confiança a 95% gerados a partir de uma técnica de re-amostragem “*Bootstrap accelerated method*” (Chave *et al.* 2008). Utilizamos como unidades amostrais a sub-parcelas de 5 x 5 m da unidade amostral de 40 x 40 m (Chave *et al.* 2008).

Para representar a intensidade de seca, utilizamos como variável operacional o déficit de pressão de vapor máximo (DPV) de cada ano. Escolhemos este índice para inferir estresse hídrico, pois ele relaciona duas variáveis importantes: temperatura e a umidade relativa do ar, além de ser um fator que dirige a perda de água foliar (Franco2002). Para calcular o DPV de cada dia do ano usamos a seguinte fórmula:

$$\text{DPV} = 0,61121 \times \exp(17,502 \times \text{TM}) / (\text{TM} + 240,97) - \text{UR} / 100 \times 0,6112 \times \text{EXP}(17,502 \times \text{TM}) / (\text{TM} + 240,97),$$

na qual TM é a temperatura e UR é a umidade relativa do ar.

A variação interanual do DPV foi avaliada através de regressão linear simples, após testar as pressuposições dos métodos dos mínimos quadrados para o ajuste do modelo. O maior valor de DPV representou os eventos extremos de seca. Depois de testada as pressuposições da estatística paramétrica, a correlação entre DPV e a biomassa viva acima do solo (BVAS) foi avaliada através da correlação de Pearson, utilizando atraso de um 1 (ano) do DPV para a resposta na BVAS (Phillips *et al.* 2009).

Para verificar em que classe está ocorrendo maior efeito da seca, analisamos a variação no número de indivíduos presentes em cada classe de tamanho. Separamos oito classes de tamanho

de acordo com o DAS: de 3 a 8 cm, 8 a 13 cm, 13 a 18 cm, 18 a 23 cm, 23 a 28 cm, 28 a 33 cm e acima de 33 cm.

Resultados

Observamos uma tendência de diminuição da BVAS durante o período de 1994 a 2012 (figura 1). O déficit de pressão de vapor (DPV) máximo apresentou tendência de aumento ao longo de todo o período de estudo (figura 2). Analisando estas duas tendências em conjunto, observamos uma correlação positiva entre o aumento do DPV e a diminuição da BVAS (figura 3).

Entretanto percebemos uma diminuição significativa da BVAS, de 197,2 Mg ha⁻¹ para 161,3 Mg ha⁻¹, somente entre os anos de 1994 e 1995 e depois, porém, permaneceu constante até o ano de 2012 (figura 4). Fazendo uma análise de correlação agora sem considerar os dados de 1994, não encontramos relação entre o aumento do DPV e a BVAS (figura 5).

A redução da BVAS entre os anos de 1994 e 1995 foi resultado da redução dos indivíduos arbóreos em todas as classes de DAS (tabela 1 e figura 6). A redução dos indivíduos chegou a 70% na classe de 23 a 28 cm de DAS e 67% na classe dos indivíduos com DAS maior ou igual a 33 cm (tabela 1).

A partir da análise da temperatura mínima atingida em cada ano notamos que no ano de 1994 a temperatura mínima na região de Itirapina chegou a 1,5 °C (figura 1). A diminuição dos indivíduos em todas as classes de DAS entre os anos de 1994 e 1995 pode estar associado a um evento extremo de geada. A temperatura mínima abaixo de 4° C indica geada em áreas afastadas do centro da cidade tais como áreas cobertas por vegetação ou áreas agrícolas (F.R. Martins, 2012 comunicação pessoal).

Discussão

A princípio nossos resultados mostraram uma gradativa diminuição na biomassa viva acima do solo (BVAS) correlacionada com o aumento do DPV durante o período de 1994 a 2012. Este padrão sugeriu que o aumento da seca e do estresse hídrico levou à diminuição da BVAS, corroborando o que alguns autores têm encontrado para Floresta Atlântica e Amazônica (Rolim *et al.* 2005; Nascimento 2007): após uma seca severa, há mortalidade das espécies vegetais e conseqüente diminuição da BVAS. Malhiet *al.* (2006) também encontraram padrão semelhante ao estudar variação da biomassa em gradiente de sazonalidade na Amazônia: em comunidades cuja estação seca dura mais que quatro meses, as espécies vegetais apresentam, em geral, diminuição da biomassa quando comparado a comunidades mais úmidas. Assim, de forma geral podemos inferir uma associação entre aumento do estresse hídrico e a diminuição da BVAS.

Porém as espécies vegetais da Província do Cerrado evoluíram sob elevado estresse hídrico sazonal (Franco 2002), o que nos leva a questionar que essas comunidades não devessem ser tão sensíveis a seca quanto as florestas úmidas estudadas por aqueles autores. Ao analisar o histórico da comunidade estudada, percebemos que entre 1994 e 1995 houve a maior taxa de mortalidade dos 18 anos amostrados. Esta mortalidade ocorreu provavelmente em função da geada ocorrida no inverno de 1994 (Martins 2012, com. pess.). Eventos de geada no Cerrado são incomuns e ocorre somente no limite sul da província (Franco2002), sendo um evento extremo ao qual a comunidade não é resistente.

Excluindo os dados de 1994 e analisando somente período entre 1995 e 2012, fica claro que a BVAS não diminui gradativamente ao longo do tempo, mas sim cai abruptamente em 1995 e depois se mantém baixa e constante durante todo o período. Estes resultados sugerem que a

queda de biomassa ocorreu por conta de um único evento extremo e não em função do gradual aumento do VPD. Neste contexto de eventos extremos, vários autores consideram que a maior mortalidade na comunidade vegetal ocorre durante ou logo após um evento extremo, causando a conseqüente queda da BVAS (Rolim *et al.* 2005, Nascimento *et al.* 2007).

Verificamos também que a mortalidade ocorrida em 1995 afetou igualmente todas as classes de tamanho, tanto indivíduos pequenos como adultos grandes. Ou seja, a geada provavelmente afeta os indivíduos desta fitofisionomia de maneira semelhante, independente do tamanho. Os danos causados pela geada ocorrem principalmente em função da quebra da membrana permeável e problemas no transporte de íons como o cálcio, configurado como efeitos osmoregulatórios, essencialmente similares aos efeitos causados por eventos de seca e salinidade (Begon *et al.* 2006). Muito tem sido relatado sobre a diferente resposta entre indivíduos de diferentes classes de tamanho, sendo a mortalidade mais acentuada nos indivíduos maiores (Nascimento *et al.* 2007, Nepstad *et al.* 2007). Porém este padrão só foi verificado em florestas úmidas, sistemas ecológicos com diferentes características ecofisiológicas que os sistemas savânicos aqui estudados. Esta diferença sugere que savanas e florestas úmidas apresentam diferentes respostas aos eventos extremos.

Dessa forma, fica evidente que existe uma necessidade de estudos que acessem essa questão em formações savânicas, visto que elas representam uma grande área natural do Brasil, além de representarem um dos hotspots de biodiversidade (Myers, 2002). Quanto às geadas, ainda não está bem estabelecido se seu efeito – que muitas vezes é comparado ao de secas extremas – é homogêneo ou não ao longo da estrutura da vegetação, podendo afetar a vegetação de uma maneira diferente e, dessa forma, determinando alterações na estrutura e composição da flora de um modo distinto daquele determinado pela seca.

Analisando o padrão de distribuição das classes de tamanho entre 1995 e 2012, percebemos que houve mudança na estrutura da comunidade. Em 1995 vemos a distribuição clássica do J invertido: muitos indivíduos pequenos e poucos grandes. Porém, ao longo dos anos vimos que houve um deslocamento da distribuição das classes de tamanho, aumentando a abundância das classes de maiores tamanhos e diminuindo a abundância na classe de menor tamanho. Ou seja, os indivíduos que sobreviveram à geada cresceram normalmente, avançando assim nas classes de tamanho, porém não houve recrutamentos suficientes ao longo desses 17 anos para manter o padrão J invertido. Isto sugere que mesmo após 17 anos, a comunidade não conseguiu voltar ao estado original, indicando uma possível baixa resiliência. Porém, mais uma vez analisando o histórico da comunidade estudada, esta falta de novos recrutamentos pode ser apenas o resultado do pisoteio anual causado pelos pesquisadores que freqüentam as parcelas, impedindo assim que novas plântulas se estabeleçam.

Assim, podemos perceber que apesar do aumento gradual do DPV ao longo dos anos, a BVAS da comunidade vegetal do cerrado não acompanhou essa mudança climática. Porém nossos resultados mostraram que após um evento extremo de geada a comunidade vegetal foi bastante prejudicada, tendo alta mortalidade e considerável diminuição da BVAS.

Agradecimentos

Agradecemos à Universidade Estadual de Campinas, ao Instituto de Biologia, aos professores Dr. Fernando Roberto Martins, Dr. Flavio Maës Santos e Dra. Simone Aparecida Vieira e à direção da Estação Ecológica de Itirapina.

Referências bibliográficas

- BEGON, M., TOWNSEND, C.R. & HARPER, J.L. 2006. Conditions. *In Ecology: From Individuals to Ecosystems* Blackwell Publishing, Australia, ed.4, p.30-88.
- CHAVE, J., CONDIT, R., LAO, S., CASPERSEN, J.P., FOSTER, R.B. & RUBBELL, S.P. 2003. Spatial and temporal variation of biomass in a tropical forest: results from a large census plot in Panama. *Journal of Ecology*, 91:240-252
- CHAVE, J., ANDALO, C., BROWN, S., CAIRNS, M.A., CHAMBERS, J.Q., EAMUS, D., FÖLSTER, H., FROMARD, F., HIGUCHI, N., KIRA, T., LESCURE, J.-P., NELSON, B.W., OGAWA, H., PUIG, H., RIÉRA, B., YAMAKURA, T. 2005. Tree Allometry and Improved Estimation of Carbon Stocks and Balance in Tropical Forests. *Oecologia* 145:87-99.
- COCHRANE, M. A., ALENCAR, A., SCHULZE, M. D., SOUZA, C. M., NEPSTAD, D. C., Lefebvre, P. A. & Davidson, E. A. 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science* 284: 1832–1835.
- DUTRA-LUTGENS, H. 2000. Caracterização ambiental e subsídios para o manejo da zona de amortecimento da Estação Experimental e Ecológica de Itirapina-SP. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- EASTERLING, D. R., MEEHL, G. A., PARMESAN, C., CHANGNON, S. A., KARL, T. R. & MEARNS, L. O. 2000. Climate extremes: Observations, modeling, and impacts. *Science* 289: 2068–2074.
- FRANCO, A.C. 2002. Vegetation Physiognomies and Woody Flora of the Cerrado Biome. *In The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna* (P. S. Oliveira & R. J. Marquis, eds.). Columbia University Press, Nova York, p.178-198.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007. Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. New York, NY: Cambridge University Press.

INMET (Instituto Nacional de Meteorologia). 2012

KÖPPEN, W. 1948. *Climatologia*. Fundo de Cultura Econômica, Buenos Aires (Trad. de GuendrisduKlimakunde, 1923).

MALHI, Y., WOOD, D., BAKER, T.R., WRIGHT, J., PHILLIPS, O. L., COCHRANE, T., MEIR, P., CHAVE, J., ALMEIDA, S., ARROYO, L., HIGUCHI, N., KILLEEN, T.J., LAURANCE, S.G., LAURANCE, W.F., LEWIS, S.L., MONTEAGUDO, A., NEILL, D.A., VARGAS, P.N., PITMAN, N.C.A., QUESADA, C.A., SALOMÃO, R., SILVA, J.N M., LEZAMA, A.T., TERBORGH, J., MARTÍNEZ, R.V. & VINCETI, B.. 2006. The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. *Global Change Biology* 12:1107–1138.

MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., FONSECA, G. A. B. & KENT, J. 2002. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858.

NASCIMENTO, M.T., BARBOSA, R.I., VILLELA, D.M. & PROCTOR, J. 2007. Above-ground biomass changes over an 11-year period in an Amazon monodominant forest and two other lowland forests. *PlantEcology* 192:181–191.

NEPSTAD, D. C., CARVALHO, C. J. R., DAVIDSON, E. A., JIPP, P., LEFEBVRE, P. A., NEGREIROS, G. H., SILVA, E. D., STONE, T. A., TRUMBORE, S. E. & VIEIRA, S. 1994. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. *Nature* 372: 666–669.

NEPSTAD, D. C., JIPP, P., MOUTINHO, P. R. S., NEGREIROS, G. H. & VIEIRA, S. 1995. Forest recovery following pasture abandonment in Amazonia: canopy seasonality, fire resistance and ants. Pages 333–349 in D. Rapport, editor. *Evaluating and monitoring the health of large-scale ecosystems*. Springer-Verlag, New York, New York, USA.

- NEPSTAD, D. C., CARVALHO, G. O., BARROS, A. C., ALENCAR, A., CAPOBIANCO, J. P., BISHOP, J., MOUTINHO, P., LEFEBVRE, P. A., SILVA, U. L. & PRINS, E. 2001. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. *Forest Ecology and Management* 154:395–407.
- NEPSTAD, D. C. *et al.* 2002. The effects of rainfall exclusion on canopy processes and biogeochemistry of an Amazon forest. *Journal of Geophysical Research* 107: 1–18.
- NEPSTAD, D. C., LEFEBVRE, P., SILVA, U. L., TOMASELLA, J., SCHLESINGER, P., SOLORZANO, L., MOUTINHO, P. & RAY, D. 2004. Amazon drought and its implications for forest flammability and tree growth: a basin-wide analysis. *Global Change Biology* 10:704–717.
- NEPSTAD, D. C., TOHVER, I.M., RAY, D., MOUTINHO, P. & CARDINOT, G. 2007. Mortality of large trees and lianas following experimental drought in an Amazon forest. *Ecology* 88: 2259–2269.
- PHILLIPS, O. L., ARAGÃO, L. E. O. C., LEWIS, S. L., FISHER, J. B., LLOYD, J., LÓPEZ-GONZÁLEZ, G., MALHI, Y., MONTEAGUDO, A. *et al.* 2009. Drought sensitivity of the Amazon rainforest. *Science* 323: 1344–1347.
- RIBEIRO, J.F. & WALTER, B.M.T. 1998. Fitofisionomias do bioma cerrado. *In* Cerrado: ambiente e flora (S.M. Sano & S.P. Almeida, eds.) EMBRAPA, Planaltina. Pg. 89-152.
- ROLIM, S. G., JESUS, R. M., NASCIMENTO, H. E. M., DO COUTO, H. T. Z. & CHAMBERS, J. Q. 2005. Biomass change in an Atlantic tropical moist forest: the ENSO effect in permanent sample plots over a 22-year period. *Oecologia* 142:238–246.

TIAN, H., MELILLO, J. M., KICKLIGHTER, D. W., MCGUIRE, A. D., HELFRICH III, J. V.,

MOORE III, B. & VOROSMARTY, C. J. 1998. Effect of inter-annual climate variability on carbon storage in Amazonian ecosystems. *Nature* 396:664–667.

TRUMBORE, S. E., DAVIDSON, E. A., CAMARGO, P. B., NEPSTAD, D. C., &

MARTINELLI, L. A. 1995. Below-ground cycling of carbon in forests and pastures of Eastern Amazonia. *Global Biogeochemical Cycles* 9:515–528.

Legenda das figuras

Figura 1. Variação da biomassa viva acima do solo (BVAS, em Mg ha^{-1}) durante o período de 1994 a 2012. A linha de tendência indica um modelo de regressão linear simples: $\text{BVAS (Mg ha}^{-1}\text{)} = 3065,7 + -1,44 \cdot \text{Ano}$, $p < 0,01$, $r^2 = 0,36$.

Figura 2. Variação do déficit de pressão de vapor máximo (DPV, em kPa) durante o período de 1994 a 2012. A linha de tendência indica um modelo de regressão linear simples: $\text{DPV (kPa)} = -68,6 + 0,03 \cdot \text{Ano}$, $p < 0,05$, $r^2 = 0,19$.

Figura 3: Biomassa viva acima do solo das árvores (BVAS, Mg ha^{-1}) em função do déficit de pressão de vapor máximo (DPV, em kPa) de 1994 a 2012. A linha de tendência indica um modelo de regressão linear simples significativo ($p < 0,05$).

Figura 4. Biomassa viva acima do solo das árvores (BVAS, em Mg ha^{-1}) durante o período de 1994 a 2012. As barras indicam o intervalo de confiança a 95 %. A linha pontilhada indica um possível evento de geada que ocorreu no ano de 1994, onde a temperatura mínima atingiu $1,5^\circ\text{C}$.

Figura 5. Biomassa viva acima do solo das árvores (BVAS, Mg ha^{-1}) em função do déficit de pressão de vapor máximo (DPV, em kPa), excluindo os dados de 1994. A linha de tendência indica um modelo de regressão linear simples não significativo ($p > 0,05$).

Figura 6: Histograma da densidade de indivíduos arbóreos pelas classes de tamanho de acordo com o diâmetro na altura do solo (DAS), para os anos de 1994, 1995 e 2012. Oito classes de tamanho de: de 3 a 8 cm, 8 a 13 cm, 13 a 18 cm, 18 a 23 cm, 23 a 28 cm, 28 a 33 cm e acima de 33 cm. O eixo y em escala logarítmica.

Figura 1

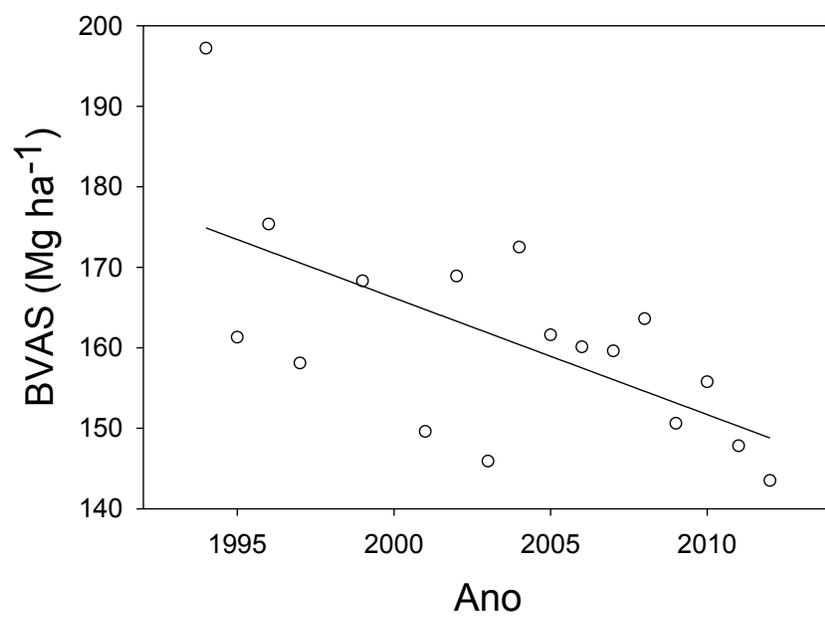


Figura 2

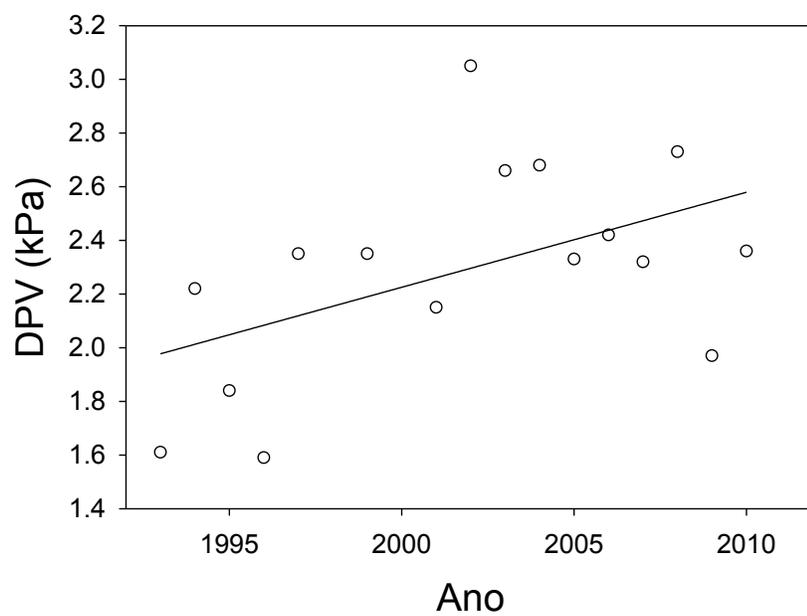


Figura 3

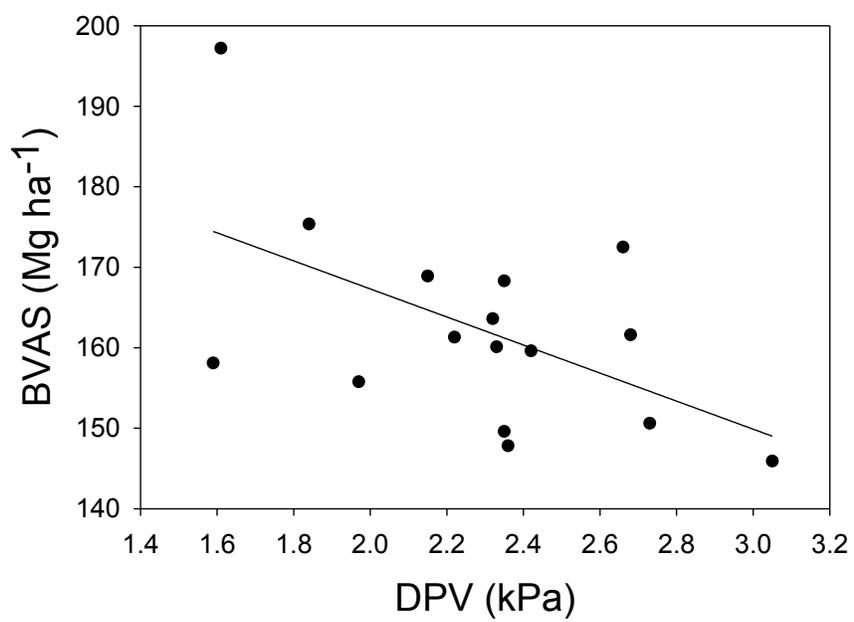


Figura 4

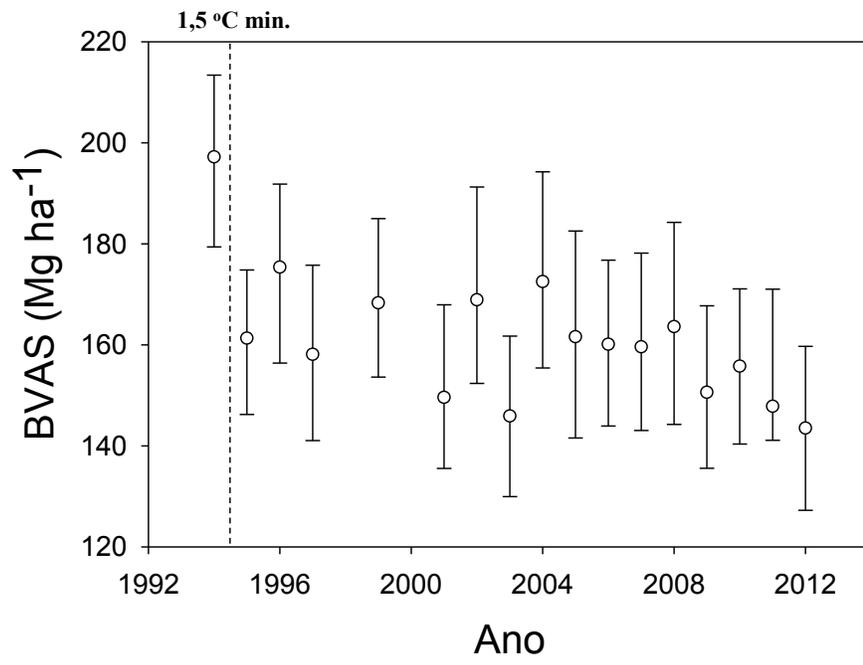


Figura 5

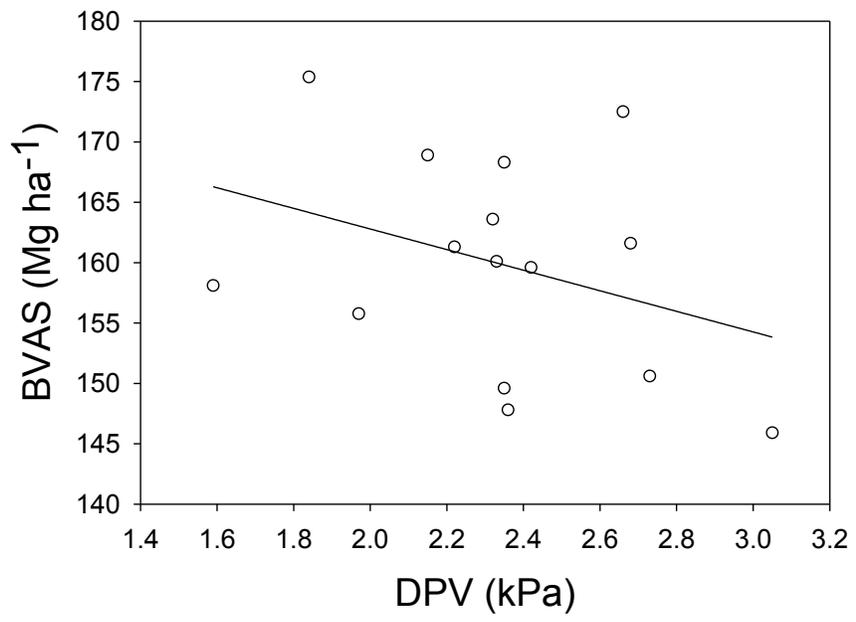


Figura 6

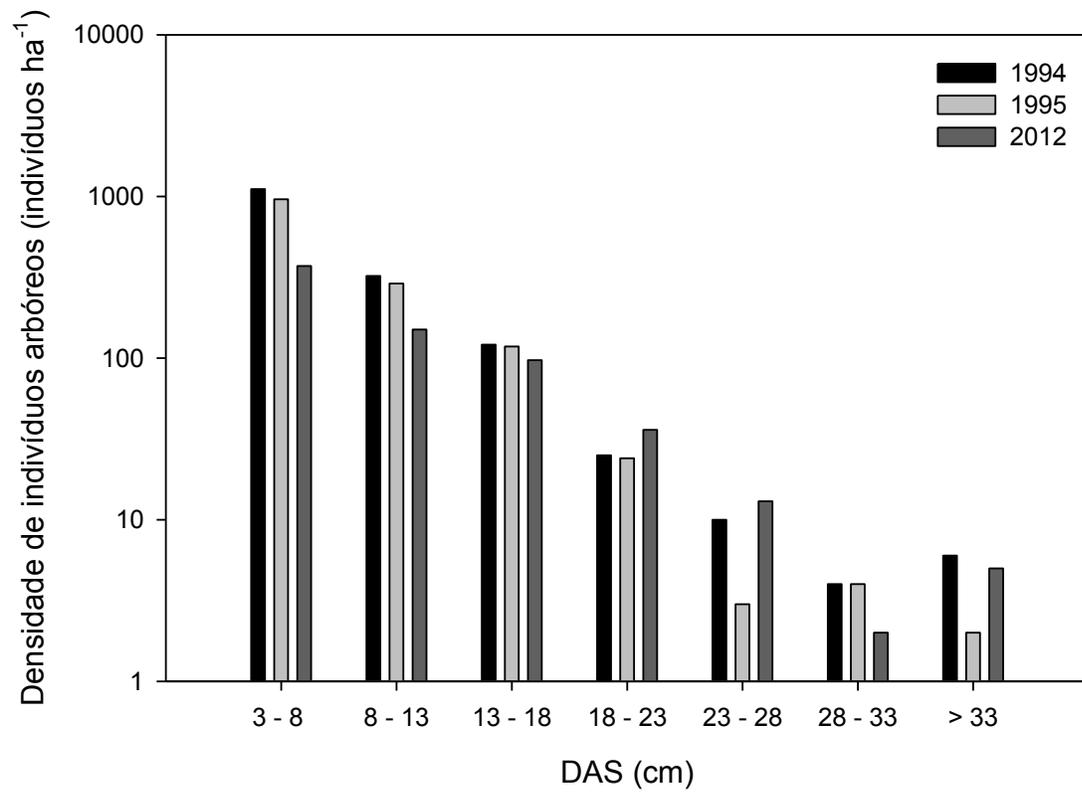


Tabela 1. Densidade de indivíduos arbóreos por classe de DAS (indivíduos ha⁻¹), densidade de indivíduos arbóreos total (indivíduos ha⁻¹), BVAS (Mg ha⁻¹) e intervalo de confiança a 95% da BVAS (Mg ha⁻¹) durante o período de 1994 a 2012.

Ano	3 - 8 cm	8 - 13 cm	13 - 18 cm	18 - 23 cm	23 - 28 cm	28 - 33 cm	> 33 cm	Densidade total	BVAS	LI	LS
1994	1111	322	121	25	10	4	6	1599	197,2	179,4	213,4
1995	959	289	118	24	3	4	2	1399	161,3	146,2	174,8
1996	967	288	121	25	8	3	3	1415	175,4	156,4	191,8
1997	873	278	110	26	8	1	3	1299	158,1	141,0	175,7
1999	850	274	124	28	4	4	3	1287	168,3	153,6	185,0
2001	607	238	91	28	7	4	4	979	149,6	135,5	167,9
2002	620	228	111	30	16	3	2	1010	168,9	152,4	191,2
2003	542	190	100	23	12	5	3	875	145,9	129,9	161,7
2004	604	238	114	31	10	4	6	1007	172,5	155,4	194,2
2005	534	180	114	32	7	7	6	880	161,6	141,6	182,5
2006	535	196	118	24	14	4	5	896	160,1	143,9	176,8
2007	496	164	118	38	7	5	5	833	159,6	143,1	178,2
2008	488	203	112	31	14	3	5	856	163,6	144,2	184,3
2009	432	161	117	29	8	3	6	756	150,6	135,6	167,7
2010	451	179	105	40	12	4	3	794	155,8	140,3	171,1
2011	392	156	100	36	11	5	4	704	147,8	141,1	171,0
2012	371	150	97	36	13	2	5	674	143,5	127,2	159,7

Biomassa viva acima do solo como modeladora de serapilheira

ANDRÉ NUNES MARTINEZ¹, BÁRBARA STEFANI CALDEIRA DOS SANTOS¹,
CAMILA DA SILVA OLIVEIRA¹, CAMILA DIAS LOURENÇO SANTOS¹, CORA
JIRSCHIK CARON¹, DESIRÉE AYUME LOPES UGOCHI¹, NICOLL ANDREA
GONZALEZ ESCOBAR¹, RAFAEL SIQUEIRA DE ANDRADE¹, RENAN
OLIVEIRA CORRÊA^{1,2}

Título resumido: Biomassa viva modulando serapilheira

¹ Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Graduação em Ciências Biológicas, Instituto de Biologia, 13083-970, Campinas, SP

² Autor para correspondência: renanocorrea@gmail.com

Resumo

A biomassa das árvores varia em função da densidade e volume da madeira e depende de interações dos fatores abióticos ambientais. A hipótese deste estudo foi que as árvores com maior altura e diâmetro seriam responsáveis pela maior contribuição de estoque de serapilheira. O estudo foi conduzido no município de Itirapina, SP, em um fragmento de Cerradão. O levantamento foi feito em uma parcela de 1600 m², subdividida em 64 parcelas de 25 m². A altura dos indivíduos foi obtida por estimativas visuais, semelhança de triângulos e equações alométricas. Coletamos uma amostragem de serapilheira para cálculo da biomassa. Calculamos a biomassa total e foliar pelas equações propostas por Delliti *et al.* (2006); para comparações, distribuimos os indivíduos em 6 classes diamétricas. Os valores de biomassa total foram de 115,31 Mg ha⁻¹ (altura corrigida) e de 98,81 Mg ha⁻¹ (altura estimada) não apresentando diferenças estatísticas. Encontramos o valor de 5,45 Mg ha⁻¹ para a biomassa foliar total, o que representa 4,73% da biomassa total. Não há diferenças estatísticas entre os valores de contribuição de biomassa foliar com a biomassa total de cada classe. Os indivíduos que mais contribuíram para a biomassa foliar foram os de diâmetro intermediário (5,1 – 20,0 cm). A média de serapilheira corresponde a 15,38 Mg ha⁻¹. Não houve diferença estatística entre a biomassa de serapilheira e esta também não apresentou correlação com a área basal ocupada e a abertura do dossel. Constatamos que não há relação significativa entre a altura e o diâmetro das árvores com a serapilheira.

Palavras-chave: Biomassa, Serapilheira, Cerrado, Alometria

Introdução

Indivíduos com maiores diâmetros apresentam maiores valores de biomassa viva acima do solo e maior biomassa foliar, sendo esta a maior contribuinte da fração de serapilheira que retorna ao solo (Carreira *et al.* 2006).

A biomassa das árvores é uma função do volume de madeira, obtido do diâmetro e da altura, de sua arquitetura e da densidade da madeira (peso seco por unidade de volume fresco) (Vieira *et al.* 2008). Ela pode ser quantificada pelo método direto (destrutivo) ou pelo método indireto, que se baseia em modelos matemáticos que utilizam relações alométricas, sendo este o método mais rápido.

A biomassa das plantas depende das interações bióticas com o ambiente. A variação, quando presente, indica fatores que afetam cada ecossistema e modulam seu desenvolvimento (Pivello & Coutinho 1992). Além destas, interações abióticas como temperatura e disponibilidade de água são importantes moduladores das relações alométricas (Aiba & Kitayama 1999; Martinez & López-Portillo 2003) e, conseqüentemente, são fatores que podem determinar diferentes estruturas de comunidades com distintos graus de complexidade.

A província do cerrado apresenta clima estacional com períodos marcadamente chuvosos e secos. Existem diferentes estratos de vegetação formando um mosaico de comunidades vegetais e ecossistemas com ampla variação nas composições estruturais e na biomassa que estão predominantemente nas diferenças de tamanho e fitofisionomias como arbustos e árvores (Delitti *et al.* 2006). As áreas do tipo cerradão apresentam solos ácidos, distróficos e com poucas áreas férteis. Desta maneira, a manutenção de florestas nestes solos se dá por mecanismos otimizadores de conservação que produzem eficiente ciclo de nutrientes (Herrera *et al.* 1978). A biomassa viva acima do solo se distribui em um gradiente ao longo das fisionomias das diferentes comunidades sendo

maior em áreas em que há predomínio da fitofisionomia arbórea em relação às herbáceas e arbustivas (Wang *et al.* 2005).

A serapilheira é constituída de materiais depositados na superfície do solo, tais como folhas, cascas, troncos, gravetos e estruturas reprodutivas. A deposição de serapilheira introduz heterogeneidade temporal e espacial ao ambiente e pode afetar a estrutura e dinâmica da comunidade vegetal (Cianciaruso *et al.* 2006). Diferentes ecossistemas florestais depositam diferentes quantidades de serapilheira. Tais diferenças advêm do ciclo biológico dessas plantas e de condições climáticas (Barbosa, J.H.C. & Faria, S.M. 2006).

As folhas apresentam plasticidade quanto à morfologia e anatomia, tipo de folha e tempo de senescência (Delitti *et al.* 2006). Solos pobres possuem efeito determinante no tempo de senescência das folhas devido à baixa disponibilidade de nutrientes para investimento em produção de folhas (Chapin, S.F. *et al.* 2002).

Nossa hipótese foi que árvores com maiores biomassas vivas acima do solo, obtidas das relações alométricas, teriam maior biomassa foliar (Delitti *et al.* 2006) e com isso contribuiriam mais com a formação de serapilheira.

Material e Métodos

Área de Estudo: o estudo foi conduzido no município de Itirapina, SP, em um fragmento de Cerradão (*sensu* Ribeiro & Walter 1998) da região, Valério (VAL) (22° 13,7' 59'' S e 47° 51,21' 61'' W), situado à altitude de 760 m ao nível do mar. O clima da região é caracterizado como Cwa de Köppen (1948), ou seja, tropical estacional, com verões úmidos e invernos secos. A temperatura média da região é de 22,9 °C (média anual 2011 – INME). A precipitação média anual é de 1.425 mm, sendo que o total de chuvas no mês mais seco não ultrapassa 30 mm (Dutra-Lutgens, 2000). O solo do

fragmento é um Neossolo Quartzarênico característico, com baixa fertilidade; pequena capacidade de retenção de água, nutrientes e alta susceptibilidade à erosão. É um solo profundo e fortemente ácido, formado por arenitos da formação Botucatu (Oliveira & Prado 1984).

Dados de caracterização da comunidade: desde 1992, tem sido realizado anualmente o levantamento de todos os indivíduos arbóreos e plântulas em uma parcela de 1600 m², subdividida em 64 parcelas de 25 m². Adotamos como critério de inclusão indivíduos com mais de 3 cm de diâmetro, excluindo palmeiras e lianas. Dos dados mensurados, utilizamos o diâmetro na altura do solo (DAS), altura estimada dos indivíduos presentes no fragmento e a altura da serapilheira das parcelas. A mensuração de DAS foi realizada com fita métrica e paquímetro e para a determinação da altura de serapilheira foi utilizada uma régua graduada.

Estimativa da altura dos indivíduos: a altura dos indivíduos foi estimada por dois métodos visuais realizados em campo e um terceiro, cujo cálculo baseia-se na estrutura diamétrica proposta por Delitti *et al.* (2006). Em campo, realizamos para todos os indivíduos uma estimativa visual direta e para uma amostragem de 84 indivíduos utilizamos a técnica baseada em semelhança de triângulos. Para criar um triângulo retângulo, utilizamos uma haste do tamanho do braço da pessoa que estava mensurando a altura, que se distanciava do indivíduo a ser medido até que a projeção vertical da haste incluísse a altura da planta. Com isso, a distância da pessoa ao indivíduo corresponde à sua altura. Erros relacionados à acuidade visual da pessoa são esperados para os dois métodos, contudo o desvio será maior no caso da estimativa direta.

O modelo proposto por Delitti *et al.*(2006) relaciona o diâmetro com a altura numa função obtida através de um gráfico de dispersão.

Cálculo da biomassa viva acima do solo: as equações usadas para calcular a biomassa foram propostas por Delitti *et al.* (2006). Usamos a equação 1 para calcular a biomassa total e a equação 2 para calcular a biomassa foliar.

Equação 1 $Y=28,77*D^2H$ **Equação 2** $Y=210,93+17,63*DH$

Onde D é igual ao diâmetro e H é igual à altura.

Para o cálculo da biomassa total e foliar das diferentes espécies, os indivíduos foram classificados segundo o seu diâmetro. As classes diamétricas são: a) 3 cm até 5 cm; b) 5,1 cm até 10 cm; c) 10,1 cm até 15 cm; d) 15,1 cm até 20 cm e) a partir de 20,1 cm. A biomassa total e foliar serão expressas em $Mg\ ha^{-1}$.

Coleta e quantificação de serapilheira: coletamos a serapilheira presente numa área de 0,25 m² em quatro parcelas diferentes, a fim de amostrar uma porção representativa da serapilheira nas 64 parcelas. Nós secamos o material posteriormente utilizando um forno doméstico. A secagem foi repetida três vezes para cada amostra. Após este processo, pesou-se as amostras secas em balança semi-analítica digital para posterior cálculo de biomassa.

Cálculo da biomassa de serapilheira: utilizamos o valor de massa seca e altura da serapilheira das quatro parcelas amostradas para a construção de uma curva de correlação entre estas duas variáveis. A partir da equação obtida, calculamos a massa de serapilheira para todo o fragmento. A massa de serapilheira por hectare corresponde à sua biomassa e é expressa em $Mg\ ha^{-1}$. Esta é uma das maneiras possíveis para a estimativa de biomassa, apresenta pouca acurácia, contudo é adequada para estabelecer um panorama do fragmento estudado.

Resultados e Discussão

Medição da altura real dos indivíduos

Medimos a altura de 83 indivíduos e correlacionamos com suas alturas estimadas (Figura 1). Os erros de observação de altura tanto subestimam quanto superestimam o valor real, de maneira que o efeito destes erros é diluído. Visualizamos essa compensação quando calculamos a biomassa viva acima do solo utilizando a altura estimada e a altura medida e não encontramos diferenças significativas, como mostraremos nos resultados de biomassa.

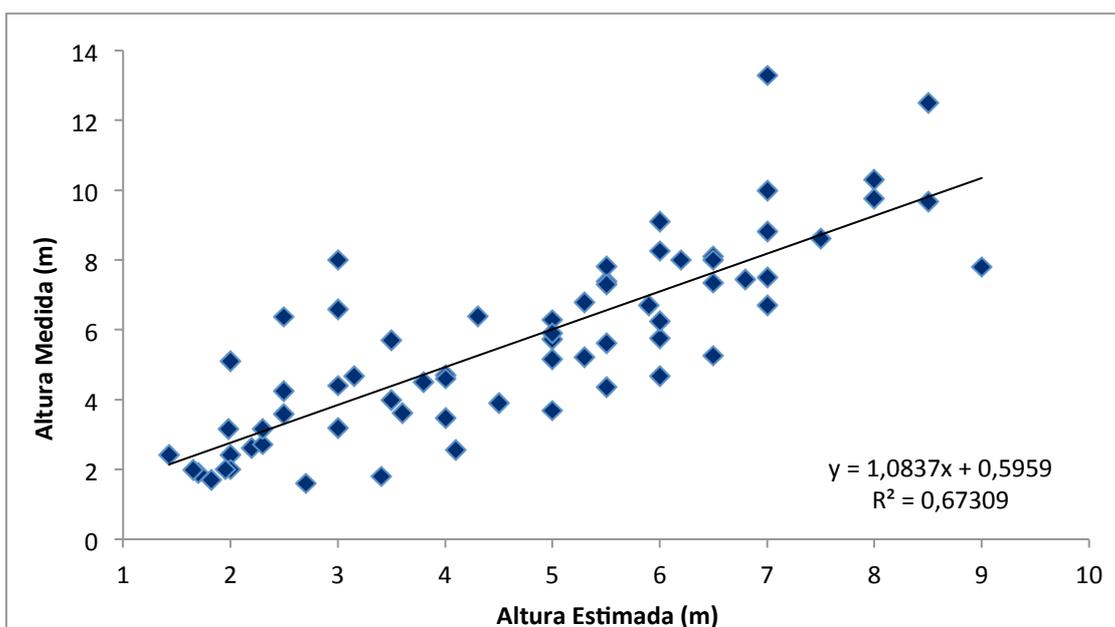


Figura 1 – Gráfico representando a relação entre a altura medida e altura estimada.

Utilizamos dois métodos para a correção da altura estimada. Um deles foi obtido pela correlação entre a altura medida e a altura estimada encontrada na Figura 1. O outro foi o método utilizado por Delitti *et al.* (2006) que correlaciona diâmetro com altura (Figura 2). Este método foi construído baseado em uma vegetação com arquitetura homogênea. No entanto, em nosso fragmento não há esta homogeneidade de arquitetura, uma vez que a vegetação apresenta muita variação. Para o mesmo valor de

diâmetro existem diferentes valores de altura. Quando separamos as diferentes classes diamétricas e correlacionamos as suas alturas ajustadas pelo diâmetro e as alturas medidas, não encontramos nenhuma relação. Os valores de R^2 se encontram na Tabela 1. Assim utilizamos apenas o primeiro método (altura medida por altura estimada) para a correção, pois o ajuste de altura estimada pelo diâmetro se torna pouco eficiente.

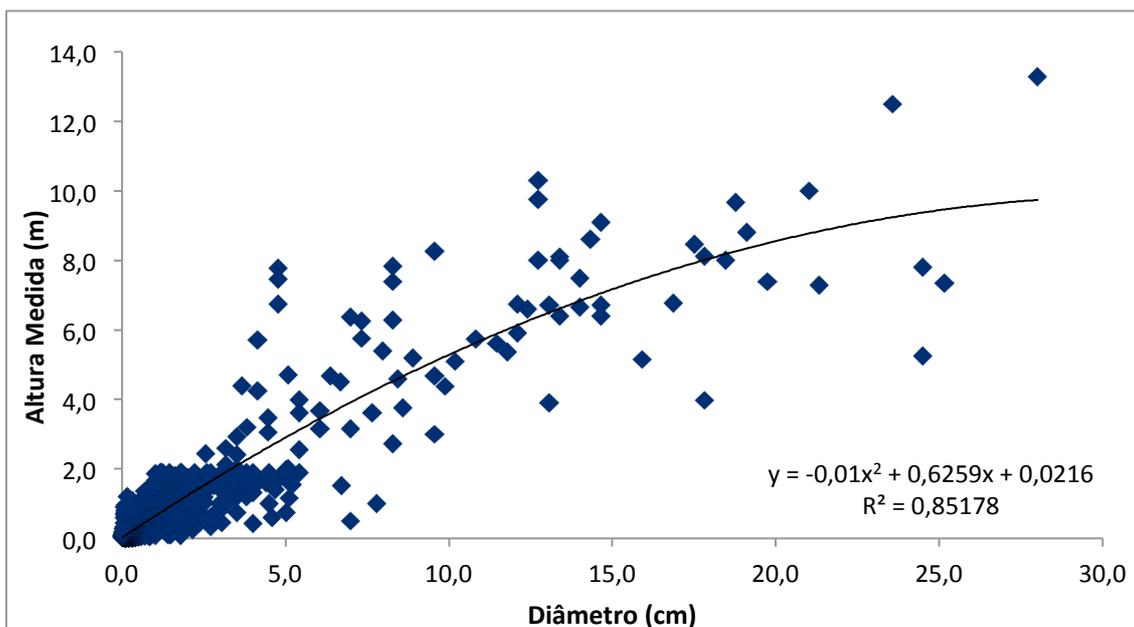


Figura 2 – Gráfico representando a relação entre a altura e o diâmetro.

Tabela 1 – Índice de correlação (R^2) de cada classe diamétrica.

Classes diamétricas (cm)	R^2
3,0 – 5,0	0,0192
5,1 – 10,0	0,1215
10,1 – 15,0	0,0135
15,1 – 20,0	0,0694
20,1 – 25,0	0,0102
> 25,1	0,0012

Cálculo da biomassa viva acima do solo

Calculamos a biomassa viva acima do solo utilizando a altura ajustada e também com a altura estimada para ver qual seria o erro entre elas. Os valores foram 115,31 Mg ha⁻¹ e 98,81 Mg ha⁻¹, respectivamente, não apresentando diferenças significativas.

Em florestas tropicais úmidas, que apresentam pluviosidade elevada e constante (média anual de 2000 mm), Vieira *et al.* (2011) encontrou um valor alto de biomassa viva acima do solo, cerca de 260 Mg/ha⁻¹. Já no cerrado, nossa área de estudo, encontramos um valor menor, cerca de 116 Mg/ha⁻¹, o que pode ser explicado, mas do que pela restrição pluviométrica (média anual de 1500 mm), por sua estacionalidade, uma vez que esta província apresenta períodos marcadamente chuvosos e secos. Assim, vemos que os indivíduos apresentam, de acordo com estes fatores abióticos, diferentes estratégias de alocação de recursos e geram, por conseguinte, diferentes formações estruturais.

Determinamos também o valor de biomassa foliar utilizando a equação de Delitti *et al.* (2006) para saber o quanto as folhas representam da biomassa total viva acima do solo. Encontramos um valor de 5,45 Mg ha⁻¹, sendo este 4,73% da biomassa total. Classificamos os indivíduos por classes de diâmetros para entender qual classe apresentava maior biomassa foliar e maior contribuição com as biomassas totais. Os valores se encontram na Tabela 2.

Não há diferenças significativas entre os valores de contribuição de biomassa foliar com a biomassa total de cada classe. Ao contrário do que se esperava, as classes que mais contribuem com a biomassa foliar e, conseqüentemente com a formação de serapilheira, não são as de maior diâmetro (> 20,1 cm) e sim as com diâmetro

intermediário (5,1 – 20,0 cm). A relação biomassa foliar e biomassa lenhosa de cada classe se encontra na Figura 3. As classes de diâmetro intermediário contribuem mais com a biomassa foliar do que as classes de maior diâmetro. A contribuição individual das árvores das classes de maior diâmetro é maior em relação os indivíduos das outras classes (Figura 4), no entanto a contribuição total da classe é inferior devido ao diminuto número de indivíduos representantes dessa classe (Figura 5).

Tabela 2 – Valores de biomassa total e foliar de cada classe diamétrica e suas porcentagens em relação ao total.

Classes diamétricas (cm)	Biomassa viva acima do solo (Mg ha ⁻¹)	Contribuição		Contribuição com biomassa da classe (%)	Contribuição com biomassa foliar total (%)
		com biomassa viva total (%)	Biomassa foliar (Mg ha ⁻¹)		
3,0 – 5,0	2,14	1,90	0,62	28,90	11,36
5,1 – 10,0	11,84	10,30	1,23	10,41	22,60
10,1 – 15,0	24,07	20,90	1,33	5,52	24,38
15,1 – 20,0	33,24	28,80	1,27	3,82	23,30
20,1 – 25,0	19,41	16,80	0,55	2,82	10,04
> 25,1	24,61	21,30	0,45	1,84	8,32

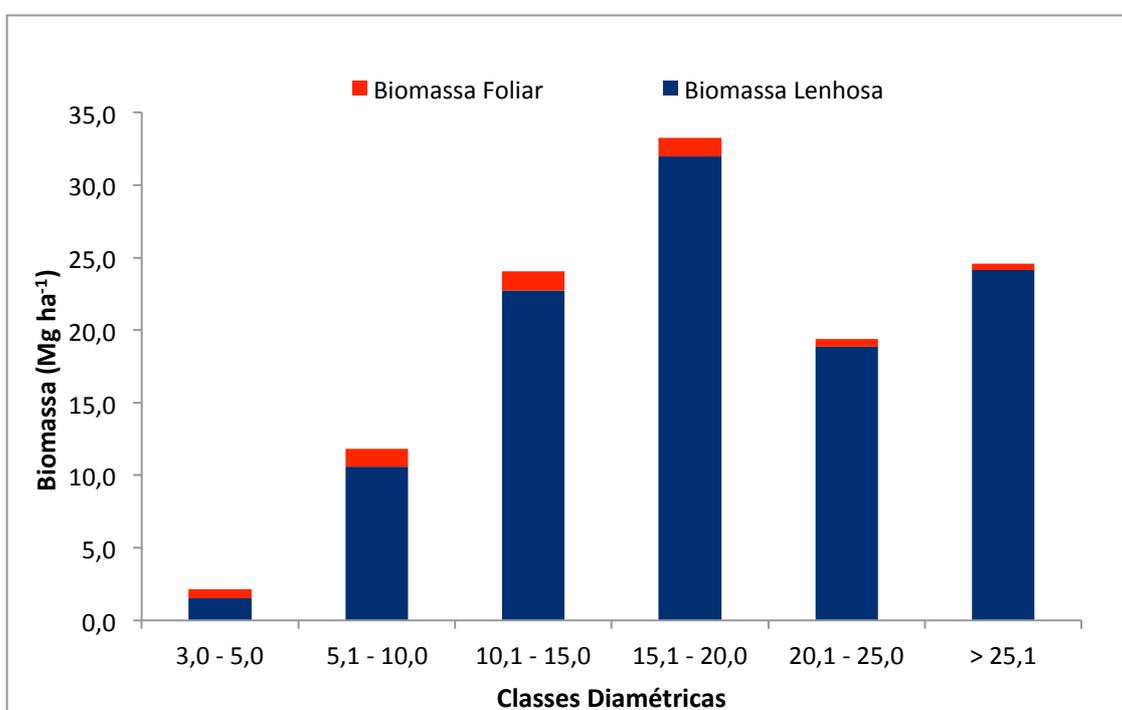


Figura 3 – Gráfico representando a relação entre biomassa foliar e biomassa lenhosa.

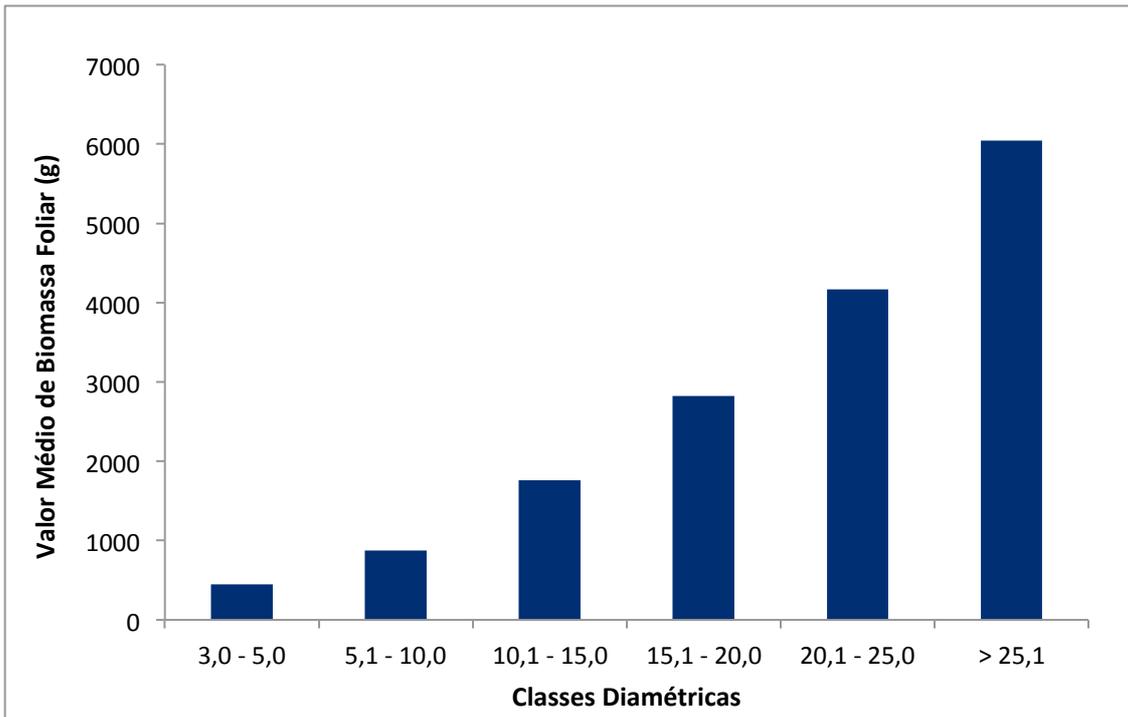


Figura 4 – Gráfico representando o valor médio de biomassa foliar dos indivíduos de cada classe.

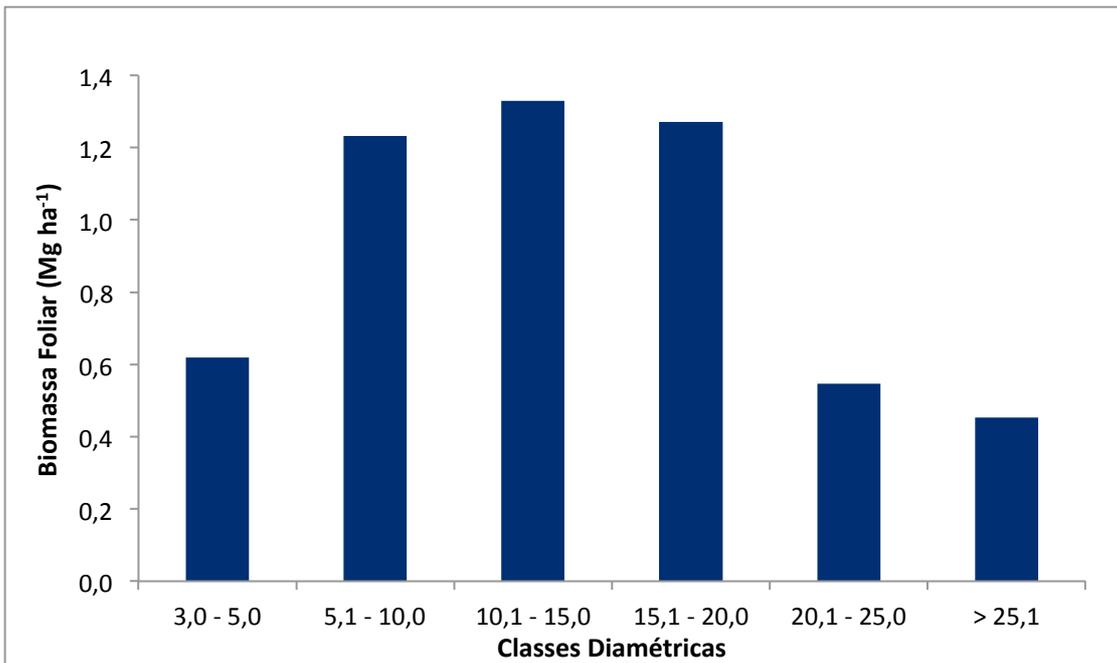


Figura 5 – Gráfico representando a biomassa foliar total de cada classe.

Biomassa de serapilheira no fragmento

O cálculo de biomassa total da serapilheira relacionou a massa amostrada (área 0,25 m²) com a altura da serapilheira em cada parcela. Obteve-se uma curva com os dados dos quatro pontos amostrais coletados, a partir da qual se calculou a biomassa da serapilheira de todas as parcelas (Figura 6).

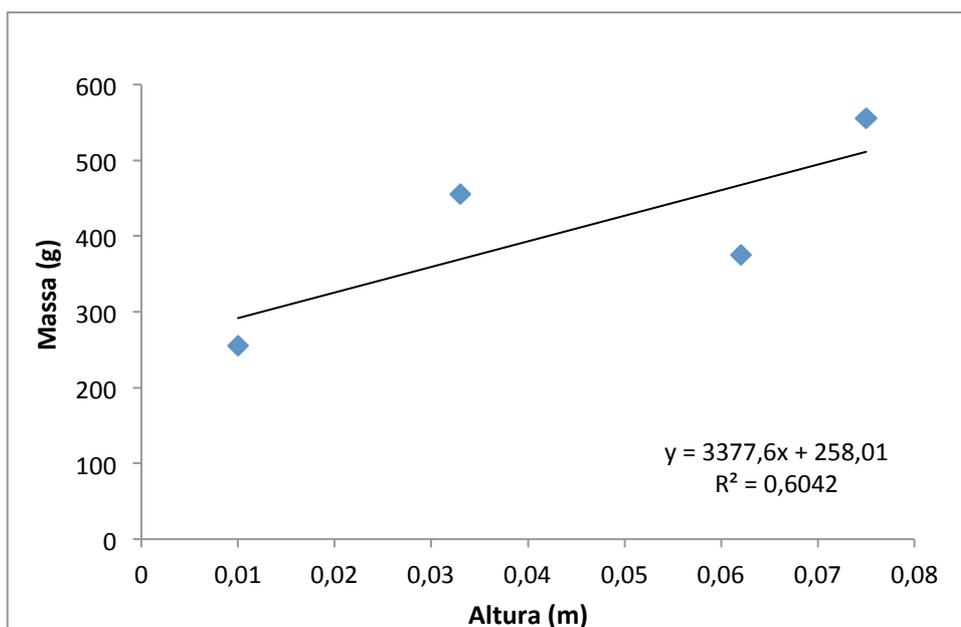


Figura 6 – Gráfico representando a relação entre massa e altura de serapilheira.

A biomassa estocada de serapilheira de cada parcela está representada na Figura 7. Não houve diferença significativa entre a quantidade de serapilheira nas diferentes parcelas. A média de serapilheira corresponde a 15,38 Mg ha⁻¹.

Observamos que houve aumento da biomassa de serapilheira nos últimos anos (Figura 8) enquanto que a biomassa viva total acima do solo, para o mesmo período, apresentou uma queda (comunicação pessoal Pereira, C.G. *et al.* - Figura 9). Não existe relação direta entre biomassa viva acima do solo com serapilheira, pois apesar de existir uma tendência a queda da biomassa ao longo dos anos o Intervalo de Confiança (Chave *et al.* 2003) não nos permite dizer que há variação significativa.

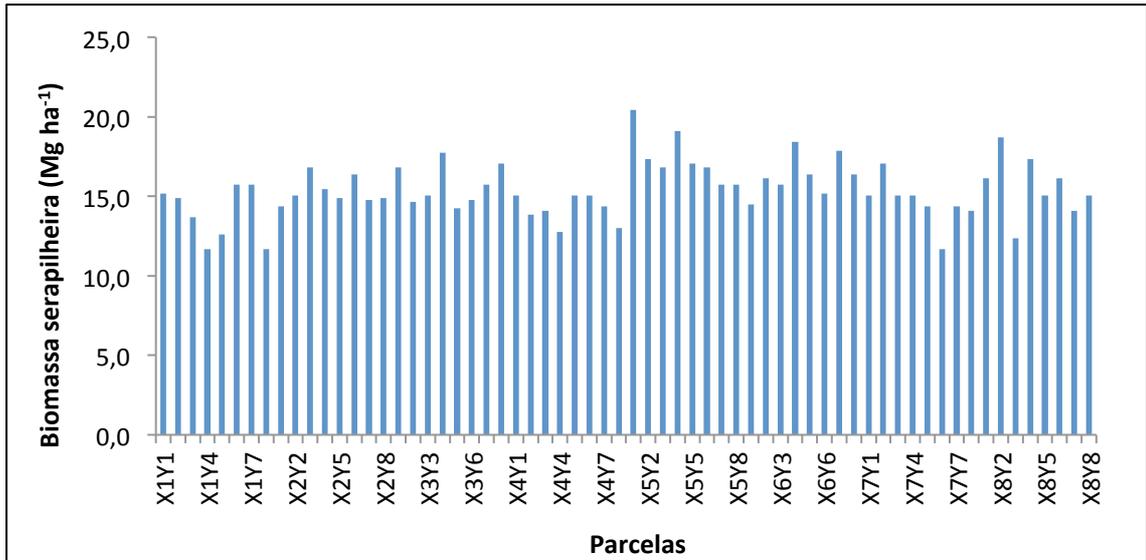


Figura 7 – Gráfico representando a biomassa de serapilheira para cada parcela.

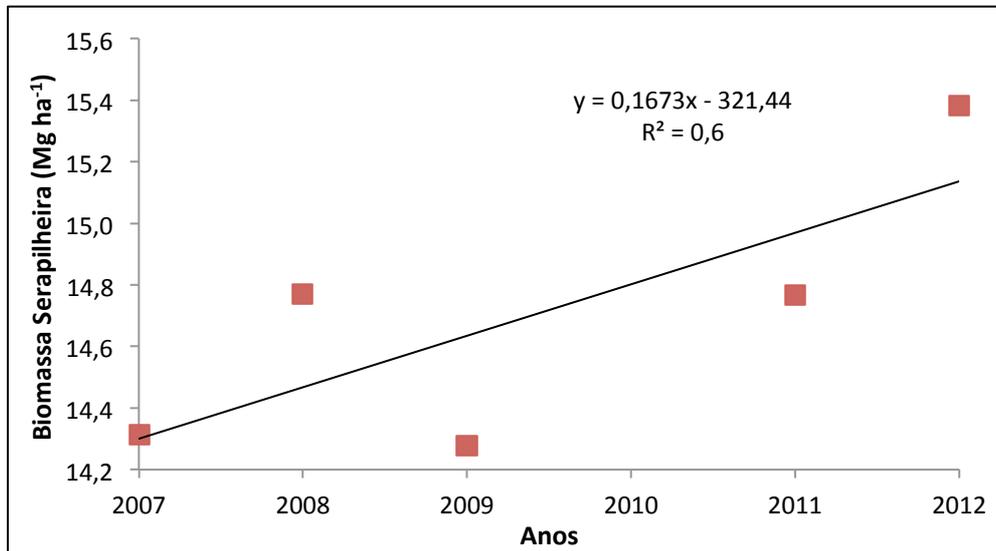


Figura 8 – Gráfico representando a biomassa de serapilheira ao longo dos anos.

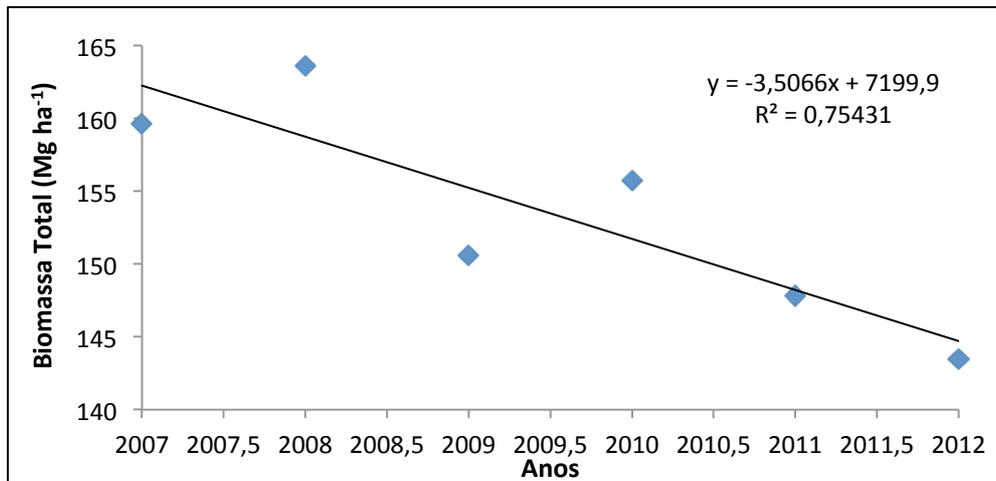


Figura 9 – Gráfico representando a biomassa total ao longo dos anos (Pereira, C.G. et al.).

Tentamos relacionar também os dados de serapilheira com outras variáveis como a abertura do dossel e área basal ocupada. Construímos uma representação das parcelas que esquematizam a diferença dessas variáveis entre as parcelas e observamos que não há nenhuma correlação visual entre as variáveis testadas (Figuras 10.1-4).



Figura 10.1 – Esquema comparativo entre as parcelas da biomassa de serapilheira (Mg ha⁻¹).

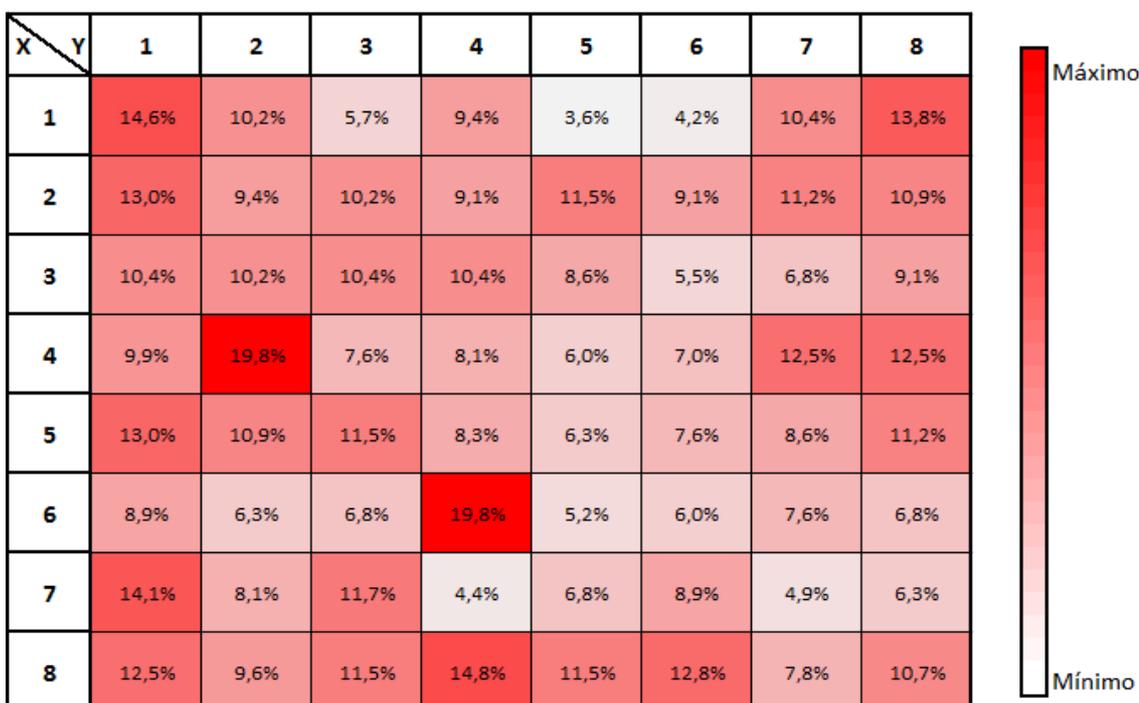


Figura 10.2 – Esquema comparativo entre as parcelas da abertura de dossel (%).

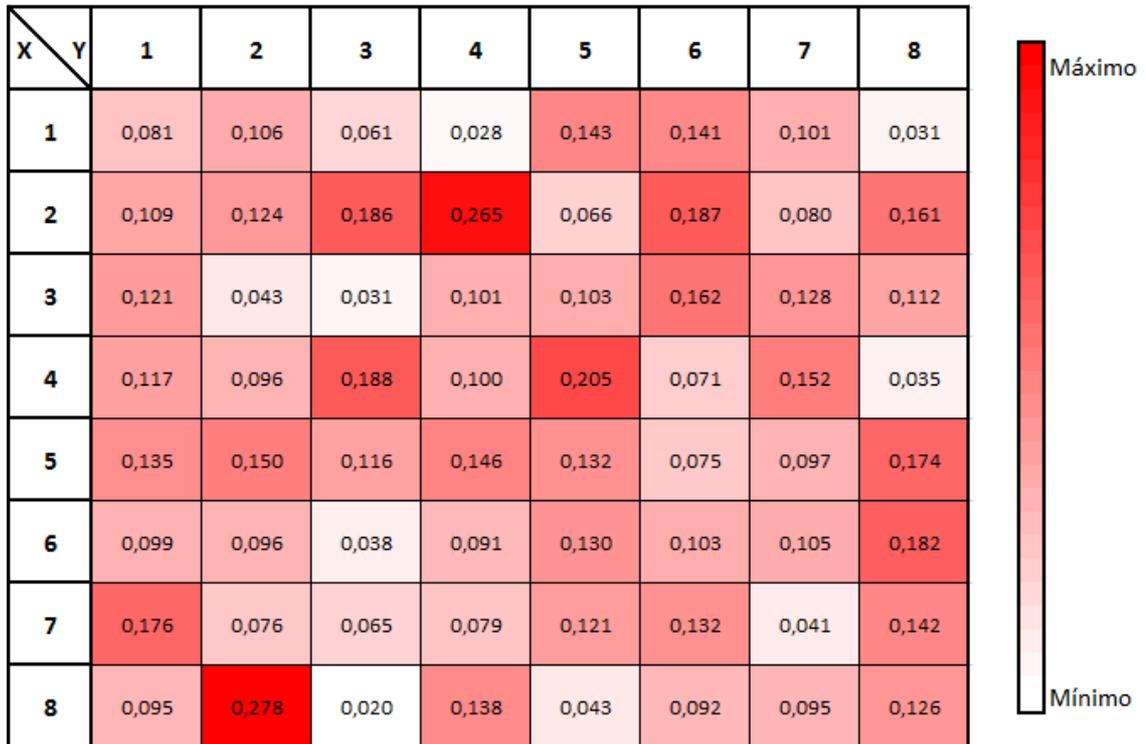


Figura 10.3 – Esquema comparativo entre as parcelas da área basal ($m^2 u.a^{-1}$).



Figura 10.4 – Esquema comparativo entre as parcelas da biomassa foliar ($Mg ha^{-1}$).

Nossa hipótese poderia ser corroborada se analisássemos os parâmetros observados ao nível de indivíduo. Como esse trabalho foi realizado levando em consideração a comunidade como um todo, vimos que não há correlação de biomassa viva acima do solo e a formação da serapilheira.

Agradecimentos

Agradecemos aos professores Simone Vieira, Flavio Santos e Fernando Martins pelas orientações e discussões que nortearam a produção deste trabalho. Agradecemos também à Universidade Estadual de Campinas e ao Instituto de Biologia pelo oferecimento da disciplina de Tópicos em Ecologia Vegetal.

Referências Bibliográficas

AIBA, S.I., KITAYAMA, K., 1999. Structure, composition and species diversity in an altitude–substrate matrix of rain forest tree communities on Mount Kinabalu, Borneo. *Plant Ecol.* 140, 139–157.

BARBOSA, J. H. C. & FARIA, S. M, 2006 Aporte de serapilheira ao solo em estágios sucessionais florestais na reserve biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia*, vol 3. P461-476.

CARREIRA, R.C., RONDON J.N., & ZAIDAN L.B.P. 2006. Produção de serapilheira em uma área de cerrado de Mogi Guaçu, SP. Dissertação de doutorado, Instituto de Botânica, São Paulo, p149

CHAPIN, S.F., MATSON, A.P., MOONEY, A.H., 2002. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*.

CHAVE, J., CONDIT, R., LAO, S., CASPERSEN, J. P., FOSTER, R. B. & HUBBELL, S. P. 2003. Spatial and temporal variation in biomass of a tropical forest: results from a large census plot in Panama. *Journal of Ecology* 91:240–252.

CIANCIARUSO M. V., PIRES J. S. R., DELITTI W. B. C., SILVA E. F. L. P. 2006. Produção de serapilheira e decomposição do material foliar em um cerradão na

Estação Ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP, Brasil. *Acta bot. bras.* 20(1): 49-59

DELITTI, W.B.C., MEGURO, M., & PAUSAS, J.G., 2006. Biomass and mineralmass estimates in a cerrado ecosystem. *Revista Brasil. Bot.*, V.29, p.531-540.

DUTRA-LUTGENS, H. 2000. Caracterização ambiental e subsídios para o manejo da zona de amortecimento da Estação Experimental e Ecológica de Itirapina-SP. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

HERRERA, R.; JORDAN, C.F.; KLINGE, H.; MEDINA, E. 1978. Amazon ecosystems: Their structure and functioning with particular emphasis on nutrients. *Interciencia*, 3: 223-232.

INME – Instituto Nacional de Meteorologia www.inme.gov.br (Acesso em 04/02/2012)

KÖPPEN, W. 1948. *Climatologia*. Fundo de Cultura Econômica, Buenos Aires (Trad. de Guendriss du Klimakunde, 1923).

MARTINEZ, A.J., LO'PEZ-PORTILLO, J., 2003. Allometry of *Prosopis glandulosa* var. *torreyana* along a topographic gradient in the Chihuahuan desert. *J. Veg. Sci.* 14, 111–120.

OLIVEIRA, J.B. & PRADO, H. 1984. Levantamento pedológico semi-detalhado do Estado de São Paulo: quadrícula de São Carlos II. Campinas: Instituto Agrônômico. (Boletim Técnico, 98).

PIVELLO, V.R. & COUTINHO, L.M. 1992. Transfer of macronutrients to the atmosphere during experimental burnings in an open cerrado (Brazilian Savanna). *Journal of Tropical Ecology* 8:487-497.

RIBEIRO, J.F. & WALTER, B.M.T. 1998. Fitofisionomias do bioma cerrado. *In* Cerrado: ambiente e flora (S.M. Sano & S.P. Almeida, eds.) EMBRAPA, Planaltina. Pg. 89-152.

VIEIRA, S.A., ALVES, L., AIDAR, M., ARAÚJO, L.S., BAKER, L., BATISTA, J.L.F., CAMPOS, M.C., CAMARGO, P.V., CHAVE, J., DELLITI, W.B.C., HIGUCHI, N., HONORIO, E., JOLY, C.A., KELLER, M., MARTINELLI, L.A., MATTOS, E.A., MEZTKER, T., PHILLIPS, O., SANTOS, F.A.M., SHIMABAKURO, M.T., SILVEIRA, M., & TRUMBORE S.E. 2008. Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. *Biota neotrop.* p.21-29

VIEIRA, S.A, ALVES, L.F., DUARTE-NETO,P.J., MARTINS, S.C., VEIGA, L.G., SCARANELLO, M.A., PICOLLO, M.C., CAMARGO, P.B., DO CARMO, J.B., NETO, E.S., SANTOS, F.A.M., MARTINELLI, J., MARTINELLI, L.A. 2011. Stocks of carbon and nitrogen and partitioning between above- and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range. *Ecology and Evolution*.

WANG, X., FANG, J., TANG, Z., ZHU, B., 2005 Climatic control of primary structure and DBH-height allometry in Northeast China. *Forest Ecology and Managemen*, p264-274

Luz e alelopatia explicam a distribuição de populações no cerrado?

ABEL FURLAN GARCIA¹, DANIELLA VINHA², MAURO BRUM^{3,4}.

Luz e alelopatia explicam a distribuição de populações no cerrado?

¹ Departamento de Biologia Animal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas 13083-970, SP, Brasil.

² Departamento de Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas 13083-970, SP, Brasil.

³ Departamento de Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas 13083-970, SP, Brasil.

⁴ Autor para correspondência: maurobrum@yahoo.com.br

RESUMO – (Luz e alelopatia explicam a distribuição de populações no cerrado?). Testamos a hipótese de que fatores físicos e biológicos influenciam na distribuição de população de plantas. O estudo foi desenvolvido no município de Itirapina, SP, em um fragmento de Cerrado Denso, utilizando *Xilopia aromatica* (Annonaceae) como modelo. Em 64 parcelas de 5 x 5 m, medimos o diâmetro do caule à altura do solo (DAS) de todas as espécies cujos indivíduos eram maiores ou iguais a 3 cm e estimamos a altura visualmente, com exceção de *X. aromatica*, no qual todos os indivíduos foram medidos, independente do critério mínimo de inclusão. Uma regressão linear simples foi utilizada para testar a relação existente entre a abertura do dossel e a abundância de todos os indivíduos de *X. aromatica* e a abertura do dossel e a razão alométrica (altura-diâmetro). Uma Análise de Componentes Principais resumiu a variação das espécies alelopáticas sobre a população de *X. aromatica* entre as parcelas. Uma regressão linear simples mostrou uma influência negativa das espécies alelopáticas sobre a população de *X. aromatica*. Encontramos uma relação positiva entre a abundância e a relação alométrica (altura/DAS) de *X. aromatica* e o grau de abertura do dossel. Nossos resultados mostram que os fatores físicos e biológicos explicam a ampla distribuição de *X. aromatica*, mas outros processos, como a dispersão, podem ser importantes para essa população.

Palavras-chave: Abertura do dossel, Cerrado Denso, competição por interferência, relações alométricas, interações ambientais.

Introdução

Os mecanismos de coexistência de espécies e a diferenciação de nicho em comunidades de plantas têm sido alvo de estudos nos últimos anos (Chesson *et al.* 2004; Westoby & Wright 2006). A temperatura, as características do solo (pH, textura, salinidade e nutrientes) e a disponibilidade de luz afetam o estabelecimento e a distribuição de espécies. As interações competitivas são importantes na coexistência de espécies, levando a especializações e redução dos nichos efetivos, como resultado da redução da competição inter-específica. As diferenciações levam a um trade-off: um bom colonizador é um fraco competidor, possuindo poucas estratégias ou adaptações para permanecer em uma mancha de recurso e um bom competidor é um colonizador fraco, se estabelecendo em um ambiente após a colonização inicial, excluindo os colonizadores (Cadotte 2007).

A intensidade luminosa está relacionada com a temperatura, evapotranspiração e na demanda fotossintética das plantas (Chapin III *et al.* 2002). Os limites de tolerâncias das espécies em relação às variações na intensidade luminosa dependem de suas restrições filogenéticas ou de sua capacidade de ajustes plásticos em relação às mudanças do ambiente (Percy 2007). Níveis altos de intensidade luminosa são restritivos para algumas espécies e fundamentais para outras. Em formações florestais mais densas, a restrição na disponibilidade de luz pode limitar a ocorrência de algumas espécies. A entrada de luz através do dossel é influenciada especialmente pela altura das plantas e pela cobertura vegetal (Lemos-Filho *et al.* 2010). Além disso, eventos estocásticos como quedas de árvores ou eventos climáticos extremos podem causar abertura do dossel, favorecendo o recrutamento de plantas sensíveis a maior intensidade luminosa (Percy 2007).

Mesmo em condições favoráveis de luz e disponibilidade de nutrientes, muitas plantas não conseguem se estabelecer em determinados locais. Os fatores bióticos exercem um papel importante na distribuição de muitas espécies. Espécies competem por recurso (nutrientes, acesso à luz e água), seja agindo diretamente sobre o recurso (competição por exploração) ou impedindo que outras

espécies tenham acesso a este (competição por interferência). A alelopatia é um tipo de competição por interferência que pode ser entendida como qualquer efeito causado, direta ou indiretamente por um organismo sobre o outro, através de substâncias químicas que influenciam o desenvolvimento de outras espécies em uma comunidade (Ferreira 2005).

O Cerrado é uma província rica em diversidade de espécies e uma das mais ameaçadas do planeta, representando uma das áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade (Myers *et al.* 2000). Plantas que crescem no Cerrado estão sujeitas a fatores elevados de estresse como altos níveis de radiação, altas temperaturas e baixa umidade. Dentre as diferentes fisionomias do Cerrado, no Cerrado Denso e Cerradão, a luz é um recurso limitado pelo dossel (Coutinho 1978) e muitas espécies apresentam potencial alelopático (Silva *et al.* 2006). *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart. (Annonaceae) é uma espécie muito abundante nas diferentes fisionomias de Cerrado, possivelmente devido a sua capacidade de colonização em áreas de bordas e florestas perturbadas (Miranda-Melo *et al.* 2007).

Nesse estudo, testamos a influencia de fatores físicos (luz) e o efeito de espécies competidoras (alelopatia) sobre a abundância e distribuição da população de *X. aromatica* em um fragmento de Cerrado Denso. Esperamos que a distribuição de *X. aromatica* esteja positivamente relacionada com a disponibilidade de luz, mas que as interações interespecíficas limitem o padrão de distribuição.

Material e Métodos

Área de estudo - O estudo foi desenvolvido no município de Itirapina, SP (22^o15' S; 47^o49' W), em um fragmento de Cerrado denso (*sensu* Ribeiro & Walter 1998), situado em altitude de 760 m. O clima da região é caracterizado como Cwa de Köppen (1948), ou seja, mesotérmico com inverno seco. A temperatura média do mês mais frio é inferior a 18°C e a do mês mais quente é superior a

22°C, com temperaturas médias de 19,7°C. A precipitação média anual é de 1.425 mm, sendo que o total de chuvas no mês mais seco não ultrapassa 30mm (Dutra-Lutgens 2000).

O solo da área estudada é do tipo Neossolo Quartzarênico, caracterizado pela textura arenosa, muito permeável a água e de baixo teor de matéria orgânica (Sano *et al.* 2008) e alta susceptibilidade à erosão (Oliveira *et al.* 1992). No fragmento não há registro de ocorrência de fogo desde 1964, e o pastoreio por gado e demais ações antrópicas não ocorreram nos últimos 20 anos.

Coleta de Dados - No fragmento estudado, encontra-se instalada uma parcela permanente 40 x 40 m, dividida em sub-parcelas de 5 x 5 m, totalizando 64 unidades amostrais. Em todas as parcelas, medimos o diâmetro do caule à altura do solo (DAS) de todos os indivíduos maiores ou iguais a 3 cm e estimamos a altura visualmente. Esses mesmos parâmetros foram medidos para *Xilopia aromatica*, independente do critério de inclusão mínimo. Essa espécie foi selecionada para o teste de hipóteses, devido à sua ampla distribuição na província do Cerrado, geralmente ocorrendo em áreas perturbadas com intensa luminosidade (Miranda-Melo *et al.* 2007), bem como na área estudada.

Análise de Dados - Normalizamos os dados de abertura do dossel e os valores da relação alométrica (altura-diâmetro) por meio de uma transformação arco-seno e $\log(x+1)$, respectivamente.

Utilizamos regressão linear simples para testar a relação existente entre a abertura do dossel e a abundância de todos os indivíduos de *X. aromatica* e para testar a relação existente entre a abertura do dossel e a razão alométrica.

Realizamos Análise de Componentes Principais (ACP) com o objetivo de resumir a variação das espécies alelopáticas sobre a população de *X. aromatica* entre as parcelas. As espécies consideradas para o estudo de competição por interferência foram *Qualea grandiflora*, *Pouteria torta*, *Pouteria ramiflora*, *Ouratea spectabilis* e *Stryphnodendron adstringens*, uma vez que essas

espécies têm comprovado potencial alelopático (Silva *et al.* 2006, F.R. Martins, com. pess.).

Fizemos uma regressão linear simples para verificar a relação da soma da abundância das espécies alelopáticas na distribuição da população de *X. aromatica* nas parcelas durante o período analisado.

Resultados

Considerando todos os indivíduos de *X. aromatica*, houve variação significativa no número de indivíduos amostrados nas parcelas durante entre os anos de 2011 e 2012 ($t: -2,42$; $gl: 126$; $p=0,016$). A abundância de *X. aromatica* foi maior em 2012 ($n=360$) em comparação com 2011 ($n=267$). Excluindo os indivíduos com $DAS < 3$ cm, não detectamos mudanças na abundância de indivíduos entre os anos.

A relação entre a abertura do dossel e a distribuição de *X. aromatica* nas parcelas foi positiva nos dois períodos ($r < 0,5$, $p < 0,05$) (Figura 1). Houve uma tendência ao aumento da razão altura/DAS em parcelas com dossel mais fechado ($r < 0,5$, $p \leq 0,05$) (Figura 2).

A análise dos componentes principais (ACP) que usamos para relacionar *X. aromatica* com espécies alelopáticas, mostrou que a distribuição dos indivíduos amostrados em 2011 e 2012 foi inversa à distribuição das espécies alelopáticas (Figura 3). A análise de regressão entre indivíduos de *X. aromatica* com $DAS \geq 3$ cm e as espécies alelopáticas mostrou que a alelopátia influenciou a distribuição de *X. aromatica* nas parcelas no período estudado ($r < 0,5$, $p < 0,05$) (Figura 4).

Discussão

Xylopia aromatica apresentou ampla distribuição nas parcelas amostradas, sugerindo que o fragmento está se recuperando das perturbações antrópicas, uma vez que essa espécie tem características colonizadora (r-estrategista), ocupando áreas de borda e perturbadas (Miranda-Melo *et al.* 2007). O aumento no número de indivíduos de um ano para o outro, especialmente das plântulas, sugere que há condições favoráveis para o estabelecimento e crescimento da população.

Os níveis de luz encontrados para a fisionomia estudada variaram de 3 a 42% e essa variação pode ser considerada ampla em uma vegetação de Cerrado Denso, em comparação com a vegetação de florestas ombrófilas densas (Whitmore 1990). A relação obtida do número de indivíduos e da razão altura/DAS com o grau de abertura do dossel indica que a luz é um fator importante para a distribuição dessa espécie.

Por outro lado, a análise de regressão mostrou tendência a um efeito inibitório das espécies alelopáticas na distribuição de *X. aromatica*. Isso sugere que os compostos do metabolismo secundário produzidos pelas espécies alelopáticas presentes no fragmento podem ter um efeito negativo no estabelecimento e o crescimento de *X. aromatica*.

Ao considerarmos o valor de r das análises de regressão linear, verificamos que o baixo valor encontrado da relação pode ser devido a influencia de outros fatores, como a disponibilidade de nutrientes, interações não alelopáticas entre as espécies e herbivoria. O valor de r obtido para nossas análises, apesar de baixo, mostra que a tendência pode ser considerada forte, uma vez que apenas dois fatores foram analisados individualmente para a população de *X. aromatica*, embora diversos outros fatores possam estar conjuntamente atuando.

Outro processo importante na distribuição de uma espécie é a capacidade de dispersão dos diásporos. A distância de dispersão é um fator limitante na distribuição de uma espécie (Leibold & Mcpeek, 2006). *Xylopia aromatica* é uma espécie que se reproduz via sementes e com estratégia de dispersão zoocórica. Seus diásporos são dispersos em diferentes escalas espaciais, primariamente por aves e secundariamente por formigas (Christianini & Oliveira, 2010). Em nossa amostragem, a distância máxima entre as parcelas era de 40 m. O trabalho de Christianini & Oliveira (2010) mostrou que aves e formigas conseguem dispersar os diásporos de *X. aromatica* a uma distância superior a 40 m e, dessa forma, todas as parcelas estão dentro dos limites de dispersão da espécie.

Tal fato sugere que a capacidade de dispersão também pode ser mais um fator que explique a distribuição dessa população nas parcelas.

Agradecimentos - Gostaríamos de agradecer à Estação Ecológica de Itirapina pelo suporte e aos professores do Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas, Fernando Roberto Martins, Flavio Maës Santos, Simone Aparecida Vieira e Rafael Oliveira, pelas sugestões.

Referências Bibliográficas

CADOTTE, M. W. 2007. Concurrent niche and neutral processes in the competition–colonization model of species coexistence. *Proc. R. Soc. B*, 274: 2739–2744.

CHAPIN III, F.S., MATSON, P.A. & MOONEY, H.A. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer-Verlag, New York.

CHESSON, P., GEBAUER, R.L.E., SCHWINNING, S., HUNTLY, N., WIEGAND, K., ERNEST, M.S.K., SHER, A., NOVOPLANSKY, A. & WELTZIN, J.F. 2004. Resource pulse, species interactions and diversity maintenance in arid and semi-arid environments. *Oecologia* 141:236-253.

CHRISTIANINI, A. V. AND OLIVEIRA, P. S., 2010. Birds and ants provide complementary seed dispersal in a neotropical savanna. *Journal of Ecology*, 98: 573–582.

DUTRA-LUTGENS, H. 2000. Caracterização ambiental e subsídios para o manejo da zona de amortecimento da Estação Experimental e Ecológica de Itirapina-SP. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

FERREIRA, A.G. 2005. Alelopatia: sinergismo e inibição. *In*: R.J.M.C. Nogueira, E.L. Araújo, L.G. Willadino, U.M.T. Cavalcante (Eds). Estresses ambientais, danos e benefícios em plantas, Imprensa Universitária, UFPE, Recife, pp. 433-440.

- KÖPPEN, W. 1948. Climatologia. Fundo de Cultura Econômica, Buenos Aires (Trad. de Guendriss du Klimakunde, 1923).
- LEIBOLD, M. A. AND MCPEEK, M. A., 2006. Coexistence of the niche and neutral perspectives in community ecology. *Ecology*, 87:1399–1410.
- LEMOS-FILHO, J.P., Spatial and temporal variability of canopy cover and understory light in a Cerrado of southern Brazil. *Braz. J. Biol.* 70:19-24.
- MIRANDA-MELO, A. A., MARTINS, F. R. & SANTOS, F. A.M., 2007. Estrutura populacional de *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart. e de *Roupala montana* Aubl. em fragmentos de cerrado no Estado de São Paulo. *Revista Brasil. Bot.*, 30:501-507.
- MITCHELL, P.L.; WHITMORE, T.C. 1993. Use of hemispherical photographs in Forest ecology. Oxford: Oxford Forestry Institute, 39p. (Oxford Occasional Papers, n. 44).
- PEARCY, R.W. 2007. Response of plants to heterogeneous light environments. *In* Functional Plant Ecology (F.I. Pugnaire & F. Valladares). CRC Press. New York.
- OLIVEIRA, J.B., JACOMINE, P.K.T. & CAMARGO, M.N. 1992. Classes de solos do Brasil: guia auxiliar para seu reconhecimento. 2ed. Jaboticabal, FUNEP. Pg. 201.
- SANO, S.M., ALMEIDA, S.T. & RIBEIRO, J.F. 2008. Cerrado: Ecologia & Flora. Volume 1. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília.
- SILVA, G.B., MARTIM, L., SILVA, C.L., YOUNG, M.C. M. E LADEIRA, A.M. 2006. Potencial alelopático de espécies arbóreas nativas do Cerrado. *Hoehnea* 33(3): 331-338.
- WESTOBY, M. & WRIGHT, I.J. 2006. Land-plant ecology on the basis of functional traits. *TREE* 21:261-268.
- WHITMORE, T. C. 1990. *An introduction to tropical rain forests*. Blackwell, London.

Legenda das Figuras

Figura 1. Regressão simples entre nº de indivíduos de *X. aromatica* e grau de abertura do dossel. A) 2011 ($r^2 = 0,2490$; $r = 0,499$; $p = 0,01$; $y = 0,4415 + 1,0898x$); B) 2012 ($r^2 = 0,1262$; $r = 0,360$; $p = 0,004$; $y = 0,5074 + 2,6465x$).

Figura 2. Regressão simples entre razão Altura/DAS e grau de abertura do dossel. a) 2011 ($r^2 = 0,1184$; $r = -0,344$; $p < 0,00001$; $y = 2,2316 - 1,4886x$); b) 2012 ($r^2 = 0,0103$; $r = -0,102$; $p = 0,05$; $y = 1,9672 - 0,7404x$).

Figura 3. Análise dos principais componentes (ACP) para *X. aromatica* e as espécies alelopáticas. A) 2011 (eixo 1: 87,829%/eixo 2: 6,2335%) ; B) 2012 (eixo 1: 43,538%/eixo 2: 29,656%).]

Figura 4. a) 2011 ($r^2 = 0,1609$; $r = -0,4012$; $p = 0,0024$; $y = 0,5429 - 0,4085x$) 2012 ($r^2 = 0,0900$; $r = -0,2999$; $p = 0,0234$; $y = 0,6196 - 0,4224x$).

Figura 01

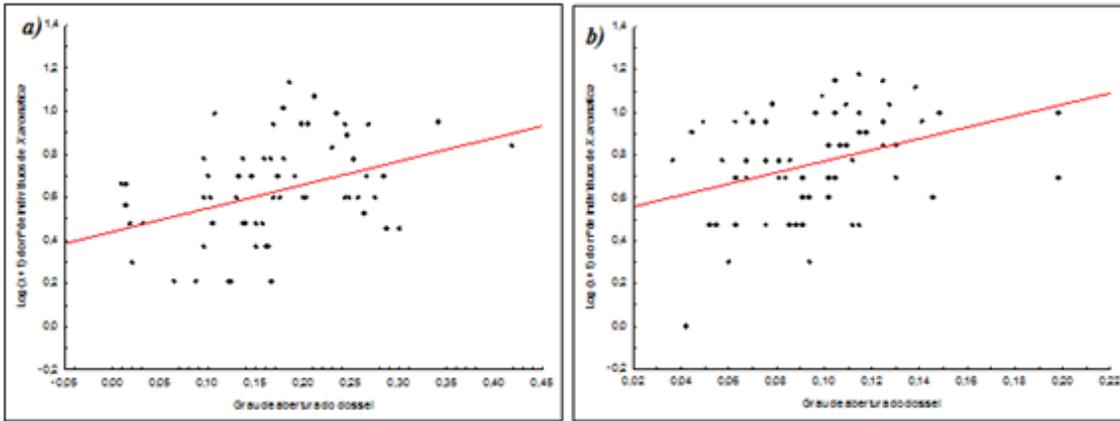


Figura 02

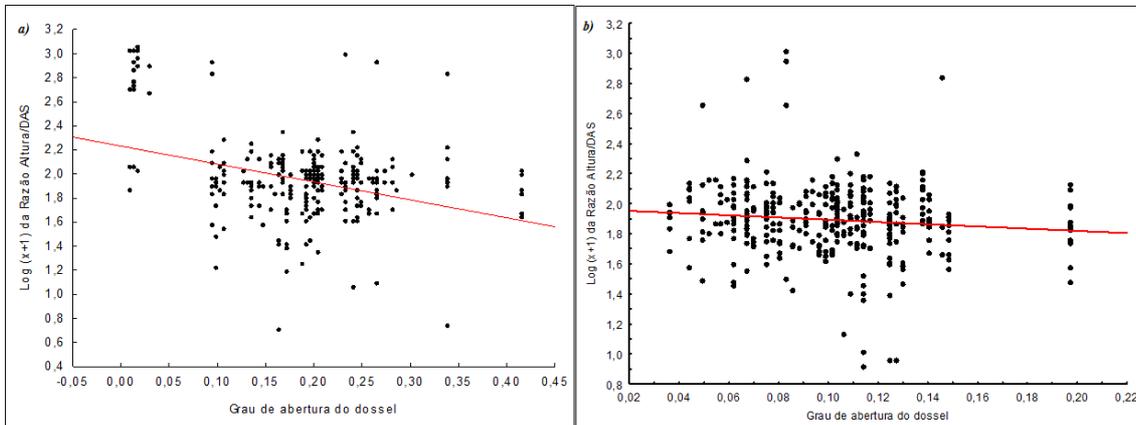


Figura 03

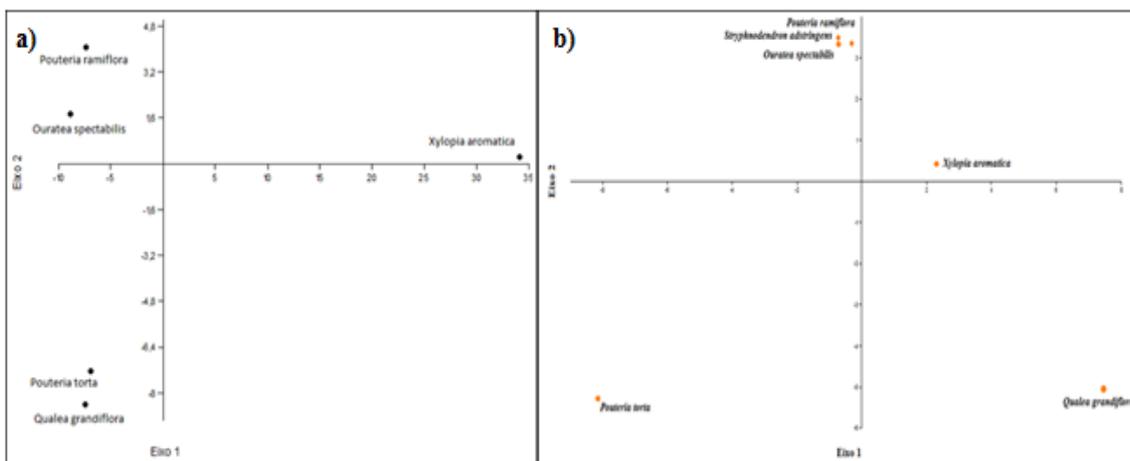
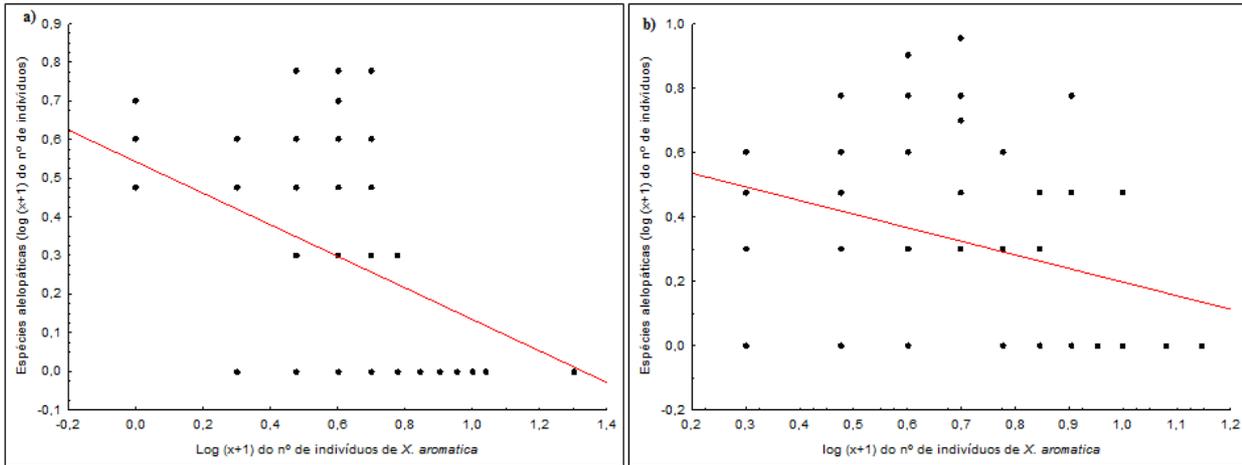


Figura 04



Partilha de nicho espacial em comunidade vegetal de Savana

FABRÍCIO S. MEYER¹, IGOR S. OLIVEIRA², JOICY MARTINS MORAIS³, MARIO JOSÉ MARQUES AZEVEDO^{2,4}

Partilha de nicho em comunidade savânica

¹ Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Caixa Postal 6109, Universidade Estadual – UNICAMP, 13083-970, Campinas, SP, Brasil.

² Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, Caixa Postal 6109, Universidade Estadual – UNICAMP, 13083-970, Campinas, SP, Brasil.

³ Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Vegetal, Instituto de Ciências Biológicas CB IV, Caixa Postal 131, Universidade Federal de Goiânia – UFG, Campus Samambaia, 74001-970, Goiânia, GO, Brasil.

⁴ Autor para correspondência: mariojosebr@yahoo.com.br

RESUMO - (Partilha de nicho espacial em comunidade vegetal de Savana). A teoria de nicho vem sendo desenvolvida e testada desde sua proposição por Grinnell em 1917 e assume papel importante na ecologia moderna. Dentre as diversas métricas propostas, os modelos nulos constituem ferramentas importantes para testar padrões reais de interações bióticas. Coexistência e competição como estruturadores de comunidades são questões recorrentes na ecologia, ainda mais quando se trata de ambientes restritivos, como o Cerrado. Assegurar um lugar no espaço para estabelecimento é permitir acesso a recursos importantes para comunidades vegetais. Neste trabalho testamos se a competição por espaço é estruturadora da comunidade. Para isso geramos modelos nulos de coocorrência utilizando *C-score* para testar competição na comunidade ao longo de 15 anos. Nossos resultados permitiram inferir ausência de competição na comunidade e sensibilidade do modelo na detecção deste tipo de interação devido à grande flutuação na abundância das espécies. Concluímos que a competição por espaço não é uma força estruturadora para comunidades de Cerrado e que a análise do *C-score* deve ser criteriosa em comunidades com grandes flutuações de abundância.

Palavras-chave - Sobreposição de nicho, competição, recurso espacial, Cerrado.

Introdução

Desde o desenvolvimento do conceito de nicho por Grinnell (1917), passando pela mudança de perspectiva de Elton (1927) e a formalização proposta por Hutchinson (1957), a teoria do nicho tem assumido um papel central e organizador da ecologia moderna (Leibold 1995). Com base no princípio de Volterra-Gause para explicar a coexistência de espécies em comunidades naturais, muitos estudos foram desenvolvidos ao longo dos anos em busca de métodos objetivos e universais de medidas do nicho (e.g. Colwell & Futuyma 1971, Pianka *et al.* 1979, Pielou 1972). Dentre as diversas métricas existentes, os modelos nulos constituem ferramentas eficientes, pois permitem o confronto de padrões gerados ao acaso com a distribuição real de espécies (Gotelli & Graves 1996).

Coexistência estável em comunidades vegetais ainda é uma questão em debate na ecologia (Silvertown 2004), o que vem inspirando estudos sobre competição (Schmida & Ellner 1984, Bond & Midgley 2001). Plantas precisam assegurar espaço para ter acesso a outros recursos (Harper 1985 *apud* Silvertown *et al.* 1992). Desta forma, a ocupação e partilha do recurso espaço pode influenciar na diversidade de comunidades vegetais em diferentes escalas ao longo do tempo (Laliberté 2009). Portanto o espaço pode ser considerado um recurso para espécies vegetais, visto que para ter acesso a outros recursos, primeiramente é necessário que um organismo sésil conquiste um espaço físico no ambiente.

O Cerrado é um conjunto de biomas brasileiros de fisionomia savânica muito pobre em nutrientes e com eventos de fogo recorrentes (Oliveira-Filho & Ratter 2002, Walter *et al.* 2008). Ambientes com estas características podem ser considerados restritivos e exigem diversas adaptações para a vida em seus domínios (F.R. Martins com. pess.). Além das pressões naturais, a descaracterização causada pelo homem faz dos Cerrados brasileiros uma província sob intensa ameaça (Myers *et al.* 2000). Desta forma, estudos sobre o papel das interações bióticas nesses ambientes são

fundamentais para a compreensão da estruturação de comunidades e para medidas que visem sua conservação.

Neste trabalho investigamos se a variação temporal de ocupação do nicho espacial reflete a dinâmica de interações entre espécies vegetais. Testamos a hipótese de que os padrões de dinâmica no espaço e no tempo não são gerados ao acaso e nossa expectativa é de que haja deslocamento do espaço de nicho em espécies mais abundantes.

Material e métodos

Área de estudo - Este estudo foi realizado em um fragmento de Cerrado denominado Valério (22° 13,7' 59'' S e 47° 51,21' 61'' W) no município de Itirapina. O solo é do tipo Neossolo Quartzarênico (Delgado *et al.* 1993) e a região apresenta clima do tipo Cwa de Köppen, com inverno seco, chuvas durante o verão e precipitação anual média de 1425 mm (Gianotti & Leitão Filho 1992). A altitude média local é de 760 m sobre o nível do mar, com temperatura média de 19,7°C (Giannotti 1998).

Coleta de dados - Para a coleta de dados delimitamos uma área de 40x40 m, totalizando 0,16 ha, composta por 64 parcelas de 5x5 m. Registramos todos os indivíduos com diâmetro a altura do solo (DAS) superior a três centímetros e utilizamos dados previamente coletados para os anos de 1997, 2001, 2004 e 2008 que utilizaram a mesma metodologia e critério de inclusão.

Análise de dados - As espécies selecionadas para as análises foram aquelas de maior abundância., detectadas a partir de um gráfico de ranque de abundância de espécies (Whitaker *plot*) gerado para os anos de 1997, 2001, 2004, 2008 e 2012..

Posteriormente geramos uma matriz de presença-ausência de indivíduos nas parcelas com as espécies selecionadas e calculamos a coocorrência pelo índice *C-score*. Este índice é a média de todas

as distribuições tipo “tabuleiro de xadrez” possíveis calculadas para as espécies que ocorrem pelo menos uma vez na matriz. O cálculo é dado pela seguinte fórmula:

$$CU = (r_i - S)(r_j - S)$$

A variável S é o número de parcelas ocupadas por espécies coocorrentes e r_i e r_j são as parcelas ocupadas pelas espécies i e j , respectivamente. Quanto maior o valor do C -score, menor a tendência à coocorrência, indicando uma comunidade estruturada pela competição.

No próximo passo, selecionamos as duas espécies que apresentaram padrões opostos de tendência nas abundâncias para analisar a sobreposição de nicho. Nesta etapa, utilizamos matrizes de abundância por parcela para cada ano para calcularmos a sobreposição de nicho das duas espécies pelo índice de Pianka.

$$O_{12} = O_{21} = \frac{\sum_{i=1}^n p_{2i} p_{1i}}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (p_{2i}^2) (p_{1i}^2)}}$$

Esta fórmula é um índice simétrico que calcula a sobreposição da espécie 1 sobre a espécie 2 na utilização do recurso i . O valor do índice varia de zero a um, sendo que valores próximos a zero indicam segregação de nicho e, conseqüentemente competição.

Tanto para a análise de coocorrência quanto para a sobreposição de nicho utilizamos o procedimento de randomização no programa EcoSim 7.0 (Gotelli. & Entsminger 2001) configurado para 5000 permutações.

Resultados

O número de indivíduos variou de 1317 a 690 para os anos de 1997 e 2012 respectivamente (Tabela 1). O número de espécies seguiu a mesma tendência de queda variando de 63 a 41 para os

mesmos anos. Para cada um dos anos, nove espécies de maior abundância, representando mais de 70% da abundância total, foram utilizadas nas análises.

A coocorrência das nove espécies mais abundantes não diferenciou significativamente do modelo gerados ao acaso, exceto para o ano de 2004. Neste ano a coocorrência foi significativamente menor que o valor esperado ao acaso (Tabela 2), indicando competição. Das nove espécies mais abundantes, duas apresentaram padrões oposto de tendência na abundância: *Vochysia tucanorum* apresentou redução de abundância entre os anos analisados; *Amaioua guianensis* apresentou aumento na abundância para os mesmos anos. A sobreposição de nicho calculada para estas duas espécies não foi significativamente diferente do modelo nulo gerado (Tabela 3).

Discussão

A ocupação do espaço é uma estratégia importante para as comunidades vegetais, pois é por meio desta estratégia que as plantas obtêm acesso a recursos para o seu desenvolvimento. Sendo o espaço limitante para o estabelecimento de novos indivíduos, este espaço configura-se como recurso e sua depleção permite inferir efeito competitivo entre as espécies (Gurevitch *et al.* 2002). A redução na abundância das espécies entre os diferentes anos (Tabela 1) sinaliza um efeito de interação. Nossa hipótese de deslocamento de nicho foi desenvolvida nesta tendência de redução da abundância e pelo padrão de distribuição espacial de *Amaioua guianensis* e de *Vochysia tucanorum* (Figura 1) que apresentaram tendências opostas na abundância.

O resultado da análise de coocorrência na comunidade para os anos de 1997, 2001, 2008 e 2012 indicam que o padrão de coocorrência é igual ao esperado ao acaso (Tabela 2). Este resultado nos permite inferir que a competição não é o fator estruturador da comunidade. A coexistência de espécies pode ser favorecida pelas diferentes demandas por recursos destas espécies (Leibold 2005) ou pela

partilha de outras dimensões de nichos (Silvertown 2004). Outra explicação para o padrão observado é a própria característica restritiva dos ambientes de Cerrado. Neste tipo de ambiente, a seleção por atributos que potencialize o uso dos recursos limitantes é favorecida em detrimento de atributos que conferem vantagens competitivas (Aerts 1999).

A análise de sobreposição de nicho para *Vochysia tucanorum* e *Amaioua guianensis* não nos permite inferir competição por espaço entre estas duas espécies. A variação na abundância de *V. tucanorum* ao longo do tempo não é devida ao deslocamento de nicho espacial por *A. guianensis*. Silvertown (2004) ressaltou que a partilha de um eixo do nicho não significa ausência de competição por outro eixo da dimensão de nicho. Sendo assim, *V. tucanorum* necessita de maiores estudos para que as causas da diminuição de sua abundância sejam identificadas.

Os resultados para o ano de 2004 apontam para um padrão de ocupação do espaço no qual as espécies se evitam (padrão tabuleiro de xadrez). Os resultados do ano de 2012, apesar de não serem significativos, possuem um valor de p muito próximo do nível de significância e contrastante do ano anterior. Esta diferença de 2004 e 2012 para os demais anos analisados é contra intuitiva devido à redução do número de espécies e indivíduos (Tabela 1) e a não detecção de menor sobreposição de nicho para *A. guianensis* e *V. tucanorum* que apresentam marcada diferença na tendência de abundância. Em resumo, o índice *C-score* é a média das possíveis combinações que um par de espécies se apresenta excludente no espaço. Estas combinações são determinadas pelo número de parcelas que cada uma das espécies ocorre e o número de parcelas em que tais espécies coocorrem. A dinâmica de ocupação das parcelas, devido à redução de abundância da maioria das espécies, resulta em maiores combinações em que as espécies se apresentam excludentes, o que influenciou no resultado estatístico de maiores combinações de unidades excludentes que o acaso.

Analisando os resultados de coocorrência, verificamos aumento no valor do índice *C-score* ao longo dos anos. Porém, este aumento foi significativo somente para o ano de 2004, e próximo do nível de significância para 2012. Esta análise do comportamento do índice *C-score* permite verificar a sensibilidade de tal índice na detecção de padrões competitivos para ocasiões em que ocorre redução de abundância para a maioria das espécies. Isso não invalida a utilização do índice.

Aerts (1999) sintetiza a discussão da importância relativa da competição em ambientes restritivos. As demandas conflitantes a que as espécies de tais ambientes estão sujeitas, resulta em estratégias evolutivas que lhes conferem em melhor uso de recurso em detrimento de estratégias competitivas. Desta forma, concluímos que para a comunidade vegetal do Cerrado a competição não é o principal fator estruturador da comunidade e que a sensibilidade do índice *C-score* em detectar tais padrões competitivos deve ser interpretado com maior rigor considerando principalmente a dinâmica biológica da comunidade.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer aos professores Dr. Fernando Roberto Martins, Dr. Flavio Maës dos Santos e Dr. Rafael Silva Oliveira pela colaboração no desenvolvimento do trabalho. Agradecemos aos colegas das disciplinas BT791 e NE211 de 2012 da UNICAMP pelo auxílio nos trabalhos de campo e em especial ao Abel, Marcos e Mauro pela ajuda nas análises estatísticas.

Referências bibliográficas

- ADLER, P.B., ELLNER, S.P. & LEVINE J.M. 2010. Coexistence of perennial plants: an embarrassment of niches. *Ecology Letters* 13:1019-1029.
- AERTS, R. 1999. Interspecific competition in natural plant communities: mechanisms, trade-offs and plant-soil feedbacks. *Journal of Experimental Botany* 50(330):29-37.

- BOND, W.J. & MIDGLEY, J.J. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in Ecology & Evolution* 16:45-51.
- COLWELL R.K. & FUTUYMA D.J. 1971. On the measurement of niche breadth and overlap. *Ecology* 52:567-576.
- CRAIN, C.M., SILLIMAN, B.R., BERTNESS, S.L. & BERTNESS, M.D. 2004. Physical and biotic drivers of plant distribution across estuarine salinity gradients. *Ecology* 85:2539-2549.
- DELGADO, J.M., BARBOSA, A.F., SILVA, C.E.F., ZANCHETTA, D., SILVA, D.A., PINHEIRO, G.S., DUTRA, H., FACHIN, H.C., MOTA, I.S., LOBO, M.T., NEGREIROS, O.C. & ANDRADE, W.J. 1993. Plano de Manejo Integrado das Unidades de Itirapina – SP. Instituto Florestal de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente do estado de São Paulo. 171 pp.
- DIAMOND, J.M. 1975. Assembly of Species Communities. *In Ecology and evolution of communities.* (M. Cody & J.M. Diamond, eds.). Cambridge Mass.: Belknap Press of Harvard University Press, p.81-120.
- ELTON, C. 1927. *Animal Ecology.* Sidgwick & Jackson, London.
- GIANNOTTI, E. & LEITÃO FILHO, H.F. 1992. Composição florística do cerrado da Estação Experimental de Itirapina (SP). *In Anais do VIII Congresso da SBSP* (R. Sharif, ed). SBSP, Campinas, p.21-25.
- GIANNOTTI, E. 1998. 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.
- GOTELLI, N.J. & ENTSMINGER, G.L. 2001. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. <http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm> (acesso em 05/01/2012).

- GRINNELL, J. 1917. The niche-relationships of the california thrasher. *Auk* 34:427-433.
- GUREVITCH, J., SCHEINER, S.M. & FOX, G.A. 2002. *The ecology of plants*. Sinauer Associates, Sunderland.
- HUTCHINSON, G.E. 1957. Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22:415-427.
- LALIBERTÉ, E., PAQUETTE, A., LEGENDRE, P. & BOUCHARD, A. 2009. Assessing the scale-specific importance of niches and other spatial processes on beta diversity: a case study from a temperate forest. *Oecologia* 159:377-388.
- LEIBOLD, L.A. 1995. The niche concept revisited: mechanistic models and community context. *Ecology* 76:1371-1382.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A. DA & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T. & RATTER, J.A. 2002. Vegetation Physiognomies and Woody Flora of the Cerrado Biome. *In* *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. (Oliveira, P.S. & Marquis, R.J. eds.). Columbia University Press., New York, p. 91-120.
- PIANKA, E.R.; HUEY, R.B. & LAWLOR L.R. 1979. Niche segregation in desert lizards. *In* *Analysis of ecological systems*. (Horn, D.J., Mitchell, R. & Stairs, G. R. eds.). Ohio State University Press. Columbus, p. 67-115.
- PIELOU, E.C. 1972. Niche width and niche overlap: a method for measuring them. *Ecology* 53: 687-692.
- SCHMDA, A. & ELLNER, S. 1984. Coexistence of plant species with similar niches. *Vegetatio* 58:29-55.

WALTER, B.M.T., CARVALHO, A.M. & RIBEIRO, J.F. 2008. O conceito de Savana e de seu componente Cerrado. *In* Cerrado: Ecologia e Flora. (Sano, S. M., Almeida, S. P. & Ribeiro, J. F. eds.) Embrapa Informação Tecnológica, Brasília.

Tabela 1. Nove espécies de maior abundância para os respectivos anos. Valores em itálico indicam que a espécie não ocorreu entre as nove mais abundantes e seu valor não foi considerado na soma.

Espécie	1997	2001	2004	2008	2012
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	26	39	42	42	55
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	78	66	62	55	46
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	162	36	31	20	10
<i>Myrcia lingua</i> Berg	140	126	124	126	92
<i>Ocotea pulchella</i> Mart.	56	54	76	87	65
<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	46	46	42	45	34
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	82	62	71	68	55
<i>Roupala montana</i> Aubl.	108	95	107	103	97
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	233	163	147	79	65
<i>Xylopia aromatica</i> Spreng.	76	79	88	70	54
Total	981	730	759	675	563
Total de indivíduos amostrados	1317	997	1031	891	690
Total de espécies amostradas	63	52	51	49	41

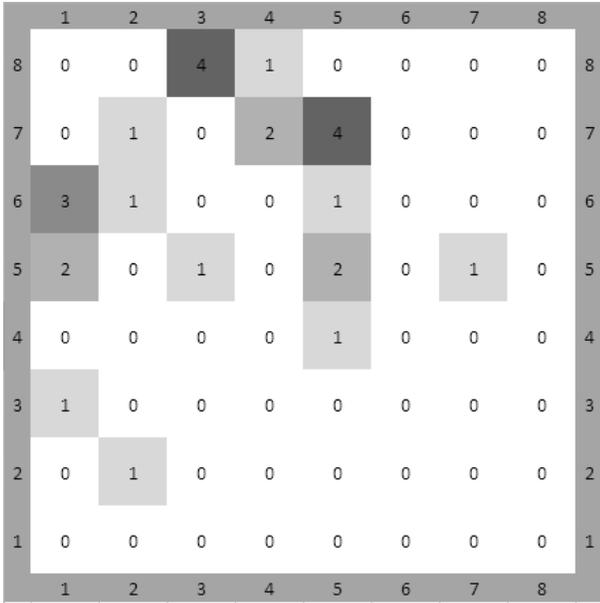
Tabela 2. Coocorrência para as nove espécies mais abundantes na amostragem. A análise calcula a média dos possíveis pares de tabuleiros de xadrez esperados e a compara com o observado. Valores observados significativamente ($p < 0,05$) menores que os esperados indicam coocorrência. Valores maiores que o esperado indicam competição.

	1997	2001	2004	2008	2012
Índice <i>C-score</i> observado	154,0000	176,8333	193,4444	197,4722	219,4444
Média dos índices simulados	154,4513	177,2429	190,4356	198,2058	217,7083
Variância dos índices simulados	1,8186	1,9360	1,9415	1,6870	1,0390
p(observado \leq esperado)	0,3990	0,4098	0,9716	0,3012	0,9482
p(observado \geq esperado)	0,6080	0,6000	0,0294	0,7076	0,0538

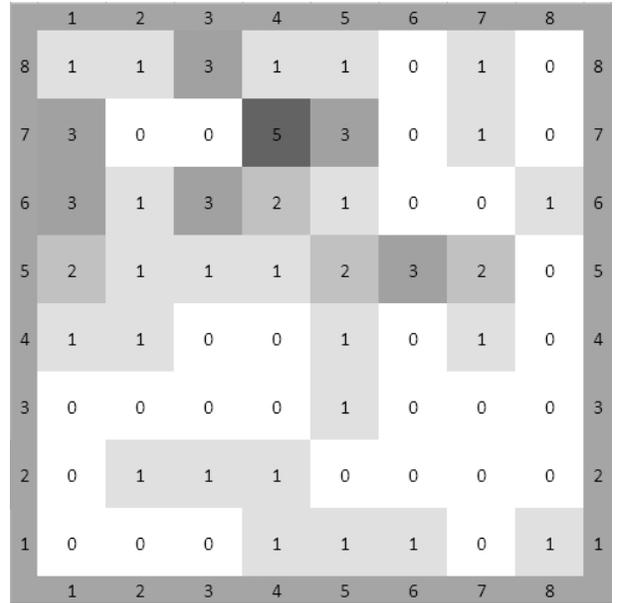
Tabela 3. Sobreposição de nicho para *Amaioua guianensis* e *Vochysia tucanorum*. A análise calcula a média das sobreposições de nicho esperadas e a compara com o observado. Valores observados significativamente ($p < 0,05$) menores que o esperado indicam competição. Valores maiores que o esperado indicam partilha de nicho.

	1997	2001	2004	2008	2012
Índice de Pianka observado	0,4324	0,3110	0,3936	0,3160	0,3526
Média dos índices simulados	0,3532	0,3933	0,4387	0,4009	0,4247
Variância dos índices simulados	0,0037	0,0045	0,0038	0,0052	0,0050
p(observado \leq esperado)	0,9100	0,1110	0,2150	0,1310	0,1460
p(observado \geq esperado)	0,0900	0,8890	0,7850	0,8690	0,8540

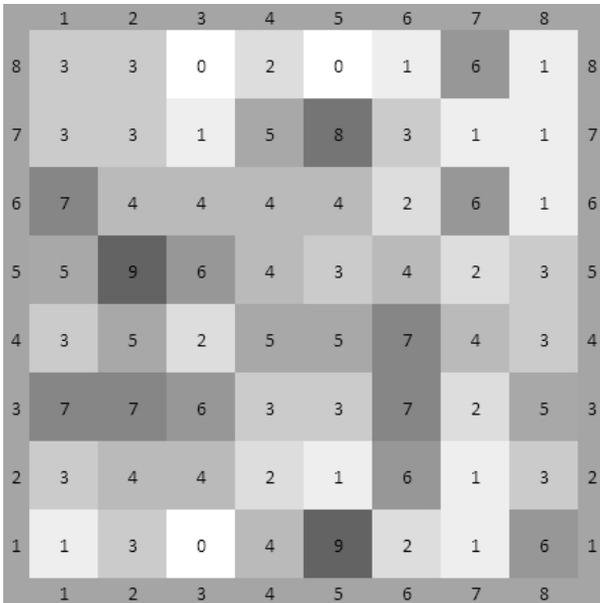
A)



B)



C)



D)

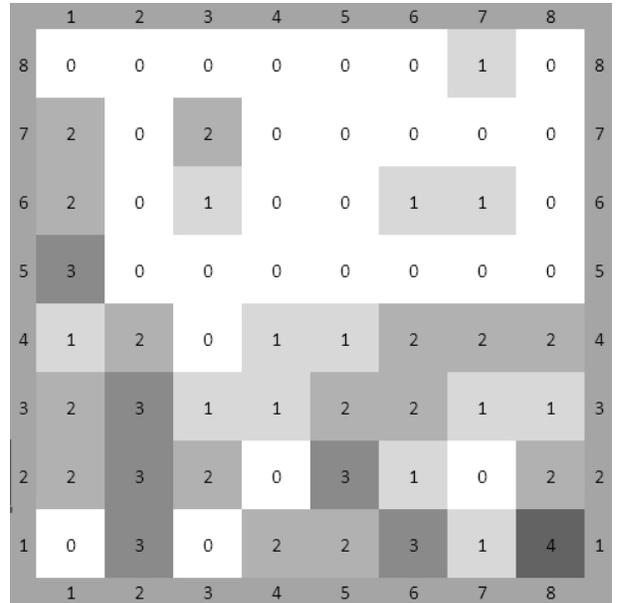


Figura 1

Figura 1. Distribuição espacial de *Amaioua guianensis* para os anos de 1997 (A) e 2012 (B) e *Vochysia tucanorum* para os anos de 1997 (C) e 2012 (D). Cada quadrado representa uma parcela de 5x5 m. O eixo horizontal posiciona-se paralelo à borda do fragmento e o eixo vertical ortogonal à mesma borda. Número de indivíduos está representado dentro dos quadrados.

O espectro de economia foliar em micro escala

CAIO G. PEREIRA¹, DANIELA VINHA², MARCOS A. S. SCARANELLO² &

MARIO J. M. AZEVEDO^{1,3}

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, Caixa Postal 6109, Universidade Estadual – UNICAMP, 13083-970, Campinas, SP, Brasil.

² Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Instituto de Biologia, Caixa Postal 6109, Universidade Estadual – UNICAMP, 13083-970, Campinas, SP, Brasil.

³ Autor para correspondência: mariojosebr@yahoo.com.br

Introdução

Plantas investem em compostos fotossintéticos e minerais para construção de folhas e para garantir o ciclo investimento-estrutura-investimento (Wright *et al.* 2004). No tempo de vida das plantas, há um balanço de sistemas de captura e uso de recursos (Bazzaz 1997). Os produtos da fotossíntese são utilizados na manutenção de sistemas e outras partes do indivíduo (Wright *et al.* 2004), porém há custo para este investimento.

Histórias de vida em plantas refletem uma combinação de padrões de alocação de recursos (Bazzaz 1997) e, em ambientes restritivos, a alocação de recurso para lidar com o estresse ambiental é muito importante, levando a possíveis demandas conflitantes de alocação energética (Aerts 1999). O Cerrado é um conjunto de biomas brasileiros de fisionomia savânica extremamente pobre quanto a nutrientes (Walter *et al.* 2008), o que resulta em uma força evolutiva que deve moldar a alocação de recursos em termos de economia energética (Bazzaz 1997).

Apesar da imensa variação quanto à diversidade funcional e filogenética que os ambientes podem sustentar, diversos trabalhos mostraram uma relação muito evidente entre a massa foliar por área e fotossíntese máxima (Wright *et al.* 2004). De modo geral, essa correlação é uma das conseqüências da demanda conflitante entre a estrutura física e a longevidade das folhas. Nesse sentido, decidimos estudar esse padrão em pequena escala, e num ambiente nutricionalmente restritivo, e verificar se esses conflitos podem ser observados. Como sugerido por diversos autores, devido ao fato desse conflito ser intrinsecamente energético, esperamos encontrar os mesmos padrões que Wright (2004) evidenciou, com uma gradual diminuição das capacidades fotossintéticas máximas com o aumento da massa foliar por área.

Materiais e Métodos

Área de Estudo - O estudo foi realizado em um fragmento de cerrado conhecido como Estação Ecológica, no município de Itirapina, SP (22°13,15'61'' S e 47°54,31'3'' W). O solo da área é do tipo Neossolo Quartzarênico (Delgado *et al.* 1993) e a região apresenta clima do tipo Cwa de Köppen, com inverno seco, chuvas durante o verão e precipitação anual média de 1425 mm (Gianotti & Leitão Filho 1992). A altitude média do local é de 760m, com temperatura média de 19,7°C (Giannotti 1998).

Atributos foliares e análise de dados - Coletamos dados de área foliar, massa e capacidade fotossintética máxima de doze (12) indivíduos, pertencentes a quatro (4) espécies diferentes e que foram escolhidas devido a características intrínsecas de economia foliar, como textura e densidade. Os dados de massa foliar por área (MFA) foram obtidos a partir dos atributos 'área foliar' e 'massa foliar seca' para cada um dos indivíduos (Wright *et al.* 2004). Quanto às capacidades fotossintéticas por unidades de área (A_{area}), essas foram medidas com um medidor portátil de trocas gasosas LI-COR 6200 (Lincoln, NE, USA) acoplado a um cuvette de aproximadamente 1,5cm² (Wright *et al.* 2004; Hassiotou *et al.* 2010), entre 9h e 11h. Com os valores de A_{area} e MFA, calculamos as capacidades fotossintéticas por unidades de massa, ou A_{mass} (Wright *et al.* 2004, Hassiotou *et al.* 2010). Os dados de A_{area} e A_{mass} foram correlacionados com os valores de MFA por meio de regressões simples.

Resultados e Discussão

Nessa comunidade de plantas, localizada na província do Cerrado, encontramos que a teoria do espectro de economia foliar descrita por Wright *et al.* (2004) se aplicou para doze (12) indivíduos, pertencentes à quatro (4) espécies distintas e com estratégias

de vida contrastantes (figuras 1 e 2). Esse resultado sugere que essa teoria se aplica tanto em escala global quanto local. A teoria do espectro de economia foliar descrita por Wright *et al.* (2004) sugere que a seleção natural eventualmente erradica estratégias de investimento foliares que não são economicamente competitivas; grosso modo, essas estratégias relacionam o investimento em estrutura física e longevidade das folhas com a taxa fotossintética máxima. Para um ambiente específico, em um extremo encontram-se plantas que investem em alta capacidade fotossintética e apresentam baixa massa foliar por área e folhas com menor tempo de vida; ao passo que no outro extremo encontram-se plantas que investem em alta massa foliar por área e apresentam baixa capacidade fotossintética e folhas mais longevas (Wright *et al.* 2004). Tais estratégias contrastantes implicam em uma série de compromissos conflitantes, que refletem uma mistura de relações casuais diretas e indiretas entre os atributos funcionais das plantas (Wright *et al.* 2004).

As espécies de plantas amostradas – que apresentam diferentes características morfológicas – apresentaram respostas esperadas com relação aos atributos funcionais escolhidos, bem como a relação entre eles: a espécie de textura de folha membranácea apresentou maior A_{mass} e A_{area} e menor MFA (figuras 1 e 2); as espécies escolhidas com textura de folha coriácea apresentaram as menores A_{mass} e A_{area} e as maiores MFA (figuras 1 e 2) e a espécie de textura cartácea apresentou valores intermediários para ambos os atributos (figuras 1 e 2).

Referências Bibliográficas

- AERTS, R. 1999. Interspecific competition in natural plant communities: mechanisms, trade-offs and plant-soil feedbacks. *Journal of Experimental Botany* 50: 29-37.
- BAZZAZ, F.A. 1997. Allocation of resources in plants: State of the science and critical questions. *In* Plant resource allocation. (F.A. Bazzaz & J. Grace, eds.). Academic Press, California.
- DELGADO, J. M., BARBOSA, A. F., SILVA, C. E. F., ZANCHETTA, D., SILVA, D. A., PINHEIRO, G. S., DUTRA, H., FACHIN, H. C., MOTA, I. S., LOBO, M. T., NEGREIROS, O. C. & ANDRADE, W. J. 1993. Plano de Manejo Integrado das Unidades de Itirapina – SP. Instituto Florestal de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente do estado de São Paulo, pg. 171.
- GIANNOTTI, E. & LEITÃO FILHO, H. F. 1992. Composição florística do cerrado da Estação Experimental de Itirapina (SP). *In*: Anais do VIII Congresso da SBSP (R. Sharif, Ed.). SBSP, Campinas, pg. 21-25.
- GIANNOTTI, E. 1998. 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.
- HASSIOTOU, F., RENTON, M., LUDWIG, M., EVANS, J. R. & VENEKLAAS, E. J. 2010. Photosynthesis at an extreme end of the leaf trait spectrum: how does it relate to high leaf dry mass per area and associated structural parameters? *Journal of Experimental Botany* 61: 3015-3028.
- WALTER, B. M. T., CARVALHO, A. M. & RIBEIRO, J. F. 2008. O conceito de Savana e de seu componente Cerrado. *In* Cerrado: Ecologia e Flora. (Sano, S. M., Almeida, S. P. & Ribeiro, J. F. Eds.) Embrapa Informação Tecnológica, Brasília.

WRIGHT, I. J., REICH, P. B., WESTOBY, M., ACKERLY, D. D., BARUCH, Z.,
BONGERS, F., CAVENDER-BARES, J., CHAPIN, T., CORNELISSEN, J. H.
C., DIEMER, M., FLEXAS, J., GARNIER, E., GROOM, P. K., GULIAS, J.,
HIKOSAKA, K., LAMONT, B. B., LEE, T., LEE, W., LUSK, C., MIDGLEY, J.
J., NAVAS, M.-L., NIINEMETS, U., OLEKSYN, J., OSADA, N., POORTER,
H., POOT, P., PRIOR, L., PYANKOV, V. I., ROUMET, C., THOMAS, S. C.,
TJOELKER, M. G., VENEKLAAS, E. J. & VILLAR, R. 2004. The worldwide
leaf economics spectrum. *Nature* 428: 821-827.

Legenda das Figuras

Fig. 01. Relação entre capacidades fotossintéticas máximas por unidade de área (A_{area}) e massa foliar por área (MFA) para doze indivíduos de quatro espécies diferentes num fragmento de cerrado. A linha de tendência dada ilustra um ajuste dos pontos ao modelo exponencial negativo ($P < 0,05$; $R_2 = 0,4931$).

Fig. 02. Relação entre capacidades fotossintéticas máximas por unidade de massa (A_{mass}) e massa foliar por área (MFA) para doze indivíduos de quatro espécies diferentes num fragmento de cerrado. A linha de tendência dada ilustra um ajuste dos pontos ao modelo exponencial negativo ($P < 0,05$; $R_2 = 0,8943$). Quanto aos pontos, os azuis indicam indivíduos de textura membranácea, os vermelhos indicam indivíduos de textura cartácea e os pontos verdes indicam indivíduos de textura coriácea.

Figura 01

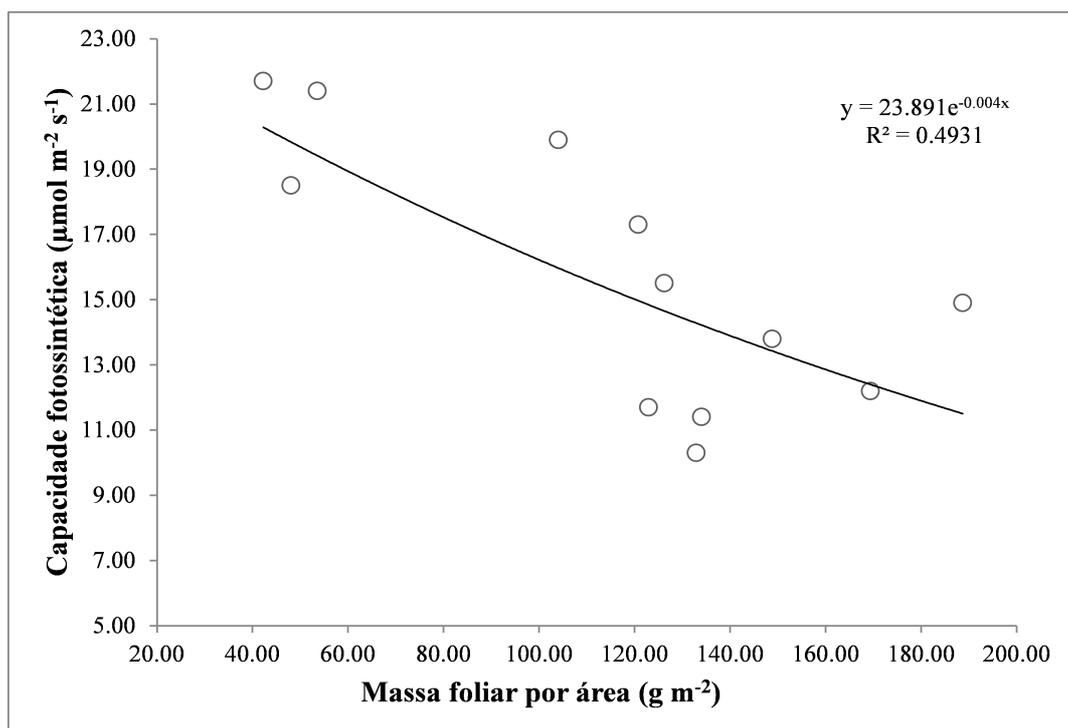
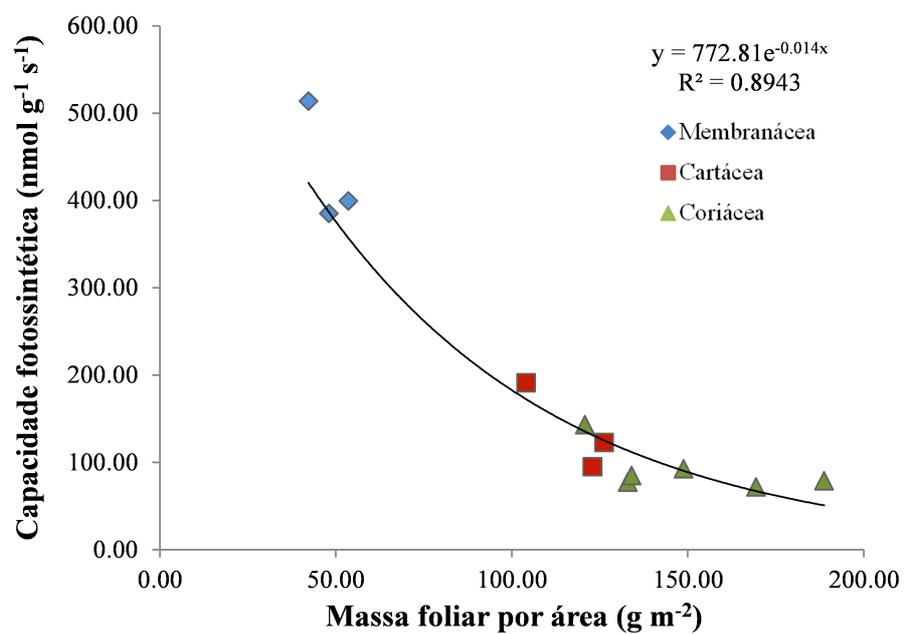


Figura 02



A redução da área foliar altera o comportamento hídrico de uma espécie do cerrado?

Abel F. García, Clara Luz B. Sant'Anna, Mayra Vidal

Introdução

Herbivoria é um importante fator regulador da comunidade de plantas, principalmente no cerrado (Schoonhover *et al.* 2005, Oliveira & Marquis 2002). Danos por insetos herbívoros podem afetar o crescimento de galhos e raízes, a produção de flores e frutos, além de alterar características químicas e morfológicas da planta (Schoonhover *et al.* 2005). A grande maioria dos insetos herbívoros, seja galhador, minador ou mastigador, consome material foliar, principal órgão responsável pela fotossíntese (Schoonhover *et al.* 2005). Dessa forma, a redução da área foliar por estes animais pode causar, dentre outros danos, redução na taxa fotossintética da planta (Pugnaires & Valladares 2007, Marquis 2012). Por outro lado, estudos têm mostrado que a herbivoria pode gerar efeito contrario, resultando no aumento da eficiência fotossintética por folha, compensando a área foliar removida pelo herbívoro (Thomson *et al.* 2003, apud Aldea *et al.* 2005). Estes efeitos podem ser uma consequência da alteração do fluxo de seiva no local onde ocorreu a herbivoria (Chapin III *et al.* 2002).

Além da fotossíntese, as folhas também controlam a perda de água através dos estômatos. A pressão de vapor de água menor no ar do que na folha é a principal força que leva a perda de água na folha e, por consequência, causa o transporte de água ao longo de um gradiente de pressão na planta (Chapin III *et al.* 2002). Dentro desse contexto, procuramos avaliar consequências da redução da área foliar no fluxo de seiva e na taxa fotossintética em ramos das espécies *Aspidosperma tomentosum* e *Psidium guajaba*.

Materiais e métodos

Simulação de herbivoria em Aspidosperma tomentosum

Para testar mudança no fluxo de seiva, analisamos em campo um indivíduo de *Aspidosperma tomentosum*. O experimento foi realizado numa área de Cerrado no município de Itirapina, São Paulo. Escolhemos dois ramos semelhantes, um ramo controle e outro ramo simulando herbivoria. Para medir o fluxo de seiva, instalamos um aparelho que mede o pulso de calor (Heat pulse method) em cada um dos ramos tratados. Após instalar os aparelhos, aguardamos 1 (uma) hora e então simulamos a herbivoria retirando metade das folhas de um dos ramos. Medimos o fluxo de seiva de ambos os ramos por mais 7 (sete) horas. Ao fim do experimento, cortamos os ramos no local onde estavam instalados os aparelhos e medimos a área do xilema neste local, bem como a quantidade de folhas e área foliar de cada ramo. O experimento foi realizado das 10 horas da manhã até 18 horas.

A partir dos valores de pulso de calor foi possível chegar ao fluxo de seiva, relacionando-o com a área do xilema da planta. Também foi medida a umidade do ar e a temperatura no local do teste, calculando assim o Déficit de Pressão de Vapor (DPV), fizemos um teste t de Student para comparar o fluxo de seiva nos ramos controle e tratado.

Taxa fotossintética comparada em indivíduos de Psidium guajava

Para observar se há mudança também na taxa de fotossíntese em folhas com danos de herbivoria, coletamos quatro pares de ramos de *Psidium guajava*, sendo um ramo com muito dano de herbivoria e um sem dano. Para medir a fotossíntese foi usado IRGA. Para comparar as taxas fotossintéticas fizemos análise de variância (ANOVA) e utilizamos gráfico Box plot para melhor visualização.

Resultados

Simulação de herbivoria em A. tomentosum

Os resultados do experimento de simulação do ataque de herbívoros em *A. tomentosum* mostraram uma redução no fluxo de água no xilema no ramo que teve folhas retiradas (Figura 1: $t = -8,720$; $gl=28$; $p=0,001$). Entretanto, o fluxo de seiva por área foliar e a condutância da copa tiveram um aumento no ramo tratado logo após a retirada das folhas e outro aumento entre as 13hrs e 14hrs (Figuras 2 e 3), sendo a diferença no fluxo por área foliar entre os ramos significativa ($t=2,267$; $gl=28$; $p=0,031$). No ramo controle, o fluxo de seiva se manteve constante, apesar da perda de folhas no outro ramo (Figura 2). O DPV (déficit de pressão de vapor) aumentou com o passar do tempo, tendo seu maior valor entre 15h30 e 16h30, mostrando que nesse período o ambiente estava mais seco.

Taxa fotossintética comparada em indivíduos de Psidium guajava

Os resultados comparativos da taxa fotossintética nos quatro indivíduos de *P. guajava* mostraram que não houve diferenças entre os ramos atacados e sem ataque de herbívoro (Figura 4; $F_{(1,8)} = 0,146$; $p=0,704$).

Discussão

A variação de temperatura e intensidade luminosa durante o dia induz a respostas fisiológicas nas plantas, como o fechamento de estômatos e a redução da taxa de fotossíntese (Chapin III *et al.* 2005). Este mecanismo evita a perda de água para o ambiente, mas também reduz o fluxo de seiva no xilema. No experimento de fluxo de seiva houve uma resposta ao dano foliar, com uma compensação no ramo tratado. Apesar do ramo tratado, como um todo, ter tido uma redução no fluxo de água, o fluxo

de seiva por área foliar foi maior, sugerindo que as folhas remanescentes em um curto período de tempo (1 hora) aumentaram sua atividade, respondendo assim de maneira a compensar perda de outras folhas.

O ramo que foi tratado continuou realizando fotossíntese mesmo no período do dia em que a intensidade luminosa é alta. Isto possivelmente também foi uma resposta compensatória em função da perda foliar causada pela herbivoria. A perda da área foliar reduz o número de estômatos e de células fotossintetizantes no ramo, ocasionando uma diminuição na demanda por água, o que reduz o fluxo no ramo. Porém nossos resultados sugerem que este fluxo é redirecionado para as folhas remanescentes que, possivelmente, abrem os estômatos causando aumento do fluxo e da condutância por folha, compensando a perda do tecido fotossintético. Estudos comprovam que danos provocados por herbívoros podem levar a um aumento na taxa fotossintética por unidade de área das folhas sobreviventes (Thomson *et al.* 2003, apud Aldea *et al.* 2005), bem como rebrotamento compensatório a longo prazo nas plantas desfolhadas (Begon *et al.* 2006).

Quanto à taxa fotossintética, não encontramos nenhum padrão diferencial entre os ramos com e sem herbivoria. A resposta compensatória pode estar ocorrendo nas folhas não lesadas do próprio ramo, assim como demonstramos no experimento com *A. tomentosum*. Além disso, os indivíduos coletados possuíam danos causados por herbívoros em diferentes períodos. O crescimento de novos tecidos pode interferir nos resultados, ocultando a resposta compensatória.

Plantas podem ser consideradas organismos modulares, sendo compostas por várias unidades moduladoras (Begon *et al.* 2006); nossos resultados sugerem que as respostas fisiológicas aos danos ocorrem no módulo (ramo), sendo os outros módulos indiferentes a esta perda de área foliar. Demonstramos dessa forma, que houve uma

compensação rápida quanto à perda de área foliar de forma a aumentar a atividade de fluxo de seiva por área foliar no ramo tratado.

Referências bibliográficas

- ALDEA, M., HAMILTON, J.G., RESTI, J.P., ZANGERL, A.R., BERENBAUM, M.R. & DeLUCIA, E.H. 2005. Indirect effects of insect herbivory on leaf gas exchange in soybean. *Plant, Cell and Environment*, 28: 402–411.
- BEGON, M., TOWNSEND, C.R., HARPER, J.L. 2006. *Ecology: from individuals to ecosystem*. 4^a ed. Blackwell Publishing, EUA.
- CHAPIN III, F.S., MATSON, P.A. & MOONEY, H.A.. 2002. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. New York: Springer-Verlag.
- MARQUIS, R.J. 2012. Uma abordagem geral da defesa das plantas contra a ação dos herbívoros. Em: *Ecologia das Interações Plantas-Animais, uma abordagem ecológico-evolutiva*. Organizadores: Kleber Del-Claro e Helena Maura Torezan-Silingardi. Editora Technical Books, Rio de Janeiro.
- PUGNAIRE, F.I., VALLADARES, F. 2007. *Functional Plant Ecology*. 2^a edição. CRC Press, EUA.
- OLIVEIRA, P.S., MARQUIS, R.J. 2002. *The Cerrados of Brasil. Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, EUA.
- SCHOONHOVER, L.M., VAN LOON, J.J.A., DICKE, M. 2005. *Insect Plant Biology*. Oxford University Press, Reino Unido.

Legenda das Figuras

Figura 1. Fluxo de água no xilema de *A. tomentosum* ao longo do tempo para o ramo controle e ramo tratado simulando herbivoria. Linha tracejada indica o momento do corte das folhas do ramo herbivorado.

Figura 2. Fluxo de seiva bruta por área foliar no xilema de *A. tomentosum* ao longo do tempo para o ramo controle e ramo tratado simulando herbivoria. Linha tracejada indica o momento do corte das folhas do ramo herbivorado.

Figura 3. Condutância da copa de *A. tomentosum* ao longo do tempo para o ramo controle e ramo tratado simulando herbivoria. Linha tracejada indica o momento do corte das folhas do ramo com herbivoria.

Figura 4. Taxa de fotossíntese das folhas com e sem herbivoria de *Psidium guajava*

Figura 1

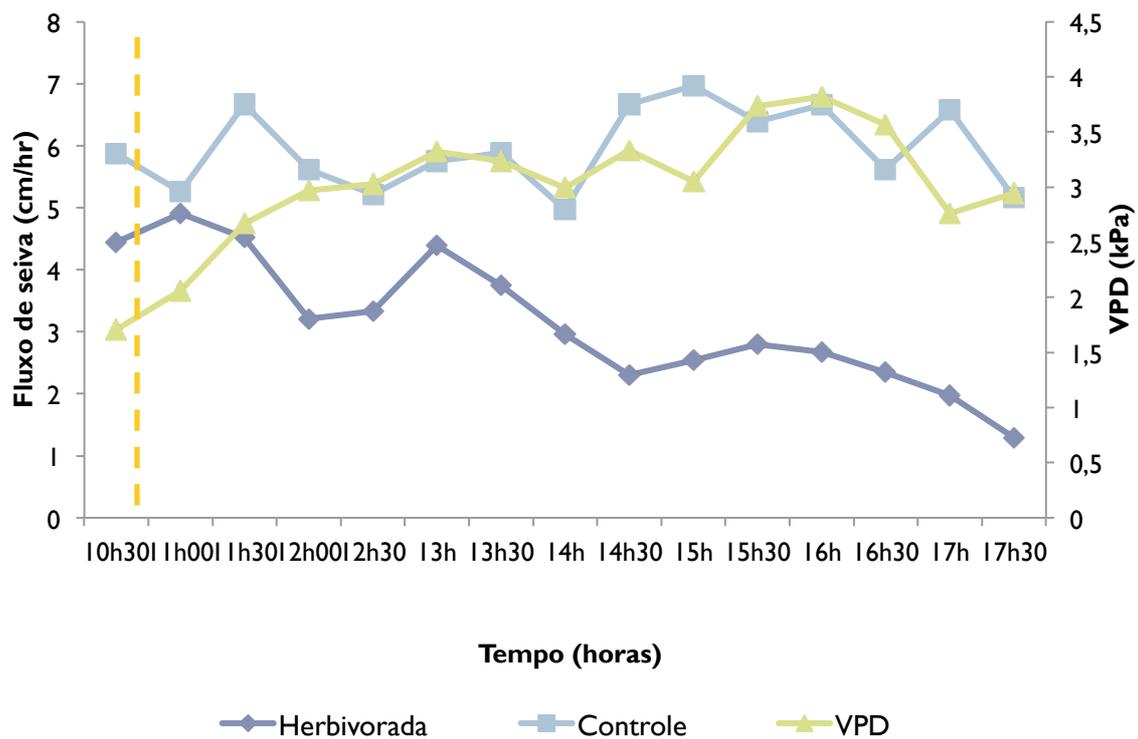


Figura 2

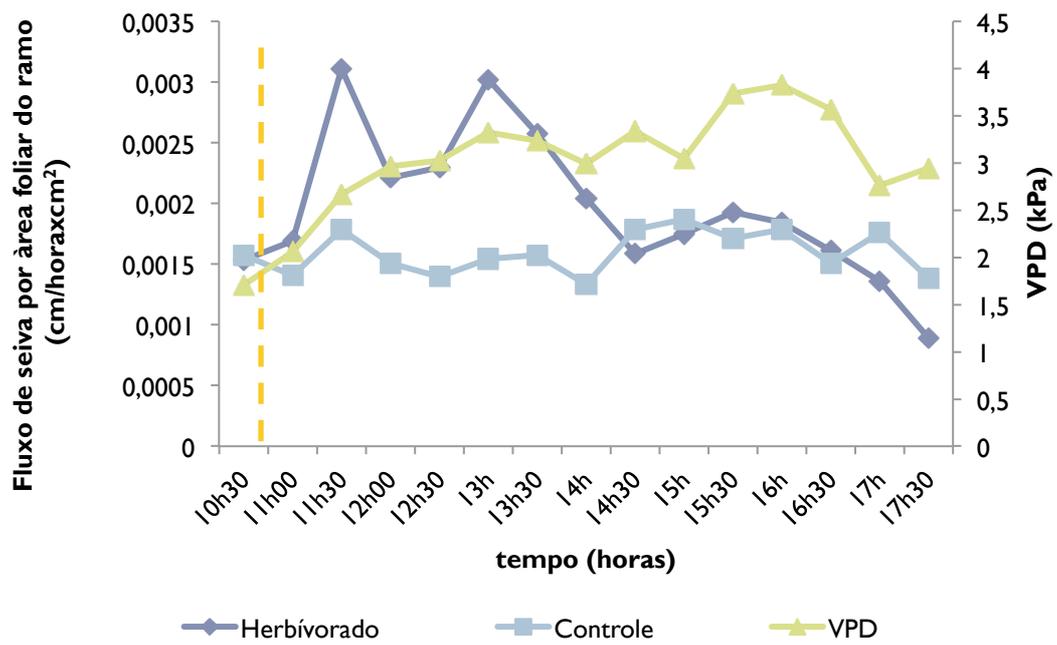


Figura 3

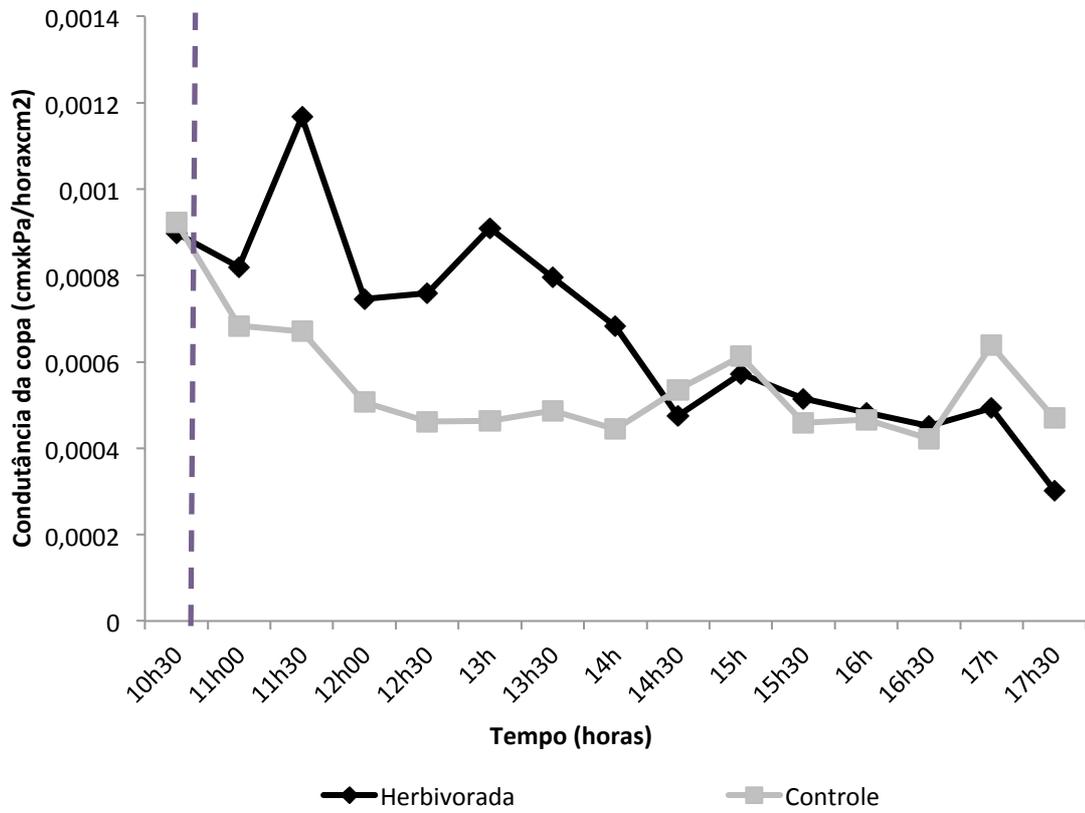
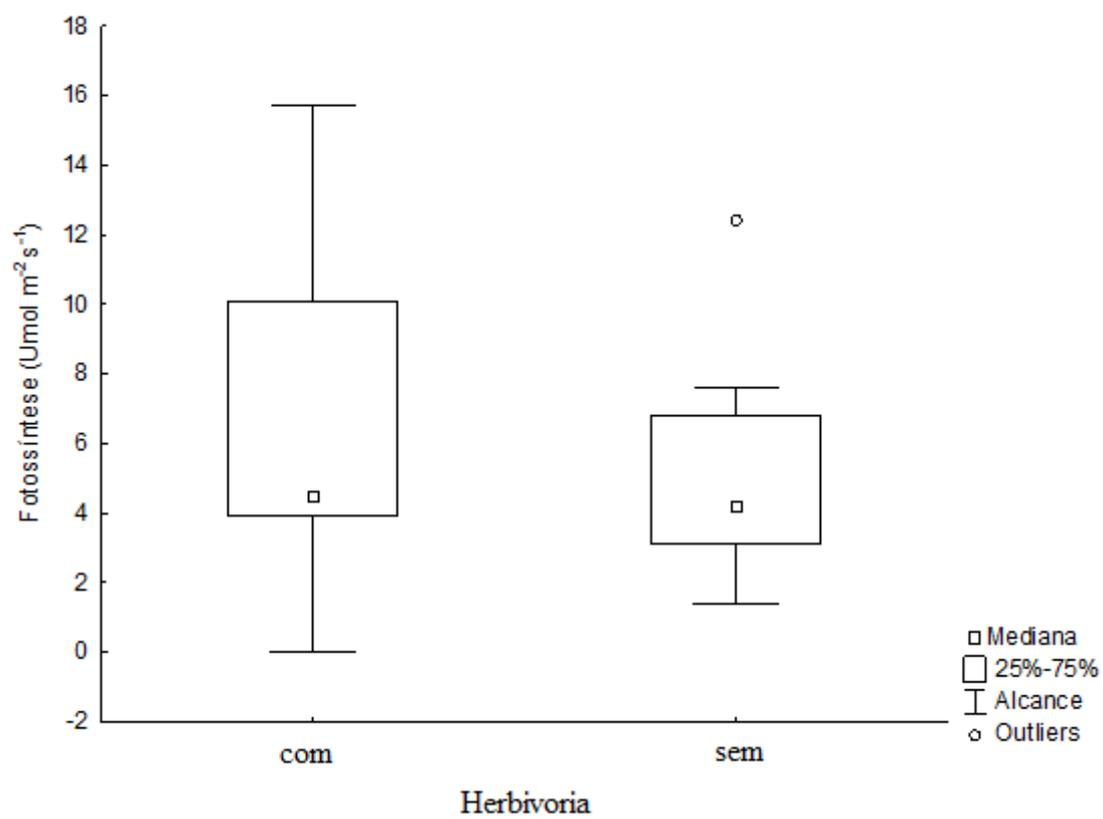


Figura 4



Influência filogenética no controle estomático de angiospermas

FABRICIO S. MEYER; JOICY M. MORAIS; IGOR S. OLIVEIRA; MAURO BRUM-JR

Introdução

As leis físicas que determinam as relações hidráulicas das plantas podem ser compreendidas através da fisiologia das folhas. As folhas são órgãos vegetais que captam CO₂ atmosférico para a realização da fotossíntese. No entanto, esta ação constitui uma demanda conflitante, pois ao captar o CO₂ atmosférico, o organismo perde água através da transpiração estomática (Tyree 2007).

Um mecanismo chave nesse processo é a regulação estomática, uma vez que a evolução dos estômatos foi um dos fatores que permitiu que plantas vasculares ocupassem ambientes terrestres (Brodribb & McAdam 2011). Como a dinâmica da água tende a se dar de forma passiva (Tyree 2007), as constantes mudanças no ambiente ao longo do dia, afetam o potencial hídrico das plantas. Sendo assim, a evolução de um controle estomático capacitou organismos vegetais a controlarem as taxas de troca com o meio externo. No entanto, segundo Brodribb & McAdam (2011) a eficiência de controle varia entre táxons basais e derivados.

Neste trabalho, estudamos populações de *Drimys brasiliensis* Miers (Winteraceae) e *Leandra aurea* (Cham.) (Melastomataceae), sendo a primeira mais basal em relação à segunda (APG III 2009). Com isso comparamos por inferência indireta a eficiência no controle estomático em plantas de diferentes linhagens. Nossa hipótese é que a espécie mais derivada responda mais rápido à diminuição do potencial hídrico. Com isso, esperamos observar diferentes estratégias de controle estomático em espécies filogeneticamente distantes.

Materiais e Métodos

Realizamos nosso estudo em um ambiente alagado dentro da Estação Ecológica, um fragmento de Cerrado no município de Itirapina-SP (22°13' S e 47°51' W). Escolhemos sete indivíduos de *L. aurea* e seis de *D. brasiliensis*. Estas espécies foram observadas em locais com diferentes condições de saturação hídrica do solo e com níveis distintos de luminosidade. Fizemos medidas do potencial hídrico do ramo de cada indivíduo com uma Bomba de Scholander (Model 1000, PMS, USA) (Scholander *et al.* 1965). Além disso, medimos as taxas fotossintéticas e a condutância estomáticas de cada indivíduo utilizando um analisador de gás infravermelho (IRGA).

Utilizamos um teste de regressão linear para verificar se o potencial hídrico determina as taxas fotossintéticas e de condutância estomática das espécies analisadas. Utilizamos o *software* livre *PAST* (Hammer *et al.* 2001) para realizar as análises.

Resultados

O potencial hídrico de *L. aurea* foi positivamente relacionado com a abertura estomática (Figura 1), mas pouco determinou a relação entre essas variáveis ($r=0,4594$; $r^2=0,2111$; $p=0,2996$). Por outro lado, as taxas fotossintéticas são determinadas pela abertura estomática ($r=0,8104$; $r^2=0,6567$; $p=0,027$), enquanto que o potencial hídrico está positivamente relacionado com a fotossíntese, mas pouco determina as taxas fotossintéticas ($r=0,0788$; $r^2=0,0062$; $p=0,8666$).

Para *D. brasiliensis*, o potencial hídrico está negativamente relacionado com a abertura estomática (Figura 1), mas não determina a abertura estomática ($r=-0,0839$; $r^2=0,007$; $p=0,8744$) (Tabela 1). As taxas fotossintéticas são determinadas pela abertura estomáticas ($r=0,8136$, $r^2=0,6619$; $p=0,0488$), enquanto o potencial hídrico apresenta uma relação negativa com a fotossíntese, apesar de não estar determinando as taxas fotossintéticas ($r=-0,5995$; $r^2=0,3595$; $p=0,2084$).

Discussão

De acordo com os resultados obtidos, nossa hipótese foi refutada, pois apesar da relação observada corresponder ao esperado, o coeficiente de determinação não foi significativo. No entanto, observamos uma tendência do potencial hídrico em determinar a abertura estomática em condições com baixa disponibilidade de água em *L. aurea*. Por pertencer a um clado não basal, esta espécie possui um sistema de condução mais derivado em relação a *D. brasiliensis*, com xilema secundário. Além disso, a presença do fito-hormônio ácido abscísico (ABA) permite um controle estomático mais eficiente (Metcalfé & Chalk 1950, Keating 1984).

Drimys brasiliensis apresentou padrão inverso, com a condutância estomática sendo maior em situações de alto estresse hídrico. A família Winteraceae possui traqueídes como sistema de condução, notoriamente menos eficientes para o transporte hídrico (Lima *et al.* 2010). Seguindo esta linha, Brodribb & McAdam (2011) mostraram que o controle estomático pela regulação do ABA é menos eficiente em táxons basais. Outro indício deste padrão é a ocorrência de *D. brasiliensis* geralmente associada a ambientes com saturação hídrica, como matas ripárias e nebulares (R.S. Oliveira, *com. pess.*). Desta forma, podemos inferir de forma indireta que *D. brasiliensis* não apresenta um controle estomático eficiente, o que pode ter relação com o regulamento pelo ABA.

Referências

- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP-APG III. 2009. An update of the angiosperm phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* 161: 105-121.
- BRODRIBB, T. J. & MCADAM S. A. M. 2011. Passive origins of stomatal control in vascular plants. *Science* 331: 582-585.
- HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T. & PAUL, D.R. 2001. Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1).

- KEATING, R.C. 1984. Leaf histology and its contribution to relationships in the Myrtales. *Annals Missouri Botanical Garden* 71:801-823.
- LIMA, A.L. 2010. O papel ecológico da neblina e a absorção foliar de água em três espécies lenhosas de matas nebulares, São Paulo, Brasil. Dissertação de mestrado, Unicamp, Campinas.
- METCALFE, C.R. & CHALK, L. 1950. *Anatomy of the dicotyledons*. Clarendon Press, Oxford.
- SCHOLANDER, P.F., BRADSTREET, E.D., HEMMINGSEN, E.A & HAMMEL H.T. (1965) Sap pressure in vascular plants: Negative hydrostatic pressure can be measured in plants. *Science* 148: 339-346
- TYREE, M. T. 2007. Water relations and hydraulic architecture. *In* *Functional Plant Ecology* second edition. F. I. Pugnaire, F. Valladares (eds.). CRC Press Taylor & Francis Group, Boca Raton.

Tabela 1: Valores gerados pelo modelo linear para as relações entre o potencial hídrico (Ψ_{H_2O}), abertura estomática (g) e fotossíntese (A) de *Leandra aurea* e *Drimys brasiliensis* em áreas com diferentes níveis de saturação hídrica.

	Teste	r	r^2	p
<i>L. aurea</i>	$\Psi_{H_2O}(\text{Pa}) \times g \text{ (mol.m}^{-2}\text{.s}^{-1}\text{)}$	0,4594	0,2111	0,2996
	$A \text{ (}\mu\text{mol.m}^{-2}\text{.s}^{-1}\text{)} \times g \text{ (mol.m}^{-2}\text{.s}^{-1}\text{)}$	0,8104	0,6567	0,0270
	$\Psi_{H_2O}(\text{Pa}) \times A \text{ (}\mu\text{mol.m}^{-2}\text{.s}^{-1}\text{)}$	0,0788	0,0062	0,8666
	$\Psi_{H_2O}(\text{Pa}) \times g \text{ (mol.m}^{-2}\text{.s}^{-1}\text{)}$	-0,0839	0,007	0,8744
<i>D. brasiliensis</i>	$A \text{ (}\mu\text{mol.m}^{-2}\text{.s}^{-1}\text{)} \times g \text{ (mol.m}^{-2}\text{.s}^{-1}\text{)}$	0,8136	0,6619	0,0488
	$\Psi_{H_2O}(\text{Pa}) \times A \text{ (}\mu\text{mol.m}^{-2}\text{.s}^{-1}\text{)}$	-0,5995	0,3595	0,2084

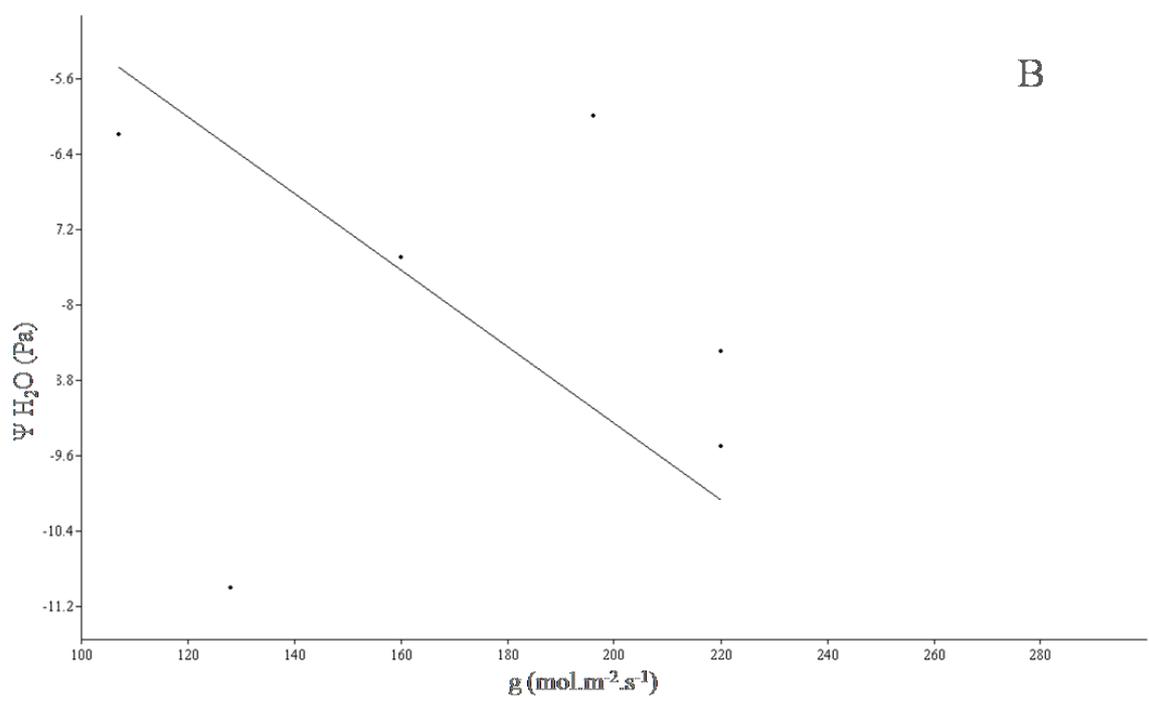
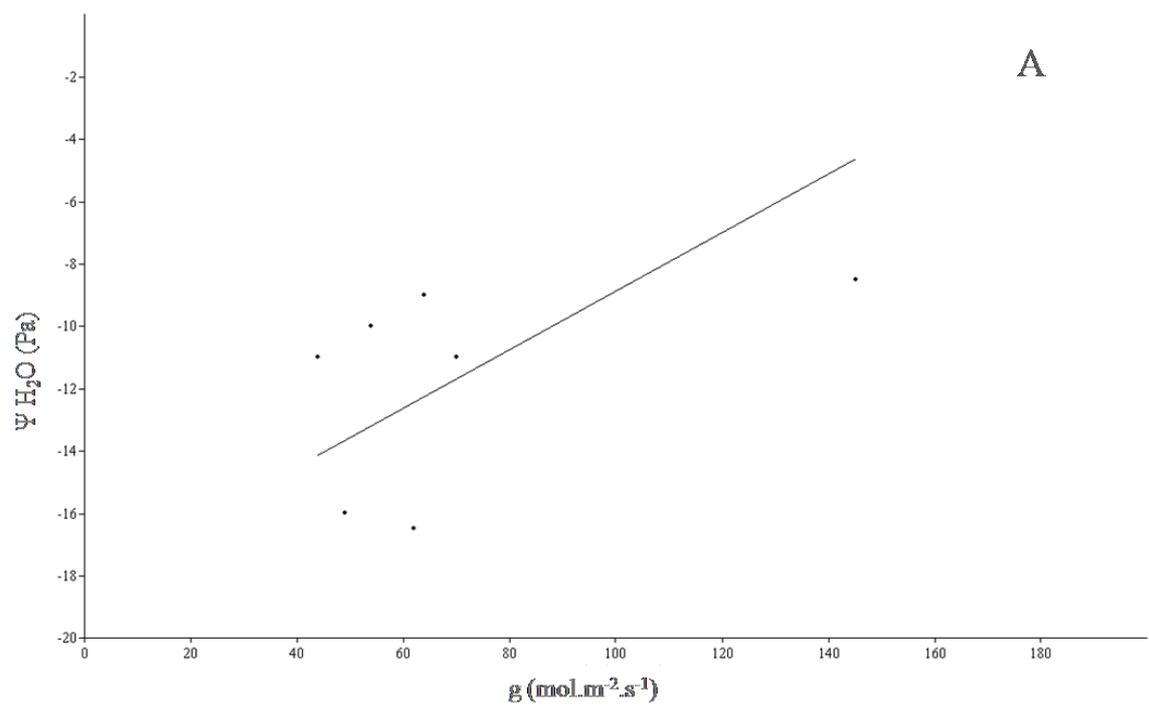


Figura 1

Figura 1: relação positiva entre o potencial hídrico (Ψ_{H_2O}) e a abertura estomática (g) em *Leandra aurea* (A) e relação negativa entre Ψ_{H_2O} e g em *Drimys brasiliensis* (B).

Componentes de fecundidade e índice de aborto em *Leucaena leucocephala*

ANDRÉ NUNES MARTINEZ¹, BÁRBARA STEFANI CALDEIRA DOS SANTOS¹,
CAMILA DA SILVA OLIVEIRA¹, CAMILA DIAS LOURENÇO SANTOS¹, CORA
JIRSCHIK CARON¹, DESIRÉE AYUME LOPES UGOCHI¹, NICOLL ANDREA
GONZALEZ ESCOBAR¹, RAFAEL SIQUEIRA DE ANDRADE¹, RENAN
OLIVEIRA CORRÊA^{1,2}

Título resumido: Componentes de fecundidade em *Leucaena leucocephala*

¹ Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Graduação em Ciências Biológicas, Instituto de Biologia, 13083-970, Campinas, SP

² Autor para correspondência: renanocorrea@gmail.com

Resumo

A família Fabaceae, uma das maiores entre as Angiospermas, é constituída por 727 gêneros e aproximadamente 19.325 espécies. É uma família que confere vantagens ao estudo de seus componentes de fecundidade, uma vez que a disposição de seus óvulos no ovário e, conseqüentemente, das sementes nos frutos é linear. Nosso objetivo foi estudar os seguintes componentes de fecundidade: porcentagem de frutificação, porcentagem de formação de sementes e posição do óvulo com maior ocorrência de aborto em *Leucaena leucocephala*. Utilizamos a média de 114 flores/inflorescência. Encontramos 7.663 sementes em 371 frutos de *L. leucocephala*. A porcentagem de frutificação foi de 5,42%, sendo inferior à taxa de frutificação proposta para as Angiospermas. A média de sementes por fruto foi de 21,24. O total de sementes viáveis foi de 92,13%. Observamos que a porcentagem de frutificação é baixa, mas a planta compensa este déficit pela alta porcentagem de formação de sementes. Em todas as posições do fruto foi observado aborto, entretanto estas freqüências foram maiores na posição basal. A posição intermediária apresentou um número menor de abortos do que o esperado. Óvulos mais distantes ao estilete são fertilizados por tubos polínicos mais lentos ou competitivamente inferiores, resultando numa progênie menos vigorosa, por isso acaba por apresentar maior ocorrência de aborto.

Palavras-chave: *Leucaena*, Porcentagem de Fertilização, Viabilidade de Sementes, Índice de Aborto

Introdução

O sucesso reprodutivo dos vegetais é determinado por dois estágios: o pré emergente e o pós emergente. O primeiro se refere ao número de óvulos que se desenvolvem em sementes viáveis, enquanto o segundo está relacionado à germinação da semente e ao desenvolvimento da planta, incluindo sua fase reprodutiva (Wiens & Calvin 1987). Desta forma, estudos dos componentes de fecundidade possibilitam verificar a existência de problemas reprodutivos relacionados com a nutrição do embrião pelos recursos maternos.

A quantidade de grãos de pólen depositados no estigma (Mogensen 1975) e a competição dos óvulos por recursos necessários para o desenvolvimento das sementes (Lloyd 1980) são fatores que podem desencadear o aborto de flores e frutos.

Em Angiospermas a quantidade de frutos viáveis, geralmente, é menor que o número de flores produzidas pelo indivíduo. Possíveis explicações para o observado podem estar relacionadas ao processo de fertilização e ao aborto durante a embriogênese (Sedgley 1980; Bawa & Webb 1984).

A Família Fabaceae Lindl., uma das maiores entre as Angiospermas, é constituída por cerca de 727 gêneros e aproximadamente 19.325 espécies (Lewis et al. 2005), distribuídas em três subfamílias: Mimosoideae DC., Caesalpinioideae DC. e Faboideae Rudd (Judd *et al.* 1999; Lewis & Schire 2003; Palermo *et al.* 2010).

A disposição dos óvulos no ovário e, conseqüentemente, das sementes nos frutos é linear (Hossaert & Valéro 1988; Teixeira *et al.* 2006; Agostini 2008), característica que confere vantagens ao estudo de seus componentes de fecundidade.

Na família Fabaceae também se observa um aumento de embriões abortados conforme estes se distanciam do estilete (Bawa & Buckley 1989). Se óvulos que estão mais próximos ao estigma forem fertilizados e formarem embriões antes dos demais

óvulos, eles terão vantagem na obtenção de recursos em relação aos óvulos que estão distantes do estigma, os quais são abortados devido à falta de recursos para o desenvolvimento das sementes (Teixeira *et al.* 2006). Entretanto, óvulos localizados na base do ovário podem ser favorecidos devido à proximidade com a fonte de recursos (Susko, D.J. 2006).

Fabaceae apresenta variação na taxa de frutificação (formação de frutos) entre alguns gêneros e espécies, que podem apresentar altas taxas de aborto como *Pisum sativum* L. (Briggs *et al.* 1987), *Lotus corniculatus* (O'Donoghue & Grant 1988; Rim *et al.* 1990) e em *Dahlstedtia* (Teixeira *et al.* 2006). Essa taxa pode representar um indício sobre o sucesso reprodutivo dessas espécies.

O gênero *Leucaena* é nativo da América Central e muitas espécies desse gênero são cultivadas em outras regiões visando o controle da erosão e fixação do nitrogênio. *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit é uma leguminosa de hábito arbustivo/arbóreo perene e possui de dois a quatro ciclos de frutificação, os frutos amadurecem e permanecem na árvore por tempos variáveis (Walton 2003). Os legumes maduros podem se abrir de repente em resposta às condições ambientais, dispersando suas sementes no ambiente (Johnson 1981, Raghu *et al.* 2005). A inflorescência é glomerular com flores brancas (Freitas *et al.* 1991).

Nosso objetivo foi analisar os efeitos dos componentes de fecundidade em *Leucaena leucocephala* através de suas taxas de frutificação e formação de sementes e comparar esses dados com o de outras angiospermas, bem como observar o índice de aborto e sua principal região de ocorrência.

Material e Métodos

Identificamos seis indivíduos de *Leucaena leucocephala* no município de Itirapina, São Paulo. Cada dupla coletou 10 inflorescências com frutos de cada indivíduo, num total de dois indivíduos. No material coletado contamos o número de flores que se desenvolveram em frutos de cada inflorescência. Damos preferência aos frutos mais jovens, pois as sementes são mais facilmente visualizadas. No entanto, em alguns indivíduos houve necessidade de coletar frutos mais maduros, pois os mais novos estavam altos demais para serem coletados. Em cada fruto contamos o número total de sementes viáveis (número de óvulos que se desenvolveram) e o total de sementes abortadas (número de óvulos inviáveis). Identificamos estas inviáveis por apresentarem tamanho inferior e/ou coloração diferenciada das demais sementes. Em alguns casos era possível observarmos estrangulamento da vagem acompanhado de um loco vazio, indicando a morte prematura do óvulo. Das inviáveis, anotamos também a sua posição no fruto, sendo a primeira posição aquela com a semente mais próxima ao pedicelo (posição basal) e a última posição aquela com a semente mais próxima ao estilete (posição apical). Com os dados obtidos calculamos a taxa de frutificação e taxa de formação de sementes dos indivíduos avaliados. Para visualizar se havia uma posição onde ocorriam mais abortos, utilizamos o teste de Chi-Quadrado.

Resultados e Discussão

Porcentagem de frutificação e de formação de sementes

Freitas *et al.* (1991) descreveu um número médio de 114 flores por inflorescência na espécie *Leucaena leucocephala*. Com este dado, contamos o número de flores que se desenvolveram em frutos e obtivemos uma relação da porcentagem de

frutificação. Encontramos 371 frutos, o que nos deu uma taxa de 5,42%. Este resultado se mostrou inferior à taxa de frutificação das Angiospermas proposta por Stephenson *et al.* (1981) de 11%.

Encontramos uma média de 21,24 sementes por fruto. No total coletamos 7663 sementes. Destas, 92,13% se encontravam viáveis enquanto as outras 7,87% foram abortadas pela planta.

O ponto mais crítico para o ciclo de vida de uma planta é a ontogenia da semente, entre a fertilização e a maturidade desta (Susko D.J. 2006). Observamos pelo estudo que há uma baixa viabilidade da formação de frutos, porém uma alta viabilidade na formação de sementes. Pelo princípio da alocação de recursos (*trade-off*), se um organismo pode adquirir somente uma quantidade limitada de matéria e energia para o qual dois processos competem diretamente, então um aumento da matéria e energia alocada para um processo resulta na diminuição de matéria e energia alocada para outro processo.

Como o processo de formação de sementes é mais crítico no ciclo de vida que o processo de frutificação, há um desvio de matéria e energia para o primeiro processo em detrimento do segundo, por isso há uma baixa proporção de frutos formados, mas uma alta viabilidade de sementes. Além disso, entre frutos num mesmo estágio de desenvolvimento aqueles com maior número de sementes teriam vantagens sobre os demais (Nakurama 1986; Bawa *et al.* 1989).

Como a dispersão das sementes se dá por barocoria, a planta não precisa investir em unidades de dispersão. O fruto simplesmente amadurece, se abre e as sementes caem no chão. Embora possa ocorrer dispersão secundária por zoocoria, a barocoria ainda é o principal mecanismo. Assim a viabilidade das sementes é alta e ainda pouco custosa se comparadas às sementes das plantas que investem em outros tipos de dispersão.

Posição das sementes abortadas

Observamos que todas as posições dentro do fruto apresentaram abortos. Para avaliarmos se havia alguma região com uma maior proporção de abortos, estabelecemos três regiões de posição: basal, intermediária e apical. Avaliamos cada fruto individualmente para determinar o limite entre as regiões e quantificar as ocorrências de abortos em cada uma delas. A região basal apresentou abortos em 140 frutos; a intermediária 87 e a apical 122. Houve diferença significativa ($p=0,001$) para a quantidade de ocorrências de abortos entre as regiões. A região basal apresentou um número maior de abortos do que seria esperado ocorrer aleatoriamente, enquanto que a região intermediária apresentou um número menor do que o esperado. Os resultados são representados na Figura 1.

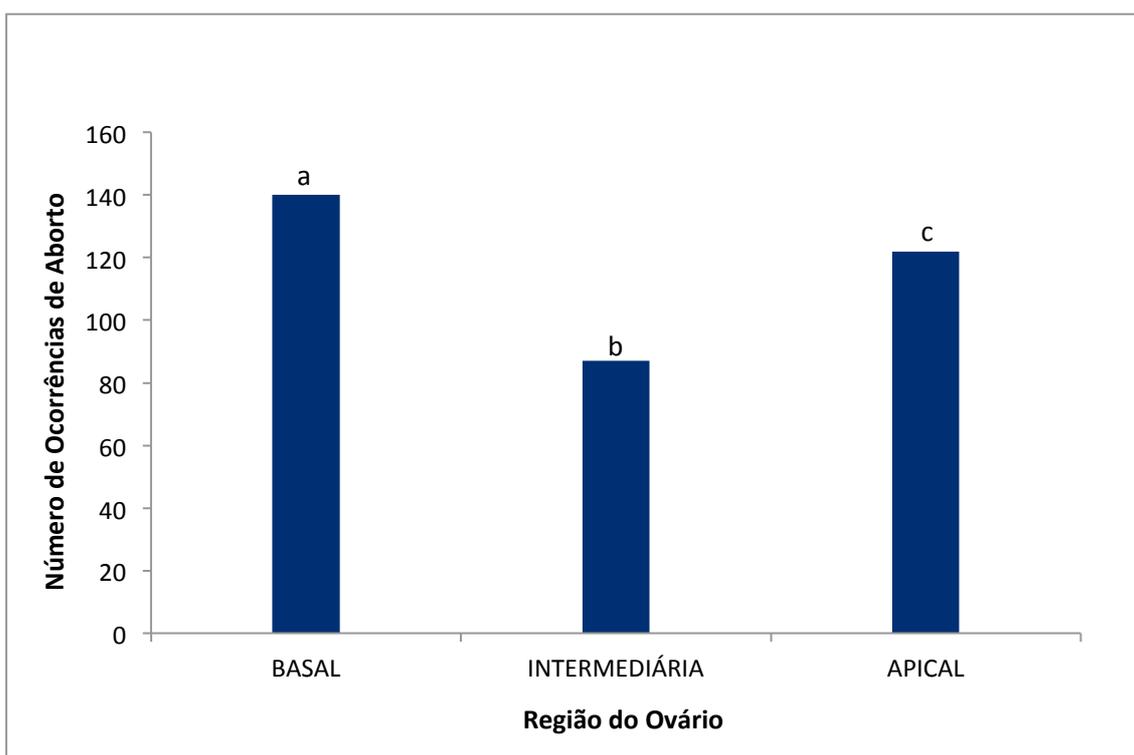


Figura 1 – Gráfico representando o número de ocorrências de aborto por região do ovário.

A limitação dos recursos maternos pode ocasionar o aborto dos óvulos fertilizados nas regiões próximas ao estilete, o que conferiria vantagem espacial para os

óvulos basais (Susko, D.J. 2006). Este padrão também foi encontrado em espécies de Leguminosae (Horovitz *et al.* 1976, Heering, 1994).

Por outro lado, os óvulos localizados próximos ao estigma possuem maior vantagem na captação de recurso uma vez que são os primeiros a serem fertilizados e assim, os primeiros a se desenvolverem. Com isso, podem completar a embriogênese mais precocemente que os demais e se constituírem em embriões dominantes. O aborto de óvulos posicionados mais longe do estigma é muito freqüente. Neste caso, óvulos basais seriam fertilizados pelos tubos polínicos com crescimento mais lento ou com menor capacidade competitiva, resultando numa progênie menos vigorosa e, portanto mais propensa a ser abortada (Wiens *et al.* 1987; Bawa & Buckley 1989, Martin & Lee 1993, Gibbs & Sasaki 1998).

Com nossos resultados, observamos que a espécie de *Leucaena leucocephala* apresenta este último padrão para o aborto de sementes, uma vez que a região basal apresenta maior ocorrência de abortos. É interessante notar que nessa espécie as sementes basais, por estarem mais distantes dos tubos polínicos, apresentam desvantagem em relação às apicais. Já as apicais possuem a desvantagem de estarem mais distantes da fonte materna de nutrientes quando comparadas às basais. No entanto as intermediárias se localizam em uma posição que não se encontra nem tão longe dos tubos polínicos e nem tão longe da fonte materna de nutrientes, e nossos resultados nos mostram que justamente nessa posição há um número de ocorrência de abortos bem menor do que seria esperado pela aleatoriedade.

Agradecimentos

Agradecemos às professoras Kayna Agostini, Sandra M. Carmello-Guereiro e Simone Vieira e aos professores Flávio A. M. dos Santos, Fernando R. Martins e Rafael

S. Oliveira pelas orientações e discussões que nortearam a produção deste trabalho. Agradecemos também à Universidade Estadual de Campinas e ao Instituto de Biologia pelo oferecimento da disciplina de Tópicos em Ecologia Vegetal.

Referências Bibliográficas

AGOSTINI, K. 2008. Ecologia da reprodução de duas espécies de *Mucuna* (Leguminosae, Faboideae, Phaseoleae): embriologia, citogenética e variabilidade genética - do litoral norte de São Paulo. Tese de Doutorado, Unicamp, Campinas.

BAWA, K. S. & Buckley, D. P. 1989. Seed: ovule ratios, selective seed abortion, and mating systems in Leguminosae. *Monog. Syst. Bot.* 29: 243 – 262.

BAWA, K. S. & WEBB, C. J. 1984. Flower, fruit, and seed abortion in tropical forest trees: implications for the evolution of paternal and maternal reproductive patterns. *Am. J. Bot.*, v. 71, p.736-751.

BRIGGS, C.L., WESTOBY, M., SELKIRK, P. M. & OLDFIELD, R.J. 1987. Embryology of early abortion due to limited maternal resources in *Pisum sativum* L. *Ann. Bot.* 59: 611-619.

FREITAS, L.H.C., WITTMAN, M.T.S. & PAIM, N.R. 1991. Floral characteristics, chromosome number and meiotic behavior of hybrids between *Leucaena leucocephala* (2n = 104) and tetraploid *L. diversifolia* (2n = 104) (Leguminosae). *Revista Brasileira de Genética* 14 (3): 781-789.

GIBBS, P.E. & SASSAKI, R. (1998). Reproductive biology of *Dalbergia miscolobium* Benth. (Leguminosae - Papilionoideae) in SE Brazil: the effects of pistillate sorting on fruit-set. *Annals Botany*, 81(6):735-40.

HEERING, J. H. (1994), The reproductive biology of three perennial *Sesbania* species (Leguminosae). *Euphytica*, 74, p.143-148.

HOROVITZ, A.; MEIRI, L. and BEILES, A. 1976. Effects of ovule positions in fabaceous flowers on set and outcrossing rates. *Bot. Gaz.*, 137, p.250-254.

HOSSAERT, M. & VALÉRIO M. 1998. Effect of ovule position in the pod on patterns of seed formation in two species of *Lathyrus* (Leguminosae, Papilionoideae). *Am. J. Bot.*, v.75,p.1714-31.

JOHNSON, C.D. 1981. Interactions between bruchid (Coleoptera) feeding guilds and behavioural patterns of pods of the Leguminosae. *Environ. Entomol.* 10: 249–53.

JUDD, W.C. 1999. *Plant Systematic: a phylogenetic approach*. Sunderland (MA): Sinauer Associates.

LEWIS, G.P. & SCHIRE, B.D. 2003. Leguminosae or Fabaceae? In : Klitgaard, B.B. & Bruneau, A. (Ed.) *Advances in legume systematics : part 2*. Kew (UK): Royal Britanic Garden. p.1-3.

LEWIS, G.; SCHIRE, B.; MACKINDER, B. & LOCK, M. 2005. Legumes of the world. Kew (UK): Royal Botanic Gardens.

LLOYD, D. G. 1980. Sexual strategies in plants. 1. An hypothesis of sexual adjustment of maternal investment during one reproductive session. *New Phytol.* 86: 69 – 79.

MARTIN, M. E. & LEE, T. D. 1993. Self pollination and resource availability affect ovule abortion in *Cassia fasciculata* (Caesalpinaceae). *Oecologia* 94: 503 – 509.

MOGENSEN, H. L. 1975. Ovule abortion in *Quercus* (Fagaceae). *Am. J. Bot.*, v.62, p.160-165.

NAKAMURA, R.R. 1986. Maternal investment and fruit abortion in *Phaseolus vulgaris* *Am. J. Bot.* 73: 1049-1057

O'DONOUGHUEL, L.S. & GRANT, W. F. 1988. New sources of indehiscence for birdsfoot trefoil (*Lotus corniculatus*, Fabaceae) produced by interspecific hybridization. *Genome* 30: 459-468.

PALERMO B. R. Z., AGOSTINI K. 2010. Componentes de fecundidade em *Erythrina speciosa* (Leguminosae, Faboideae). *Bioikos, Campinas*, 24(1):13-19.

RAGHU S., WILTSHIRE C., & DHILEEPAN K. 2005. Intensity of pre-dispersal seed predation in the invasive *Leucaena leucocephala* is limited by the duration of pod retention. *Austral Ecology* 30, 310-318.

RIM, Y. W., BEUSSELINCK, P. R., MCGRAN, R.L. & SOMERS, D.A. 1990. Megagametophyte development in *Lotus corniculatus*, *L. conimbricensis* and their protoplast fusion hybrid. *Am. J. Bot.*: 77: 1084-1094.

SEDGLEY, M. 1980. Anatomical investigation of abscised avocado flowers and fruitlets. *Ann. Bot.*, v.46,p. 771-777.

STEPHENSON, A. G. 1981. Flower and fruit abortion: proximate causes and ultimate functions. *Annu. Rev.Ecol. Syst.* 12: 253 – 279.

SUSKO, D.J. 2006. Effect of ovule position on patterns of seed maturation and abortion in *Robinia pseudoacacia* (Fabaceae). *Canadian Journal of Botany* 84: 1259-1265.

TEIXEIRA, S.P., PEREIRA, R.A.S. & TARODA, N. 2006. Components of Fecundity and Abortion in a Tropical Tree, *Dahlstedtia pentaphylla* (Leguminosae). *Brazilian Archives of Biology and Technology* 49, (6): 905-913

WALTON, C. S. 2003. *Leucaena (Leucaena leucocephala)* in Queensland. Queensland Department of Natural Resources and Mines, Brisbane.

WIENS, D., CALVIN, C.L., WILSON, C.A., DAVERN, C.I., FRANK, D. & SEAVEY, S.R. 1987. Reproductive success, spontaneous embryo abortion, and genetic load in flowering plants. *Oecologia* 71:501-509.