

## DESENVOLVIMENTO INICIAL DE *Dipteryx alata* Vogel e *Myracrodruon urundeuva* Allemão EM PLANTIO DE ENRIQUECIMENTO DE UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECÍDUA SECUNDÁRIA

### INITIAL DEVELOPMENT OF *Dipteryx alata* Vogel and *Myracrodruon urundeuva* Allemão IN ENRICHMENT PLANTING IN A SEMI-DECIDUOUS SECONDARY FOREST

Fábio VENTUROLI<sup>1</sup>; Christopher William FAGG<sup>2</sup>; Jeanine Maria FELFILI<sup>3</sup>

1. Professor, Doutor, Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, GO, Brasil. [fabioventuroli@gmail.com](mailto:fabioventuroli@gmail.com); 2. Professor, Doutor, Departamento de Botânica, Universidade de Brasília, Brasília, DF, Brasil; 3. *In Memoriam*.

**RESUMO:** Nesse estudo avaliou-se o desenvolvimento inicial de *Dipteryx alata* e *Myracrodruon urundeuva* plantadas em sistema de enriquecimento de floresta estacional semidecídua secundária, seguindo um gradiente ambiental de umidade, em direção a áreas de cerrado. As avaliações da sobrevivência e do crescimento em altura total e diâmetro do coleto foram feitas 12 meses após o plantio e foram constatados 10% de mortalidade para *M. urundeuva* e 45% para *D. alata*. Vinte e cinco meses após o replantio, a mortalidade foi de 15% para ambas as espécies. Não houve associação entre mortalidade das espécies e gradiente ambiental ( $\chi^2$ ) e também não foram encontradas diferenças estatísticas nos incrementos diamétricos entre as espécies (ANOVA). O crescimento médio em diâmetro de *Myracrodruon urundeuva* e *D. alata* foi de 0,96 e 0,52 mm.ano<sup>-1</sup>, respectivamente. O crescimento médio em altura foi de 9,6 e 4,0 cm.ano<sup>-1</sup> em *M. urundeuva* e *D. alata*, respectivamente, diferentes estatisticamente. O menor crescimento em altura de *D. alata* em relação a *M. urundeuva* não deve ser utilizado para julgar a adaptação dessa espécie ao ambiente, podendo estar relacionado a diferentes padrões de crescimento, estratégias de adaptação ou diferentes necessidades ecológicas, demonstrando diferenças quanto à eficiência no uso dos recursos disponíveis. Este estudo destacou o potencial dessas espécies para compor sistemas de enriquecimento de capoeiras.

**PALAVRAS-CHAVE:** Regeneração. Cerrado. Reflorestamento. Manejo florestal.

## INTRODUÇÃO

A regeneração natural em ambientes florestais em sucessão secundária, capoeiras, é caracterizada, principalmente, pela ausência, ou baixa presença, de espécies de alto valor comercial como resultado da exploração dos indivíduos de maior porte dessas espécies na floresta (BROWN; LUGO, 1990). Além disso, a exploração da floresta altera as condições ambientais no sub-bosque, sobretudo, em relação à incidência de radiação solar, pela abertura do dossel (TABARELLI et al., 1999), o que favorece espécies invasoras, especialmente cipós, que são capazes de inibir a regeneração das espécies arbustivo-arbóreas nativas (TABARELLI; MANTOVANI, 2000).

A origem dessas novas colonizadoras pode ser o banco de sementes do solo e, ou, as rebrotas de raízes e de troncos dos indivíduos sobreviventes à criação das clareiras (RICHARDS, 1996; LIMA, 2005). Quando a regeneração é determinada pelo banco de sementes do solo, a recomposição da vegetação fica condicionada às probabilidades de chegada e sobrevivência das sementes em um determinado local. Provavelmente, a chegada de

sementes é determinada pelo modo de dispersão e a sobrevivência pela dormência e pelas interações de cada espécie com o ambiente, patógenos e predadores na floresta (SCHUPP et al., 1989).

Em florestas estacionais, a estratégia do banco de sementes pode ajudar a evitar a alta mortalidade de plântulas provocada pela seca, fogo e patógenos, o que aumenta a probabilidade de recrutamento através da germinação, em resposta a condições favoráveis, na estação chuvosa (MAROD et al., 2002). Em contrapartida, nas capoeiras, a falta de sementes no solo, a competição com gramíneas e os baixos teores de nutrientes do solo, somada à sua compactação, podem tornar a regeneração natural mais lenta, comprometendo a sobrevivência das plantas com a chegada da estação seca (CUBIÑA; AIDE, 2001).

Em consequência dessa menor probabilidade de estabelecimento via sementes, a habilidade em rebrotar torna-se o mecanismo de regeneração mais comum e mais importante nessas capoeiras de florestas tropicais estacionais (KARIN; HAKAN, 1992; VIEIRA; SCARIOT, 2006). Além disso, a regeneração por rebrotas elimina o estágio de vida mais vulnerável à predação, dessecação e

sobrevivência, iniciando o processo de sucessão a partir de um estágio mais vigoroso, os brotos (KAMMESHEIDT, 1999).

Germinação de sementes e rebrotas são mecanismos naturais de regeneração florestal. No entanto, a regeneração pode também sofrer interferência antrópica, como através de semeadura direta, como realizado por Mattei; Rosenthal (2002) ou de plantio de mudas no interior das matas e, ou, clareiras, o que é chamado de sistema de plantio de enriquecimento (KARIN; HÅKAN, 1992; HOSOKAWA et al., 1998).

Plantios de enriquecimentos visam, então, melhorar a qualidade da regeneração, pela introdução de espécies interessantes ecológica e, ou, economicamente na região, sendo que as espécies apropriadas ao plantio devem ser escolhidas com base no conhecimento sobre seus desempenhos e de seus benefícios ambientais e econômicos (HOSOKAWA et al., 1998). Localmente, o método de plantio de enriquecimento vai depender da disponibilidade de sementes e mudas e da existência de informações sobre as características silviculturais e de manejo, o que é fundamental para o sucesso dos plantios (KHURANA; SINGH, 2001).

Escolher espécies nativas da região é mais adequado, pois, teoricamente, estão mais adaptadas às condições ambientais locais; geralmente existe disponibilidade de sementes; os fazendeiros estão familiarizados com elas e com seus usos. Além disso, essa escolha ajuda na preservação da diversidade genética regional e contribui para a manutenção da composição da flora e fauna locais (MONTAGNINI, 2001).

As espécies plantadas em sistemas de plantio de enriquecimento podem ser favorecidas pela cobertura do dossel, que atua na manutenção da temperatura e da umidade local. Essas espécies são também beneficiadas pela proteção que a vegetação nativa oferece contra erosão do solo e lixiviação de nutrientes (MESQUITA, 2000).

A cobertura do dossel atua como facilitadora no desenvolvimento das plantas (CALLAWAY; WALKER, 1997). Por outro lado, a competição com outras espécies pode prejudicar a sobrevivência e o estabelecimento das mudas (MESQUITA, 2000). Conforme Khurana e Sing (2001), a facilitação é mais intensa no período chuvoso, quando os processos ecológicos são mais evidentes.

Estudos indicam grande potencial de sucesso para plantios de enriquecimento em florestas secundárias no Brasil (ENGEL; POGGIANI, 1990; D'OLIVEIRA, 2000; PAIVA; POGGIANI, 2000; LEITE, 2002; COUTINHO et

al., 2003) e em outras partes do mundo (CALVO-ALVARADO; RICHTER, 2007). Pesquisas sobre o desenvolvimento inicial de espécies do Cerrado têm demonstrado que espécies desse bioma apresentam plasticidade quanto à tolerância à luz: a maioria das espécies que se desenvolvem bem sob condições intermediárias de luminosidade apresentam bom desempenho também a pleno sol (FELFILI et al., 1999; FIGUEIRÔA et al., 2004; RAMOS et al., 2004). Assim, considera-se que é fundamental investigar também o desempenho das espécies e das suas capacidades para competir com a vegetação nativa já existente, antes de recomendá-las para trabalhos de enriquecimento florestal (BLAIN; KELLMAN, 1991; FETENE; FELEKE, 2001; PINARD et al., 1999; GROGAN et al., 2005).

Neste estudo, testou-se a hipótese de que duas espécies arbóreas que fazem parte das formações lenhosas do bioma Cerrado, *Dipteryx alata* Vogel. e *Myracrodruon urundeuva* Alemão, apresentam possibilidade de sucesso em plantios de enriquecimento de florestas estacionais semidecíduas secundárias.

*Dipteryx alata* é mais freqüente em áreas de cerrado *sensu stricto* (RATTER et al., 2001; FELFILI et al., 2001) enquanto *M. urundeuva* é mais comum em florestas estacionais, principalmente nas decíduas (SILVA; SCARIOT, 2004; FELFILI et al., 2007; PEREIRA, 2008), mas ambas ocorrem também em outros ambientes, como cerradão, matas de galeria e florestas estacionais semidecíduas (HAASE; HIROOKA, 1998; FELFILI et al., 2000; ALVES et al., 2007).

O objetivo dessa pesquisa foi avaliar o desenvolvimento inicial de mudas de *D. alata* e de *M. urundeuva*, plantadas no sub-bosque de uma floresta estacional semidecídua secundária, sob manejo, no município de Pirenópolis (Goiás), seguindo um gradiente ambiental de umidade de influência ripária em direção a áreas de cerrado nas partes mais altas do relevo.

## MATERIAL E MÉTODOS

Em outubro de 2003 foram plantadas cinco mudas de *D. alata* e cinco mudas de *M. urundeuva* em quatro parcelas de 25 x 30m ao longo de um gradiente ambiental de umidade definido pelas proximidades a uma mata úmida sob influência de um córrego (Grota da Mina) em um extremo e de um cerrado sentido restrito no outro extremo, nas porções mais altas do relevo.

O gradiente ambiental permitiu um delineamento em blocos casualizados, assim caracterizados:

- Bloco I – mais próximo da mata sob influência do córrego Grota da Mina ( $\pm 60$  metros), ambiente de maior influência ripária, com declividade média de 66%.
- Bloco II – distante do córrego Grota da Mina ( $\pm 90$  metros), ambiente sob menor influência ripária do que o bloco I e com declividade média de 56%.
- Bloco III – menor influência ripária, maior distância do córrego ( $\pm 120$  m) e mais próximo ao cerrado sensu stricto, com declividade média de 74%.
- Bloco IV – transição floresta-cerrado, ambiente mais seco, distante aproximadamente 180 metros do córrego e com declividade média de 67%.

O espaçamento de plantio entre as plantas foi de, no mínimo, cinco metros, totalizando 20 mudas de cada espécie na floresta. As mudas de ambas as espécies estavam com um ano de idade e foram produzidas a partir de sementes coletadas na região do estudo (Pirenópolis, Goiás), sendo formadas em sacos plásticos nas dimensões de 15 x 20 cm. O substrato utilizado foi o latossolo vermelho escuro misturado a esterco de bovinos curtido e NPK 10-10-10. Todas as mudas plantadas apresentavam bom estado fitossanitário, sendo também uniformes quanto ao porte, no momento do plantio.

Após o plantio as mudas foram mensuradas quanto à altura total e o diâmetro do coleto. As medições das alturas foram efetuadas com o auxílio de uma vara graduada de um (1 m) metro de comprimento e para medir o diâmetro do coleto foi utilizado um paquímetro digital. Esses dados foram utilizados nas análises de crescimento dessas espécies.

Além da análise de crescimento foi avaliada, também, a sobrevivência das mudas ao longo do tempo. A taxa de mortalidade foi calculada pela porcentagem remanescente de mudas em cada avaliação, em relação ao número inicial de mudas plantadas, conforme a equação abaixo, onde  $m$  é a mortalidade,  $n_0$  é o número de indivíduos na população inicial e  $n_t$ , o número de indivíduos no tempo  $t$  (SHEIL et al., 1995).

$$m = 1 - \left[ 1 - \frac{n_0 - n_t}{n_0} \right]^{\frac{1}{t}}$$

Essa função também foi adotada por Paiva e Poggiani (2000) em plantios de enriquecimento e é indicada para contabilizar a mortalidade de

populações pré-definidas e uniformes, sobre um determinado intervalo de tempo (SHEIL et al., 1995).

Em outubro de 2004, doze meses após o plantio, foram realizadas as primeiras medições das alturas e dos diâmetros das mudas, e avaliada a sobrevivência. Esses dados serviram tanto para a avaliação das taxas de mortalidade, como para efetuar o replantio, em substituição às mudas mortas, que ocorreu em janeiro de 2005, juntamente com a medição das alturas e diâmetros do coleto dessas mudas plantadas.

A segunda avaliação do diâmetro do coleto, da altura e da sobrevivência das mudas ocorreu em fevereiro de 2007, 25 meses depois do replantio das mudas mortas. Na análise de sobrevivência, além dos cálculos do percentual de mudas que haviam morrido no período, as duas espécies foram comparadas entre si, verificando as mudanças no número de indivíduos que permaneciam vivos em cada ambiente, pelo teste qui-quadrado, a 5% de probabilidade (ZAR, 2010). Segundo Snedecor e Cochran (1967), esse teste pode ser utilizado para comparar frequências inferiores a cinco, desde que estas não sejam zero e um. Por esse motivo, foram testadas as frequências de indivíduos que permaneciam vivos em cada bloco, nas avaliações. Complementarmente, foi realizado o teste Kolmogorov-Smirnov, a 5% de probabilidade, corroborando as mudanças na distribuição dos indivíduos que permaneceram vivos ao longo do tempo, por espécie.

Foi realizado ainda um teste qui-quadrado, a 5% de probabilidade, comparando as duas espécies em relação a uma taxa de mortalidade média aceitável de 20%. Esse limite foi estabelecido como esperado, pois é um valor aceitável para mortalidade pós-plantio em reflorestamentos comerciais (MALINOVSKI et al., 2006), sendo o dobro do valor considerado na prospecção da viabilidade econômica do programa estadual de madeiras de Lei, do estado de São Paulo (CASTANHO FILHO, 2007).

Após as análises da mortalidade, os incrementos periódicos e medianos em altura e em diâmetro das espécies foram testados por Análise de Variância – ANOVA - e teste Mann-Whitney U, a 5% de probabilidade, verificando as diferenças entre as espécies. A escolha do teste ocorreu após a verificação da distribuição dos incrementos das espécies, quanto à normalidade e homogeneidade de variâncias, pelos testes Shapiro-Wilk e Levene, a 5% de probabilidade, respectivamente.

Os incrementos medianos em altura e diâmetro do coleto das espécies em cada bloco

foram ainda posicionados em relação aos incrementos medianos das duas populações, verificando tendências no crescimento das espécies em função dos ambientes em que foram plantadas.

Posteriormente, os incrementos periódicos anuais em diâmetro do coleto e em altura das espécies foram correlacionados com a porcentagem média de sombreamento, com a declividade do terreno e com a porcentagem de cobertura do solo, em cada bloco, segundo metodologia descrita por Venturoli (2008), por correlação linear de Pearson ( $r$ ) (ZAR, 2010).

## RESULTADOS

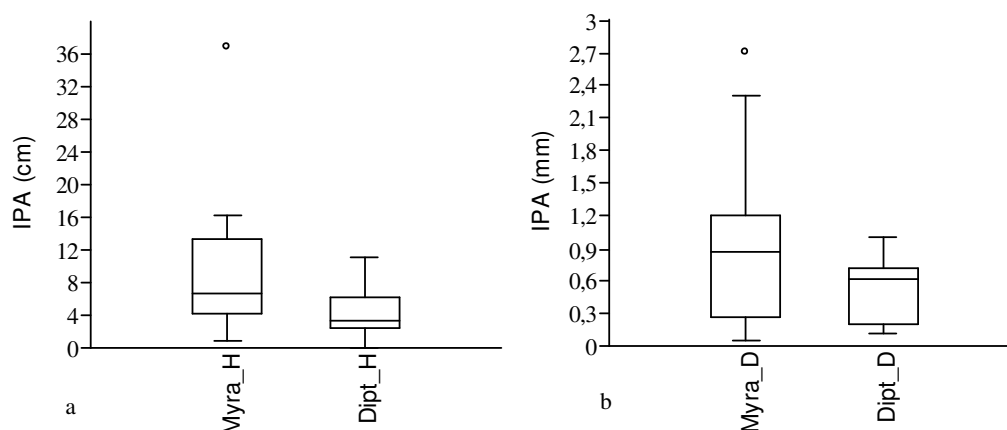
Em outubro de 2004 verificou-se que haviam morrido 10% das mudas de *M. urundeuva* e 45% das mudas de *D. alata*. Já em fevereiro de 2007, 25 meses após o replantio, que substituiu as mudas mortas, foram encontradas mortas 15% das mudas de cada uma das duas espécies.

O teste qui-quadrado indicou que não houve associação entre a mortalidade das espécies e os ambientes, não ocorrendo concentração dos indivíduos mortos, das duas espécies, em qualquer bloco ( $\chi^2 = 2,67$ ;  $p = 0,61$ , em 2004 e  $\chi^2 = 0,75$ ;  $p = 0,94$ , em 2007, respectivamente). Como confirmado pelo teste Kolmogorov-Smirnov entre as distribuições dos indivíduos que permaneceram vivos dessas espécies pelos blocos: *M. urundeuva* versus *D. alata* em 2004 ( $D = 0,75$ ;  $p = 0,10$ ) e em 2007 ( $D = 0$ ;  $p = 1$ ).

O teste Kolmogorov-Smirnov indicou também que não houve mudança na distribuição dos indivíduos vivos das espécies entre as duas avaliações ao longo dos ambientes: *M. urundeuva* em 2004 versus *M. urundeuva* em 2007 ( $D = 0,25$ ;  $p = 0,99$ ) e *D. alata* em 2004 versus *D. alata* em 2007 ( $D = 0,5$ ;  $p = 0,53$ ).

Ao comparar os indivíduos vivos de ambas as espécies em relação a uma taxa de mortalidade total de 20%, que é considerada aceitável em plantios comerciais (MALINOVSKI et al., 2006; CASTANHO FILHO, 2007), verificou-se novamente que não houve diferença estatística entre a distribuição dos indivíduos vivos encontrada e a distribuição esperada após redução de 20% na população inicial [*M. urundeuva* ( $\chi^2 = 0,10$ ;  $p = 0,99$  em 2004 e  $\chi^2 = 0,33$ ;  $p = 0,98$  em 2007) e *D. alata* ( $\chi^2 = 1,85$ ;  $p = 0,76$  em 2004 e  $\chi^2 = 0,33$ ;  $p = 0,98$  em 2007)].

Os incrementos periódicos anuais em diâmetro das espécies foram testados por análise de variância (ANOVA), depois de verificadas a normalidade (Shapiro-Wilk,  $p = 0,11$ , *M. urundeuva* e  $p = 0,15$ , *D. alata*) e a homogeneidade de variância dos dados (Levene,  $p = 0,08$ ), quando não foram encontradas diferenças estatísticas entre as espécies (ANOVA,  $p = 0,14$ ). No entanto, *M. urundeuva* cresceu em média ( $\pm$  desvio padrão)  $0,96 \text{ mm.ano}^{-1}$  ( $\pm 0,8$ ) e *D. alata*  $0,52 \text{ mm.ano}^{-1}$  ( $\pm 0,3$ ), diferença de 84%. Já os incrementos medianos foram de  $0,87 \text{ mm.ano}^{-1}$  e  $0,62 \text{ mm.ano}^{-1}$ , não sendo considerados diferentes estatisticamente (Mann-Whitney U,  $p = 0,21$ ) (Figura 1).



**Figura 1.** Incrementos periódicos anuais (IPA) em altura (a) e em diâmetro do coleto (b) de mudas de *Myracrodruon urundeuva* (Myra) e *Dipteryx alata* (Dipt), plantadas em sistema de enriquecimento, em floresta estacional semidecídua secundária, em Pirenópolis, Goiás.

O crescimento em altura também foi maior em *M. urundeuva* do que em *D. alata* e, nesse caso, foi verificada diferença estatística entre as medianas dos incrementos anuais (Mann-Whitney U,  $p=0,008$ ). Foi utilizada a mediana porque não foi verificada homogeneidade de variâncias dos incrementos em altura das espécies (Levene,  $p = 0,03$ ), nem distribuição normal nos incrementos em altura de *M. urundeuva* (Shapiro-Wilk,  $p < 0,05$ ), conforme a Figura 1.

Os incrementos periódicos em altura de *M. urundeuva* e *D. alata* foram de  $9,6 \text{ cm.ano}^{-1}$  ( $\pm 8,7$ ) e  $4,0 \text{ cm.ano}^{-1}$  ( $\pm 2,8$ ), respectivamente. As

medianas dos incrementos foram de  $6,7 \text{ cm.ano}^{-1}$  em *M. urundeuva* e de  $3,3 \text{ cm.ano}^{-1}$  em *D. alata*.

Quando as medianas dos incrementos em altura e em diâmetro das espécies, em cada bloco, foram posicionados em relação à mediana das respectivas populações, verificou-se que, tanto em relação aos diâmetros, como em relação às alturas, no bloco 1, sob maior influência ripária, os incrementos foram superiores à mediana das respectivas populações, sendo que nos demais blocos os incrementos alternaram-se nas posições, ora apresentaram-se acima ora abaixo da mediana da população (Tabela 1).

**Tabela 1.** Medianas dos incrementos anuais em altura ( $\text{cm.ano}^{-1}$ ) e em diâmetro do coleto ( $\text{mm.ano}^{-1}$ ) de *Dipteryx alata* e *Myracrodruon urundeuva*, plantados em sistema de enriquecimento de floresta estacional semidecídua secundária em Pirenópolis, Goiás, em relação à mediana da população. Bloco (B, de 1 a 4); se menor: abaixo; se maior: acima.

Espécie	Mediana da população	Altura ( $\text{cm.ano}^{-1}$ )		Diâmetro ( $\text{mm.ano}^{-1}$ )	
		abaixo	Acima	abaixo	Acima
<i>D. alata</i>	Altura ( $3,3 \text{ cm.ano}^{-1}$ )	B2 – 2,8 B3 – 3,1	B1 – 7,2 B4 – 3,8		
	Diâmetro ( $0,6 \text{ mm.ano}^{-1}$ )			B2 – 0,2 B4 – 0,3	B1 – 0,7 B3 – 0,7
<i>M. urundeuva</i>	Altura ( $6,7 \text{ cm.ano}^{-1}$ )	B2 – 3,8 B4 – 5,7	B1 – 13,4 B3 – 6,7		
	Diâmetro ( $0,8 \text{ mm.ano}^{-1}$ )			B3 – 0,5 B4 – 0,6	B1 – 0,9 B2 – 1,8

Apesar do maior ritmo de crescimento em *M. urundeuva* em relação a *D. alata*, independente de o ambiente ser de influência ripária ou de cerrado, não existiu correlação linear significativa entre os incrementos das espécies, tanto em altura,

como em diâmetro do coleto e os fatores ambientais. Isto indicou que os fatores ambientais possivelmente não influenciaram no crescimento das espécies (Tabela 2).

**Tabela 2.** Coeficientes de correlação linear de Pearson (r) entre os incrementos periódicos anuais em diâmetro do coleto e em altura de plantas de *Dipteryx alata* e *Myracrodruon urundeuva*, em relação aos fatores ambientais mensurados na floresta estacional semidecídua secundária em Pirenópolis, Goiás.

Espécie	Parâmetro	% sombra chuva		% declividade		% cobertura do solo	
		R	P	R	P	r	p
<i>M. urundeuva</i>	altura	0,51	0,48	0,42	0,57	-0,56	0,43
	diâmetro	-0,53	0,46	0,19	0,80	0,41	0,58
<i>D. alata</i>	altura	-0,21	0,78	-0,55	0,44	0,28	0,71
	diâmetro	0,41	0,58	0,54	0,45	-0,50	0,49

Obs.: p indica a probabilidade da correlação não ser significativa; Note: p indicates the probability the correlation is not significant.

## DISCUSSÃO

As taxas de mortalidade de *M. urundeuva* e *D. alata* foram consideradas baixas nos dois períodos, com exceção de *D. alata* em 2004. No entanto, em 2007, dois anos após o replantio, os percentuais de indivíduos mortos das duas espécies igualaram-se em 15%, possivelmente indicando certa adaptação das plantas destas espécies ao

ambiente e potencial para se estabelecerem na capoeira. Nesse caso, a mortalidade das mudas pode estar relacionada ao ataque por pragas e doenças, à danos provocados pela queda de galhos e de árvores maiores sobre elas, na floresta, e também à competição com outras plantas ao redor.

O estágio de formação do sistema radicular na ocasião do plantio também pode ter contribuído para a mortalidade das mudas de *D. alata*, em 2004.

Pois, nesse caso, espera-se que maior volume radicular facilite o desenvolvimento inicial da muda, pelo maior potencial em absorver nutrientes e água (OLIVEIRA et al., 2006), especialmente se for considerada a presença de raízes tuberosas, que armazenam água e amido, como acontece com *M. urundeuva*, que, já nos estágios iniciais de plântula, apresenta esta característica (FIGUEIRÔA et al., 2004), que pode até ter sido a responsável pela diferença observada nas duas espécies em 2004, apesar de não terem sido consideradas estatisticamente diferentes pelo teste qui-quadrado.

No entanto, *D. alata* também possui raízes resistentes, como a maioria das espécies típicas de Cerrado, que devido à presença de fogo, seca e infertilidade do solo, podem alocar mais energia ao sistema radicular (ABDALA et al., 1998). Desse modo, *D. alata* apresenta uma raiz primária axial, pivotante longa, cilíndrica, lenhosa e alargada próximo à base e raízes secundárias pouco abundantes, com capacidade para armazenar água e nutrientes para superar a sazonalidade climática (FERREIRA et al., 1998).

As taxas de mortalidade de *D. alata* e *M. urundeuva* encontradas na capoeira, foram diferentes dos valores encontrados nessas espécies em outras localidades, pois, segundo Machado (2007), *M. urundeuva* apresentou 35% de mortalidade um ano após o plantio em pastagem abandonada em Latossolo Vermelho-Escuro, em Mato Grosso do Sul, e para Sano e Fonseca (2003), *D. alata* apresentou mortalidade de 4%, dez anos após o plantio em área de cerrado, no Distrito Federal.

Neste estudo, grande parte das mudas das duas espécies sobreviveu ao primeiro ano após o plantio, que é considerado o período mais crítico para a sobrevivência de plântulas na regeneração natural e, por extensão, às mudas plantadas no sub-bosque (LIEBERMAN; LI, 1992). Isto, provavelmente, ocorre em função da alta heterogeneidade ambiental à qual ficam sujeitas, em virtude da estação seca, que provoca estresse hídrico e altas irradiação e temperatura, podendo causar o dessecamento e a morte das plantas de menor tamanho (LIEBERMAN; LI, 1992; FIGUEIRÔA et al., 2004). A presença de raízes finas e superficiais e a necessidade de superar a competição com as espécies já presentes, também podem influenciar na mortalidade das plantas no primeiro ano após o plantio, como verificado por Oliveira et al. (2006), em estudo com *D. alata*.

O maior ritmo de crescimento de *M. urundeuva* em relação a *D. alata*, independente de o ambiente ser de influência ripária ou cerrado, e a

falta de correlação com os fatores ambientais, não indicaram, necessariamente, diferenças no potencial de adaptação dessas espécies ao ambiente. Considera-se que os incrementos em diâmetro, de maneira geral, são os melhores parâmetros para avaliar o desenvolvimento das plantas, uma vez que, sob estresse de luz (sob sombreamento), plantas podem estiolar, confundindo a interpretação do crescimento em altura (FAGG, 2001).

É importante destacar, ainda, que os ambientes (blocos) não foram homogêneos, caso contrário, não haveria a necessidade da blocagem; também espera-se que tenha existido diferença, também, na fertilidade do solo entre as parcelas, especialmente em direção às áreas de cerrado, que normalmente ocorrem sobre solos distróficos (HARIDASAN, 2005). Assumindo essas diferenças nos solos entre os ambientes, esta possível variação na fertilidade do solo também não foi suficiente para influenciar os incrementos em diâmetro e altura das espécies, pois, como visto, não houve relação entre os incrementos e os blocos.

Outros estudos investigaram o crescimento em altura de *M. urundeuva*. Tolentino et al. (2007) encontraram maior crescimento em indivíduos isolados da competição. Em condições de viveiro, o crescimento médio em altura de plantas desta espécie foi de 30,2 cm em quatro meses, em Rondônia (CARON et al., 2007) e de 21,3 cm em 60 dias, em Sergipe (FIGUEIRÔA et al., 2004). Em plantio consorciado com outras espécies nativas, Melo e Faria (2004) encontraram incrementos periódicos anuais em altura variando de 23 cm.ano<sup>-1</sup> a 35 cm.ano<sup>-1</sup>, no estado de São Paulo.

Em *D. alata* foi encontrado crescimento em altura de 3,74 m, e em diâmetro (DAP) de 3,11 cm, após oito anos de plantio consorciado com *Pinus* sp., no estado de São Paulo (TOLEDO FILHO; PARENTE, 1982). Em condições de viveiro, em Minas Gerais, Ferreira et al. (1998) encontraram crescimento em altura de 21 cm e em diâmetro do coleto de 6,9 mm, aos 12 meses de idade. Em Goiás, Corrêa et al. (2000) encontraram diâmetro basal de 4,5 mm e altura de 14 cm, 30 dias após a emergência das plântulas, em viveiro.

O ritmo de crescimento em indivíduos adultos dessas duas espécies foi considerado médio para *D. alata* e lento para *M. urundeuva* em plantios de reflorestamento no vale do rio Paranapanema, em São Paulo. Entretanto, o acúmulo de biomassa entre as raízes e a parte aérea foi praticamente o mesmo nas duas espécies, de 19,1% nas raízes e 80,9% na parte aérea em *D. alata* e de 23,8% nas raízes e 76,2% na parte aérea em *M. urundeuva* (FOSTER; MELO, 2007). Resultado semelhante foi encontrado

pelos mesmos autores em indivíduos de *M. urundeuva* com três anos de idade, nas mesmas condições de plantio.

A diferença encontrada entre os incrementos anuais em altura das espécies pode ser relativa ao ritmo de crescimento de cada espécie e não sugeriu, portanto, melhor adaptação ao ambiente. Essa diferença pode estar também relacionada à variabilidade genética entre e dentro dessas espécies, pois alguns estudos mostram a existência de progênies diferentes, mesmo localizadas próximas geograficamente (OLIVEIRA et al., 2006; SOARES et al., 2008).

O maior crescimento em altura das espécies no bloco 1, sob maior influência ripária e maior porcentagem de sombreamento, poderia sugerir estiolamento das plantas. No entanto, o estado geral das mudas no momento das avaliações foi qualificado, mas não mensurado, e não foram constatadas anormalidades, como estiolamento, presença de folhas atrofiadas ou enrugadas, brotação excessiva, galhas, nem sinais de ataques por insetos ou por organismos fitopatogênicos. O maior crescimento em altura neste bloco corrobora a influência da umidade do solo no desenvolvimento das plantas e sugere maior fertilidade nesse ambiente e sua influência no desenvolvimento das mudas plantadas (VENTUROLI et al., no prelo).

Além disso, nas vistorias, foi observado que algumas plantas de *D. alata* apresentaram-se sem folhas no período seco, o que pode ser adaptação ou resposta ao estresse climático. Por outro lado, as plantas de *M. urundeuva* mantiveram folhas verdes durante todo o ano. Observa-se que *M. urundeuva* é espécie tipicamente decídua, enquanto que *D. alata* é sempre verde, no estágio maduro de desenvolvimento (FERREIRA et al., 1998; CARON et al., 2007). O comportamento encontrado para essas duas espécies no estágio inicial de desenvolvimento foi o oposto ao comportamento normal previsto para ambas as espécies, como é observado em indivíduos adultos, devendo ser melhor investigados.

Este estudo demonstrou o potencial dessas espécies nativas do cerrado para compor sistemas de plantio de enriquecimento de capoeiras. O menor

crescimento em altura de *D. alata* em relação a *M. urundeuva* não deve ser utilizado para julgar a adaptação dessa espécie ao ambiente, pois esse comportamento pode estar relacionado a diferentes padrões de crescimento das espécies, estratégias de adaptação ou diferentes necessidades ecológicas e fisiológicas, demonstrando diferenças quanto à eficiência no uso dos recursos disponíveis no sítio.

A baixa mortalidade das espécies e o baixo crescimento permitem inferir que, na fase inicial, as plantas das espécies estudadas mostraram habilidade para se adaptar ao ambiente, investindo no desenvolvimento do sistema radicular para depois alocar recursos no crescimento da parte aérea, principalmente sob baixa competição com outras plantas.

Recomenda-se o acompanhamento dos incrementos diamétricos e em altura dessas espécies, comparando-os aos encontrados em indivíduos de maior porte para, posteriormente, poder prognosticar o crescimento dos indivíduos dessas espécies desde a fase de plântulas ou mudas até o estágio adulto, quando apresentarem o diâmetro de interesse para a exploração comercial, compondo um modelo de manejo florestal sustentável para as capoeiras de florestas estacionais semidecíduas secundárias no Brasil Central.

## CONCLUSÃO

As espécies estudadas estiveram e estão em desenvolvimento normal no ambiente, sendo que a mortalidade tende a diminuir com o tempo, devido ao desenvolvimento do sistema radicular e da parte aérea, o que aumenta a resistência à competição, ressaltados os casos de quebras acidentais ou de ataques por patógenos e a ocorrência de cipós.

## AGRADECIMENTOS

Profa. Jeanine Maria Felfili Fagg, UnB; Dr. Francisco Ozanan Correia Coelho de Alencar, DPJ/NOVACAP, Brasília, DF; Evandro Engel Ayer, Fazenda VagaFogo, Pirenópolis, GO;

---

**ABSTRACT:** *Initial development of Dipteryx alata Vogel and Myracrodruon urundeuva Allemão planting in enrichment in a semideciduous secondary forest.* This study evaluated the initial development of *Dipteryx alata* and *Myracrodruon urundeuva* planted in enrichment system in a secondary semi-deciduous seasonal forest along an environmental gradient. The survival and growth in height and diameter were made 12 months after planting. There was 10% mortality for *M. urundeuva* and 45% for *D. alata*. Twenty-five months after replanting, the mortality was 15% for both species. There was no association between mortality of the species and environmental gradient ( $\chi^2$ ) and also there were no statistical differences in diameter increment between species (ANOVA). *Myracrodruon urundeuva* and *D. alata*

grew on average 0.96 and 0.52 mm.yr<sup>-1</sup>, respectively. The average growth in height was 9.6 and 4.0 cm.yr<sup>-1</sup> for *M. urundeuva* and *D. alata*, respectively, statistically different. The smaller growth in height of *D. alata* versus *M. urundeuva* should not be used to determine the adaptation to the environment and may be linked to different patterns of growth, adaptation strategies, or different ecological needs, showing differences in efficiency in the use of available resources. This study highlighted the potential use of these species in enrichment systems.

**KEYWORDS:** Regeneration. Savannas. Reforestation. Forest management.

---

## REFERÊNCIAS

- ABDALA, G. C.; CALDAS, L. S.; HARIDASAN, M.; EITEN, G. Above and belowground organic matter and root:shoot ratio in a cerrado in Central Brazil. **Brazilian Journal of Ecology**, São Paulo, v. 2, n. 1, p. 11-23, 1998.
- ALVES, F. M.; NOGUCHI, D. K.; LESCANO, L. E. A. M.; RAMOS, W. M.; SARTORI, L. B. Levantamento florísticos do componente arbóreo de duas áreas de cerrado em Campo Grande – MS, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. 2, p. 564-566, 2007.
- BLAIN, D.; KELLMAN, M. The effect of water supply on tree seed germination and seedling survival in a tropical seasonal forest in Veracruz, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 7, n. 1, p. 69-83, 1991.
- BROWN, S.; LUGO, A. E. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 6, n. 1, p. 1-32, 1990.
- CALLAWAY, R. M.; WALKER, L. R. Competition and facilitation: A synthetic approach to interactions in plant communities. **Ecology**, New York, v. 78, n. 7, p. 1958-1965, 1997.
- CALVO-ALVARADO, J. C.; ARIAS, D.; RICHTER, D. D. Early growth performance of native and introduced fast growing tree species in wet to sub-humid climates of the Southern region of Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 242, p. 227-235, 2007.
- CARON, B. O.; MEIRA, W. R.; SCHMIDT, D.; SANTOS FILHO, B. G.; MEDEIROS, S. L. P.; MANFRON, P.; MÜLLER, L. Análise de crescimento de plantas de aroeira vermelha no município de Ji-Paraná, RO. **Revista da FZVA**, Uruguaiana, v. 14, n. 1, p. 1-13, 2007.
- CASTANHO FILHO, E. P. Prospecção da viabilidade econômica do programa estadual de madeiras de Lei. **Informações Econômicas**, São Paulo, v. 37, n. 3, p. 14-26, 2007.
- CORRÊA, G. C.; ROCHA, M. R.; NAVES, R. V. Germinação de sementes e emergência de plântulas de Baru (*Dipteryx alata* Vog.) nos cerrados do estado de Goiás. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 30, n. 2, p. 17-23, 2000.
- COUTINHO, M. P.; MARTINS, S. V.; BARROSO, D. G.; COUTINHO, R. P.; MARCIANO, C. R. Sobrevivência e crescimento inicial de espécies arbóreas no enriquecimento de floresta secundária em Cruzeiro, SP. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 8., 2003, São Paulo. **Anais**, p. 127-129.
- CUBIÑA, A.; AIDE, M. The effect of distance from Forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. **Biotropica**, Washington, v. 33, n. 2, p. 260-267, 2001.
- D'OLIVEIRA, M. V. N. Artificial regeneration in gaps and skidding trails after mechanized forest exploitation in Acre, Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 127, p. 67-76, 2000.



ENGEL, V.; POGGIANI, F. Influência do sombreamento sobre o crescimento de mudas de algumas essências nativas e suas implicações ecológicas e silviculturais. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 43, n. 44, p. 1-10, 1990.

FAGG, C. W. **Influência da fertilidade de solo e níveis de sombreamento no desenvolvimento inicial de espécies nativas de acácia e sua distribuição no cerrado**. 2001. 166 p. (Tese Doutorado) - Universidade de Brasília, Brasília, 2001.

FELFILI, J. M.; FRANCO, A. C.; FAGG, C. W.; SOUZA-SILVA, J. C. Desenvolvimento inicial de espécies de mata de galeria. In: RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L.; SOUZA-SILVA, J. C. (Eds.). **Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria**. Planaltina, DF: Embrapa, 2001.

FELFILI, J. M.; HILGBERT, L. F.; FRANCO, A. C.; SOUZA-SILVA, J. C.; REZENDE, A. V.; NOGUEIRA, M. V. P. Comportamento de plântulas de *Sclerolobium paniculatum* Vog. var. *rubiginosum* (Tul.) Benth. sob diferentes níveis de sombreamento, em viveiro. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, n. 2, p. 297-301, 1999.

FELFILI, J. M.; NASCIMENTO, A. T.; FAGG, C. W.; MEIRELLES, E. M. Floristic composition and community structure of a seasonally deciduous forest on limestone outcrops in Central Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n.4, p. 611-621, 2007.

FELFILI, J. M.; RIBEIRO, J. F.; FAGG, C. W.; MACHADO, B. M. T. **Recuperação de Matas de Galeria**. Planaltina, DF: Embrapa, 2000.

FERREIRA, R. A.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C.; MALAVASI, M. M. Caracterização morfológica de fruto, semente, plântula e muda de *Dipteryx alata* Vogel – Baru (Leguminosae Papilionoideae). **Cerne**, Lavras, v. 4, n. 1, p. 73-87, 1998.

FETENE, M.; FELEKE, Y. Growth and photosynthesis of seedlings of four tree species from a dry tropical afro-montane forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 17, p. 269-283, 2001.

FIGUEIRÔA, J. M.; BARBOSA, D. C. A.; SIMABUKURO, E. A. Crescimento de plantas jovens de *Myracrodruon urundeuva* Alemão (Anacardiaceae) sob diferentes regimes hídricos. **Acta Botânica Brasileira**, São Paulo, v. 18, n. 3, p. 573-580, 2004.

FOSTER, H. W.; MELO, A. C. G. Biomassa aérea e de raízes em árvores de reflorestamentos heterogêneos no vale do Paranapanema, SP. Instituto Florestal de São Paulo, **Série Registros**, São Paulo, v. 31, p. 153-157, 2007.

GROGAN, J.; LANDIS, M. L.; ASHTON, M. S.; GALVÃO, J. Growth response by big-leaf mahogany (*Swietenia macrophylla*) advance seedling regeneration to overhead canopy release in southeast Pará, Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 204, p. 399-412, 2005.

HAASE, R.; HIROOKA, R. Y. Structure, composition and small litter dynamics of a semi-deciduous forest in Mato Grosso, Brazil. **Flora**, Kusterdingen, v. 193, n. 2, p. 141-147, 1998.

HARIDASAN, M. Competição por nutrientes em espécies arbóreas do cerrado. In: SCARIOT, A.; FELFILI, J. M.; SOUZA-SILVA, J. C. (Eds.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2005.

HOSOKAWA, R. T.; MOURA, J. B.; CUNHA, U. S. **Introdução ao manejo e economia de florestas**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 1998. 162 p.

KAMMESHEIDT, L. Forest recovery by root suckers and above-ground sprouts after slash-and-burn agriculture, fire and logging in Paraguay and Venezuela. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 15, p. 153-157, 1999.

- KARIN, G.; HÅKAN, H. Natural dynamics and regeneration methods in tropical dry forests – an introduction. **Journal of Vegetation Science**, Washington, v. 3, p. 361-364, 1992.
- KHURANA, E.; SINGH, J. S. Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest: a review. **Environmental Conservation**, Cambridge, v. 28, n. 1, p. 39-52, 2000.
- LEITE, E. State-of-knowledge on *Myracrodruon urundeuva* Allemão (Anacardiaceae) for genetic conservation in Brazil. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Zurich, v. 5, p. 193-206, 2002.
- LIEBERMAN, D.; LI, M., Seedling recruitment patterns in a tropical dry forest in Ghana. **Journal of Vegetation Science**, Washington, v. 3, p. 375-382, 1992.
- LIMA, R. A. F. Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, n. 4, p. 651-670, 2005.
- MACHADO, E. M. **Efeitos de *Urochloa brizantha* (Hochst. Ex. A. Rich.) R. D. Webster (Poaceae) e adubo orgânico no desenvolvimento inicial de mudas de espécies nativas do cerrado subsidiando a restauração ecológica de uma área degradada em Jardim, Mato Grosso do Sul.** 2007. (Dissertação de Mestrado) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. 2007.
- MALINOVSKI, R. A.; BERGER, R.; SILVA, I. C.; MALINOVSKI, R. A.; BARREIROS, R. M. Viabilidade econômica de reflorestamentos em áreas limítrofes de pequenas propriedades rurais no município de São José dos Pinhás - PR. **Floresta**, Curitiba, v. 36, n. 2, p. 261-274, 2006.
- MAROD, D.; KUTINTARA, U.; TANAKA, H.; NAKASHIZUKA, T. The effects of drought and fire on seed and seedling dynamics in a tropical seasonal forest in Thailand. **Plant Ecology**, New York, v. 161, p. 41-57, 2002.
- MATTEI, V. L.; ROSENTHAL, M. D. Semeadura direta de canafístula (*Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. no enriquecimento de capoeiras. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 6, p. 649-654, 2002.
- MELO, A. C. G.; FARIA, H. H. Três ensaios de crescimento para espécies arbóreas de valor comercial em plantio consorciado a espécies pioneira em Paraguaçu Paulista, SP. In: Vilas Boas, O.; Durigan, G. (Eds.). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental do Oeste Paulista: Resultados da cooperação Brasil/Japão.** São Paulo: Instituto Florestal, 2004.
- MESQUITA, R. C. G. Management of advanced regeneration in secondary forests of the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 130, p. 131-140, 2000.
- MONTAGNINI, F. Strategies for the recovery of degraded ecosystems: experiences from Latin America. **Interciência**, Caracas, v. 26, n. 10, 2001.
- OLIVEIRA, A. N.; SILVA, A. C.; ROSADO, S. C. S.; RODRIGUES, E. A. C. Variações genéticas para características do sistema radicular de mudas de baru (*Dipteryx alata* Vog.). **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n. 6, p. 905-909, 2006.
- PAIVA, A. V.; POGGIANI, F. Crescimento de mudas de espécies arbóreas nativas plantadas no sub-bosque de um fragmento florestal. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 57, p. 141-151, 2000.
- PEREIRA, B. A. S. **Relações vegetação-variáveis ambientais em florestas estacionais decíduas em afloramentos calcários no bioma cerrado e em zonas de transição com a Caatinga e com Amazônia.** 2008. 79 p. (Tese de Doutorado) - Universidade de Brasília. Brasília, 2008.

PINARD, M. A.; PUTZ, F. E.; RUMÍZ, D.; GUZMÁN, R.; JARDIM, A. Ecological characterization of tree species for guiding Forest management decisions in seasonally dry Forest in Lomerío, Bolivia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 113, p. 201-213, 1999.

RAMOS, K. M.; FELFILI, J. M.; FAGG, C. W.; SOUZA-SILVA, J. C.; FRANCO, A. C. Desenvolvimento inicial de *Amburana cearensis* (Allemão) A.C. Smith, em diferentes condições de sombreamento. **Acta Botânica Brasílica**, São Paulo, v. 18, n. 2, p. 351-358, 2004.

RATTER, J. A.; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J. F. Espécies lenhosas da fitofisionomia Cerrado sentido amplo em 170 localidades do bioma Cerrado. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer**, Brasília, v. 7, p. 5-112, 2001.

RICHARDS, P. W. **The tropical rainforest: an ecological study**. Cambridge: Cambridge University Press, 1996. 575 p.

SANO, F. M.; FONSECA, C. E. L. **Taxa de sobrevivência e frutificação de espécies nativas do cerrado**. Planaltina, DF: Embrapa, 2003. 20 p.

SCHUPP, E. W.; HOWE, H. F.; AUGSPURGER, C. K.; LEVEY, D. J. Arrival and survival in tropical treefall gaps. **Ecology**, New York, v. 70, n. 3, p. 562-564, 1989.

SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P.; ALDER, D. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **Journal of Ecology**, London, v. 83, p. 331-333, 1995.

SILVA, L. A.; SCARIOT, A. Composição e estrutura da comunidade arbórea de uma floresta estacional decidual sobre afloramento calcário no Brasil Central. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 1, p. 69-75, 2004.

SNEDECOR, G. W.; COCHRAN, W. G. **Statistical Methods**. Iowa State Coll: Ames, 1967. 593 p.

SOARES, T. N.; CHAVES, L. J.; TELLES, M. P. C.; DINIZ-FILHO, J. A. F.; RESENDE, L. V. Landscape conservation genetics of *Dipteryx alata* ("baru" tree: Fabaceae) from Cerrado region of central Brazil. **Genetica**, Gravenhage, v. 132, p. 9-19, 2008.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Gap-phase regeneration in a tropical montane forest: the effects of gap structure and bamboo species. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 148, n. 2, p. 149-155, 2000.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, London, v. 91, p. 119-127, 1999.

TOLEDO FILHO, D. V.; PARENTE, P. R. Essências indígenas sombreadas. **Silvicultura em São Paulo**, São Paulo, v. 16, n. A, p. 948-958, 1982.

TOLENTINO, G. S.; SOUZA, S. C. A.; RODRIGUES, P. M. S.; BRANDÃO, D. O.; SILVA, C. H. P.; BRAGA, L. L.; MIRANDA, W. O.; BORGES, G. R. A.; MATOS, A. M. M.; CAMARGOS, M. G.; VELOSO, M. D. M.; REIS-JR, R.; NUNES, Y. R. F. Crescimento inicial de *Myracrodruon urundeuva* Allemão (Anacardiaceae) e *Senna spectabilis* (Dc.) H. S. Irwin; Barneby (Fabaceae-Caesalpinioideae) submetidas à competição inter e intra-específica. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, VIII., 2007, Caxambu, MG. **Anais**. 2007.

VENTUROLI, F. Manejo de floresta estacional semidecídua secundária, em Pirenópolis, Goiás. 2008. 188 p. (Tese de Doutorado) – Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

Desenvolvimento inicial...

VENTUROLI, F.; FAGG, C. W.; FELFILI, M.

VENTUROLI, F.; FAGG, C. W.; FELFILI, J. M. Crescimento de uma floresta estacional semidecídua secundária em relação a fatores ambientais, em Pirenópolis, Goiás. *Revista de Biologia Neotropical*, Goiânia, no prelo.

VIEIRA, D. L. M.; SCARIOT, A. Tropical dry-forest regeneration from root suckers in Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 22, p. 353-357, 2006.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. 5. ed. New Jersey, Prentice-Hall, Inc. 2010. 944 p.