

PEDRO HIGUCHI

**DINÂMICA DA REGENERAÇÃO NATURAL DA VEGETAÇÃO
ARBÓREA EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA
ESTACIONAL SEMIDECIDUAL MONTANA
SECUNDÁRIA, EM VIÇOSA, MG**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2003

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

H638d
2003

Higuchi, Pedro, 1978-

Dinâmica da regeneração natural da vegetação arbórea
em um fragmento de floresta estacional semidecidual
montana secundária, em Viçosa, MG / Pedro Higuchi. –
Viçosa : UFV, 2003

107p. : il.

Orientador: Maria das Graças Ferreira Reis
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de
Viçosa

1. Dinâmica de vegetação. 2. Floresta estacional
semidecidual - Regeneração natural. 3. Floresta estacio-
nal semidecidual - Composição florística. 4. Comunida-
des vegetais. I. Universidade Federal de Viçosa. II. Título.

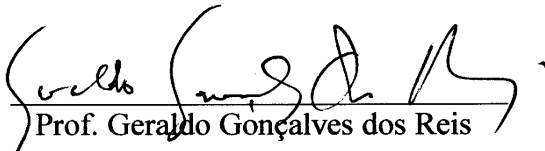
CDO adapt. CDD 634.922882

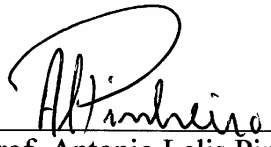
PEDRO HIGUCHI

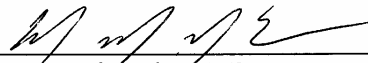
**DINÂMICA DA REGENERAÇÃO NATURAL DA VEGETAÇÃO
ARBÓREA EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA
ESTACIONAL SEMIDECIDUAL MONTANA
SECUNDÁRIA, EM VIÇOSA, MG**

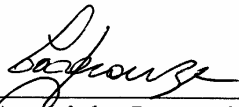
Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

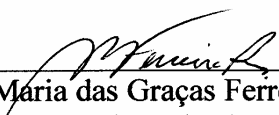
APROVADA: 28 de fevereiro de 2003.


Prof. Geraldo Gonçalves dos Reis


Prof. Antonio Lelis Pinheiro
(Conselheiro)


Prof. José Eduardo M. Pezzopane


Prof. Agostinho Lopes de Souza


Profª Maria das Graças Ferreira Reis
(Orientadora)

AGRADECIMENTOS

A Deus, acima de tudo, pela imensurável força e inspiração.

À Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Engenharia Florestal, pela oportunidade de realização do curso.

Aos órgãos financiadores de pesquisa, em especial, ao CNPq, pela bolsa de estudo.

Aos professores Maria das Graças Ferreira Reis e Geraldo Gonçalves dos Reis, pela amizade, pela confiança, pelos ensinamentos e pela orientação, imprescindíveis em todas as fases do curso e da vida pessoal.

Ao professor Antonio Lelis Pinheiro, pela atenção e pelos preciosos ensinamentos que tornaram possível a execução do presente trabalho.

Aos professores José Eduardo Macedo Pezzopane e Agostinho Lopes de Souza, pelos aconselhamentos e pela amizade indispensável, que me foram de grande valia.

A toda equipe de Pós-Graduação e Graduação do Laboratório de Ecologia e Fisiologia Florestal do Departamento de Engenharia Florestal, pela amizade, pelo convívio, pelo auxílio e pelo esforço na coleta de dados, em especial, a Crodoaldo, Moacir, Henrique, Rogério, Ivan, Marco e Jonathan, pelo auxílio na coleta de dados no campo.

A toda minha família, em especial, aos meus pais, Ciro e Maria Francisca, às minhas irmãs, Mônica e Débora, ao meu sobrinho, João Pedro, e aos meus tios Niro e Naka, pelo grande apoio, estímulo e incentivo no decorrer do curso.

A todos os colegas do Curso de Pós-Graduação em Ciência Florestal, pelo apoio, pela harmoniosa convivência e pela amizade.

Aos meus amigos de República, pelo companheirismo e pela amizade no dia-a-dia.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

BIOGRAFIA

PEDRO HIGUCHI, filho de Ciro Higuchi e Maria Francisca da Fonseca Higuchi, nasceu em Chavantes, São Paulo, em 13 de maio de 1978.

Em 1996, iniciou o Curso de Engenharia Florestal na Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, graduando-se no segundo semestre de 2000.

Em abril de 2001, iniciou o curso de Pós-Graduação em Ciência Florestal, na área de Silvicultura, subárea Dendrologia e Fitossociologia, na Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, concluindo os requisitos indispensáveis para obtenção do título de *Magister Scientiae* em 2003.

CONTEÚDO

	Página
RESUMO.....	vii
ABSTRACT.....	ix
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS	3
2.1. Objetivo geral	3
2.2. Objetivos Específicos.....	3
3. REVISÃO DE LITERATURA	4
3.1. Sucessão secundária	4
3.2. Diversidade em florestas tropicais.....	6
3.3. Reconhecimento de espécies florestais arbóreas pertencentes ao estrato da regeneração	8
3.4. Dinâmica da regeneração natural.....	9
3.5. Fatores que afetam a regeneração natural	14
3.5.1. Fatores abióticos.....	14
3.5.1.1. Radiação solar	14
3.5.1.2. Fatores edáficos	20
3.5.1.3. Estresse hídrico	22
3.5.1.4. Fatores fisiográficos.....	23
3.5.1.5. Fogo	24
3.5.1.6. Soterramento de sementes	24

	Página
3.5.2. Fatores bióticos.....	25
3.5.2.1. Banco de sementes	25
3.5.2.2. Brotação na sucessão florestal	26
3.5.2.3. Predação de sementes e plântulas	27
4. MATERIAL E MÉTODOS	28
4.1. Área de estudo	28
4.2. Amostragem e coleta de dados	29
4.3. Reconhecimento do material botânico.....	31
4.4. Análise fitossociológica.....	32
4.4.1. Diversidade florística.....	33
4.4.1.1. Índices de diversidade de Shannon-Weaver (H')	33
4.4.2. Estimativas da densidade por classe de tamanho de planta	34
4.4.3. Estimativas da frequência por classe de tamanho de planta	34
4.4.4. Estimativas da regeneração natural	35
4.5. Estimativas da taxa de mortalidade e ingresso	37
4.6. Avaliação da dinâmica da regeneração natural	38
4.7. Classificação ecológica das espécies	38
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
5.1. Composição florística.....	39
5.2. Dinâmica da estrutura horizontal e vertical da regeneração natural.....	46
5.2.1. Local 1	46
5.2.2. Local 2	51
5.2.3. Local 3	56
5.2.4. Local 4	60
5.2.5. Local 5	65
5.2.6. Local 6	68
5.2.7. Local 7	74
5.2.8. Local 8	79
5.2.9. Local 9	83
5.2.10. Local 10.....	86
6. CONCLUSÕES.....	93
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	96

RESUMO

HIGUCHI, Pedro, M.S., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2003.
Dinâmica da regeneração natural da vegetação arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana secundária, em Viçosa, MG.
Orientadora: Maria das Graças Ferreira Reis. Conselheiros: Geraldo Gonçalves dos Reis e Antonio Lelis Pinheiro.

O presente estudo foi realizado em dez locais distintos quanto à declividade, exposição e posição topográfica em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na Estação de Pesquisa, Treinamento e Educação Ambiental Mata do Paraíso, em Viçosa, MG (latitude = 20°45' sul, longitude = 42°55' oeste e altitude média = 690 m). As parcelas apresentaram tamanhos diferenciados para cada classe de tamanho de planta: classe 1 (até 1 m de altura) – área amostral de 5 m², classe 2 (1 até 3 m de altura) – área de 10 m², classe 3 (maior do que 3m de altura e menor do que 5cm de DAP) – área amostral de 20 m². As análises da diversidade florística, dos parâmetros fitossociológicos e das taxas de mortalidade e ingresso foram realizadas utilizando dados da regeneração natural coletados nos anos de 1992, 1995 e 2000, em parcelas permanentes. Considerando todas as épocas estudadas, foram amostrados 4.149 indivíduos pertencentes a 159 espécies, distribuídas em 45 famílias. O índice de diversidade de Shannon-Weaver médio variou de 2,07

(Local 2) a 3,37 (Local 7), considerando a média do período de oito anos. Os locais que apresentaram a transmissividade da radiação fotossinteticamente ativa menor que 2,5%, mantiveram o índice de diversidade elevado ao longo do período de estudo, enquanto os locais com o dossel mais aberto, mantiveram os valores mais baixos. O maior número de plantas amostradas no período estudado foi encontrado nas famílias Leguminosae mimosoideae, seguido de Rubiaceae, Leguminosae faboideae e Monimiaceae. As famílias que apresentaram maior riqueza de espécies foram, em ordem decrescente, Myrtaceae, Lauraceae, Rubiaceae, Leguminosae caesalpinioideae, Euphorbiaceae, Sapindaceae e Leguminosae mimosoideae. *Siparuna guianensis* apresentou, nos Locais 1, 3, 7, 8 e 9, regeneração natural total maior do que 10% em todos os anos, com taxa anual de ingresso superior a 5% e taxa anual de mortalidade inferior a 11%, permanecendo no sistema durante todo o período de estudo. Por outro lado, algumas espécies, como, por exemplo, *Anadenanthera peregrina*, no Local 3, *Guapira opposita*, no Local 4, *Guatteria sellowiana*, no Local 5, e *Piptadenia gonoacantha*, no Local 9, apresentaram rápida redução do índice de referência natural total, correndo risco de saírem do sistema. Em todos locais, houve o predomínio de espécies secundárias iniciais, indicando elevada representatividade deste grupo ecológico no processo de sucessão. Tomados em conjunto, os resultados permitem concluir que a análise do índice de regeneração natural por classe de tamanho e das taxas de ingresso e mortalidade de espécies são de grande importância para o entendimento da dinâmica de florestas tropicais.

ABSTRACT

HIGUCHI Pedro, M.S., Universidade Federal de Viçosa, February 2003. **Tree natural regeneration dynamics in a fragment of a secondary montane semideciduous seasonal forest in Viçosa, MG.** Adviser: Maria das Graças Ferreira Reis. Committee Members: Geraldo Gonçalves dos Reis and Antonio Lelis Pinheiro.

This study was carried out in ten different sites varying in slope, aspect and topographic position in a secondary semideciduous seasonal forest fragment in the Atlantic Forest domain, southeastern Brazil (latitude = 20°45' south, longitude = 42°55' and average altitude = 690 m). The permanent sampling plots had different sizes for each plant size class: class 1 (height up to 1 m) – 5 m² sampled area, class 2 (height from 1 to 3 m) – 10 m² sampled area and class 3 (height > 3 m and DBH < 5 cm) – 20 m² sampled area. The analysis of the floristic, phytosociology and mortality and ingrowth rates were carried out using the natural regeneration data collected in 1992, 1995, and 2000. Considering all the period studied, a total of 4,149 individuals of 159 species distributed in 45 families were sampled. The diversity index ranged from 2.07 (site 2) to 3.37 (site 7), considering the average for the eight year period. The sites presenting photosynthetically active radiation transmissivity lower than 2.5% kept a high diversity index throughout the study, while the sites with a more open canopy,

kept lower values. The highest number of plants sampled during the period studied belonged to the families Leguminosae mimosoideae, followed by Rubiaceae, Leguminosae faboideae, and Monimiaceae. The families presenting higher species richness were, in decreasing order: Myrtaceae, Lauraceae, Rubiaceae, Leguminosae caesalpinioideae, Euphorbiaceae, Sapindaceae and Leguminosae mimosoideae. *Siparuna guianensis* presented natural regeneration index higher than 10% at five sites, in the three monitoring years with an annual ingrowth rate higher than 5% and annual mortality rate lower than 11%, being in the system throughout the study period. On the other hand, some species, such as *Anadenanthera peregrina* (site 3), *Guapira opposita* (site 9), *Guatteria nigrescens* (site 5) and *Piptadenia gonoacantha* (site 9) had a fast reduction in the natural regeneration index. There was a predominance of initial secondary species, indicating that the forest fragment studied is at an intermediate succession stage. Overall, the results showed that the analysis of natural regeneration index by size class and of ingrowth and mortality rates of the species are very important in order to understand the dynamics of tropical forests.

1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais são de grande importância para a sociedade, uma vez que seus recursos madeireiros e não-madeireiros podem ser explorados de forma sustentável, e desempenham importante papel nos ciclos hidrológico e do carbono. Porém, a expansão da fronteira agrícola e a exploração de madeira têm comprometido a existência das florestas, às vezes acelerando o seu desaparecimento (LAURANCE, 1999).

Atualmente, as florestas tropicais úmidas cobrem uma área de aproximadamente $17,5 \times 10^8$ ha, ou seja, 12% da superfície terrestre (GRACE et al., 2001). Trechos restritos dessa ampla cobertura, como a porção oeste da Amazônia e a Bacia do Zaire, permanecem pelo menos estruturalmente intactos. As florestas úmidas do Madagascar e a Floresta Atlântica têm sido intensamente exploradas e reduzidas a menos de 10% da sua extensão original. A cada ano, em torno de 11×10^6 ha de florestas tropicais são desmatadas para implantação de agricultura, pastagem e outros usos alternativos e as florestas remanescentes estão fragmentadas e degradadas. A restauração destas áreas ocorre com pouca frequência e de forma pontual, o que torna prioritário e de grande urgência estudos que subsidiem o planejamento para a conservação dos ecossistemas florestais remanescentes, constituídos em grande parte de florestas secundárias.

As florestas secundárias apresentam elevado potencial de manejo, pois representam importante fonte de madeira (WADSWORTH, 1997), fornecem serviços ambientais, como proteção contra erosão do solo e fixação do carbono atmosférico (FEARNSIDE e GUIMARÃES, 1996; REIS, 1994) e servem como refúgio para a fauna silvestre, mesmo apresentando-se extremamente fragmentada. Assim, estudos sobre a dinâmica da regeneração natural são de grande importância para entender o funcionamento destas florestas sob perspectivas ecológica, evolucionária e de manejo, sendo que estudos em parcelas permanentes podem fornecer informações de extrema importância sobre muitos processos naturais, como recrutamento, crescimento, mortalidade e distúrbios florestais (SHUPP, 1990).

Em razão do aumento da área ocupada por florestas secundárias nos trópicos e de sua importância, justifica-se a necessidade de estudos com a finalidade de aumentar o entendimento sobre o desenvolvimento e funcionamento destes ecossistemas.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

O presente estudo teve a finalidade de analisar a dinâmica da regeneração natural de uma floresta estacional semidecidual secundária, em Viçosa, Minas Gerais, com o objetivo geral de compreender os processos ecológicos envolvidos na sucessão secundária ao longo de um período de oito anos, e como estes processos devem ser considerados no manejo deste recurso.

2.2. Objetivos específicos

- Realizar análise fitossociológica, por meio de estudos da diversidade florística, densidade e frequência por classe de tamanho e estimativa da regeneração natural total para os anos de 1992, 1995 e 2000.

- Avaliar as taxas de ingresso e de mortalidade das espécies estudadas para os períodos de 1992 a 1995 e 1995 a 2000.

- Avaliar a dinâmica da regeneração natural para o período de 1992 a 2000.

- Analisar a dinâmica do banco de plântulas de espécies pertencentes a diferentes grupos ecológicos se desenvolvendo em diferentes condições ambientais.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Sucessão secundária

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), através da Resolução nº 10, de 1º de outubro de 1993, define sucessão secundária como a vegetação resultante do processo natural de sucessão, após supressão total ou parcial da vegetação primária por ações antrópicas ou causas naturais, podendo ocorrer árvores remanescentes da vegetação primária. Segundo KAGEYAMA e CASTRO (1989), a sucessão secundária é o processo que ocorre em áreas previamente ocupadas por uma comunidade vegetal após impacto natural ou antrópico. Pode ser definida como um mecanismo de auto-renovação das florestas tropicais por meio da recomposição dos locais perturbados que ocorrem a cada momento em diferentes pontos da mata. Considerando que as florestas secundárias têm se tornado um tipo de vegetação muito comum nas regiões tropicais, com estimativa de acréscimo anual de, aproximadamente, 9×10^6 ha (BROWN e LUGO, 1990), o desenvolvimento de estudos sobre as florestas secundárias é importante para entender a diversidade e a estrutura das florestas tropicais e, portanto, facilitar a sua conservação e manejo.

Segundo FABER-LANGENDOEN (1992), a sucessão florestal secundária envolve o desenvolvimento de uma vegetação lenhosa após a derrubada da

floresta para ceder lugar a outras atividades, como pastagens ou agricultura, e seu posterior abandono, podendo ser influenciada pelo inter-relacionamento de componentes bióticos e abióticos. Esta inter-relação favorece determinado estágio de desenvolvimento da composição florística e a sua capacidade de recuperação estrutural e funcional, em relação à vegetação original. A sucessão florestal secundária é visualizada como um processo contínuo. Nos estádios iniciais, estão as espécies dependentes das condições do substrato para germinação, presença de um banco de sementes e elevada disponibilidade lumínica, dentre outros. Nos estádios mais avançados, as espécies apresentam habilidade competitiva e são tolerantes às condições ambientais (determinada pelo crescimento da espécie, longevidade e grau de tolerância à sombra), ao longo do tempo (WALKER e CHAPIN, 1987).

Nos neotrópicos úmidos, segundo LANG e KNIGHT (1983), a primeira etapa da sucessão florestal é dominada por gramíneas e arbustos que, em seguida, são sombreados por espécies pioneiras de “ciclo curto”, como as dos gêneros *Cecropia* e *Solanum* e outros gêneros das famílias Melastomataceae e Rubiaceae, dentre outros. Depois, sucedem espécies pioneiras de “ciclo longo”, que apresentam estatura alta e que demandam elevada disponibilidade lumínica (*Alchornea*, *Cordia*, *Goupia*, *Inga*, *Jacaranda*, *Laetia*, *Simarouba*, *Spondias*, *Vochysia* e *Vismia*). Finalmente, em um estágio mais avançado, o dossel dessa vegetação é substituído por espécies secundárias tardias, como, por exemplo, *Jacaranda macrantha* e *Apuleia leiocarpa*.

O estágio inicial de desenvolvimento de florestas secundárias apresenta alta densidade de árvores, baixa área basal e baixa estatura (SALDARRIAGA et al., 1988; AIDE et al., 1996), em relação à floresta em estágio mais avançado. Geralmente, nos estádios iniciais de sucessão, as florestas secundárias apresentam elevada produção de biomassa da parte aérea, chegando a acumular mais de 100 t/ha, após 15 anos de sucessão (BROWN e LUGO, 1990). Em uma floresta secundária de transição, no Estado de Minas Gerais, FERREIRA et al. (1998) observaram, durante o período de 1986 a 1996, um incremento na área basal de 52,10%, que passou de 16,23 m².ha⁻¹ para 20,27 m².ha⁻¹, o que

demonstra o grande potencial de florestas secundárias exercer função de grande importância em relação ao seqüestro de CO₂ da atmosfera, podendo apresentar um importante papel para o funcionamento do clima global, uma vez que as mesmas se encontram em fase de crescimento ativo (BROWN e LUGO, 1990; REIS et al., 1994). Em razão do aumento da área ocupada por florestas secundárias nos trópicos e de sua importância na manutenção dos ciclos do carbono e de outros nutrientes, justifica-se a necessidade de estudos com a finalidade de aumentar o entendimento sobre o desenvolvimento e funcionamento destes ecossistemas.

3.2. Diversidade em florestas tropicais

A manutenção dos altos níveis de diversidade de espécies arbóreas nos trópicos pode ser explicada pela: 1) partição espacial e temporal, por diferentes espécies, das condições necessárias para regeneração, crescimento e sobrevivência (CLARK et al., 1998); 2) desequilíbrio nas taxas de mortalidade, recrutamento e competição entre diferentes espécies arbóreas (Tilman e Pacala, 1993, citado por GIVNISH, 1999); 3) aleatoriedade na abundância de espécies (CONDITT et al., 1996); 4) correlação positiva entre diversidade e produtividade (Specht e Specht, 1993, citados por GIVNISH, 1999); 5) desenvolvimento de árvores favorecido pela alta produtividade (ADAMS e WOODWARD, 1989); e 6) aumento da mortalidade com o aumento na densidade, devido a ataques por herbívoros ou patógenos especializados sobre determinadas espécies ou grupo de espécies (Wills, 1997, citado por GIVNISH, 1999). A origem do alto nível de diversidade tropical pode ser explicada pelas baixas taxas de extinção e elevadas taxas de especiações conduzidas pela estabilidade climática (Schluter e Ricklefs, 1993, citados por GIVNISH, 1999).

A riqueza de plantas lenhosas nas florestas tropicais está relacionada com vários gradientes ecológicos, como: latitudinal, de precipitação, edáfico e altitudinal (VÁZQUEZ e GIVNISH, 1998). Nas florestas neotropicais, observa-se uma relação direta entre a precipitação, a fertilidade dos solos e a riqueza de

espécies. Observa-se um decréscimo de riqueza com o aumento da latitude e altitude, mantidas as outras condições ecológicas e biogeográficas (Gentry, 1988, citado por TABARELLI e MANTOVANI, 1999). Conforme este autor, observa-se uma tendência clara de decréscimo de riqueza com o aumento da altitude, principalmente de árvores. Famílias ricas em árvores, como Leguminosae, Sapotaceae, Myristicaceae, Meliaceae, Sapindaceae, Burseraceae, Chrysobalanaceae e, em árvores e lianas, como Bignoniaceae, são pobremente representadas nas florestas neotropicais montanas (maior do que 600 m de altitude).

Ao contrário das florestas montanas, a elevada riqueza de árvores parece ser o padrão para as Florestas Neotropicais de terras baixas na América do Sul. Estudos realizados em diferentes locais na Floresta Amazônica encontraram entre 118 e 307 espécies de árvores (maior ou igual 10 cm de DAP) por hectare. Bombacaceae, Burseraceae, Chrysobalanaceae, Lauraceae, Lecythidaceae, Leguminosae, Moraceae, Sapotaceae e Vochysiaceae são as famílias com maior riqueza de árvores naquelas florestas (Mori e Boom, 1983, citados por TABARELLI e MANTOVANI, 1999). As árvores com DAP maior ou igual a 10 cm constituem somente 15 a 22% das espécies nas florestas neotropicais (GENTRY e DODSON, 1987). O restante é constituído de lianas, epífitas, ervas, arbustos e pequenas árvores que nunca atingem 10 cm de DAP.

GENTRY e EMMONS (1987) constataram relação significativa entre fertilidade de solo, precipitação total, duração da estação seca e riqueza de espécies de sub-bosque (ervas, arbustos e arvoretas). Com o decréscimo da fertilidade do solo e, ou, precipitação, ou aumento da estação seca, observa-se redução na riqueza, primeiramente de ervas, seguida de epífitas e, por último, de arbustos e pequenas árvores. Além do aumento da riqueza, com o aumento nos níveis de precipitação, constata-se elevação nos níveis de contribuição relativa de epífitas, ervas, lianas, arbustos e pequenas árvores na riqueza geral da floresta (Gentry, 1990, citado por TABARELLI e MANTOVANI, 1999).

Existem controvérsias sobre a influência da fragmentação sobre a diversidade florística. Segundo LUCAS et al. (1998), uma das características da fragmentação de ecossistemas florestais é o seu empobrecimento, passando por

um processo gradativo de perda biológica e diminuição das funções ecológicas. GASCON (1999) mencionou que o resultado mais observado após o processo de fragmentação é a extinção local de espécies. Entretanto, alguns pesquisadores, como mencionado por SOUSA et al. (2001), têm observado que o número de espécies em alguns fragmentos pode ser mantido, ou até mesmo aumentada, após a fragmentação, em relação às florestas contínuas. Por outro lado, MARTINS (1979) afirmou que fragmentos de florestas mesófilas semidecíduais apresentam altos níveis de diversidade. Entretanto, se a riqueza de espécies aumentar, diminuir ou se mantiver constante após a fragmentação, os processos ecológicos envolvidos apresentam vários mecanismos em comum (GASCON et al., 1999). O que caracteriza um determinado processo é, em grande extensão, o número de mecanismos envolvidos e os caminhos relacionados a tais mecanismos. Algumas mudanças imediatas promovidas pela fragmentação de ecossistemas são os mecanismos iniciais que irão levar às três possíveis conseqüências: redução, aumento, ou manutenção da riqueza de espécies (SOUSA et al., 2001).

3.3. Reconhecimento de espécies florestais arbóreas pertencentes ao estrato da regeneração

A identificação de espécies representa uma tarefa fundamental e imprescindível para o início de qualquer estudo que envolva plantas. A correta identificação de espécies é uma exigência para qualquer trabalho científico, sendo que o reconhecimento de essências florestais no estágio juvenil é o ponto de partida para qualquer análise em estudos de regeneração natural (RODERJAN, 1983).

A identidade da plântula no estágio juvenil é tarefa árdua, que dificilmente é completada; isso porque os caracteres morfológicos externos de uma planta nos estádios iniciais de desenvolvimento podem ser diferentes daqueles observados no indivíduo adulto. Plântulas de espécies e gêneros afins normalmente apresentam semelhanças morfológicas externas, o que torna a identificação das espécies imprecisas e, às vezes, até impossível (PINHEIRO, 1986).

A identificação de frutos e sementes no interior da floresta constitui-se numa ferramenta importante para identificação das espécies, bem como serve de base para os estudos que visem maiores conhecimentos ligados à germinação, armazenamento, teste de qualidade, dentre outros (AMORIM et al., 1997). Estudos sobre a morfologia de sementes, plântulas e mudas de espécies arbóreas, visando a identificação de espécies, também, são de grande importância. DAVIDE e CHAVES (1996) caracterizaram morfologicamente sementes, plântulas e mudas de *Erythrina falcata* Benth. e *Platycyamus regnellii* Benth.-Fabaceae. AMORIM et al. (1997) avaliaram as características internas e externas dos frutos e sementes de *Trema micrantha* (L.) Blum. (Candiúva), bem como apresentaram informações sobre a germinação, objetivando subsidiar trabalhos relacionados à identificação de espécies no campo. CHAVES (1994) estudou a morfologia da semente, da plântula e de mudas de dez espécies arbóreas pioneiras para a sua identificação, facilitando a interpretação dos testes de germinação. Na microrregião de Viçosa, Minas Gerais, PINHEIRO (1986) estudou as características dendrológicas, anatômicas e taxonômicas de plântulas pertencentes à família Meliaceae. A análise conjunta do comportamento, da forma de apresentação da planta, das flores, dos frutos, da arquitetura da planta, de detalhes morfológicos, do ambiente, da coloração, dentre outros, também, são fundamentais para a perfeita caracterização de uma espécie.

Estes trabalhos certamente contribuem para que o reconhecimento de espécies florestais juvenis no campo seja realizado com maior segurança, o que é de grande importância, principalmente, nos estudos sobre regeneração natural.

3.4. Dinâmica da regeneração natural

A regeneração natural, segundo FINOL (1971), refere-se a todos os descendentes das plantas arbóreas que se encontram entre 0,10 m de altura até um limite de diâmetro pré-estabelecido. VOLPATO (1998) considerou como regeneração natural todos os indivíduos de espécies arbóreas com o DAP inferior a 5 cm. Para Rollet (1978), citado por JARDIM (1995), o significado do termo

regeneração natural refere-se, quase sempre, às fases juvenis das espécies. Entretanto, cada classe diamétrica constitui-se em regeneração da fração do povoamento da mesma espécie com diâmetro superior a essa classe, podendo ter uma visão estática, envolvendo indivíduos de cada espécie na categoria de tamanho inferior; e uma visão dinâmica, em que significa o processo natural de estabelecimento da regeneração, ou seja, todas as categorias de tamanho de indivíduos. Segundo POGGIANI (1989), a regeneração natural refere-se ao processo evolutivo da vegetação até a formação de uma floresta semelhante à primitiva, após o desmatamento parcial ou total de uma área, podendo durar várias décadas.

A regeneração natural de espécies em ecossistemas florestais é um processo dependente de fatores genéticos e ambientais. De acordo com HUBBELL (1979), as diferenças nos padrões de dispersão de sementes, dos sistemas reprodutivos, e das ações específicas de herbívoros e patógenos são fatores de grande importância para a manutenção da diversidade em florestas tropicais. Clark e Clark (1987), citados por FELFILI (1996), destacaram que a intensidade e qualidade da luz, os níveis de competição radicular, a umidade, a estrutura do solo e a existência de predadores ou patógenos estão entre os fatores críticos para a regeneração natural. As interações entre todos estes fatores produzem condições de crescimento dinâmico. Tais variações desempenham um papel definitivo na manutenção da estrutura da comunidade, favorecendo diferentes espécies em diferentes épocas (FELFILI, 1996).

Nas florestas tropicais, o processo de regeneração ocorre após dois tipos básicos de distúrbios, que são o corte e a queima das árvores e arbustos, com posterior utilização do solo para atividades agropastoris, e a abertura de clareiras naturais, causadas pela queda de uma ou mais árvores do dossel (Gómez-Pompa et al., 1991, citados por BAIDER et al., 1999). Juntamente com a chuva de sementes e o banco de sementes, o banco de plântulas é considerado um indicador do potencial de regeneração dessas florestas. Entretanto, nos dois tipos de distúrbios, a importância relativa das fontes de propágulo para a regeneração natural ocorre de forma diferenciada para cada grupo de espécies (BAIDER et

al., 1999). Considerando que a sobrevivência e o crescimento durante o estágio juvenil são fundamentais na determinação da capacidade de indivíduos arbóreos alcançarem o dossel, as diferenças de crescimento e sobrevivência entre as espécies durante o estágio juvenil influenciará fortemente a dinâmica da floresta e a composição e diversidade de espécies (Kobe e Coates, 1997, citados por KOBE, 1999).

A presença de plântulas em um ano de medição e a ausência em outro pode ser consequência da periodicidade na produção de sementes de algumas espécies, da taxa de crescimento, e das condições do hábitat naquelas ocasiões. Por exemplo, plântulas pioneiras, como *Cecropia pachystachya*, podem passar rapidamente do estágio plântula para um estágio de desenvolvimento mais avançado ou morrer num período curto de tempo. DANIEL (1988), estudando a espécie *Astronium concinnum*, verificou que a mortalidade afetou principalmente mudas com até dois meses de vida, causada pela queda na umidade do solo, aliado provavelmente ao reduzido desenvolvimento do sistema radicular. Por outro lado, plântulas de espécies tolerantes à sombra podem permanecer por um longo tempo no mesmo *status* esperando por condições favoráveis para se desenvolverem (FELFILI, 1996).

Uma vez que o recrutamento de plântulas é limitado pela quantidade de sementes viáveis, o entendimento sobre os padrões de produção de sementes é necessário para a compreensão da dinâmica do recrutamento. A produção de sementes de árvores pode ser limitada por vários fatores extrínsecos, como disponibilidade de recursos, falhas na polinização, predação de folhas, flores e frutos, e por fatores intrínsecos, como idade e tamanho da planta e sua constituição genética (WINN e WERENER, 1987). Segundo DANIEL (1988), o período de produção de sementes de *Astronium concinnum* de melhor qualidade fisiológica compreendeu o espaço de 35 a 50 dias após o início da queda dos frutos verdes, com morfologia externa aparentemente desenvolvida.

Não são todas as espécies que produzem sementes anualmente. Os padrões de produção de sementes podem variar entre populações da mesma espécie, adaptadas a diferentes microhabitats; e entre indivíduos de uma mesma

população. Muitas espécies tropicais se reproduzem em intervalos supra- anuais irregulares (HART, 1995). Tais padrões de picos de produção de sementes são revelados apenas após estudos de longo prazo. As causas dos picos de produção de sementes estão relacionadas com as condições climáticas e com as estratégias reprodutivas (SORK et al., 1993). Várias vantagens evolucionárias relacionadas com picos de produção têm sido propostas, como, por exemplo, saciar predadores de sementes (Silvertow, 1980, citado por CONNELL e GREEN, 2000), e permitir que a árvore tenha mais tempo para acúmulo de recursos necessários para uma grande produção de sementes, pelo “atraso” na reprodução (SORK et al., 1993). SCHUPP (1990) observou, na Costa Rica, que indivíduos de *Faramea occidentalis*, uma Rubiaceae de sub-bosque, exibiu produção de sementes de forma supra-anual sincronizada, ou de picos, em que a população tende a frutificar em anos alternados. Este autor considerou que variações anuais extensivas no nível de produção de sementes das populações são típicas de espécies tolerantes a sombra, explicando as variações anuais no recrutamento de plântulas. Segundo VÁZQUEZ-YANES et al. (1996), pelo menos algumas espécies pioneiras parecem apresentar menor variação na produção anual de sementes, talvez para assegurar disponibilidade de sementes adequada quando ocorrer o surgimento de clareiras.

O recrutamento de plântulas também varia sob diferentes escalas espaciais, em razão de variações nos processos que ocorrem na árvore adulta e no solo após dispersão. Como a intensidade de floração, frutificação e produção de sementes varia ao longo do tempo, pode ocorrer, em intervalos, a agregação de sementes e plântulas próxima dos indivíduos adultos. Por exemplo, segundo DANIEL (1988), em seu estudo com *Astronium concinnum*, a densidade de sementes em torno da matriz variou com a direção dos ventos. De acordo com o mesmo autor, as maiores densidades de sementes no solo foram observadas nas direções de vento dominante. A distribuição espacial de plântulas pode também ser afetada pelo escoamento superficial durante chuvas intensas, estrutura do solo, competidores, predadores, herbívoros e patógenos, dentre outros.

FELFILI (1996) observou que, geralmente, as espécies arbóreas com grande número de indivíduos adultos, também, apresentavam regeneração natural abundante, entretanto, existem exceções: algumas espécies arbóreas que ocorriam com abundância no estrato superior apresentaram pouca ou nenhuma regeneração natural, enquanto algumas espécies arbóreas com raros indivíduos adultos apresentavam alta densidade de indivíduos em regeneração natural. Estes diferentes padrões de regeneração estão relacionados com as exigências ambientais de espécies pertencentes a grupos ecológicos distintos.

A mortalidade e o recrutamento constituem, juntas, o ponto de partida da maioria dos estudos em dinâmica de populações (Solmon, 1980, citado por CHAGAS, 2000). ODUM (1983) definiu mortalidade como o número de indivíduos que morrem num dado período (óbitos por unidade de tempo), ou como uma taxa específica em termos de unidades da população total ou de qualquer parte desta. Para a maioria das plantas, as taxas de mortalidade são maiores nos estágios de plântulas (Cook, 1979, citado por SCARIOT, 2000), reduzindo com a idade e o tamanho da planta (DE STEVENS, 1994). Os processos que causam esta mortalidade precoce podem ser considerados críticos na determinação da abundância e distribuição de indivíduos adultos. JANZEN (1970) propôs que a distribuição de indivíduos adultos de espécies arbóreas tropicais pode ser influenciada pela mortalidade dependente da densidade de indivíduos, ou da distância da árvore matriz, em razão de inimigos naturais. MACK et al. (1999), em seu estudo na Papua Nova Guiné, observou que plântulas de *Aglaia mackiana* (Meliaceae) que se estabeleceram próximo de sua árvore matriz apresentaram maiores taxas de sobrevivência em relação às plântulas estabelecidas distantes, entretanto, as taxas de crescimento e a superfície foliar foram menores. A redução na taxa de crescimento e na área foliar das plântulas estabelecidas próxima da árvore matriz pode ser devido à competição intra-específica.

A sazonalidade tem grande influência sobre o balanço entre mortalidade e ingresso na regeneração natural. Machado (1990), citado por FELFILI (1997), observou que os picos de mortalidade para três florestas de galeria aconteceram

durante estações secas, enquanto o ingresso foi maior durante as estações chuvosas.

Vários estudos ecológicos realizados em florestas tropicais avaliam a dinâmica de espécies arbóreas por meio de dados provenientes de censos em parcelas permanentes. Uma das metodologias amplamente empregada para estimar as taxas de mortalidade e o ingresso de espécies arbóreas em florestas tropicais baseia-se em modelos que assumem que os constituintes de uma população simples apresentam probabilidade constante e igual de morrer durante um determinado período de tempo, apresentando, desta forma, um declínio constante (PRIMACK et al., 1985; SHEIL e MAY, 1996; CHAGAS, 2000). Entretanto, o uso destes modelos em populações heterogêneas, cujo monitoramento apresenta períodos desiguais, é questionável, pois pode resultar informações não muito claras que dificultam a interpretação de tais avaliações (SHEIL e MAY, 1996). HIGUCHI (1997) e FERREIRA (1998) estimaram a taxa de mortalidade por meio da proporção de indivíduos que morreram durante o período de monitoramento em relação ao número de indivíduos vivos no início do monitoramento.

3. 5. Fatores que afetam a regeneração natural

3.5.1. Fatores abióticos

3.5.1.1. Radiação solar

O sol emite energia na forma de ondas eletromagnéticas na faixa de comprimento entre 0,2 a 3,2 μm . Entretanto, devido à camada de ozônio na atmosfera terrestre, a radiação solar incidente na superfície da Terra está compreendida na faixa espectral que varia entre 0,4 a 3,2 μm , podendo ser decomposta em radiação fotossinteticamente ativa (RFA) (0,4 a 0,7 μm) e infravermelho próximo (0,7 a 3,2 μm). Para os vegetais, a radiação solar na faixa do visível (0,4 a 0,7 μm) é a mais importante, pois fornece energia para o processo fotossintético (PEZZOPANE, 2001).

A radiação solar, ao atravessar a atmosfera, interage com a mesma, e parte dessa radiação é espalhada nas outras direções, além daquela de incidência. A parcela da energia radiante incidente no “topo” da atmosfera “e que chega diretamente” à superfície do solo, é chamada de radiação direta, e a densidade de fluxo correspondente a tal radiação é denominada irradiância solar direta (I_n), a qual pode ser medida por meio dos pireliômetros. O termo irradiância se refere à densidade de fluxo de radiação incidente sobre a superfície (W/m^2 ; $\text{cal cm}^{-2} \text{min}^{-1}$ etc), em que I_n se refere à densidade de fluxo radiante incidente numa superfície normal aos raios solares. A outra parcela de energia radiante proveniente das demais direções constituem a irradiância solar difusa (D_i). A irradiância solar global (R_G) sobre determinada superfície seria, então, a densidade de fluxo de radiação solar incidente sobre tal superfície, incluindo ambas componentes, a direta e a difusa ($R_G = I_n \cos \theta + D_i$), em que θ é o ângulo de incidência da radiação solar para uma superfície horizontal (VIANELLO, 1991).

Segundo OMETTO (1981), do conjunto de ondas eletromagnéticas que constituem a faixa do visível dentro do espectro de emissão solar (400-700 nm), a folha reflete em torno de 10% da energia incidente, transmitem em torno de 10%, e absorve ao redor de 80%. O processo de decomposição espectral (absorção, transmissão e reflexão) varia de acordo com a cobertura vegetal. Das alternativas de decomposição espectral, as parcelas transmitidas e refletidas pertencem à faixa espectral de 280 a 4.000 nm, enquanto a parcela que foi absorvida pela planta ou pelo solo irá alterar o estado energético do elemento absorvedor. Parte da radiação solar que chega ao dossel florestal é refletida de volta para o céu aberto, parte é absorvida pelas copas e, posteriormente, transmitida para o interior da floresta na forma de ondas longas e, finalmente, uma última parte penetra diretamente na floresta (Whatley e Whatley, 1982, citados por SCHUMACHER e POGGIANI, 1993). Segundo PEREIRA (1997), em florestas equatoriais úmidas, em média, as ondas curtas representam $18 \text{ MJ.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (15 a $21 \text{ MJ.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) e o albedo médio (13%) eliminam $2,4 \text{ MJ.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$; enquanto a entrada de ondas longas é de $34 \text{ MJ m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, a emissão pela superfície dissipa $39 \text{ MJ.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, resultando num saldo de radiação

(Rn) de $10,7 \text{ MJ.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, sendo que o albedo médio mensal, numa floresta tropical, apresenta uma variação sazonal ditada principalmente pelo regime de chuvas.

Abaixo do dossel, a dinâmica dos *sunflecks* (manchas de sol) favorece o crescimento e o desenvolvimento da vegetação de sub-bosque. O esquema de amostragem (ponto único ou multipontos) determina os diferentes números relatados na literatura, mas, em geral, menos de 10 % da radiação solar incidente atinge o piso da floresta, e ela totaliza de 1,0 a $1,6 \text{ MJ.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$. Manchas de sol podem representar picos de até 25% da radiação a pleno sol e durar de 2 a 4 min. Em alguns casos, estes picos podem representar entre 30 e 70% do total diário da RFA no piso da floresta. Portanto, há domínio da radiação difusa na maior parte do tempo. PEZZOPANE (2001) observou que, em uma floresta estacional semidecidual, a ocorrência de *sunflecks* contribuiu significativamente para fixação de carbono, uma vez que as plantas estudadas apresentaram aumento praticamente imediato de fotossíntese líquida, quando se simulou uma elevação brusca da radiação fotossinteticamente ativa.

Segundo COSTA e SEDIYAMA (1999), a taxa de crescimento das plantas é função de sua capacidade de interceptar e utilizar radiação em seus processos fotossintéticos. Assim sendo, uma planta cresce porque é capaz de interceptar e utilizar radiação para a transformação do dióxido de carbono, capturado da atmosfera, em carboidrato. SILVA e LEITÃO (1999), em um estudo em áreas de campina, campinarana e mata densa na Amazônia, verificaram que os máximos valores médios pontuais de RFA foram de $60,7 \text{ W.m}^{-2}$; $41,9 \text{ W.m}^{-2}$ e $13,7 \text{ W.m}^{-2}$, respectivamente. Em estudos realizados em um fragmento de floresta estacional semidecidual em Viçosa, Minas Gerais, PEZZOPANE (2001) encontrou valores de $400 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, em encostas voltadas para o norte e com menor índice de área foliar. Em encostas voltadas para o sul e com índice de área foliar menor que 4,0 foram observados valores acima de $200 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, mostrando a baixa transmissividade nestes sítios.

Em comunidades florestais, as plantas juvenis competem com as já estabelecidas, provavelmente, por três tipos de recursos essenciais: RFA, água e

nutrientes. Nestes ecossistemas, a RFA é considerada por vários autores como o fator abiótico mais importante para o desenvolvimento da regeneração natural, e a competição por este recurso pode afetar a germinação, o estabelecimento e o crescimento de plantas em florestas tropicais úmidas, influenciando a distribuição das espécies dentro de uma comunidade vegetal. Isso ocorre porque muitas plantas são capazes de adaptar seu metabolismo, sua forma e seu desenvolvimento à qualidade e intensidade de radiação disponível, sendo as espécies vegetais então, classificadas, quanto às suas exigências lumínicas.

WHITMORE (1978) reconhece quatro grupos de espécies em relação à demanda por luz:

- espécies que se estabelecem e crescem sob dossel mais fechado;
- espécies que se estabelecem e crescem sob dossel fechado, mas se beneficiam com a abertura eventual do dossel, possibilitando a entrada de feixes de luz (*sunfleck*);
- espécies que se estabelecem sob dossel fechado, mas requerem dossel aberto para se reproduzirem; e
- espécies que se estabelecem, crescem e reproduzem quando o dossel é aberto.

BUDOWSKI (1965) classificou as espécies, quanto à exigência lumínica, em categorias sucessionais representadas pelos grupos abaixo:

- pioneiras: espécies dependentes de luz que não ocorrem no sub-bosque, se desenvolvem em clareiras ou bordas de florestas, sendo claramente dependentes de maior luminosidade;
- secundárias iniciais: espécies que ocorrem em condições de sombreamento médio, em clareiras pequenas, bordas de clareiras grandes, bordas da floresta e raramente no sub-bosque;
- secundárias tardias: espécies que se desenvolvem no sub-bosque, sob sombreamento leve e denso, pequenas árvores ou árvores de grande porte que se desenvolvem lentamente, podendo permanecer neste ambiente por toda vida ou crescer e alcançar o dossel, ou tornar-se emergente; e

- sem caracterização: espécies que, por falta de informações ecofisiológicas, não puderam ser incluídas em nenhuma das categorias anteriores.

A sucessão secundária em um ecossistema florestal é condicionada pela necessidade de luz de cada espécie, ou seja, a sucessão das espécies ocorre numa seqüência onde as mais intolerantes à sombra precedem as mais tolerantes (ENGEL, 1989). As espécies pioneiras, que se regeneram após a abertura do dossel, geralmente apresentam frutos dispersos por animais ou pelo vento, produzem grande quantidade de pequenas sementes, e possuem ciclo de vida relativamente curto. O recrutamento destas espécies em florestas tropicais ocorre em clareiras e bordas de fragmentos e estradas (PINARD et al., 1996; GUARIGUATA e DUPUY, 1997). As espécies florestais que germinam, estabelecem e crescem sob condições de dossel fechado, normalmente apresentam frutos dispersos por grandes animais ou pela gravidade (WHITMORE, 1978).

Muitos estudos demonstram correlação positiva entre as taxas de sobrevivência e o crescimento de plântulas e o aumento da RFA incidente, em razão da redução da competição da parte aérea provocada por aberturas no dossel (DENSLOW et al., 1998; LEWIS e TANNER, 2000). Em um fragmento de floresta estacional semidecidual, PEZZOPANE (2001) observou que as espécies *Machaerium nycitans*, *Erythroxylum pelleterianum*, *Sparattosperma leucanthum*, *Croton floribundus*, *Guatteria sellowiana*, *Casearia aculeata*, *Bauhinia forficata* e *Rollinia sylvatica* apresentaram os maiores valores positivos de correlação com a transmissividade da RFA, mostrando-se intolerantes à sombra, enquanto *Maprounea guianensis*, *Garcinia gardneriana*, *Soroceae bonplandii*, *Guapira opposita*, *Cupania sp.* e Indeterminada 1, apresentaram os maiores valores negativos de correlação com a transmissividade, sendo, assim, consideradas tolerantes à sombra.

Durante a formação de clareiras ocorrem mudanças na disponibilidade de recursos no sub-bosque devido às alterações no microclima (CHAZDON e FETCHER, 1984), podendo ocorrer a liberação de plântulas suprimidas (BROKAW, 1985), aumento da produção de frutos (LEVEY, 1988) e superação

da dormência de sementes (VÁZQUEZ-YANES et al., 1996). Assim, a presença de determinadas espécies pioneiras em uma clareira pode ser dependente não somente da presença de suas sementes no solo, mas, também, do tamanho da clareira e de sua época de ocorrência (ALMEIDA, 1989). As condições de luz podem favorecer o crescimento e a sobrevivência de espécies tolerantes existentes em pequenas clareiras, mas podem ser ineficientes para germinação e sobrevivência de espécies heliófilas em grandes clareiras (BARTON, 1984). São as variações nesses microambientes que determinam maior ou menor desenvolvimento das espécies, uma vez que há mudanças nas quantidades dos recursos disponíveis e na eficiência de seu recrutamento (JARDIM, 1995).

Em uma floresta neotropical, cerca de 10% de sua área apresenta dossel aberto em razão da formação de clareiras (SANFORD JR. et al., 1986). Entretanto, devido à extração e à mortalidade de árvores, a abertura do dossel em florestas manejadas e em fragmentos florestais é muitas vezes maior do que em florestas não-manejadas (UHL e VIEIRA, 1989). A abertura excessiva do dossel durante a exploração pode aumentar a susceptibilidade ao fogo (HOLDSWORTH e UHL, 1997), retardar a regeneração natural devido à competição com cipós (PUTZ, 1991), limitar o crescimento e a sobrevivência de espécies colonizadoras de clareiras (KENNEDY e SWAINE, 1992), e reduzir a capacidade fotossintética de espécies tolerantes à sombra devido a fotoinibição (FETCHER et al., 1996).

SALDARRIAGA et al. (1988) observaram, em uma pastagem abandonada, o aumento de formação de clareiras devido a senescência das espécies pioneiras. YAVITT et al. (1995) estudaram a ocorrência de clareiras num período de dez anos em uma floresta secundária na Ilha Barro Colorado, Panamá, não tendo observado nenhuma clareira, no início do estudo, em uma área de 1,5 ha, entretanto, as clareiras aumentaram com o tempo. O aparecimento de clareiras, conforme observado por estes autores, certamente modifica as condições lumínicas no interior da floresta (PEZZOPANE, 2001).

A geometria da copa e a arquitetura da árvore têm um efeito significativo na variação espacial do regime de luz no sub-bosque e na dinâmica da sucessão

ecológica (CANHAM et al., 1994). A resposta das espécies florestais a estas variações é importante para manutenção da diversidade das florestas tropicais (LIEBERMAN et al. 1995). Na Costa Rica, KABAKOFF e CHAZDON (1996) observaram que, devido a diferenças na arquitetura da copa, o sub-bosque de florestas secundárias, cujo dossel era dominado por *Pentaclera macroloba* (Mimosaceae), apresentou maior disponibilidade lumínica do que o sub-bosque de uma floresta temperada com dossel dominado por *Goethalsia meiatha* (Tiliaceae). A abundância de arbustos na composição do sub-bosque observada em algumas florestas secundárias (LASKA, 1997) pode afetar o estabelecimento da regeneração natural devido ao sombreamento e a competição radicular (PUTZ e CANHAM, 1992).

3.5.1.2. Fatores edáficos

O ambiente edáfico também é essencial para garantir o estabelecimento das espécies florestais, pois, além de oferecer suporte físico, garante, através do ciclo hidrológico e dos processos biológicos e bioquímicos, o fluxo de água, nutriente e energia, permitindo a diversidade no ecossistema (SIQUEIRA et al., 1994). Dentre os principais fatores edáficos que interferem na distribuição de espécies arbóreas, devem ser destacadas a textura, a estrutura, o grau de acidez e a alcalinidade e a capacidade de retenção de água e nutrientes. O entendimento da relação solo-planta é de extrema importância para compreender a dinâmica da regeneração natural em florestas tropicais. Em geral, as espécies florestais podem crescer melhor em solos úmidos, de boa aeração e ricos em nutrientes.

Variações na disponibilidade de nutrientes no solo, comum em ecossistemas florestais, têm grande influência na distribuição, composição e crescimento de espécies arbóreas. Esta grande heterogeneidade, mesmo em pequenas escalas espaciais, está associada a diferenças nas taxas de ciclagem de nutrientes que ocorrem em um determinado estágio sucessional. Armesto et al. (1991), citados por GROSS et al. (1995), propuseram que a heterogeneidade de recursos aumenta ao longo do tempo de sucessões de comunidades vegetais, em

consequência de mudanças na história de vida e tamanho das espécies que ocorrem em cada estágio.

HARCOMBE (1977) examinou a sucessão em parcelas fertilizadas *versus* não-fertilizadas, numa floresta tropical úmida na Costa Rica. As plantas herbáceas dominaram as parcelas fertilizadas, enquanto arbustos e espécies arbóreas dominaram as não-fertilizadas durante o mesmo período. Na Amazônia venezuelana, UHL (1987) verificou que a fertilização favoreceu o domínio de gramíneas. Similarmente, DENSLOW et al. (1998) concluíram que o domínio de espécies durante a sucessão pode ser alterado com a disponibilidade de nutrientes. Neste estudo, a espécie *Miconia affinis* (pioneira), dominou os locais que foram fertilizados, enquanto na ausência de adição de nutriente, sua dominância relativa foi dividida com outras espécies arbóreas. Essas observações sugerem que a composição florística e o desenvolvimento de uma floresta tropical secundária são influenciados pela disponibilidade de recursos no solo. Havendo alta disponibilidade de recursos no solo, as espécies que apresentam elevada taxa de crescimento podem ser favorecidas durante os estágios iniciais de sucessão, pois as espécies com baixas taxas de crescimento tendem a responder menos ao aumento nos níveis de recursos (DENSLOW et al. 1998). Normalmente, espécies associadas com ambientes com baixos níveis de nutrientes demonstram um conjunto de características comuns, como baixa taxa de absorção de nutrientes, produção de biomassa e fotossintética; baixo *turnover* dos tecidos; crescimento lento; e alta razão raiz:parte aérea. Estas características permitem que as plantas otimizem a utilização de nutrientes. Por outro lado, plantas que se desenvolvem em habitats com alta disponibilidade de nutrientes apresentam taxa fotossintética elevada; rápido crescimento; alta produção, bem como plasticidade, na alocação de biomassa e rápida proliferação de raízes (BLOOM et al., 1980).

Em nível local e regional, diferenças na fertilidade do solo podem influenciar a recomposição da estrutura de uma floresta secundária. TUCKER et al. (1998) compararam a sucessão da vegetação em dois locais na Amazônia oriental com diferentes níveis de fertilidade do solo (Altamira: solos ricos em

nutrientes, e Igarapé-Açu: solos pobres em nutrientes). A presença de dossel mais alto (indicador de solos férteis) e maior área basal foram encontrados em Altamira. CLARK et al. (1998) observaram que, em florestas primárias, variações na fertilidade do solo podem afetar não somente a estrutura da floresta, mas também a distribuição espacial das espécies.

3.5.1.3. Estresse hídrico

Superando as dificuldades naturais de germinação em condições de campo, as plântulas recém-geminadas começam a se submeter aos efeitos das variações de umidade. O déficit de água pode levar as plantas ao estresse hídrico, trazendo graves conseqüências, como senescência de folhas, fechamento de estômatos, causando redução na difusão de CO₂, além de afetar o crescimento e vários outros processos na planta (HEILIGMANN e SCHNEIDER, 1974). Desta forma, a deficiência hídrica pode ser fatal às plântulas e sementes em germinação, razão de muitas espécies apresentarem sementes dormentes para evitar a seca, em regiões sujeitas a déficit hídrico severo (VEENENDAAL, 1996).

Em ecossistemas tropicais, a regeneração de muitas espécies fica restrita a microambientes com maior capacidade de retenção de umidade pelo solo em épocas com baixa precipitação (FOWLER, 1986). As espécies que se regeneram nestes ambientes são muito eficientes no uso da água, apresentando adaptações fisiológicas e morfológicas, como controle estomático, produção de exodermas suberizados nos tecidos radiculares (TYREE et al., 1998) e sementes com rápida velocidade de embebição, germinação e crescimento da radícula (DANIEL, 1989).

A germinação de sementes em florestas estacionais apresenta grande sazonalidade, com o pico ocorrendo durante a estação chuvosa, sendo que muitas sementes de espécies tropicais, que são dispersas no final da estação chuvosa, apresentam uma forte dormência que pode durar de três a seis meses, até o início da estação chuvosa (VEENENDAAL, 1996). Para as florestas tropicais secas da África, este autor relata que chuvas brandas no final da estação seca não foram

suficientes para dar início à germinação, impedindo, desta forma, que as plântulas ficassem expostas à seca.

3.5.1.4. Fatores fisiográficos

A diversidade de relevo, freqüentemente, pode criar um mosaico de ambientes decorrentes de variações no regime hídrico, na quantidade de radiação que estará disponível para as plantas, dentre outras características, que certamente irão influenciar as condições microclimáticas e o desenvolvimento das plantas (FERNANDES, 1998; PEZZOPANE, 2001). Quanto mais insolação uma área recebe, maior será sua temperatura, implicando em maior evapotranspiração e, conseqüentemente, redução no conteúdo de umidade do solo e do ar, o que influencia o crescimento das plantas (REZENDE, 1971). De acordo com BARROS (1974), o crescimento da vegetação varia em função da topografia e, de um modo geral, o aumento da declividade reduz o crescimento das plantas.

Em um fragmento de floresta estacional semidecidual em Viçosa, MG, PEZZOPANE (2001) verificou que as encostas, de exposição Nordeste, apresentaram maior transmissividade média da RFA (6,7 %), em relação às encostas Sudoeste (2,5 %), variações que certamente influenciam o desenvolvimento da vegetação. LOUZADA (2002), estudando um fragmento de floresta secundária na Zona da Mata em Minas Gerais, observou que as maiores transmissividade da RFA ocorreram no topo (16,63 %), enquanto os valores mais baixos foram observados na exposição Sul (7,9 %) e Leste (8,53 %). Neste mesmo estudo, o autor encontrou nove espécies restritas ao topo (*Agonandra englerii*, *Guarea trichilioides*, indeterminada 2, *Miconia* sp., *Ocotea diospyrifolia*, *Rheedia calyptrata*, *Terminalia brasiliensis*, *Virola oleifera* e *Zeyheria tuberculosa*); duas à exposição Norte (*Peschiera fuchsiaefolia* e *Solanum* sp.); duas à exposição Sul (*Cariniana estrellensis* e *Vernonia polyanthus*); quatro à exposição Leste (*Acacia glomerosa*, *Bactris* sp., *Platymiscium pubescens* e *Pouteria* sp.) e cinco à exposição Oeste (*Eugenia* sp., Indeterminada 1, *Luehea grandiflora*, *Matayba juglandifolia* e *Syagrus ramanzoffiana*).

HERRERA e FINEGAN (1997) constataram que uma floresta secundária de aproximadamente 25 anos apresentou diferenças na distribuição espacial de duas espécies arbóreas que dominavam o dossel. Indivíduos de *Vochysia ferruginea* concentram-se em encostas íngremes com solos ácidos, enquanto *Cordia alliodora* foi mais abundante em locais planos com solos básicos. Estas diferenças florísticas na composição do dossel dentro de um mesmo povoamento afetam significativamente a composição florística e a riqueza de espécies na regeneração natural (FINEGAN e DELGADO, 2000).

3.5.1.5. Fogo

Em locais onde o fogo ocorre com frequência, a sucessão secundária fica seriamente comprometida, pois a maioria das sementes, plântulas e indivíduos arbóreos pode não tolerar altas temperaturas. Nestes ambientes, a regeneração por brotação dessas espécies pode ser importante. Algumas sementes de espécies pioneiras enterradas no solo a certa profundidade, também, podem ter a dormência superada e germinarem após o fogo (HOFFMANN, 1997) como algumas espécies do gênero *Solanum* e *Trema*. Entretanto, em regiões tropicais úmidas, estas queimadas sucessivas podem exaurir as reservas das espécies que apresentam capacidade de regenerar-se por brotação e eliminar a maioria das espécies que não tem sua biomassa protegida.

Muitas espécies pioneiras não toleram altas temperaturas, como observado por WILLIAMSON e MESQUITA (2001), estudando espécies dos gêneros *Cecropia* e *Vismia*. Esses autores verificaram 100% de mortalidade para os indivíduos de *Cecropia* e 99% para os de *Vismia*, após uma queimada. Desta forma, quando o fogo ocorre de forma sucessiva e freqüente, estas espécies são eliminadas.

3.5.1.6. Soterramento de sementes

Soterramento é o primeiro estresse abiótico que as sementes têm que enfrentar para poder desenvolver a parte aérea. Muitas sementes pequenas de

espécies pioneiras permanecem sem germinar, uma vez que a camada de *litter* impede que a luz chegue até elas, pois estas são, em sua maioria, fotoblasticamente positivas (VÁZQUEZ-YANES et al., 1990, 1996). Também, são comuns as sementes germinarem e haver a exaustão das reservas das sementes antes que as plântulas consigam emergir na superfície do solo e da manta orgânica. As sementes grandes detêm maior quantidade de reservas, além de serem mais resistentes a danos físicos, facilitando seu estabelecimento inicial (SEIWA e KIKUZAWA, 1996).

3.5.2. Fatores bióticos

3.5.2.1. Banco de sementes

O banco de sementes pode ser definido como as sementes viáveis que se encontram sobre ou incorporada ao solo, representando um estoque genético da população. Esse pode ser transitório, quando a produção de sementes é sazonal e, ou, com curta viabilidade; ou permanente, quando a produção de sementes é contínua e, ou, apresentam dormência. O recrutamento de plântulas a partir do bancos de sementes transitório ou persistente é considerado um importante mecanismo para regeneração de espécies pioneiras em florestas tropicais (LAWTON e PUTZ, 1988). Estudos em banco de sementes de florestas tropicais têm mostrado grande abundância de sementes de espécies pioneiras (GARWOOD, 1989) e secundárias tardias (LEAL-FILHO, 1992), permanecendo viáveis no solo por um longo período de tempo (DALLING et al., 1998). Segundo LEAL-FILHO (1992), estas características permitem que as espécies pioneiras e muitas secundárias tardias apresentem grande potencial para o manejo das florestas secundárias, pois sua regeneração é facilitada pela presença de suas sementes em estado de dormência no solo da floresta.

A capacidade do banco de sementes dar suporte à sucessão secundária é dependente de suas características qualitativas e quantitativas que, por sua vez, varia com a fenologia das espécies presentes, longevidade das sementes,

limitações à dispersão, o que pode ser alterada pela intensidade de uso do solo antes do abandono (SALDARRIAGA et al., 1988). DUPUY e CHAZDON (1998) observaram que a composição florística e a densidade de um banco de sementes de uma floresta secundária próxima a uma área agrícola apresentam grande quantidade de arbustos e de espécies herbáceas, resultado semelhante ao observado por LEAL-FILHO (1992), onde o maior número de sementes de gramíneas foi observado em uma pastagem abandonada, seguida por uma capoeira. Em contraste, DALLING e DENSLOW (1998) constataram, em uma floresta secundária próxima a floresta primária, baixa proporção de herbáceas. A proporção de espécies não-lenhosas no banco de sementes pode condicionar o manejo racional de floresta secundária (GUARIGUATA, 2000).

3.5.2.2. Brotação na sucessão florestal

Muitas plantas lenhosas são capazes de rebrotarem, e muitos ecossistemas são dominados por estas espécies, que podem permanecer *in situ* após vários tipos de distúrbios, como fogo, alagamentos e tempestades. A capacidade de regenerar-se por brotações, apesar de comum em florestas tropicais e temperadas, não tem recebido a atenção necessária. Clareiras formadas após a queda de árvores, podem não ser colonizadas por plântulas, mas pelas brotações das árvores caídas, como observado por NEGRELLE (1995), em seu estudo na Floresta Atlântica. Os brotos crescem mais rapidamente do que plântulas e, assim, rapidamente reocupam a clareira. A capacidade de emitir brotações pode ter grandes conseqüências sobre a população de plantas da sucessão secundária, diminuindo a dependência por sementes para manutenção da comunidade. A persistência de plantas estabelecidas através de brotação reduz a oportunidade de recrutamento no tempo e espaço, o que pode diminuir a diversidade florística da vegetação. A dinâmica da floresta pode ser alterada pela auto-reposição, mesmo que as espécies não sejam tolerantes à sombra (BOND e MIDGLEY, 2001).

NEGRELLE (1995) verificou que 82% das árvores caídas foram amostradas com rebrotas vivas, indicando que a queda pode não estar associada à

conseqüente morte do indivíduo. Neste mesmo estudo, a autora verificou que a ocorrência de rebrota foi independente do diâmetro do tronco caído, contudo foi altamente variável entre espécies, não sendo amostrada nenhuma espécie pioneira típica com rebrota.

3.5.2.3. Predação de sementes e plântulas

Outro importante obstáculo à regeneração natural é a predação de sementes após dispersão. Normalmente, a remoção de sementes em pastagens abandonadas é maior do que em florestas, como foi observado por UHL (1987), na Venezuela. NEPSTAD et al. (1996), também, observaram que a remoção de sementes por formigas e roedores foi maior em uma pastagem (mais de 80% em 20 dias) do que em uma floresta adjacente. Neste mesmo estudo, os autores verificaram que sementes grandes, apesar de apresentarem dispersão limitada, possuem maior chance de se estabelecerem por serem menos predadas.

A herbivoria representa um obstáculo ao desenvolvimento da regeneração natural. Em indivíduos jovens podem ocorrer danos aos meristemas e às folhas (CLARK e CLARK, 1985). Muitos estudos têm documentado a importância ecológica da herbivoria sobre a alteração da composição das comunidades vegetais, e mudanças no curso da sucessão secundária (BROWN e GANGE, 1989) e na distribuição de espécies em florestas tropicais (MARON, 1998). Apesar de a maioria dos trabalhos enfatizar a folhagem, a herbivoria de órgãos reprodutivos e sementes também é muito importante, pois pode reduzir a produção de propágulos das espécies florestais (MARON, 1988).

A importância relativa dos herbívoros varia de acordo com o tipo de comunidade e microambiente. Como observado por MARON (1988), em pastagens temperadas, os roedores foram os principais agentes que atuaram como herbívoros. Em floresta de várzea, na Amazônia, as formigas tiveram maior influência no recrutamento de indivíduos arbóreos (VASCONCELOS e CHERRET, 1997).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

A área de estudo localiza-se na Estação de Pesquisa, Treinamento e Educação Ambiental Mata do Paraíso (EPTEA), administrada pelo Departamento de Engenharia Florestal da Universidade Federal de Viçosa, município de Viçosa, Minas Gerais (latitude = 20° 45' sul, longitude = 42° 55' oeste e altitude média = 690 m).

O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen, é Cwb, apresentando chuva mal distribuída ao longo do ano, com verão chuvoso e inverno seco. O total pluviométrico anual médio é de 1.221 mm e a temperatura média é de 19°C (VIANELLO, 1991).

O relevo é acidentado, fazendo parte do chamado domínio do “Mar de Morros”. Quanto aos tipos de solo, no topo de morros predomina o Latossolo Vermelho-Amarelo; nas encostas das elevações o Argissolo Vermelho-Amarelo; nos terraços o Argissolo Vermelho-Amarelo Câmbico; e no fundo dos vales, o Neossolo Flúvico associado aos Gleissolos (REZENDE, 1971; RESENDE, 1985; CORREA, 1984, EMBRAPA, 1999).

A vegetação natural da região é classificada, de acordo com o Sistema Fisionômico Ecológico proposto por VELOSO et al. (1991), como floresta

estacional semidecidual, e a cobertura vegetal atual é constituída de uma floresta secundária residual em diversos estádios serais (LEAL-FILHO, 1992).

4.2. Amostragem e coleta de dados

Os dados sobre a dinâmica da regeneração natural foram coletados em locais nos anos de 1992, 1995 e 2000, em parcelas permanentes alocadas por VOLPATO (1994), em função de características fisiográficas como a declividade, exposição e posição topográfica do terreno. As características ambientais dos locais estudados encontram-se descritas no Quadro 1.

Quadro 1 – Caracterização da declividade (D), exposição (Exp.), posição topográfica (PT), abertura do dossel (AD), transmissividade da radiação fotossinteticamente ativa (t%) e índice de área foliar (IAF) dos dez locais estudados na EPTEA, município de Viçosa, Minas Gerais

Local	D (%) ¹	Exp. ¹	PT ¹	AD ¹	t (%) ²	IAF ²
1	40	NE	terço superior	muito aberto	8,9	3,6
2	21	NE	meia encosta	mediamente fechado	6,0	4,5
3	43	NE	terço inferior	fechado	2,7	4,9
4	80	NE	meia encosta	aberto	9,3	3,6
5	3	-	baixada	fechado	1,7	5,2
6	51	SO	terço inferior	fechado	1,8	5,0
7	45	SO	meia encosta	fechado	1,6	5,2
8	20	SO	meia encosta	aberto	3,7	4,2
9	14	SO	terço inferior	muito aberto	2,8	5,1
10	45	SO	terço superior	mediamente fechado	2,5	4,6

Fonte: ¹FERNANDES (1998) e ²PEZZOPANE (2001).

A transmissividade da radiação fotossinteticamente ativa (t%) e o índice de área foliar (IAF) foram estimados por PEZZOPANE (2001). A transmissividade refere-se ao percentual de radiação solar que passa através do dossel da floresta e atinge o solo, sendo estimada através de valores de radiação fotossinteticamente ativa (RFA), obtidos, simultaneamente, no interior e exterior da floresta através de sensores ligados a coletores de dados. O IAF foi

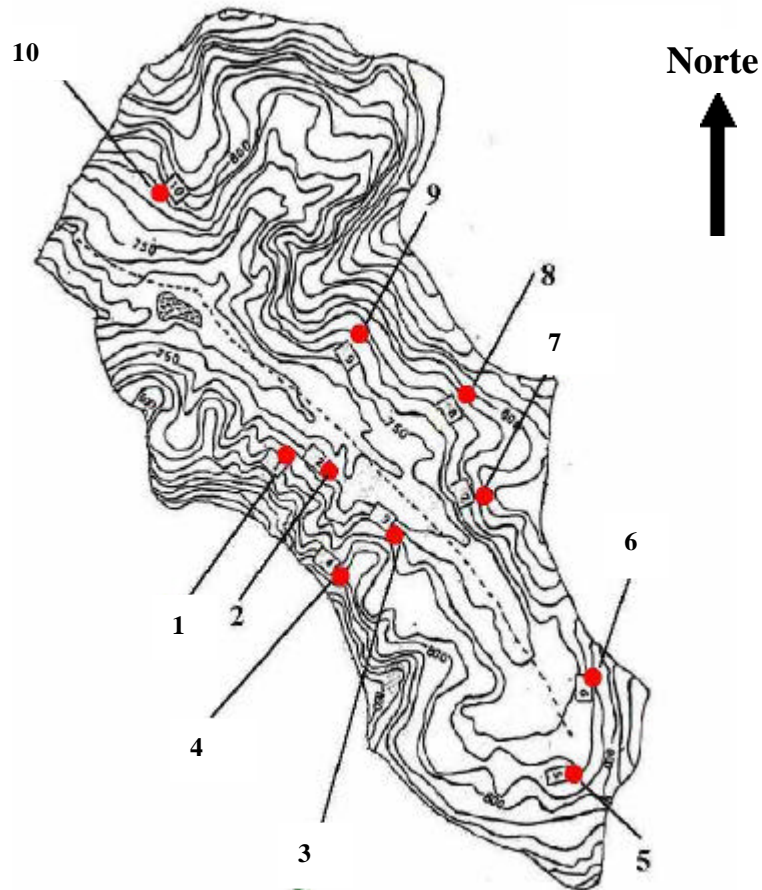


Figura 1 – Mapa planialtimétrico da EPTEA, localizado no município de Viçosa, Minas Gerais, com indicação dos dez locais estudados.

determinado com o objetivo de caracterizar a variação espacial e temporal da densidade do dossel. A determinação do IAF foi feita através de dois sensores conectados a coletores de dados, sendo um sensor instalado em área aberta e outro no interior da floresta.

As parcelas de 20 x 60 m (1.200 m²), divididas em seis subparcelas de 10 x 20 m (200 m²) foram alocadas para a amostragem de vegetação adulta (DAP > 5 cm). A coleta de dados da regeneração natural foi realizada em parcelas com tamanhos diferentes para cada uma das três classes de tamanho estudadas, seguindo a metodologia utilizada por VOLPATO (1994), conforme descrita a seguir:

Na área central de cada subparcela de 10 x 20 m foram alocadas as áreas de amostragem da regeneração natural, com tamanho diferenciado para cada uma das seguintes classes de tamanho de plantas:

Classe 1 – Compreende as plantas com altura menor que 1 m;

Classe 2 – Compreende as plantas com altura entre 1 e 3 m; e

Classe 3 – Compreende as plantas com altura maior que 3m e DAP menor que 5 cm.

Os tamanhos das parcelas foram determinados pela amostragem-piloto, com base no critério da curva espécie-área (Cain e Curtis, 1959; citados por VOLPATO, 1994), tendo sido adotadas as seguintes dimensões: 0,5 x 10 m (5 m²), 0,5 x 20 m (10 m²) e 1 x 20 m (20 m²) para as respectivas classes de tamanho de regeneração natural 1, 2 e 3 (Figura 2). Dessa forma, para cada local, foram estabelecidas seis repetições, objetivando os estudos de densidade e frequência da vegetação em regeneração natural.

Na demarcação das unidades amostrais no campo foram cravadas estacas de madeira e as parcelas foram delimitadas com fita de náilon. Os indivíduos amostrados foram reconhecidos com etiquetas plásticas, registrando-se o número da planta, o nome vulgar e a classe de altura a que a planta pertence.

4.3. Reconhecimento do material botânico

As espécies amostradas foram reconhecidas em nível de família, gênero e espécie. Este reconhecimento, sempre que possível, em razão da ausência de partes reprodutivas, foi feita por profissionais conhecedores da vegetação local e através de consultas a catálogos do Herbário do Setor de Dendrologia do Departamento de Engenharia Florestal e do Setor de Botânica do Departamento de Biologia Vegetal da Universidade Federal de Viçosa. Foi consultada, também, a lista florística da vegetação adulta obtida de levantamentos realizados no mesmo local do presente estudo (FERNANDES, 1998; SILVA, 2001). A família das Leguminosae foi dividida em três subfamílias: Leguminosae Caesalpinioideae, Leguminosae Faboideae e Leguminosae Mimosoideae e, para

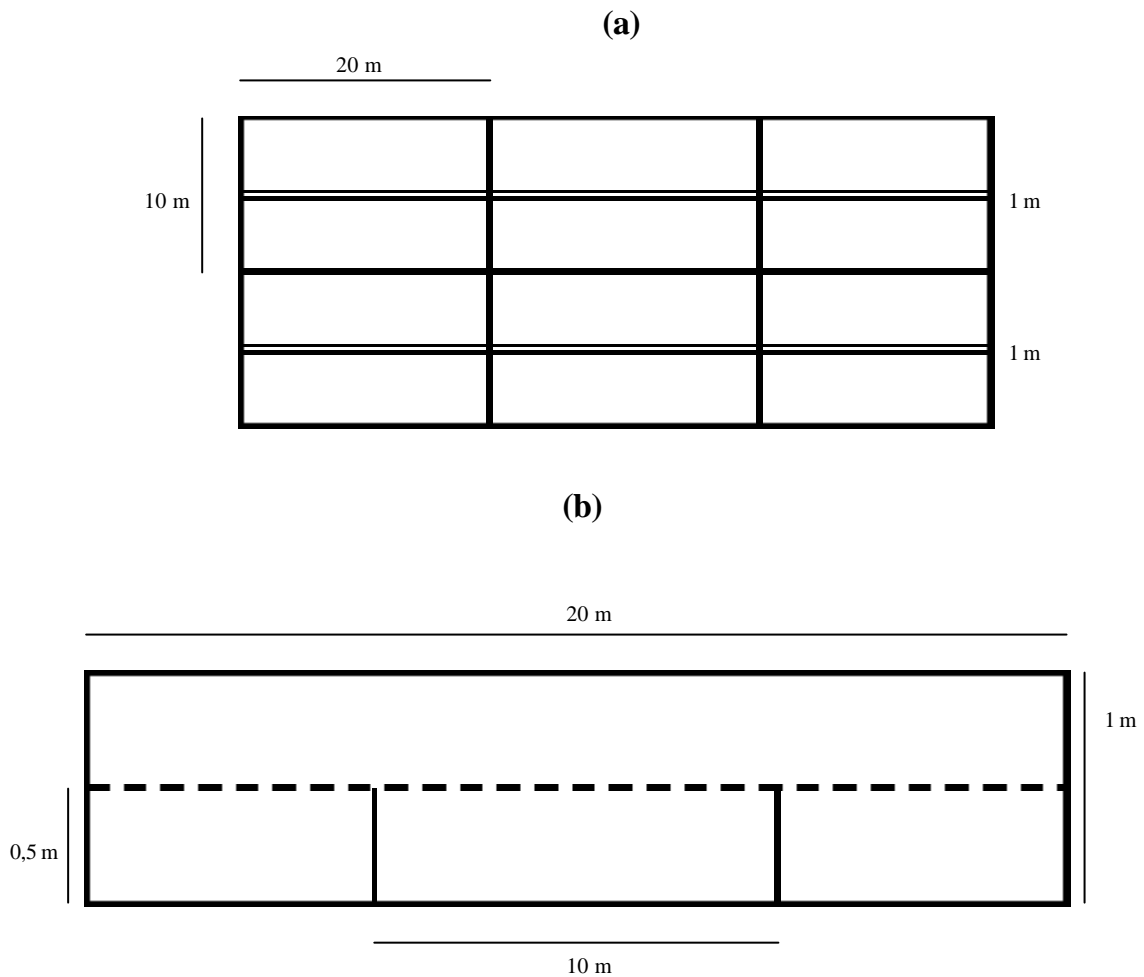


Figura 2 – Esquema de amostragem da regeneração natural, em que a subparcela de 1 x 20 m localizada no centro de cada parcela de 10 x 20 m (a) foi utilizada para amostragem de plantas com altura > 3 m e DAP < 5 cm (classe III) e foi, posteriormente, subdividida para amostragem de plantas da classe II (0,5 x 20 m) e classe I (0,5 x 10 m) (b).

as outras famílias foi adotado o Sistema de Classificação de Cronquist (CRONQUIST, 1988). A nomenclatura de nomes botânicos e seus respectivos autores foram consultados, confirmados e atualizados através do Index Kewensis.

4.4. Análise fitossociológica

A análise dos dados teve como objetivo estimar parâmetros fitossociológicos da estrutura horizontal e vertical por espécies e por classes de tamanho para

regeneração natural. Esses resultados proporcionaram comparações entre espécies intra e interclasses.

Foram estimados os índices de diversidade florística dos locais, e as densidades e frequências absoluta e relativa das espécies para cada local estudado.

4.4.1. Diversidade florística

4.4.1.1. Índices de diversidade de Shannon-Weaver (H')

O índice de Shannon-Weaver, utilizado para avaliar a riqueza de espécies da vegetação estudada, é calculado com base no número de indivíduos de cada espécie e no total de indivíduos amostrados (BROWER e ZAR, 1984), com o emprego da expressão:

$$H' = \frac{\left[DT \ln(DT) - \sum_{i=1}^s DA_i \ln(DA_i) \right]}{DT}$$

em que

H' = índice de diversidade de Shannon-Weaver;

DT = densidade total; e

DA_i = densidade absoluta da i-ésima espécie.

Quanto maior for o valor de H', maior será a diversidade florística da população em estudo.

Os valores de H' obtidos para os dez locais foram comparados aos pares pelo teste de *t* de Hutcheson (ZAR, 1996).

4.4.2. Estimativas da densidade por classe de tamanho de planta

As densidades absoluta e relativa de cada espécie são estimadas por classe de tamanho de planta, conforme as seguintes expressões propostas por VOLPATO (1994):

$$DA_{ij} = \left(\frac{n_{ij}}{A} \right)$$

$$DR_{ij} = \left(\frac{DA_{ij}}{\sum_{j=1}^3 DA_{ij}} \right) * 100$$

em que

DA_{ij} = densidade absoluta da i -ésima espécie na j -ésima classe de tamanho de regeneração natural;

n_{ij} = número de indivíduos amostrados da i -ésima espécie na j -ésima classe de tamanho de regeneração natural;

A = área amostradas, em ha;

DR_{ij} = densidade relativa da i -ésima espécie na j -ésima classe de tamanho de regeneração natural;

$i = 1, 2, \dots$, i -ésima espécie amostrada; e

$j = 1, 2, 3$

4.4.3. Estimativas da frequência por classe de tamanho de planta

As frequências absoluta e relativa de cada espécie foram estimadas por classe de tamanho de planta, conforme as seguintes expressões propostas por VOLPATO (1994):

$$FA_{ij} = \left(\frac{u_{ij}}{ut} \right)$$

$$FR_{ij} = \left(\frac{FA_{ij}}{\sum_{j=1}^3 FA_{ij}} \right) * 100$$

em que

FA_{ij} = frequência absoluta da i -ésima espécie, dada em percentagem, na j -ésima classe de tamanho de regeneração natural;

u_{ij} = número de unidades amostrais em que a i -ésima espécie está presente, na j -ésima classe de regeneração natural;

u_t = número total de unidades amostrais;

FR_{ij} = frequência relativa da i -ésima espécie, em percentagem, na j -ésima classe de regeneração natural;

$i = 1, 2, \dots$, i -ésima espécie amostrada; e

$j = 1, 2, 3$.

4.4.4. Estimativas da regeneração natural

Segundo a metodologia desenvolvida por FINOL (1971), as menores classes de tamanho de planta possuem maior peso fitossociológico em razão de apresentarem maior densidade, deixando de levar em consideração que, para fins de manejo do povoamento florestal, as espécies que se encontram em todas as classes de tamanho e, principalmente, nas classes superiores, têm maior chance de sobrevivência, posto que, a taxa de mortalidade natural de plantas é maior nas menores classes de tamanho. Por essa razão, foi utilizada a metodologia desenvolvida por VOLPATO (1994), descrita a seguir: as densidades e as frequências absoluta e relativa de cada espécie, em cada classe de tamanho, foram estimadas conforme descrito nos itens 3.3.2 e 3.3.3. Em seguida, foi estimada a regeneração natural, por classe de tamanho de planta, para cada espécie, somando-se os valores parciais de frequência relativa e densidade relativa da regeneração natural, por classe de tamanho de planta estudada, combinando-as em uma expressão única:

$$RNC_{ij} = \frac{DR_{ij} + FR_{ij}}{2}$$

em que

RNC_{ij} = estimativa da regeneração natural da i -ésima espécie na j -ésima classe de tamanho de planta, em percentagem;

DR_{ij} = densidade relativa para a i -ésima espécie na j -ésima classe de tamanho de regeneração natural (item 3.3.2);

FR_{ij} = frequência relativa da i -ésima espécie, em percentagem, na j -ésima classe de regeneração natural (item 3.3.3);

$i = 1, 2, \dots$, i -ésima espécie amostrada; e

$j = 1, 2, 3$.

Em seguida, foi feita a estimativa da regeneração natural total por espécie, ou seja, a soma dos índices de regeneração natural por classe de tamanho, obtendo-se um índice por espécie, conforme segue:

$$RNT_i = \sum_{j=1}^3 RNC_{ij}$$

em que

RNT_i = estimativa da regeneração natural total da i -ésima espécie;

RNC_{ij} = estimativa da regeneração natural da i -ésima espécie na j -ésima classe de tamanho de planta;

$i = 1, 2, \dots$, i -ésima espécie amostrada; e

$j = 1, 2, 3$.

A soma dos índices de regeneração natural total (RNT) de todas as espécies conforme calculado acima, equivale a 100. Sendo assim, cada valor individual, quer seja por classe de tamanho, quer seja por espécie, foi expresso em percentagem.

4.5. Estimativas da taxa de mortalidade e ingresso

As taxas de mortalidade e ingresso por espécie foram calculadas para dois períodos (1992 a 1995 e 1995 a 2000), estimando-se assim a taxa por período estudado. A taxa anual de mortalidade e ingresso por espécie foi calculada através da média ponderada dos períodos avaliados.

Para estimativas das taxas de mortalidade e ingresso foram utilizadas as expressões citadas por FERREIRA et al. (1998).

A taxa de mortalidade foi estimada da seguinte forma:

$$M = \left(\frac{n_i}{N_i} \right) \times 100$$

em que

n_i = número de árvores mortas da i -ésima espécie no final do período de monitoramento; e

N_i = número de árvores vivas da i -ésima espécie no início do período de monitoramento.

Estimou-se a taxa de ingresso pela seguinte fórmula:

$$I = \left(\frac{n_i}{N_i} \right) \times 100$$

em que

n_i = número de árvores mortas da i -ésima espécie no final do período de monitoramento; e

N_i = número de árvores vivas da i -ésima espécie no final do período de monitoramento.

4.6. Avaliação da dinâmica da regeneração natural

Para avaliar a dinâmica da regeneração natural, em cada local, foram analisadas as listas de composição florística, os índices de diversidade (H'), os valores de regeneração natural total (RNT) e a taxa de mortalidade e ingresso para cada espécie e para cada classe de tamanho, obtidos nas diferentes épocas estudadas, para cada local.

4.7. Classificação ecológica das espécies

A classificação ecológica das espécies arbóreas amostradas foi realizada com base em revisão de trabalhos realizados na região (FERNANDES, 1998; ALMEIDA-JÚNIOR, 1999; PEZZOPANE, 2001 e LOUZADA, 2002), bem como em observações de campo do presente estudo.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Composição florística

No período de monitoramento (1992-2000) foram amostrados 4.149 indivíduos, pertencentes a 159 espécies arbóreas, 101 gêneros e 45 famílias. Dentre as 159 espécies, 22 foram identificadas apenas em nível de gênero, 11 em nível de família e cinco não foram identificadas. A listagem das espécies amostradas, por famílias e sua classificação segundo os grupos ecológicos (pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias) encontram-se no Quadro 2.

O maior número de plantas foram amostradas nas famílias Leguminosae mimosoideae (23,05%, em 1992; 24,75%, em 1995; e 20,20%, em 2000), Rubiaceae (19,22%, em 1992; 14,50%, em 1995; e 16,02%, em 2000), Leguminosae papilionoideae (8,89%, em 1992; 10,30%, em 1995; e 8,73%, em 2000) e Monimiaceae (8,28%, em 1992; 9,70%, em 1995; e 11,08% em 2000). As famílias que apresentaram maior riqueza de espécies foram: Myrtaceae (11 espécies em 2000; 10 espécies em 1992 e nove espécies em 1995), Lauraceae (10 espécies em 1992; 11 espécies em 2000 e nove espécies em 1995), Rubiaceae (nove espécies em 1995 e 2000; e oito espécies em 1992), Leguminosae caesalpinioideae (10 espécies em 2000; nove espécies em 1995 e sete espécies em 1992), Euphorbiaceae (sete espécies em 1992 e seis espécies em 1995 e

Quadro 2 – Lista das espécies amostradas em 1992, 1995 e 2000, em ordem alfabética de famílias, gêneros e espécies nos dez locais estudados, e respectivos grupos ecológicos (GE), em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, município de Viçosa, Minas Gerais

Família /Espécie	Nome vulgar	GE ¹	1992	1995	2000
ANACARDIACEAE					
Anacardiaceae 1	Aroeira	SI	-	-	x
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) Mitch.	Mamoneira-preta	P	x	x	-
ANNONACEAE					
<i>Ammona cacans</i> Warm.	Jaca-do-mato	SI	x	x	x
<i>Guatteria nigrescens</i> Mart.	Pindaíba	SI	x	x	x
<i>Rollinia silvatica</i> Mart.	Araticum	SI	x	x	x
<i>Xylopia sericea</i> A. St. Hill	Pimenteira	P	x	x	x
APOCYNACEAE					
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll. Arg.	Guatambú	SI	x	x	x
<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll. Arg.	Peroba	ST	x	x	x
ARALIACEAE					
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerf. & Frodin	Morototó	SI	x	x	x
BIGNONIACEAE					
Bignoniaceae 1	-	SI	-	x	x
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	Caroba	SI	x	x	x
<i>Sparattosperma leucanthum</i> K. Schum.	Cinco-folhas-branca	SI	x	x	x
<i>Tabebuia chrysotricha</i> (Mart. ex DC.) Standl.	Ipê-tabaco	SI	x	x	x
<i>Tabebuia</i> sp.	Ipê	SI	-	-	x
<i>Zeyheria tuberculosa</i> Bureau ex Verl	Ipê-preto	SI	x	x	x
BOMBACACEAE					
<i>Eriotheca candolleana</i> (K. Schum.) A. Robyns	Mandioquinha	SI	-	-	x
<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart. & Zucc.) A. Robyns	Embiruçu	SI	x	x	x
BORAGINACEAE					
<i>Cordia sericicalyx</i> A. DC.	Poleiro-de-morcego	SI	x	x	x
BURSERACEAE					
<i>Trattinnickia ferruginea</i> Kuhl	Cedrinho	SI	x	x	x
CECROPIACEAE					
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	Embaúba-branca	P	x	x	-
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Embaúba-formiga	P	x	x	x
CHRISOBALANACEAE					
<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex A. DC.	Hirtela	ST	-	x	x
CLETHRACEAE					
<i>Clethra</i> sp.	Caituá-vermelho	SI	x	x	x
COMBRETACEAE					
<i>Terminalia</i> sp.	Ossos-de-frango	ST	x	x	-
COMPOSITAE					
<i>Vernonia diffusa</i> Less.	Pau-de-fumo	P	x	x	x
CUNONIACEAE					
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	Cinco-folhas-vermelha	SI	x	x	x
DESCONHECIDAS					
Desconhecida 1	-	SI	x	x	x
Desconhecida 2	-	SI	-	x	x
Desconhecida 3	-	SI	-	x	
Desconhecida 4	Caituá-branco	SI	x	x	x
Desconhecida 5	Caituá-preto	SI	x	x	x

Continua...

Quadro 2, Cont.

Família /Espécie	Nome vulgar	GE ¹	1992	1995	2000
ELAEOCARPACEAE					
<i>Sloanea</i> sp.	-	ST	x	x	-
ERYTHROXYLACEAE					
<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A. St. Hil.	Sessenta-e-um	SI	x	x	x
EUPHORBIACEAE					
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	Casca-doce	P	x	x	-
<i>Alchornea</i> sp.	Tapicirí	SI	x	x	x
<i>Aparisthium cordatum</i> (Juss.) Baill.	Belém	SI	x	x	x
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Capixingui	P	x	x	x
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Adrago	P	x	x	x
<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	Liquerana	SI	x	x	x
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	Canudo-de-pito	P	x	-	x
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Vaquinha-branca	SI	x	-	-
FLACOURTIACEAE					
<i>Carpotroche brasiliensis</i> Endl.	Sapucainha	SI	-	x	x
<i>Casearia aculeata</i> Jacq.	Espeto-branco	SI	x	x	x
<i>Casearia arborea</i> (L.C. Rich.) Urban.	Espeto-vermelho	SI	x	x	x
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	Espeto-vidro	SI	x	x	x
GUTTIFERAE					
<i>Rhedia gardneriana</i> Planch. & Triana	Bacuparí	SI	x	x	x
<i>Rhedia calyprata</i> (Schlecht.) Planch. & Triana	Laranjinha	ST	x	x	x
<i>Tovomita glazioviana</i> Engl.	Tovomita	SI	-	x	x
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	Ruão	P	x	x	x
ICACINACEAE					
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) Howard	Canela-branca	ST	x	x	x
<i>Villaresia megaphylla</i> Miers	Peroba-branca	SI	x	x	x
LACISTEMACEAE					
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	Lacistema	SI	x	x	x
LAURACEAE					
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J. F. Macbr.	Canela -preta	ST	x	x	x
Lauraceae 1	Canela	SI	x	x	x
<i>Nectandra rigida</i> Nees	Canela -amarela	SI	x	x	x
<i>Nectandra saligna</i> Nees	Canela -parda	ST	x	x	x
<i>Nectandra</i> sp. 2	Canela-orozimbo	ST	x	x	x
<i>Ocotea corymbosa</i> Mez	Canela -miúda	ST	x	x	x
<i>Ocotea dispersa</i> Mez	Canela -rosa	SI	-	-	x
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	Canela -sassafrás	ST	x	x	x
<i>Ocotea laxa</i> Mez	Canela -prego	SI	x	x	x
<i>Ocotea pubescens</i> Mez	Canela -peludinha	SI	x	-	x
<i>Phyllostemonodaphne geminiflora</i> (Mez) Kosterm.	Canela -coquinho	SI	x	x	x
LECYTHIDACEAE					
<i>Cariniana estrellensis</i> Kuntze	Jequitibá-rosa	ST	x	x	x
LEGUMINOSAE CAESALPINIOIDEAE					
<i>Apuleia leiocarpa</i> J. F. Macbr.	Garapa	SI	x	x	x
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Unha-de-vaca	P	x	x	x
<i>Cassia ferruginea</i> Schard. ex DC.	Canafístula	SI	-	x	x
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Copaíba	ST	x	x	x
<i>Hymenaea aurea</i> Desf.	Jatobá	ST	-	-	x
<i>Sclerolobium denundatum</i> Vogel	Mamoneira-branca	ST	x	x	x
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) Irwin & Barneby	Fedegoso	P	x	x	x
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) Irwin & Barneby	Farinha-seca	P	x	x	x
<i>Swartzia acutifolia</i> Vogel	Braúna-branca	ST	x	x	x
<i>Swartzia myrtifolia</i> Sm.	Jasmim	ST		x	x

Continua...

Quadro 2, Cont.

Família /Espécie	Nome vulgar	GE ¹	1992	1995	2000
LEGUMINOSAE FABOIDEAE					
<i>Andira</i> sp.	Angelim	ST	x	x	x
<i>Dalbergia nigra</i> Allemão ex Benth.	Jacarandá-da-Bahia	SI	x	x	x
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Bico de pato	SI	x	x	x
<i>Machaerium</i> sp.	-	P	-	x	x
<i>Machaerium</i> sp.1	Rabo-de-gambá	SI	x	x	x
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	Feijão-cru	SI	x	x	x
<i>Machaerium triste</i> Vogel	Sangue-de-burro	SI	x	x	x
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	Jacarandá-branco	SI	x	-	-
LEGUMINOSAE MIMOSOIDEAE					
<i>Acacia glomerosa</i> Benth.	Angico-preto	SI	-	-	x
<i>Anadenanthera peregrina</i> Speg.	Angico-vermelho	SI	x	x	x
<i>Inga edulis</i> Mart.	Ingá	SI	x	x	x
<i>Inga</i> sp.	Ingá-miúdo	SI	x	x	x
<i>Piptadenia gonoacantha</i> J. F. Macbr.	Jacaré	SI	x	x	x
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G. P. Lewis & M. P. Lima	Angico-branco	SI	x	x	x
<i>Stryphnodendron guianense</i> Benth..	Barbatimão	SI	x	x	x
MELASTOMATACEAE					
Melastomataceae 1	-	P	-	x	x
<i>Miconia albo-rufescens</i> Naudin	Quaresmão	SI	x	x	x
<i>Miconia cinnamomifolia</i> Triana	Quaresminha-branca	SI	x	x	x
<i>Miconia cubatenensis</i> Hoehne	Quaresminha	SI	-	-	x
<i>Tibouchina granulosa</i> Cogn.	Quaresma-roxa	SI	-	x	x
MELIACEAE					
<i>Cabranea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Canjerana	ST	x	x	x
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer L.	Cura madre	SI	x	x	x
<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.	Canjerana vermelha	ST	x	-	-
<i>Guarea pendula</i>	-	SI	x	x	x
<i>Trichilia elegans</i>	Canjerana-branca	ST	x	x	-
<i>Trichilia</i> sp.	Trichila	ST	-	x	x
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Trichila-branca	ST	-	x	x
MONIMIACEAE					
<i>Siparuna arianae</i> V. Pereira	Folha-santa-2	SI	x	x	x
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Folha-santa	SI	x	x	x
MORACEAE					
<i>Brosimum guianense</i> Huber ex Ducke	Vaquinha vermelha	ST	x	x	x
<i>Maclura tinctoria</i> D. Don ex Steud.	Tajubá	SI	-	-	x
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W. C. Burger, Lanj. & Boer	Folha-de-serra	SI	x	x	x
MYRCINACEAE					
<i>Rapanea ferruginea</i> Mez	Canela -azeitona	SI	x	x	x
Myrsinaceae 1	-	SI	-	-	x
MYRISTICACEAE					
<i>Virola oleifera</i> (Schott) A. C. Sm.	Bicuíba	SI	x	x	x
MYRTACEAE					
<i>Calyptanthes</i> sp.	Canela -rapadura	ST	x	x	x
<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	Jambo-branco	SI	x	x	x
<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	Caituá	SI	x	x	x
<i>Eugenia leptoclada</i> Berg.	Jabuticaba-do-mato	SI	x	x	x
<i>Eugenia</i> sp.	Gabiroba	SI	x	x	x
<i>Myrcia fallax</i> DC.	Jambo-vermelho	SI	x	x	x
<i>Myrcia</i> sp. 1	Jambo	SI	x	x	x
<i>Myrcia</i> sp. 2	Jambo-miúdo	SI	x	x	x

Continua...

Quadro 2, Cont.

Família /Espécie	Nome vulgar	GE ¹	1992	1995	2000
Myrtaceae 1	-	SI	-	-	x
Myrtaceae 2	Jambo-bonito	SI	x	x	x
<i>Psidium guajava</i> L.	Goiabeira	ST	x	-	x
NYCTAGINACEAE					
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Maria-mole	SI	x	x	x
<i>Torrubia schmidtiana</i> (Hemerl.) Standl.	Café-do-mato	SI	x	x	x
OCHNACEAE					
<i>Ouratea polygyna</i> Engl.	Ouratea	SI	x	x	x
<i>Ouratea</i> sp.	Murici-vermelho	SI	x	x	x
PALMAE					
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	Brejaúba	SI	-	x	x
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	Palmito doce	ST	x	x	x
Palmae 1	Palmeira	SI	x	x	x
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassm.	Coquinho-de-baba	SI	x	x	x
ROSACEAE					
<i>Prunus sellowii</i> Koehne	Pessegueiro -do-mato	ST	x	x	x
RUBIACEAE					
<i>Amaioua guianensis</i>	Azeitona-preta	SI	x	x	x
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.	Guiné-do-mato	SI	x	x	x
<i>Ixora venulosa</i> Muell. Arg.	-	ST	x	x	x
<i>Landenbergia hexandra</i> Klotzsch	Pau-colher	ST	x	x	x
<i>Psychotria conjungens</i> Muell. Arg.	Azeitona-miúda	ST	x	x	x
<i>Psychotria sessilis</i> (Vell.) Müll. Arg.	Cafezinho	SI	x	x	x
<i>Randia armata</i> DC.	Bosta-de-pato	SI	x	x	x
Rubiaceae 1	-	SI	-	x	x
Rubiaceae 2	Pau-mulato	SI	x	x	x
RUTACEAE					
<i>Dictyoloma vandellianum</i> A. Juss.	Brauninha	SI	x	x	x
<i>Zanthoxylum</i> L[85]C Engl.	Caituá-miúdo	SI	x	x	x
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Mama-de-porca	ST	x	x	x
<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	Caituá-aroeira	SI	x	x	x
SAPINDACEAE					
<i>Allophylus edulis</i> Radlk. ex Warm.	Três -folhas -vermelhas		x	x	x
<i>Allophylus sericeus</i> Radlk.	Três -folhas -brancas	ST	x	x	x
<i>Cupania</i> sp.	Camboatá	ST	x	x	x
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Camboatá-preto	ST	x	x	-
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Camboatá-branco	SI	x	x	x
<i>Matayba</i> sp.	Camboatá-vermelho	SI	x	x	x
SAPOTACEAE					
<i>Chrysophyllum flexuosum</i> Mart.	Falso-araticum	ST	x	x	x
<i>Manilkara</i> sp.	Peroba-branca	SI	x	x	x
Sapotaceae 1	Abiu -do-mato	SI	-	x	-
SIMAROUBACEAE					
<i>Picramnia glazioviana</i> Engl.	Uva-do-mato	ST	x	x	x
SOLANACEAE					
<i>Solanum argenteum</i> Dunal. ex Poir.	Mercurinho	P	x	x	x
<i>Solanum cernuum</i> Vell.	Braço-de-mono	P	x	x	x
<i>Solanum leucodendron</i> Sendt.	Pau-mercúrio	P	-	-	x
<i>Solanum</i> sp.	Mercurinho-branco	P	-	-	x
TILIACEAE					
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	Açoita-cavalo	SI	x	x	x
VERBENACEAE					
<i>Cytharexylum</i> sp.	Pau-viola	SI	x	x	x
<i>Vitex sellowiana</i> Cham.	Maria-preta	SI	x	x	x

¹ Classificação obtida com base em dados do presente trabalho, bem como nos de FERNANDES (1998), ALMEIDA-JÚNIOR (1999), PEZZOPANE (2001) e LOUZADA (2002).

2000), Sapindaceae (sete espécies em 1992, seis espécies em 1995; e cinco espécies em 2000) e Leguminosae mimosoideae (seis espécies em 1992 e 1995; e sete espécies em 2000). AIDAR et al. (2001), em seu estudo em uma floresta ombrófila densa secundária, em São Paulo, e LOUZADA (2002), analisando um fragmento de floresta estacional semidecidual, em Minas Gerais, verificaram que a família Leguminosae foi a mais importante no que se refere ao número de espécies. Entretanto, em outro estudo realizado em Minas Gerais, também em um fragmento de floresta estacional, ALMEIDA (1996) observou Euphorbiaceae como a família com maior número de espécies. Essa diferença pode ocorrer em função de variações ambientais ou no nível de interferência antrópica.

No presente levantamento, 16,35% (26) das espécies apresentaram apenas uma planta amostrada. Em uma área da mesma região, na Zona da Mata de Minas Gerais, ALMEIDA (1996) observou que 21,79% das espécies eram consideradas raras, considerando raras aquelas espécies que apresentavam densidade menor do que um indivíduo por hectare. De acordo com VIANA et al. (1992), os fragmentos de florestas de planalto, no Estado de São Paulo, tendem a apresentar grande número de espécies raras, que são de grande importância para manutenção da estabilidade ecológica, e devem ser consideradas durante o planejamento e execução de planos de manejo florestal (ALMEIDA, 1996).

Nos anos de 1992, 1995 e 2000 foram amostradas, respectivamente, 131, 141 e 147 espécies pertencentes a 43, 44 e 44 famílias botânicas. Em inventários florestais sucessivos executados em uma floresta ombrófila densa em Minas Gerais, SOUZA et al. (2002) encontraram, respectivamente, 138, 184, 202, 206 e 273 espécies vegetais. Observa-se que nestes dois trabalhos tem ocorrido o aumento no número de espécies com o avanço da sucessão.

Em 1995, três anos após a primeira avaliação, surgiram 16 novas espécies, a saber: Bignoniaceae 1 (SI), *Cassia ferruginea* (SI), *Swartzia myrtifolia* (ST), *Hirtella heblecada* (ST), Desconhecida 2 (SI), Desconhecida 3 (SI), *Machaerium* sp. (P), *Carpotroche brasiliensis* (SI), *Tovomita glazioviana* (SI), Melastomataceae 1 (P), *Tibouchina granulosa* (SI), *Trichilia* sp. (ST), *Trichilia pallida* (ST), *Astrocaryum aculeatissimum* (SI), Rubiaceae 1 (SI), Sapotaceae 1

(SI), sendo duas pioneiras, dez secundárias iniciais e quatro secundárias tardias. Entretanto, neste período desapareceram as espécies *Mabea fistulifera* (P), *Platypodium elegans* (SI), *Ocotea pubescens* (SI), *Guarea kunthiana* (ST) e *Maprounea guianensis* (SI), ou seja, uma pioneira, três secundárias iniciais e uma secundária tardia. No ano de 2000, foram encontradas 13 novas espécies em relação a 1995: Anacardiaceae 1 (SI), *Tabebuia* sp. (SI), *Eriotheca candolleana* (SI), *Hymenaea aurea* (ST), *Mabea fistulifera* (P), *Ocotea dispersa* (SI), *Miconia cubatanensis* (SI), *Acacia glomerosa* (SI), Myrcinaceae 1 (SI), *Maclura tinctoria* (SI), Myrtaceae 1 (SI), *Solanum leucodendron* (P) e *Solanum* sp. (P), ou seja, três pioneiras, nove secundárias iniciais e uma secundária tardia. Contudo, nesse mesmo período as seguintes espécies desapareceram: *Tapirira obtusa* (P), *Cecropia hololeuca* (P), *Terminalia* sp. (ST), Desconhecida 3 (SI), *Sloanea* sp. (ST), *Alchornea glandulosa* (P), *Trichilia elegans* (ST) e *Sapotacea* 1 (SI), ou seja, três pioneiras, duas secundárias iniciais e três secundárias tardias. No processo de sucessão, a ausência ou presença de espécies durante um determinado ano pode ocorrer devido à produção irregular de frutos e sementes causada por fatores genéticos e ambientais, diferenças nas taxas de crescimento, e das condições ambientais.

A diversidade das espécies arbóreas, estimada pelo índice de Shannon-Weaver (H') está apresentada no Quadro 3. No período de monitoramento de oito anos, o local 5, em 1992, foi o que apresentou o maior índice de diversidade, enquanto o menor foi observado no local 2, também em 1992. Em um fragmento de floresta estacional semidecidual no estado de São Paulo, FONSECA e RODRIGUES (2000) encontraram H' de 2,72 e GANDOLFI et al. (1995) encontraram, para uma floresta num estágio inicial de sucessão, o índice de 3,73. LOUZADA (2002), estudando um fragmento de floresta estacional semidecidual na mesma região do presente estudo, observou valores de H' variando de 3,22 a 3,71. De acordo com HUBBELL (1979), variações espaciais e temporais da diversidade em florestas tropicais estão relacionadas com as diferenças nos padrões de dispersão de sementes, dos sistemas reprodutivos, e das ações específicas de herbívoros e patógenos.

Quadro 3 – Índice de diversidade de Shannon–Weaver (H') para os dez locais estudados nos anos de 1992, 1995 e 2000, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, município de Viçosa, Minas Gerais

Locais	Ano			Média
	1992	1995	2000	
1	2,74 ^a	2,50 ^b	2,65 ^{ab}	2,63
2	1,95 ^a	2,07 ^{ab}	2,19 ^b	2,07
3	2,53 ^a	2,78 ^b	2,86 ^b	2,72
4	2,88 ^a	3,28 ^b	3,22 ^b	3,13
5	3,45 ^a	3,23 ^b	3,23 ^b	3,30
6	2,84 ^a	3,02 ^a	3,24 ^b	3,03
7	3,39 ^a	3,35 ^a	3,36 ^a	3,37
8	2,61 ^a	2,71 ^{ab}	2,79 ^b	2,70
9	2,07 ^a	2,35 ^b	2,10 ^a	2,17
10	2,88 ^a	3,28 ^b	3,29 ^b	3,15
Média	2,73	2,86	2,89	

* Números seguidos das mesmas letras, no sentido horizontal, não diferem estatisticamente de acordo com o teste *t* de Hutcheson, $P < 0,05$.

5.2. Dinâmica da estrutura horizontal e vertical da regeneração natural

5.2.1. Local 1

No período de monitoramento de oito anos, o número de plantas inventariadas no Local 1 foi de 194. Verificou-se um aumento no tamanho da população de 26.583 indivíduos.ha⁻¹, em 1992, para 33.500 indivíduos.ha⁻¹, em 2000, possivelmente em função da maior produção de sementes nos anos anteriores ao último levantamento e, ou, melhores condições ambientais. O Local 1 apresenta alta transmissividade da RFA (8,9%) em razão do IAF relativamente baixo (3,6), provavelmente, em consequência de grandes clareiras associadas à intensa exploração de madeira, no passado, seguido da utilização da área como pastagem, como descrito por PEZZOPANE (2001). De acordo com SALDARRIAGA et al. (1988), é comum o aumento de clareiras em pastagens abandonadas, devido a senescência de espécies pioneiras. Em locais com grandes aberturas no dossel, podem ocorrer mudanças drásticas na densidade

populacional de algumas espécies, principalmente pioneiras, como observado por BROKAW (1985).

No ano de 1992, do total de espécies arbóreas amostradas, 33,3% foram classificadas como pioneiras, 62,5% como secundárias iniciais e 4,2% como secundárias tardias. Após oito anos, apenas 23,3% foram consideradas pioneiras, 73,3% foram consideradas secundárias iniciais e 3,3% secundárias tardias, ou seja, ocorreu redução de espécies pioneiras que foram substituídas por secundárias iniciais indicando avanço no estágio sucessional (Quadro 4).

A maior parte dos indivíduos amostrados pertenceu às famílias Leguminosae papilionoideae (20,21%, em 1992; 23,08%, em 1995; e 21,01%, em 2000), Annonaceae (14,90%, em 1992; 10,58%, em 1995; e 7,97%, em 2000), Monimiaceae (13,83%, em 1992; 19,23%, em 1995; e 20,29% em 2000) e Euphorbiaceae (11,70%, em 1992; 12,50%, em 1995; e 9,42%, em 2000).

As 15 espécies de maior RNT perfizeram juntas 88,14; 92,30 e 86,04% nos anos de 1992, 1995 e 2000, com destaque para *Machaerium nyctitans* e *Siparuna guianensis* que, em todos levantamentos, foram as espécies de maior importância, com o RNT de 15,43 e 12,58%, em 1992, 19,93 e 16,64%, em 1995; e 17,91 e 17,44%, em 2000 (Quadro 4).

O fato de espécies pioneiras como *Xylopia sericea*, *Croton floribundus* e *Bauhinia forficata* estarem entre as de maior RNT, no presente estudo, se deve à ocorrência de grandes clareiras no interior do fragmento, conforme relatado por FONSECA e RODRIGUES (2000).

Do total de espécies, nove apresentaram taxa anual de ingresso superior à taxa de mortalidade, sendo seis espécies secundárias iniciais e três pioneiras, com destaque para *Siparuna guianensis*, que foi a espécie com maior aumento no RNT. Das 14 espécies que apresentaram taxa anual de mortalidade superior a de ingresso, cinco eram pioneiras, nove secundárias iniciais e apenas uma secundária tardia, com destaque para *Xylopia sericea* que apresentou a maior redução no RNT (Quadro 4).

Quadro 4 – Taxa anual de mortalidade (M) e de ingresso (I), número de indivíduos mortos (N_M) e número de indivíduos ingressos (N_I) no período de oito anos, regeneração natural total (RNT) e grupo ecológico (GE) das espécies amostradas no Local 1, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, município de Viçosa, Minas Gerais

Espécies	M (%) ¹	N_M ²	I (%) ¹	N_I ²	RNT (%)			GE
					1992	1995	2000	
<i>Machaerium nycitans</i>	7,02	10	10,63	20	15,43	19,93	17,91	SI
<i>Siparuna guianensis</i>	3,17	4	10,09	19	12,58	16,64	17,44	SI
<i>Xylopia sericea</i>	6,25	4	3,13	2	9,25	7,95	4,84	P
<i>Croton floribundus</i>	10,84	10	11,54	12	8,72	9,76	8,50	P
<i>Rollinia silvatica</i>	6,25	3	5,00	2	5,14	3,12	3,60	SI
<i>Erythroxylum pelleterianum</i>	3,13	1	11,93	8	5,11	6,39	7,91	SI
<i>Bauhinia forficata</i>	17,71	5	18,33	6	5,05	3,44	4,84	P
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	6,07	3	11,61	8	4,42	7,54	6,83	SI
<i>Myrcia fallax</i>	4,17	1	4,17	1	4,20	3,12	2,42	SI
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	0,00	0	5,63	2	4,11	4,91	4,18	SI
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	8,33	2	0,00	0	3,26	1,06	0,84	ST
<i>Solanum cernuum</i>	12,50	2	6,25	1	2,95	2,46	0,71	P
<i>Tabebuia chrysotricha</i>	6,25	1	0,00	0	2,95	2,46	1,09	SI
<i>Psychotria sessilis</i>	6,25	1	9,38	3	2,64	1,39	3,26	SI
<i>Machaerium triste</i>	0,00	0	0,00	0	2,32	2,13	1,67	SI
<i>Anadenanthera peregrina</i>	12,50	1	0,00	0	1,47	0,00	0,00	SI
<i>Cecropia hololeuca</i>	12,50	1	0,00	0	1,47	1,06	0,00	P
<i>Lacistema pubescens</i>	12,50	1	0,00	0	1,47	1,39	0,00	SI
<i>Sparattosperma leucanthum</i>	12,50	1	12,50	1	1,47	0,00	0,84	SI
<i>Vernonia diffusa</i>	12,50	1	0,00	0	1,47	0,00	0,00	P
<i>Lamanonia ternata</i>	12,50	1	12,50	2	1,16	0,00	1,92	SI
<i>Matayba</i> sp.	0,00	0	0,00	0	1,16	1,06	0,71	SI
<i>Senna macranthera</i>	0,00	0	6,25	2	1,16	1,06	1,80	P
<i>Vismia guianensis</i>	12,50	1	12,50	2	1,00	0,00	1,58	P

¹ Taxas anuais calculadas para o período de 1992 a 2000.

² Indivíduos mortos e ingressos durante o período de 1992 a 2000.

Machaerium nycitans, com 20 indivíduos, seguida de *Siparuna guianensis*, com 19 indivíduos, apresentaram os maiores valores de indivíduos ingressos entre 1992 e 2000, o que representa 42,58% do total durante este período. Estas espécies, apesar de também possuírem uma grande proporção do total de indivíduos mortos (25,93%), apresentam uma taxa de ingresso de 10,63 e 10,09%, respectivamente, e uma taxa de mortalidade inferior a 8%, razão de se manterem no sistema com elevado RNT, destacando-se em relação às outras espécies. *Tabebuia chrysotricha* e *Machaerium triste* apresentaram baixa taxa de mortalidade, porém não foi observado nenhum ingresso para estas espécies nesse

período, razão da redução dos seus RNT em 2000. As espécies *Anadenanthera peregrina*, *Cecropia hololeuca*, *Lacistema pubescens* e *Vernonia diffusa* apresentaram elevada taxa de mortalidade e não apresentaram nenhum ingresso, tendo desaparecido do sistema em 2000. Altas taxas de mortalidade podem estar relacionadas com a intensa competição e supressão do crescimento devido a condições microclimáticas desfavoráveis, como, por exemplo, redução da radiação solar e, ou, de outros recursos de crescimento.

O índice de Shannon-Weaver apresentou redução significativa apenas durante o período de 1992 (2,74) a 1995 (2,50), como pode ser observado no Quadro 3. Estes valores podem ser considerados baixos quando comparados com os valores encontrados por LOUZADA (2002) (3,22 a 3,71); ALMEIDA-JUNIOR (1999) (2,99 a 4,16); FERNANDES (1998) (4,16) e MEIRA-NETO (4,02), sendo todos os trabalhos realizados em fragmentos florestais da Zona da Mata de Minas Gerais.

Dentre as espécies de maior RNT, durante todo o período estudado, as únicas espécies que apresentaram indivíduos em todas as classes de tamanho estudadas foram *Siparuna guianensis* e *Erythroxylum pelleterianum* (Figura 3).

Em 2000, dentre as espécies de maior RNT, um maior número (5) apresentou indivíduos nas três classes de tamanho. A ocorrência de espécies em todas as classes de tamanho de plantas estudadas durante longo período é um indicativo de condições ótimas para sua regeneração e estabelecimento. Estas espécies apresentam populações estáveis, ou seja, com grande potencial de se estabelecerem e permanecerem por um período mais longo na floresta. *Machaerium nyctitans*, apesar de ser a espécie de maior RNT em todos os anos estudados, não foi amostrada na classe 3, enquanto *Machaerium triste* apresentou indivíduos apenas na classe 2, o que demonstra a baixa capacidade destas espécies se desenvolverem em condições de sombreamento (Figura 3).

A comunidade florestal do local 1 apresentou a estrutura típica de uma floresta tropical inequidânea, com grande parte dos indivíduos nas classes de menor tamanho, seguindo o padrão de uma curva na forma de J-invertido. A classe 1 de tamanho de plantas ($H < 1$ m) apresentou maior proporção do total de

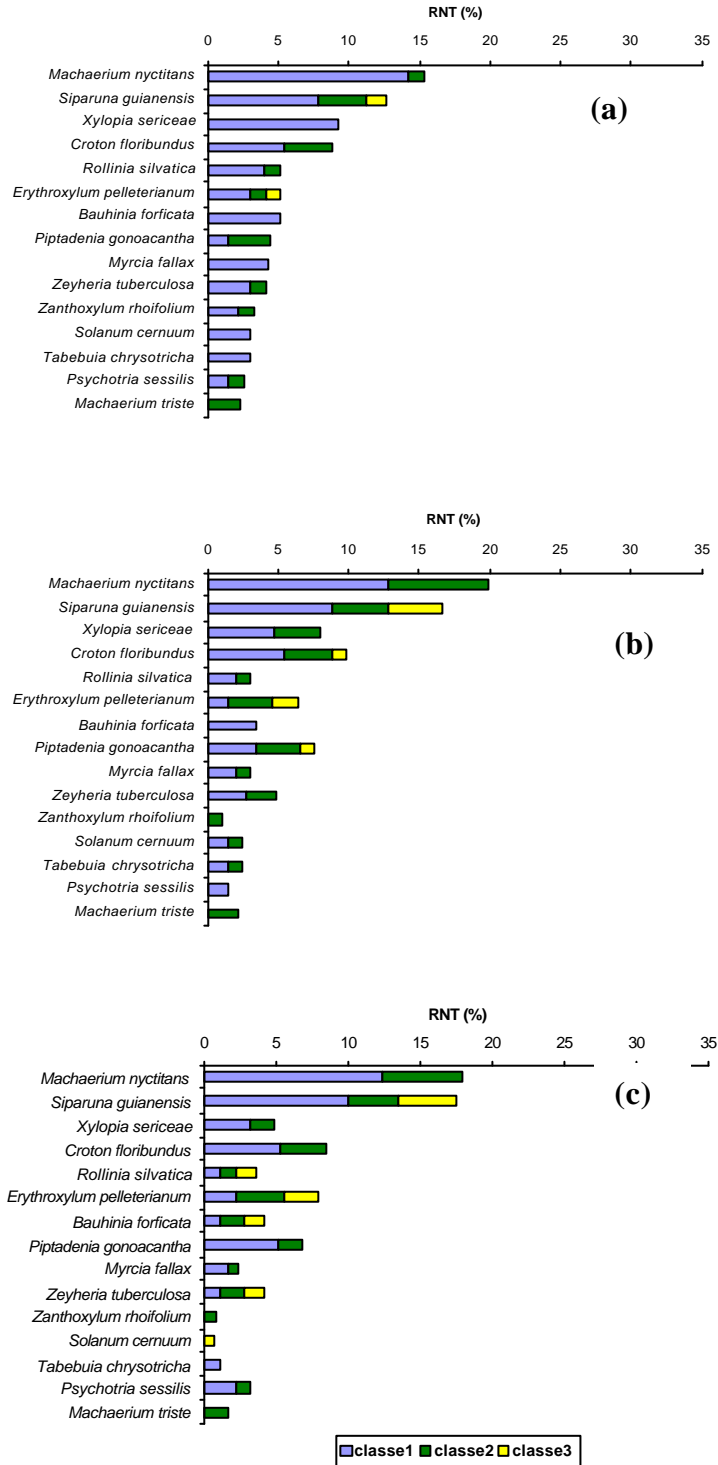


Figura 3 – Regeneração natural total (RNT) para os anos de 1992 (a), 1995 (b) e 2000 (c) para as 15 espécies de maior RNT amostrados em 1992, no Local 1, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, no município de Viçosa, Minas Gerais (Classe 1 – plantas com altura menor que 1 m; Classe 2 – plantas com altura entre 1 e 3 m; e Classe 3 – plantas com altura maior do que 3 m e DAP menor do que 5 cm).

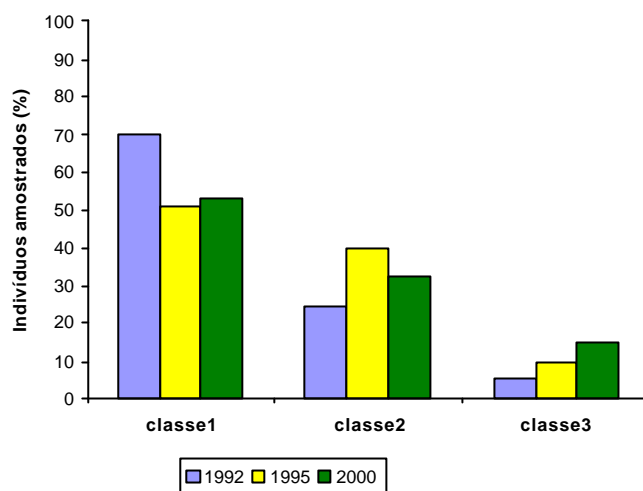


Figura 4 – Distribuição percentual dos indivíduos amostrados no Local 1, por classe de tamanho de planta, nos anos de 1992, 1995 e 2000, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, no município de Viçosa, Minas Gerais.

plantas inventariadas, com 70, 51 e 53%, respectivamente nos anos de 1992, 1995 e 2000, enquanto na classe 3 foram observadas apenas 5, 10 e 14% do total de plantas amostradas (Figura 4).

5.2.2. Local 2

No período avaliado foram amostradas 887 plantas, sendo que a densidade absoluta foi extremamente elevada, tendo atingido 167.500, 127.000 e 140.416 indivíduos.ha⁻¹, respectivamente, nos anos de 1992, 1995 e 2000. Foram amostradas 41 espécies nos anos de 1992 e 1995, e 44 espécies em 2000. Do total de espécies inventariadas, 10, 12 e 11% eram pioneiras; 78, 76 e 75% secundárias iniciais; e 12, 12 e 14% secundárias tardias, respectivamente, nos anos de 1992, 1995 e 2000 (Quadro 5).

As famílias com maior número de indivíduos foram Leguminosae mimosoideae (71,48%, em 1992; 69,15%, em 1995; e 63,69%, em 2000), Rubiaceae (5,26%, em 1992; 5,38%, em 1995; e 9,90%, em 2000), Leguminosae papilionoideae (4,75%, em 1992; 4,55, em 1995; e 4,85%, em 2000) e Myrtaceae

Quadro 5 – Taxa anual de mortalidade (M) e de ingresso (I), número de indivíduos mortos (N_M) e número de indivíduos ingressos (N_I) no período de oito anos, regeneração natural total (RNT) e grupo ecológico (GE) das espécies amostradas no Local 2, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, município de Viçosa, Minas Gerais

Espécies	M (%) ¹	N_M ²	I (%) ¹	N_I ²	RNT(%)			GE
					1992	1995	2000	
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	9,18	165	5,99	85	27,56	26,33	23,63	SI
<i>Anadenanthera peregrina</i>	8,55	114	8,01	97	19,83	20,45	19,83	SI
<i>Psychotria sessilis</i>	11,28	23	15,06	43	6,00	6,20	9,64	SI
<i>Myrcia fallax</i>	5,13	7	4,64	6	5,93	4,46	5,38	SI
<i>Machaerium nycitans</i>	5,91	12	4,83	8	5,41	5,78	5,65	SI
<i>Apuleia leiocarpa</i>	3,75	3	4,03	3	3,80	3,02	3,30	SI
<i>Erythroxylum pelleterianum</i>	6,25	6	6,25	6	2,41	3,02	2,30	SI
<i>Nectandra rigida</i>	19,38	7	18,75	6	2,28	1,97	1,47	SI
<i>Vernonia diffusa</i>	13,75	4	0,00	0	2,06	0,66	0,49	P
<i>Jacaranda macrantha</i>	0,00	0	1,79	1	1,96	2,85	2,33	SI
<i>Cytharexylum</i> sp.	4,17	2	6,07	3	1,77	1,44	1,22	SI
<i>Sparattosperma leucanthum</i>	7,50	3	10,42	4	1,67	1,18	2,07	SI
<i>Casearia aculeata</i>	4,17	1	0,00	0	1,47	1,05	0,92	SI
<i>Rapanea ferruginea</i>	8,23	2	4,17	1	1,47	1,51	0,92	SI
<i>Siparuna guianensis</i>	4,17	1	8,75	3	1,37	1,87	2,21	SI
<i>Eugenia brasiliensis</i>	7,50	3	4,17	1	1,28	1,05	1,47	SI
<i>Prunus sellowii</i>	0,00	0	0,00	0	0,93	0,95	2,07	ST
<i>Dictyoloma vandellianum</i>	6,25	1	6,25	1	0,88	0,98	0,89	SI
<i>Bauhinia forficata</i>	18,75	3	6,25	1	0,86	0,95	0,00	P
<i>Randia armata</i>	6,25	1	0,00	0	0,86	0,89	0,40	SI
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	0,00	0	0,00	0	0,86	0,89	0,83	ST
<i>Myrcia</i> sp. 1	12,50	2	12,50	3	0,59	1,41	1,04	SI
<i>Annona cacans</i>	6,25	1	12,50	2	0,49	0,98	0,61	SI
<i>Aparisthium cordatum</i>	12,50	1	0,00	0	0,49	0,00	0,00	SI
Desconhecida 5	0,00	0	0,00	0	0,49	0,53	0,43	SI
<i>Eugenia leptoclada</i>	12,50	1	0,00	0	0,49	0,00	0,00	SI
<i>Guapira opposita</i>	0,00	0	6,25	1	0,49	0,66	0,61	SI
<i>Machaerium triste</i>	0,00	0	0,00	0	0,49	0,53	0,49	SI
<i>Matayba elaeagnoides</i>	0,00	0	0,00	0	0,49	0,53	0,49	SI
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	12,50	1	0,00	0	0,49	0,00	0,00	SI
<i>Ocotea pubescens</i>	12,50	1	0,00	0	0,49	0,00	0,00	SI
<i>Vismia guianensis</i>	6,25	1	0,00	0	0,49	0,53	0,43	P
Palmae 1	12,50	1	0,00	0	0,44	0,00	0,00	SI
<i>Ouratea polygyna</i>	0,00	0	0,00	0	0,44	0,46	0,43	SI
<i>Pseudopiptadenia contorta</i>	0,00	0	10,00	4	0,44	0,46	1,50	SI
<i>Psychotria conjungens</i>	0,00	0	6,25	1	0,44	0,46	0,86	ST
<i>Torrubia schmidtiana</i>	0,00	0	10,42	2	0,44	0,98	1,41	SI
<i>Coutarea hexandra</i>	12,50	1	12,50	1	0,42	0,46	5,38	SI
<i>Cupania</i> sp.	0,00	0	0,00	0	0,42	0,43	0,43	ST
<i>Cupania vernalis</i>	0,00	0	0,00	0	0,42	0,43	0,40	ST
<i>Solanum cernuum</i>	12,50	1	0,00	0	0,42	0,00	0,00	P

¹ Taxas anuais calculadas para o período de 1992 a 2000.

² Indivíduos mortos e ingressos durante o período de 1992 a 2000.

(4,41%, em 1992; 3,73%, em 1995; e 4,47%, em 2000). A importância da família Leguminosae mimosoideae se deu em decorrência da alta densidade das espécies *Piptadenia gonoacantha* e *Anadenanthera peregrina*.

O Local 2 apresenta transmissividade da RFA alta (6,0%), porém, inferior à observada para o Local 1, apesar de possuir um IAF relativamente alto (4,5), provavelmente, devido à arquitetura de copa e tipo de folhas presentes no dossel, o que é determinado pelas espécies que dominam o estrato superior (PEZZOPANE, 2001). As características do dossel têm efeito significativo na variação espacial e no regime de luz do sub-bosque e, conseqüentemente, na dinâmica da sucessão florestal. (CANHAM et al., 1994).

Nos anos de 1992 e 2000, o Local 2 apresentou o índice de Shannon-Weaver com diferenças significativas, respectivamente, de 1,95 e 2,19 (Quadro 3). Nos anos de 1992 e 1995, os índices estiveram entre os mais baixos dentre os dez locais estudados no fragmento, podendo estar associados com o estágio inicial de sucessão e histórico de uso deste local.

As 15 espécies de maior RNT perfizeram juntas 84,99, 81,79 e 81,34% nos anos de 1992, 1995 e 2000, sendo que as espécies *Piptadenia gonoacantha* e *Anadenanthera peregrina* totalizaram o RNT de 47,39 (1992), 46,78 (1995) e 43,46% (2000) (Quadro 5), o que pode explicar o menor índice de diversidade em relação ao Local 1. O fenômeno da dominância de poucas espécies em florestas tropicais tem sido pouco estudado. Desta forma, existe pouco conhecimento para explicar como determinadas espécies alcançam e mantêm elevada dominância em determinados locais. Segundo GROSS et al. (2000), uma possibilidade é que espécies com elevada dominância sejam menos susceptíveis a ataques de inimigos naturais. Geralmente, a combinação de alta densidade de indivíduos adultos, plântulas tolerantes a sombra e sementes com disseminação eficiente irá minimizar as limitações ao desenvolvimento de plântulas de certas espécies, permitindo maior dominância das mesmas (WRIGHT, 2002).

Dentre as 15 espécies de maior RNT no ano de 1992, 33,33% (5) apresentaram a taxa anual de ingresso superior à de mortalidade, sendo todas secundárias iniciais, com destaque para *Psychotria sessilis*, que apresentou o

maior aumento no RNT. *Piptadenia gonoacantha*, apesar ser a espécie de maior importância relativa durante o período estudado, apresentou redução do RNT, em razão de sua taxa de mortalidade anual (9,18%) ser superior à taxa de ingresso (5,99%). Esta espécie também apresentou a maior parte dos indivíduos mortos no Local 2 (44,72%), o que representa 165 indivíduos durante oito anos. A espécie com maior número de ingresso foi *Anadenanthera peregrina*, com 34,28% do total e uma taxa anual de 8,01%, entretanto, como a taxa de mortalidade foi de 8,55%, esta espécie não apresentou grandes variações no RNT. Por outro lado, a espécie *Psychotria sessilis*, com uma taxa anual de ingresso de 15,06% e de mortalidade de 11,25%, apresentou acréscimo de 3,63% no RNT, aumentando assim a sua importância no Local 2. Algumas espécies, como *Casearia aculeata*, apesar de apresentarem baixa taxa de mortalidade, não apresentam ingresso, o que é refletido na redução do RNT destas espécies. Dentre as espécies de maior RNT, a maior taxa de mortalidade foi observada para *Nectandra rigida*, enquanto a menor taxa de mortalidade para *Jacaranda macrantha* (Quadro 5).

Dentre as espécies com maior RNT, as que ocorreram nas três classes de tamanho foram *Piptadenia gonoacantha* (1992, 1995 e 2000), *Anadenanthera peregrina* (1995 e 2000), *Psychotria sessilis* (1995 e 2000), *Myrcia fallax* (1992, 1995 e 2000), *Apuleia leiocarpa* (1992, 1995 e 2000), *Erythroxylum pelleterianum* (1992, 1995), *Jacaranda macrantha* (1995), *Nectandra rigida* (1992), *Siparuna guianensis* (1995 e 2000) e *Vernonia diffusa* (1992). Por outro lado, das cinco espécies que ocorriam apenas na classe 1 em 1992, apenas os indivíduos de *Cytharexylum* sp. não foram observados nas outras classes de tamanho, oito anos depois (Figuras 5).

Considerando apenas as espécies de maior importância, observa-se que o Local 2 apresentou um número maior de espécies nas três classes de tamanho em relação ao Local 1, o que pode ser explicado por várias razões, como, por exemplo, melhores condições microclimáticas e menor competição (parte aérea e sistema radicular) entre as espécies que ocorrem neste local (Figura 5).

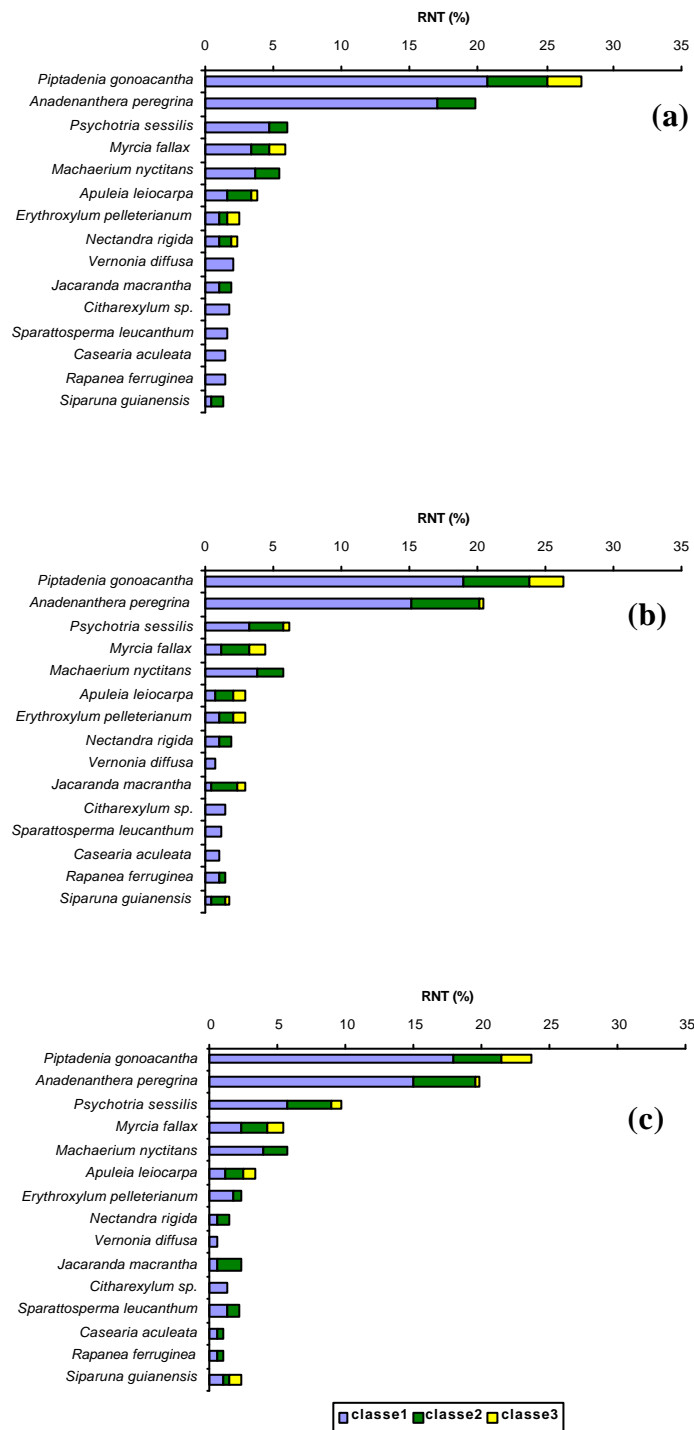


Figura 5 – Regeneração natural total (RNT) para os anos de 1992 (a), 1995 (b) e 2000 (c) para as 15 espécies de maior RNT amostrados em 1992, no Local 2, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, no município de Viçosa, Minas Gerais (Classe 1 – plantas com altura menor que 1 m. Classe 2 – plantas com altura entre 1 e 3 m. Classe 3 – plantas com altura maior do que 3 m e DAP menor do que 5 cm).

Do total de plantas amostradas, mais de 60% encontram-se na classe 1 e durante todos anos de avaliação, a classe 3 não apresentou mais do que 10% do total da população (Figura 6). Em todas as classes de tamanhos, a espécie *Piptadenia gonoacantha* esteve entre as de maior importância relativa, mas com destaque para *Anadenanthera peregrina*, na classe 2, e *Myrcia fallax*, na classe 3.

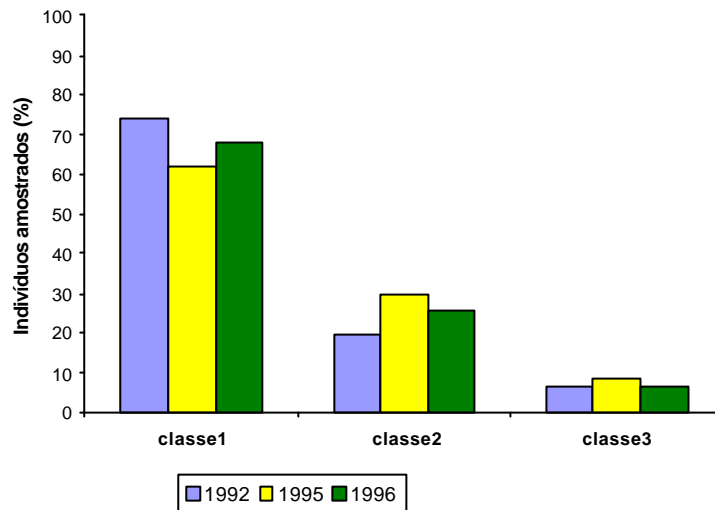


Figura 6 – Distribuição percentual dos indivíduos amostrados no Local 2, por classe de tamanho de planta, nos anos de 1992, 1995 e 2000, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, no município de Viçosa, Minas Gerais.

5.2.3. Local 3

Em oito anos de estudo foram identificadas 230 plantas, pertencentes a 45 espécies arbóreas. Nos anos de 1992, 1995 e 2000 a densidade absoluta foi de 33.250, 30.083 e 33.500 indivíduos.ha⁻¹, respectivamente. Como pode ser observado no Quadro 3, em oito anos o índice de Shannon-Weaver teve um aumento significativo de 2,53, em 1992, para 2,86, em 2000.

A abertura do dossel no Local 3 foi considerada fechada por FERNANDES (1994) e, PEZZOPANE (2001) observou elevado IAF (4,9) e baixa transmissividade da RFA (2,7%) para esse local, o que, segundo o mesmo autor, pode favorecer a ocorrência de espécies que toleram sombreamento pelo menos na fase juvenil.

Não foram observadas espécies pioneiras em 1992 e apenas 3% do total de espécies amostradas pertenciam a este grupo ecológico nos anos de 1995 e 2000, sendo representado apenas pela espécie *Bauhinia forficata*, que certamente se regenerou em alguma clareira. Espécies secundárias iniciais correspondiam a 69, 66 e 71% das espécies amostradas nos anos de 1992, 1995 e 2000, respectivamente; e as secundárias tardias correspondiam a 31% das espécies em 1992 e 1995, e 26% em 2000 (Quadro 6).

As famílias com maior número de indivíduos foram Rubiaceae (60,28, 45,55 e 47,58%, nos anos de 1992, 1995 e 2000), Monimiaceae (34,25%, em 1992; 37,80%, em 1995; e 40,60%, em 2000), Moraceae (28,77%, em 1992; 25,65%, em 1995; e 31,90%, em 2000) e Myrtaceae (19,18, 20,25 e 23,20%, respectivamente, nos anos de 1992, 1995 e 2000).

Considerando as 15 espécies de maior importância relativa no ano de 1992, sete apresentaram taxa anual de ingresso superior à de mortalidade, sendo que duas eram secundárias tardias e o restante secundárias iniciais. Dentre estas espécies, a que apresentou o maior aumento no RNT foi *Guapira opposita* (Quadro 6).

A representatividade das 15 espécies de maior importância vem diminuindo ao longo do tempo, passando de 85,90 para 65,31% do RNT total. *Psychotria sessilis*, apesar de apresentar o maior RNT durante todos os anos, apresentou redução de sua importância relativa (20,45; 16,34 e 13,87%, nos anos 1992, 1995 e 2000). Esta espécie, juntamente com *Siparuna guianensis*, foi a que apresentou o maior número de ingresso, com 16 indivíduos em oito anos, que corresponde a 24,24% do total, entretanto, com a taxa de mortalidade (10,04%) superior à taxa de ingresso (7,77%). Por outro lado, algumas espécies, com a taxa de ingresso superior à de mortalidade, como *Copaifera langsdoffii* e *Guapira opposita*, apresentaram acréscimo no RNT. Não foi observado ingresso para a espécie *Anadenanthera peregrina* e sua taxa de mortalidade anual foi de 10,71%, o que pode explicar a grande redução em seu RNT, que passou de 6%, em 1992, para 0,84%, em 2000. As espécies *Piptadenia gonoacantha*, *Casearia aculeata*, *Dalbergia nigra* e *Dictyoloma vandellianum*, dentre outras, além de apresentarem as maiores taxas de mortalidade, também não apresentaram ingresso, tendo seus RNT reduzido a 0% (Quadro 6).

Quadro 6 – Taxa anual de mortalidade (M) e de ingresso (I), número de indivíduos mortos (N_M) e número de indivíduos ingressos (N_I) no período de oito anos, regeneração natural total (RNT) e grupo ecológico (GE) das espécies amostradas no Local 3, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, município de Viçosa, Minas Gerais

Espécies	M (%) ¹	N_M ²	I (%) ¹	N_I ²	RNT (%)			GE
					1992	1995	2000	
<i>Psychotria sessilis</i>	10,04	27	7,77	16	20,45	16,34	13,87	SI
<i>Siparuna guianensis</i>	6,00	12	7,39	16	16,36	14,62	14,51	SI
<i>Sorocea bonplandii</i>	2,21	3	2,30	3	9,50	7,55	8,05	SI
<i>Myrcia fallax</i>	11,25	9	8,04	6	7,25	8,28	5,37	SI
<i>Anadenanthera peregrina</i>	10,71	6	0,00	0	6,00	1,15	0,84	SI
<i>Rheedia gardneriana</i>	8,75	3	10,00	4	4,49	4,60	3,28	SI
<i>Pseudopiptadenia contorta</i>	10,00	4	13,75	4	4,31	1,74	4,72	SI
<i>Brosimum guianense</i>	0,00	0	2,50	1	4,12	3,90	3,90	ST
<i>Landenbergia hexandra</i>	6,25	2	4,17	1	3,74	2,62	2,53	ST
<i>Copaifera langsdorffii</i>	6,25	1	9,38	3	2,12	4,04	4,12	ST
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	18,75	2	0,00	0	2,12	1,15	0,00	SI
<i>Guapira opposita</i>	0,00	0	6,92	4	1,87	4,04	4,12	SI
<i>Casearia aculeata</i>	12,50	1	0,00	0	1,19	0,00	0,00	SI
<i>Dalbergia nigra</i>	12,50	1	0,00	0	1,19	0,00	0,00	SI
<i>Dictyoloma vandellianum</i>	12,50	1	0,00	0	1,19	1,15	0,00	SI
<i>Endlicheria paniculata</i>	0,00	0	0,00	0	1,19	1,15	1,09	ST
<i>Eugenia brasiliensis</i>	12,50	1	12,50	1	1,19	0,00	1,09	SI
Rubiaceae 2	12,50	0	0,00	0	1,19	0,00	0,00	SI
<i>Machaerium nycitans</i>	12,50	0	0,00	0	1,19	0,00	0,00	SI
<i>Myrcia</i> sp. 1	0,00	2	8,33	2	1,19	3,03	2,91	SI
<i>Erythroxylum pelleterianum</i>	4,17	1	12,50	3	0,94	2,89	2,31	SI
<i>Ixora venulosa</i>	0,00	1	6,25	1	0,94	1,74	1,94	ST
<i>Myrcia</i> sp. 2	0,00	1	0,00	0	0,94	0,87	0,84	SI
<i>Psidium guajava</i>	0,00	0	0,00	0	0,94	0,87	0,72	ST
<i>Psychotria conjungens</i>	0,00	1	0,00	0	0,94	0,87	0,84	ST
<i>Amaioua guianensis</i>	12,50	0	12,50	1	0,94	1,15	1,09	SI
<i>Rheedia calyptata</i>	12,50	0	0,00	0	0,94	0,00	0,00	ST
<i>Citronella paniculata</i>	12,50	0	0,00	0	0,81	0,73	0,00	ST
<i>Jacaranda macrantha</i>	0,00	0	0,00	0	0,81	0,73	0,72	SI

¹ Taxas anuais calculadas para o período de 1992 a 2000. ² Indivíduos mortos e ingressos durante o período de 1992 a 2000.

Considerando apenas as espécies de maior RNT, as que ocorreram nas três classes de tamanho de planta foram *Psychotria sessilis* (1992, 1995 e 2000), *Siparuna guianensis* (1992, 1995 e 2000), *Sorocea bonplandii* (1992, 1995 e 2000), *Brosimum guianense* (1992 e 1995), *Landenbergia hexandra* (1992) e *Guapira opposita* (1995 e 2000) (Figura 7). As espécies que se encontravam apenas na classe 1 em 1992 (*Casearia aculeata*, *Dalbergia nigra* e *Dictyoloma*

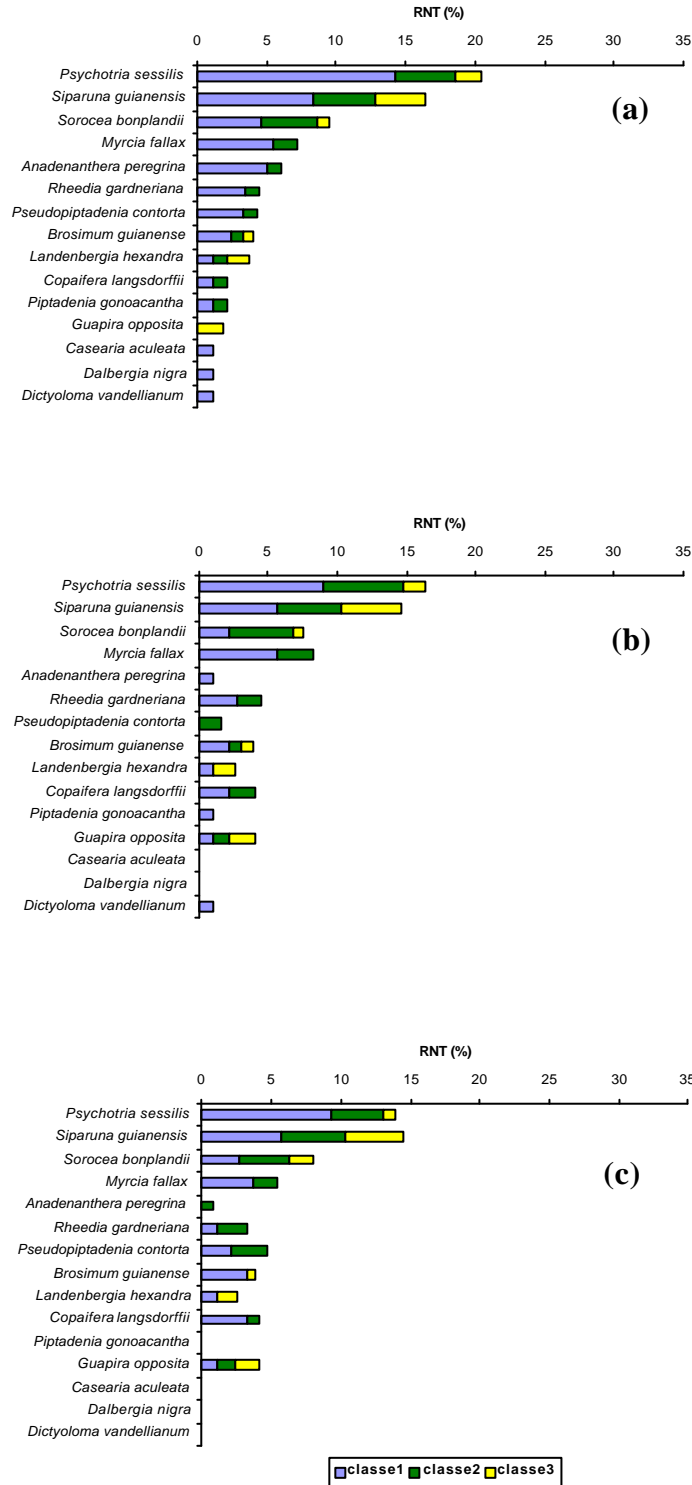


Figura 7 – Regeneração natural total (RNT) para os anos de 1992 (a), 1995 (b) e 2000 (c) para as 15 espécies de maior RNT amostrados em 1992, no Local 3, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, no município de Viçosa, Minas Gerais (Classe 1 – plantas com altura menor que 1 m. Classe 2 – plantas com altura entre 1 e 3 m. Classe 3 – plantas com altura maior do que 3 m e DAP menor do que 5 cm).

vandellianum) não foram amostradas em 2000, em razão da elevada taxa de mortalidade (100% em 8 anos) e por não apresentarem ingresso, como discutido anteriormente. Observa-se que *Siparuna guianensis* é a espécie de maior IVI no Local 3, conforme apresentado por FERNANDES (1998), sendo assim de alta importância relativa tanto na fase adulta, como na regeneração natural (Figura 7). FELFILI (1996) observou que, geralmente, as espécies arbóreas abundantes como indivíduos adultos, também apresentam regeneração natural abundante.

A classe 1 representou 53, 44 e 48% dos indivíduos nos anos de 1992, 1995 e 2000; na classe 2 foram observadas 31, 37 e 32% das plantas amostradas nos anos de 1992, 1995 e 2000; e a classe 3, 15% dos indivíduos em 1992 e 19% nos anos de 1995 e 2000 (Figura 8).

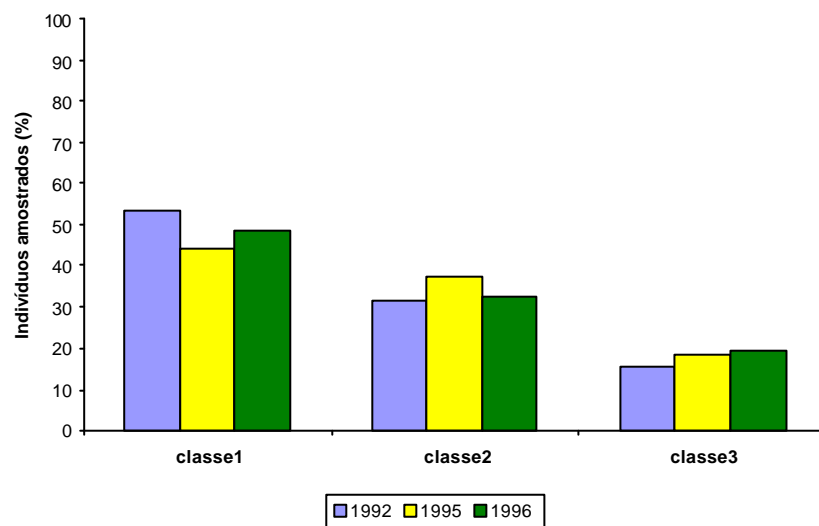


Figura 8 – Distribuição percentual dos indivíduos amostrados no Local 3, por classe de tamanho de planta, nos anos de 1992, 1995 e 2000, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, no município de Viçosa, Minas Gerais.

5.2.4. Local 4

Neste local foram inventariados 289 indivíduos pertencentes a 49 espécies, sendo observadas 36 espécies nos anos de 1992, 40, em 1995; e 38, em 2000. O índice de Shannon-Weaver foi significativamente maior nos anos de

1995 (3,28) e 2000 (3,22) do que em 1992 (2,88) (Quadro 3). Houve uma grande redução na densidade absoluta, passando de 57.583 indivíduos.ha⁻¹.ano⁻¹, em 1992, para 37.500 indivíduos.ha⁻¹.ano⁻¹, em 2000.

O Local 4 apresentou elevada transmissividade da RFA (9,3%) e o IAF relativamente baixo (3,6), como relatado por PEZZOPANE (2001), provavelmente, em razão da freqüente ocorrência de clareiras causadas por queda de árvores possivelmente decorrente da declividade acentuada neste local (80%), pois, de acordo com LIEBERMAN et al. (1985), árvores que se desenvolvem em locais com declividade acentuada apresentam alto risco de mortalidade.

Quanto aos grupos ecológicos, 14% das espécies, em 1992 e 13% nos anos de 1995 e 2000, enquadravam-se no grupo das pioneiras; 67% em 1992, 68% em 1995 e 66% em 2000 eram secundárias iniciais; e 19, 20 e 21% nos anos de 1992, 1995 e 2000 eram secundárias tardias (Quadro 7).

Em 1992, as famílias que apresentaram maior número de indivíduos foram Rubiaceae (22,49%), Leguminosae mimosoideae (13,88%), Nyctaginaceae (11,00%) e Myrtaceae (9,09%). Após três anos, as famílias com maior número de plantas foram Rubiaceae (14,93%), Monimiaceae (11,19%), Moraceae e Myrtaceae (ambas com 10,45%). No último ano de avaliação, as famílias que se destacaram foram Monimiaceae (15,97%), Myrtaceae (12,50%), Moraceae (9,72%) e Rubiaceae (9,02%). O aumento do número de indivíduos pertencentes à família Monimiaceae ocorreu devido à espécie *Siparuna guianensis*.

Dentre as espécies de maior RNT no ano de 1992, apenas três apresentaram taxa anual de ingresso superior à de mortalidade, todas secundárias iniciais. Por outro lado, dentre as espécies que apresentaram a taxa anual de mortalidade superior à de ingresso, uma era pioneira (*Vernonia diffusa*), nove secundárias iniciais e duas secundárias tardias (*Brosimum guianense* e *Landenbergia hexandra*) (Quadro 7).

As três espécies de maior importância relativa em 1992 apresentaram grande redução no RNT em 2000. Em 1992, as espécies *Psychotria sessilis*, *Pseudopiptadenia contorta* e *Guapira opposita* apresentaram o RNT de 15,76; 12,81 e 9,70%; respectivamente, e, oito anos depois estas espécies apresentavam

Quadro 7 – Taxa anual de mortalidade (M) e de ingresso (I), número de indivíduos mortos (N_M) e número de indivíduos ingressos (N_I) no período de oito anos, regeneração natural total (RNT) e grupo ecológico (GE) das espécies amostradas no Local 4, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, município de Viçosa, Minas Gerais

Espécies	M (%) ¹	N_M ²	I (%) ¹	N_I ²	RNT (%)			GE
					1992	1995	2000	
<i>Psychotria sessilis</i>	11,19	34	4,17	5	15,76	9,43	7,64	SI
<i>Pseudopiptadenia contorta</i>	14,35	27	7,44	4	12,81	5,80	4,41	SI
<i>Guapira opposita</i>	10,87	20	0,00	0	9,70	2,65	2,12	SI
<i>Siparuna guianensis</i>	6,18	8	8,48	14	6,28	7,83	13,12	SI
<i>Sorocea bonplandii</i>	3,89	3	2,78	2	4,97	5,85	5,64	SI
<i>Machaerium triste</i>	11,61	8	11,07	8	4,56	6,23	6,75	SI
<i>Brosimum guianense</i>	0,00	0	0,00	0	3,94	4,75	4,08	ST
<i>Myrcia fallax</i>	3,57	2	6,35	4	3,69	4,00	5,01	SI
<i>Eugenia brasiliensis</i>	15,63	7	6,25	1	3,43	2,10	1,68	SI
<i>Apuleia leiocarpa</i>	0,00	0	0,00	0	3,16	4,01	3,35	SI
<i>Vernonia diffusa</i>	13,33	4	0,00	0	2,56	2,59	0,95	P
<i>Aparisthium cordatum</i>	12,50	3	0,00	0	2,53	0,00	0,00	SI
<i>Landenbergia hexandra</i>	15,00	5	0,00	0	2,39	2,65	0,00	ST
<i>Eugenia. cerasiflora</i>	3,13	1	3,13	1	2,32	2,78	2,91	SI
<i>Alchornea</i> sp.	5,00	2	8,13	3	2,10	3,39	3,13	SI
<i>Croton urucurana</i>	12,50	3	6,25	1	2,03	1,36	1,57	P
<i>Erythroxylum pelleterianum</i>	8,33	2	8,33	2	1,98	1,05	2,34	SI
<i>Guarea pendula</i>	0,00	0	0,00	0	0,84	1,05	0,95	ST
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	18,75	2	0,00	0	1,13	1,05	0,00	SI
<i>Nectandra saligna</i>	6,25	1	0,00	0	1,47	0,68	0,62	ST
<i>Ocotea odorifera</i>	0,00	0	6,25	2	1,26	2,90	2,63	ST
<i>Phyllostemonodaphne geminiflora</i>	0,00	0	8,33	2	0,63	2,78	2,52	SI
<i>Bauhinia forficada</i>	0,00	0	6,25	1	0,84	2,10	1,90	P
Desconhecida 4	12,50	1	0,00	0	0,84	0,00	0,00	SI
<i>Rhedia gardneriana</i>	12,50	1	18,75	2	0,84	0,80	1,68	SI
Lauraceae 1	12,50	1	0,00	0	0,84	0,00	0,00	SI
<i>Trattinnickia ferruginea</i>	12,50	2	0,00	0	0,84	1,05	0,00	SI
<i>Xylopia sericea</i>	12,50	1	12,50	2	0,84	1,05	1,90	P
<i>Cupania vernalis</i>	12,50	1	0,00	0	0,70	0,00	0,00	ST
Desconhecida 1	0,00	0	10,71	6	0,70	5,98	5,41	SI
<i>Guarea guidonia</i>	12,50	2	0,00	0	0,70	0,00	0,00	SI
<i>Sparattosperma leucanthum</i>	0,00	0	0,00	0	0,70	0,80	0,73	SI
<i>Vismia guianensis</i>	4,17	1	4,17	1	0,70	1,85	1,57	P
<i>Endlicheria paniculata</i>	0,00	0	0,00	0	0,63	0,68	0,62	ST
<i>Matayba elaeagnoides</i>	12,50	1	0,00	0	0,63	0,00	0,00	SI
<i>Ocotea laxa</i>	0,00	0	0,00	0	0,63	0,68	0,62	SI

¹ Taxas anuais calculadas para o período de 1992 a 2000.

² Indivíduos mortos e ingressos durante o período de 1992 a 2000.

o RNT de 7,64; 4,41 e 2,12%. A taxa de mortalidade destas espécies foi superior a taxa de ingresso, justificando essa redução. Por outro lado, a espécie *Siparuna guianensis* teve grande aumento em seu RNT, que era de 6,28% em 1992 e passou para 13,12% em 2000, tornando-se a espécie de maior importância relativa no Local 4, provavelmente, em razão desta espécie apresentar o maior número de ingresso, com 22,25% do total, durante o período de monitoramento, e taxa de mortalidade anual inferior à taxa de ingresso. Apesar de *Brosimum guianense* e *Apuleia leiocarpa* não apresentarem mortalidade durante o período estudado, também não apresentaram ingresso, justificando a baixa variação do RNT destas espécies. Dentre as 15 espécies de maior RNT, as que apresentaram as maiores taxas de mortalidade foram *Eugenia brasiliensis* e *Landenbergia hexandra*, com 15,63 e 15,00%, respectivamente, em oito anos (Quadro 7).

Considerando apenas as espécies de maior RNT, as que ocorreram nas três classes de tamanho foram *Siparuna guianensis* (1992, 1995 e 2000), *Apuleia leiocarpa* (1992 e 1995), *Landenbergia hexandra* (1992 e 1995), *Eugenia cerasiflora* (1992, 1995 e 2000) e *Pseudopiptadenia contorta* (1992, 1995 e 2000), enquanto *Myrcia fallax*, *Vernonia diffusa* e *Aparisthmium cordatum* foram observadas apenas na classe de tamanho 1 durante todos os anos de avaliação (Figura 9).

No primeiro ano de avaliação foram observados 73, 12 e 15% do total de plantas nas classes 1, 2 e 3 respectivamente. Três anos depois, a classe 1 tinha 63% do total das plantas, enquanto as classes 2 e 3 tinham 19%. No último ano, as classes 1, 2 e 3 tinham, respectivamente, 63, 23 e 14% do total das plantas inventariadas (Figura 10). Na classe 1, dentre as espécies de maior importância relativa, destaca-se a espécie *Psychotria sessilis*, com o RNT superior a 5% durante todo o período de monitoramento. Na classe 3, a espécie com maior destaque em relação ao RNT foi *Siparuna guianensis*.

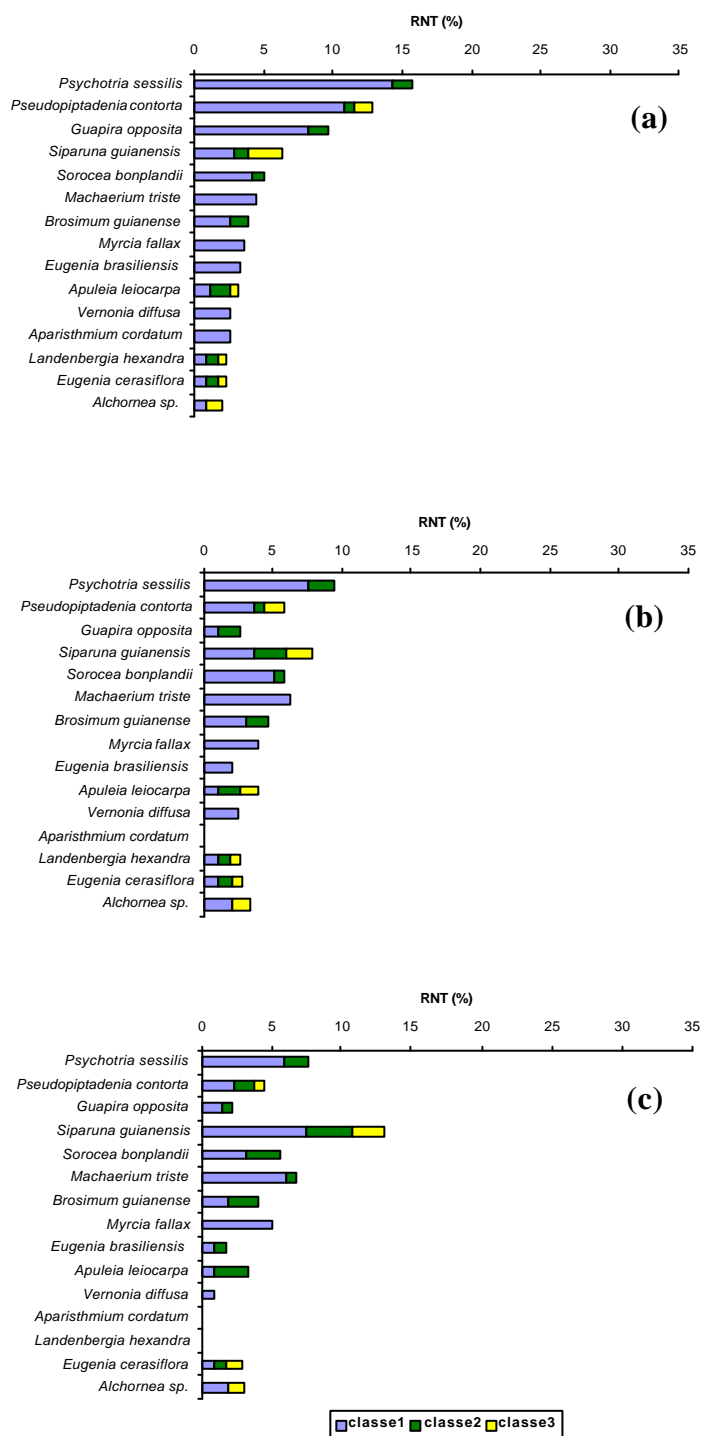


Figura 9 – Regeneração natural total (RNT) para os anos de 1992 (a), 1995 (b) e 2000 (c) para as 15 espécies de maior RNT amostrados em 1992, no Local 4, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, no município de Viçosa, Minas Gerais (Classe 1 – plantas com altura menor que 1 m. Classe 2 – plantas com altura entre 1 e 3 m. Classe 3 – plantas com altura maior do que 3 m e DAP menor do que 5 cm).

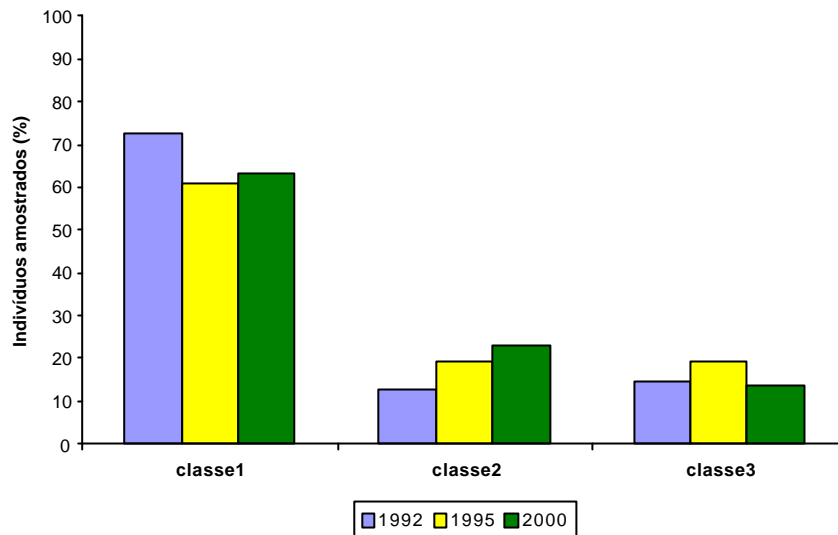


Figura 10 – Distribuição percentual dos indivíduos amostrados no Local 4, por classe de tamanho de planta, nos anos de 1992, 1995 e 2000, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, no município de Viçosa, Minas Gerais.

5.2.5. Local 5

No Local 5, em oito anos, foram amostrados 346 indivíduos, pertencentes a 63 espécies (55 em 1992 e 45 em 1995 e 2000). Neste mesmo período, a densidade absoluta foi reduzida de 59.416 para 52.250 indivíduos.ha⁻¹.ano⁻¹. O índice de Shannon-Weaver decresceu significativamente de 3,45, em 1992, para 3,23, em 1995 e 2000 (Quadro 3). Neste local, PEZZOPANE (2001) observou elevado IAF (5,2) e uma transmissividade da RFA baixa (1,7%), o que pode ter favorecido o desenvolvimento de espécies secundárias tardias (33% do total de espécies amostradas em 1992, e 42% nos anos de 1995 e 2000). Por outro lado, o número de espécies pioneiras amostradas reduziu drasticamente, passando de 13%, em 1992, para 2% em 2000 (Quadro 8).

As famílias com maior número de indivíduos foram Leguminosae mimosoideae (17,18; 14,75 e 19,40%, nos anos de 1992, 1995 e 2000, respectivamente), Sapindaceae (14,98%, em 1992; 16,94%, em 1995; e 12,94%, em 2000) e Lauraceae (14,10%, em 1992; 12,02%, em 1995; e 12,44%, em 2000).

Dentre as 15 espécies de maior RNT no ano de 1992, três espécies secundárias iniciais (*Piptadenia gonoacantha*, *Sorocea bonplandii* e *Guarea guidonia*) e uma secundária tardia (*Euterpe edulis*) apresentaram a taxa anual de ingresso superior à de mortalidade. Por outro lado, sete espécies secundárias iniciais e quatro secundárias tardias apresentaram a taxa anual de mortalidade superior à de ingresso, com destaque para *Guatteria nigrescens* que apresentou a maior redução no RNT (Quadro 8).

Durante o período de estudo, *Piptadenia gonoacantha*, *Sorocea bonplandii* e *Euterpe edulis* apresentaram aumento em seus valores de RNT, que pode ser explicado pelo grande ingresso observado para estas entre 1992 e 2000 com, respectivamente, 22,64%, 9,43% e 14,15% do total de indivíduos ingressos. Estas espécies também apresentaram a taxa de mortalidade inferior à taxa de ingresso (Quadro 8). Segundo PEZZOPANE (2001), a abertura de pequenas clareiras, devido a queda de árvores, parece estar favorecendo a ocorrência de *Piptadenia gonoacantha*.

Dentre as espécies de maior RNT, as maiores taxas de mortalidade foram observadas para *Anadenanthera peregrina* (14,11%), *Guatteria nigrescens* (12,50%) e *Myrcia* sp 1 (12,50%), com taxas de ingresso de 5,63%, 0,00% e 12,50%, respectivamente, refletindo na redução do RNT em 2000. As espécies que apresentaram baixas taxas de mortalidade e de ingresso, como *Guapira opposita* e *Cupania* sp., não apresentaram grandes variações no RNT.

Diferenças na taxa de ingresso entre espécies podem ser causadas por variações na produção de sementes e diferenças nas exigências por um determinado micro-habitat (DE STEVEN, 1994).

Dentre as espécies de maior RNT, as que ocorreram nas três classes de tamanho durante todo o período de estudo foram *Prunus sellowii* e *Cupania* sp., ambas secundárias tardias, que são favorecidas pela baixa transmissividade deste local (1,7%). O desenvolvimento de *Sorocea bonplandii*, que nos anos de 1992 e 1995 ocorreu apenas na classe 1, pode ter sido favorecido pela ocorrência de clareiras, que permitiu a presença de indivíduos desta espécie nas três classes de tamanho em 2000. A grande quantidade de indivíduos na classe 1 de tamanho, foi o motivo da alta importância relativa de *Piptadenia gonoacantha* no Local 5 (Figura 11).

Quadro 8 – Taxa anual de mortalidade (M) e de ingresso (I), número de indivíduos mortos (N_M) e número de indivíduos ingressos (N_I) no período de oito anos, regeneração natural total (RNT) e grupo ecológico (GE) das espécies amostradas no Local 5, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, município de Viçosa, Minas Gerais

Espécies	M (%) ¹	N_M ²	I (%) ¹	N_I ²	RNT (%)			GE
					1992	1995	2000	
<i>Allophylus edulis</i>	6,58	12	3,18	5	8,50	9,96	7,14	ST
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	8,28	14	11,89	24	7,56	6,94	12,43	SI
Lauraceae 1	10,17	13	8,33	8	6,11	5,87	4,99	SI
<i>Guatteria nigrescens</i>	12,50	17	0,00	0	5,94	0,00	0,00	SI
<i>Anadenanthera peregrina</i>	14,11	13	5,63	3	5,72	4,29	2,65	SI
<i>Prunus sellowii</i>	7,29	6	7,29	7	4,57	5,13	4,41	ST
<i>Sorocea bonplandii</i>	4,17	3	9,69	10	4,05	5,62	7,35	SI
<i>Nectandra rigida</i>	9,69	5	0,00	0	3,35	2,70	1,64	SI
<i>Guapira opposita</i>	4,91	3	3,13	2	3,27	3,98	3,42	SI
<i>Cupania</i> sp.	4,91	3	3,57	2	3,24	3,71	3,31	ST
<i>Myrcia</i> sp. 1	12,50	6	12,50	1	2,45	0,65	0,74	SI
<i>Euterpe edulis</i>	7,27	4	14,56	15	2,41	5,97	7,38	ST
<i>Cabralea canjerana</i>	6,25	2	0,00	0	2,37	1,30	1,17	ST
<i>Guarea guidonia</i>	7,81	3	10,94	7	2,37	4,56	4,03	SI
<i>Eugenia brasiliensis</i>	6,25	2	4,17	1	2,13	2,32	2,07	SI
<i>Cariniana estrellensis</i>	0,00	0	3,13	1	1,99	2,32	2,55	ST
<i>Villaresia megaphylla</i>	0,00	0	4,17	2	1,95	2,96	2,76	SI
<i>Machaerium nycitans</i>	12,50	3	0,00	0	1,60	0,00	0,00	SI
Palmae 1	12,50	4	0,00	0	1,50	0,00	0,00	SI
<i>Trattinnickia ferruginea</i>	0,00	0	3,13	1	1,50	2,69	2,41	SI
<i>Andira</i> sp.	12,50	2	16,67	3	1,32	1,67	2,23	ST
<i>Casearia arborea</i>	6,25	1	0,00	0	1,32	0,84	0,74	SI
<i>Picramnia glazioviana</i>	12,50	2	0,00	0	1,32	0,00	0,00	ST
<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	3,13	1	0,00	0	1,18	1,39	1,25	ST
<i>Calyptranthes</i> sp.	14,58	3	8,33	2	1,18	2,32	0,74	ST
<i>Cupania vernalis</i>	0,00	0	0,00	0	1,18	1,30	1,09	ST
<i>Nectandra saligna</i>	6,25	1	10,00	4	1,18	0,84	2,87	ST
<i>Psidium guajava</i>	6,25	1	0,00	0	1,18	0,65	0,50	ST
<i>Rollinia silvatica</i>	12,50	2	0,00	0	1,18	0,00	0,00	SI
<i>Manilkara</i> sp.	2,50	1	7,50	3	1,11	2,97	2,23	SI
<i>Psychotria sessilis</i>	4,17	1	4,17	1	1,11	1,39	1,83	SI
<i>Casearia gossypiosperma</i>	12,50	2	0,00	0	0,94	0,00	0,00	SI
<i>Aspidosperma olivaceum</i>	12,50	1	0,00	0	0,66	0,00	0,00	SI
<i>Cecropia pachystachya</i>	12,50	1	0,00	0	0,66	0,00	0,00	P
<i>Chrysophyllum flexuosum</i>	0,00	0	0,00	0	0,66	0,84	0,74	ST
<i>Guarea kunthiana</i>	12,50	1	0,00	0	0,66	0,00	0,00	ST
<i>Nectandra</i> sp.2	0,00	0	0,00	0	0,66	0,65	0,58	ST
<i>Inga edulis</i>	0,00	0	0,00	0	0,66	0,84	0,74	SI
<i>Ocotea odorifera</i>	0,00	0	0,00	0	0,66	0,84	1,09	SI
<i>Pseudobombax longiflorum</i>	12,50	1	0,00	0	0,66	0,00	0,00	SI
<i>Senna multijuga</i>	12,50	1	0,00	0	0,66	0,00	0,00	P
<i>Vismia guianensis</i>	12,50	1	0,00	0	0,66	0,00	0,00	P
<i>Alchornea glandulosa</i>	25,00	2	12,50	1	0,52	0,84	0,00	P
<i>Citronella paniculata</i>	0,00	0	0,00	0	0,52	0,65	0,58	ST

Continua...

Quadro 8, Cont.

Espécies	M (%) ¹	N _M ²	I (%) ¹	N _I ²	RNT (%)			GE
					1992	1995	2000	
<i>Eugenia</i> sp.	0,00	0	0,00	0	0,52	0,65	0,58	SI
<i>Rheedia gardneriana</i>	0,00	0	6,25	1	0,52	1,48	1,33	SI
<i>Inga</i> sp.	0,00	0	0,00	0	0,52	0,65	0,58	SI
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	12,50	2	6,25	1	0,52	1,30	0,00	SI
<i>Ocotea corymbosa</i>	0,00	0	6,25	1	0,52	0,65	1,17	ST
<i>Ocotea laxa</i>	12,50	1	0,00	0	0,52	0,00	0,00	SI
<i>Pseudopiptadenia contorta</i>	0,00	0	0,00	0	0,52	0,65	0,58	SI
<i>Randia armata</i>	0,00	0	0,00	0	0,52	0,65	0,58	SI
<i>Rapanea ferruginea</i>	0,00	0	0,00	0	0,45	0,55	0,50	SI
<i>Vernonia diffusa</i>	0,00	0	0,00	0	0,45	0,55	0,00	P
<i>Xylopia sericea</i>	12,50	1	0,00	0	0,45	0,00	0,00	P

¹ Taxas anuais calculadas para o período de 1992 a 2000. ² Indivíduos mortos e ingressos durante o período de 1992 a 2000.

No primeiro ano (1992), foram observadas 61, 30 e 8% do total das plantas amostradas, respectivamente, nas classes 1, 2 e 3. Após três anos, a classe 1 tinha 50%, a classe 2 apresentava 38% e a classe 3 possuía 11% do total de plantas amostradas. No último ano, as classes 1, 2 e 3 apresentaram 62, 28 e 11% das plantas inventariadas (Figura 12).

5.2.6. Local 6

Em um período de oito anos foram amostrados 327 indivíduos pertencentes a 50 espécies. No primeiro levantamento, a densidade absoluta foi de 61.333 indivíduos.ha⁻¹, pertencentes a 38 espécies. Após três anos, a densidade absoluta observada foi de 44.916 indivíduos.ha⁻¹, pertencentes a 40 espécies. No último levantamento, foi encontrada uma densidade absoluta de 51.416 indivíduos.ha⁻¹, pertencentes a 45 espécies. Desta forma, o índice de Shannon-Weaver aumentou significativamente de 2,84, em 1992, para 3,24, em 2000. Neste local, a abertura do dossel foi classificada como fechada por FERNANDES (1998); e PEZZOPANE (2001) encontrou valor de IAF igual a 5,0 e baixa transmissividade média da RFA (1,8%), que é refletido no baixo número de espécies pioneiras observados, ocorrendo apenas 3 e 2% do total de

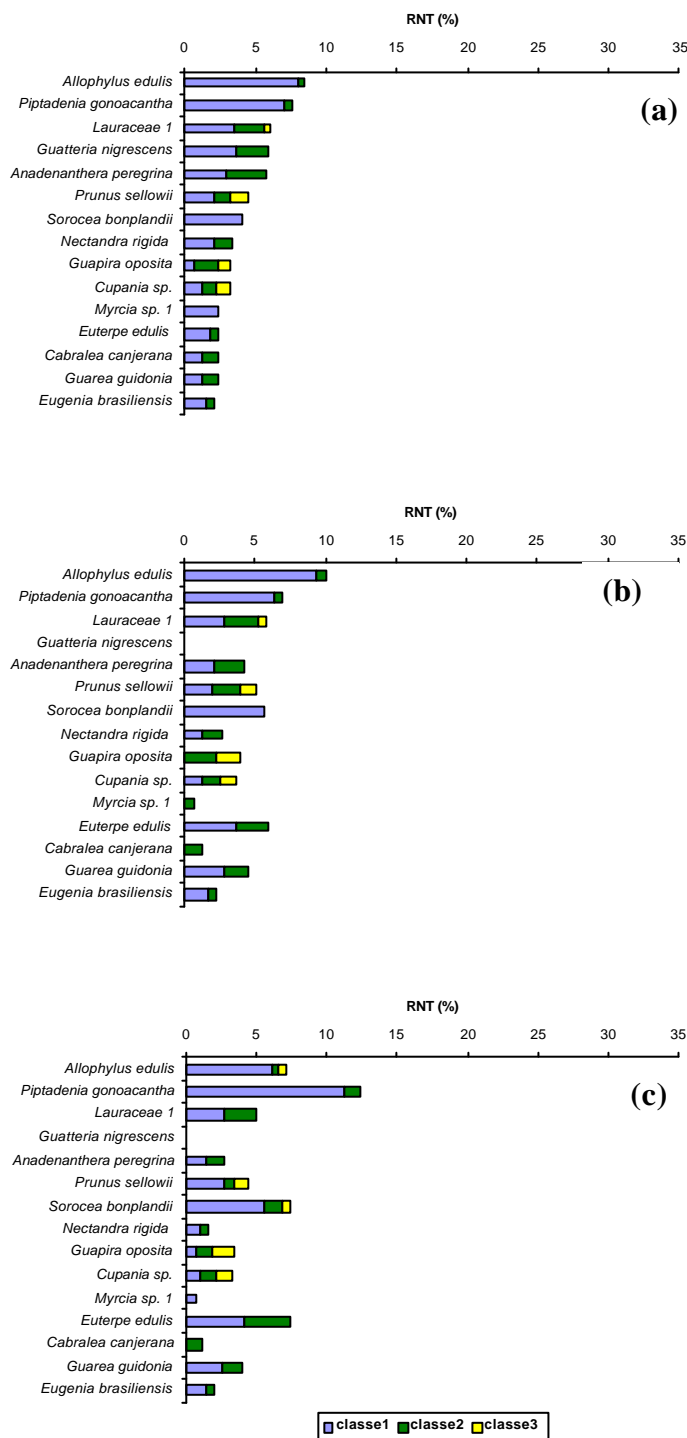


Figura 11 – Regeneração natural total (RNT) para os anos de 1992 (a), 1995 (b) e 2000 (c) para as 15 espécies de maior RNT amostrados em 1992, no Local 5, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, no município de Viçosa, Minas Gerais (Classe 1 – plantas com altura menor que 1 m. Classe 2 – plantas com altura entre 1 e 3 m. Classe 3 – plantas com altura maior do que 3 m e DAP menor do que 5 cm).

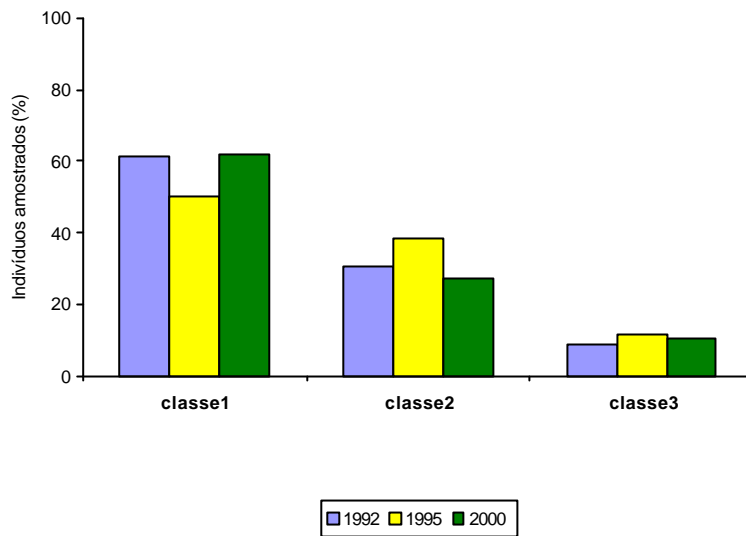


Figura 12 – Distribuição percentual dos indivíduos amostrados no Local 5, por classe de tamanho de planta, nos anos de 1992, 1995 e 2000, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, no município de Viçosa, Minas Gerais.

espécies amostradas nos anos de 1992 e 2000, e não ocorrendo nenhuma espécie deste grupo ecológico em 1995 (Quadro 9). As famílias com maior número de indivíduos foram Simaroubaceae (22,87, 14,69 e 8,11%); respectivamente, nos anos de 1992, 1995 e 2000), Moraceae (16,60%, em 1992; 19,77%, em 1995; e 18,92%, em 2000), Leguminosae mimosoideae (10,31%, em 1992; 11,30%, em 1995; e 11,89%, em 2000) e Myrtaceae (9,88%, em 1992; 10,17%, em 1995; e 10,27%, em 2000). A importância da família Simaroubaceae ocorreu devido à elevada densidade de *Picramnia glazioviana* neste local, que é a única representante da família em todos os locais estudados.

Considerando apenas as 15 espécies de maior importância relativa no ano de 1992, foram observadas quatro espécies que apresentaram a taxa anual de ingresso superior à de mortalidade, sendo três secundárias iniciais e uma secundária tardia. Por outro lado, nove secundárias iniciais e duas secundárias tardias apresentaram a taxa anual de mortalidade superior a de ingresso (Quadro 9).

A soma dos 15 maiores RNT foi 77,94%, em 1992, 68,88%, em 1995; e 62,03%, em 2000. As espécies de maior importância relativa no Local 6 foram *Picramnia glazioviana* e *Sorocea bonplandii*, em razão destas espécies apresentarem os maiores valores de ingresso, com, respectivamente, 11,91 e 23,81% do total durante o período de oito anos. *Picramnia glazioviana* foi a espécie com o maior RNT em 1992 (17,06%) e *Sorocea bonplandii* apresentou o maior RNT nos anos de 1995 e 2000, com valores de 15,21 e 16,58%, respectivamente. Esta substituição pode ter ocorrido em razão da espécie *Sorocea bonplandii* apresentar maior taxa de ingresso (7,14%) e menor taxa de mortalidade (7,68%) do que *Picramnia glazioviana*, que apresentou taxa anual de ingresso de 6,31% e de mortalidade de 14,85%. Estas diferenças nas taxas de mortalidade e ingresso ocorrem, possivelmente, devido à pressão diferencial que o ambiente (fatores bióticos e abióticos) exerce sobre diferentes espécies. *Terminalia* sp., apesar de apresentar baixa taxa de mortalidade, teve pouco ingresso durante o período estudado, o que justifica a redução do seu RNT. As espécies que tiveram redução de seus índices de importância, como, por exemplo, *Guapira opposita*, *Inga edulis* e *Anadenanthera peregrina*, apresentaram taxa de mortalidade superior à taxa de ingresso (Quadro 9).

Das espécies com maior RNT, as que apresentaram indivíduos nas três classes de tamanho foram: *Picramnia glazioviana* (1992 e 1995), *Guapira opposita* (1992 e 2000), *Inga edulis* (1992, 1995 e 2000), *Guarea guidonia* (1992, 1995 e 2000), *Psychotria sessilis* (1992, 1995 e 2000), *Eugenia brasiliensis* (1992, 1995 e 2000), *Pseudobombax longiflorum* (1992), *Sorocea bonplandii* (1995 e 2000) e Lauraceae 1 (2000). Os indivíduos de *Psidium guajava* permaneceram na classe 2 durante todo o período estudado (Figura 13).

Foi observada redução no número de plantas da classe 1 (70% do total de plantas amostradas em 1992, para 54% em 2000). No entanto, no período de 1992 a 2000, o número de plantas encontradas nas classes 2 e 3 aumentou (Figura 14), enquanto nas classes de tamanho 1 e 2 as espécies *Picramnia glazioviana* e *Sorocea bonplandii* estiveram entre as de maior RNT; na classe 3, a espécie que se destacou foi *Guapira opposita*.

Quadro 9 – Taxa anual de mortalidade (M) e de ingresso (I), número de indivíduos mortos (N_M) e número de indivíduos ingressos (N_I) no período de oito anos, regeneração natural total (RNT) e grupo ecológico (GE) das espécies amostradas no Local 6, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, município de Viçosa, Minas Gerais

Espécies	M (%) ¹	N_M ²	I (%) ¹	N_I ²	RNT (%)			GE
					1992	1995	2000	
<i>Picramnia glazioviana</i>	14,85	45	6,31	10	17,06	12,06	8,45	ST
<i>Sorocea bonplandii</i>	7,68	22	7,14	20	12,19	15,21	16,58	SI
<i>Guapira opposita</i>	7,20	11	1,92	2	8,24	5,19	5,19	SI
<i>Inga edulis</i>	9,82	8	5,36	3	6,15	4,43	3,96	SI
<i>Guarea guidonia</i>	4,55	4	4,55	4	5,50	6,86	6,10	SI
<i>Anadenanthera peregrina</i>	9,13	6	3,57	2	5,30	4,12	2,52	SI
<i>Psychotria sessilis</i>	4,03	3	3,75	3	4,82	5,56	4,25	SI
<i>Eugenia brasiliensis</i>	6,25	4	2,08	1	4,51	3,72	2,60	SI
Lauraceae 1	7,50	3	9,17	3	2,43	2,21	3,48	SI
<i>Nectandra rígida</i>	9,38	3	9,38	3	2,29	0,86	2,52	SI
<i>Apuleia leiocarpa</i>	14,58	3	12,50	2	2,15	1,54	1,26	SI
<i>Terminalia</i> sp.	2,50	1	2,50	1	2,02	3,07	1,63	ST
<i>Pseudobombax longiflorum</i>	8,33	2	0,00	0	1,81	0,58	0,47	SI
<i>Psidium guajava</i>	4,17	1	0,00	0	1,75	1,35	0,78	ST
<i>Myrcia fallax</i>	16,67	4	16,67	4	1,71	2,09	2,23	SI
<i>Myrcia</i> sp.1	12,50	3	10,42	2	1,71	1,60	1,60	SI
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	4,17	2	15,28	9	1,44	4,00	1,75	SI
<i>Virola oleifera</i>	12,50	2	12,50	1	1,44	0,00	0,47	SI
Palmae 1	6,25	1	0,00	0	1,30	0,86	0,87	SI
<i>Prunus sellowii</i>	8,33	2	0,00	0	1,30	0,58	0,47	ST
<i>Sclerolobium denudatum</i>	0,00	0	0,00	0	1,30	0,86	0,86	ST
<i>Nectandra saligna</i>	0,00	0	4,17	1	1,16	2,21	1,65	ST
<i>Siparuna guianensis</i>	0,00	0	0,00	0	1,10	1,26	0,55	SI
<i>Endlicheria paniculata</i>	6,25	1	0,00	0	0,99	1,23	0,87	ST
<i>Eugenia leptoclada</i>	6,25	1	8,33	2	0,99	0,86	1,73	SI
<i>Nectandra</i> sp. 2	6,25	1	0,00	0	0,99	0,68	0,39	ST
<i>Psychotria conjungens</i>	6,25	1	10,71	6	0,99	0,68	2,89	ST
Desconhecida 4	0,00	0	0,00	0	0,72	0,86	0,39	SI
<i>Calyptranthes</i> sp.	0,00	0	4,17	1	0,72	1,72	1,26	ST
<i>Casearia gossypiosperma</i>	12,50	1	12,50	1	0,72	0,00	0,47	SI
<i>Cytharexylum</i> sp.	12,50	1	0,00	0	0,72	0,00	0,00	SI
<i>Copaifera langsdorffii</i>	12,50	1	0,00	0	0,72	0,00	0,00	ST
<i>Rhedia gardneriana</i>	0,00	0	0,00	0	0,72	0,86	0,87	SI
<i>Machaerium nycitans</i>	0,00	0	0,00	0	0,72	0,86	0,87	SI
<i>Machaerium</i> sp. 1	0,00	0	0,00	0	0,72	0,86	0,87	SI
<i>Croton floribundus</i>	12,50	1	0,00	0	0,58	0,00	0,00	P
<i>Chrysophyllum flexuosum</i>	0,00	0	6,25	1	0,51	1,44	1,34	ST
<i>Rollinia silvatica</i>	0,00	0	8,33	2	0,51	2,31	1,73	SI

¹ Taxas anuais calculadas para o período de 1992 a 2000. ² Indivíduos mortos e ingressos durante o período de 1992 a 2000.

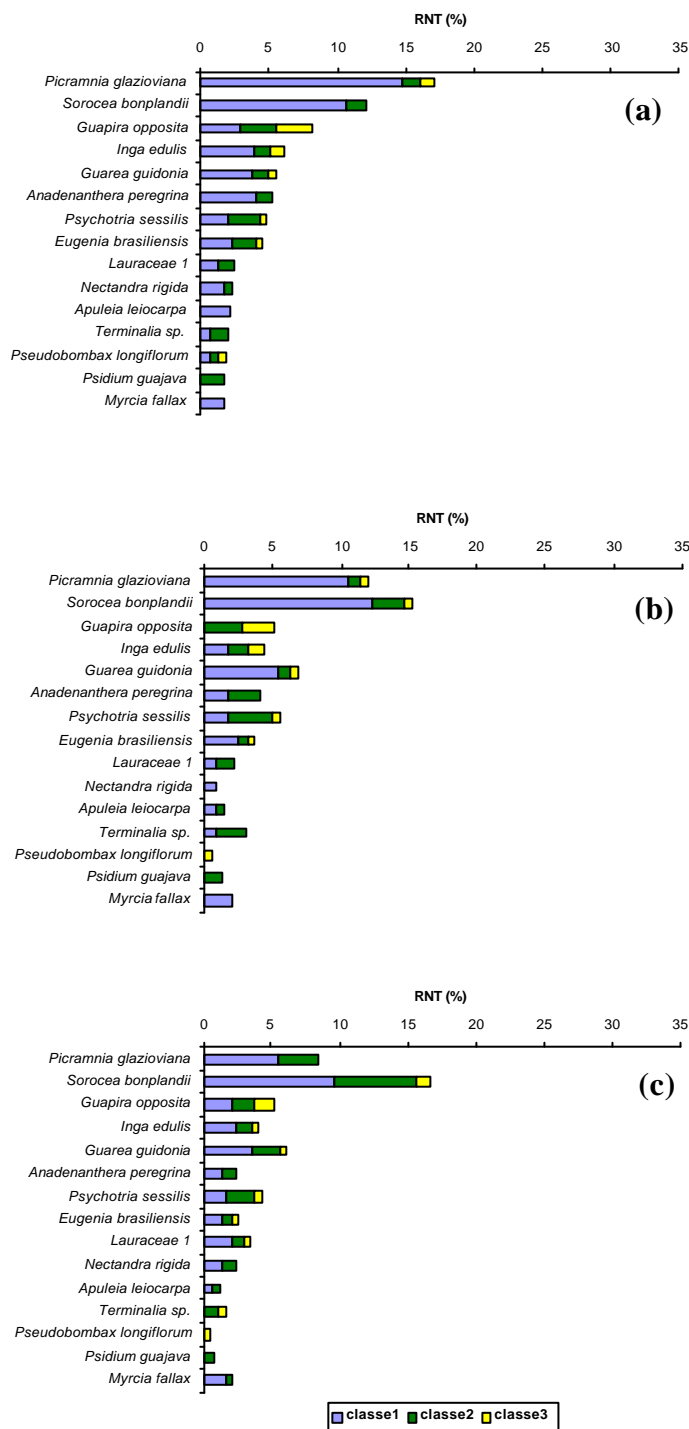


Figura 13 – Regeneração natural total (RNT) para os anos de 1992 (a), 1995 (b) e 2000 (c) para as 15 espécies de maior RNT amostrados em 1992, no Local 6, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, no município de Viçosa, Minas Gerais (Classe 1 – plantas com altura menor que 1 m. Classe 2 – plantas com altura entre 1 e 3 m. Classe 3 – plantas com altura maior do que 3 m e DAP menor do que 5 cm).

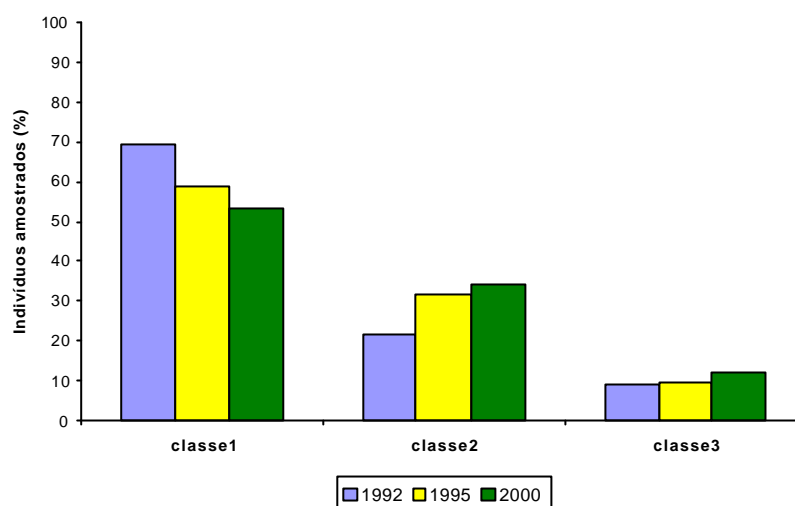


Figura 14 – Distribuição percentual dos indivíduos amostrados no Local 6, por classe de tamanho de planta, nos anos de 1992, 1995 e 2000, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, no município de Viçosa, Minas Gerais.

5.2.7. Local 7

Durante todo o período de estudo foram inventariados 274 indivíduos pertencentes a 67 espécies. A densidade absoluta foi de 35.833, 38.916 e 40.416 indivíduos.ha⁻¹, respectivamente, nos anos de 1992, 1995 e 2000. As famílias com o maior número de indivíduos foram Monimiaceae (21,61%, em 1992; 18,18%, em 1995; e 17,13%, em 2000), Rubiaceae (11,73%, em 1992; 19,32%, em 1995; e 22,65%, em 2000) e Lauraceae (9,26%, em 1992; 9,10%, em 1995; e 8,28%, em 2000). Como pode ser observado no Quadro 3, a diversidade florística se manteve praticamente constante em todos os anos avaliados ($H' = 3,39$, em 1992; $H' = 3,35$, em 1995; e $H' = 3,36$), não diferindo estatisticamente.

O Local 7 foi o que apresentou a menor disponibilidade lumínica, com o IAF de 5,2 e a transmissividade da RFA de 1,6% (PEZZOPANE, 2001), tornando o ambiente extremamente seletivo no que se refere à exigência por luz. Como em todos outros locais, ocorreu a predominância de espécies secundárias iniciais (65, 64 e 65% nos anos de 1992, 1995 e 2000). As espécies secundárias tardias totalizaram 27%, em 1992; 28%, em 1995; e 27%, em 2000, ficando as pioneiras com apenas 8% em 1992 e 1995, e 7% no de 2000 (Quadro 10).

Quadro 10 – Taxa anual de mortalidade (M) e de ingresso (I), número de indivíduos mortos (N_M) e número de indivíduos ingressos (N_I) no período de oito anos, Regeneração natural total (RNT) e grupo ecológico (GE) das espécies amostradas no Local 7, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, município de Viçosa, Minas Gerais

Espécies	M (%) ¹	N_M ²	I (%) ¹	N_I ²	RNT (%)			GE
					1992	1995	2000	
<i>Siparuna guianensis</i>	7,05	19	5,95	15	16,83	13,33	12,65	SI
<i>Psychotria sessilis</i>	4,09	7	10,10	20	7,92	12,27	12,49	SI
<i>Aparisthium cordatum</i>	15,18	6	9,38	3	4,93	1,28	2,57	SI
<i>Myrcia fallax</i>	0,00	0	2,95	2	4,31	4,79	4,90	SI
<i>Rheedia gardneriana</i>	2,08	1	2,08	1	3,22	3,09	3,32	SI
<i>Apuleia leiocarpa</i>	7,29	3	5,00	2	3,22	2,55	2,53	SI
<i>Landenbergia hexandra</i>	5,63	2	0,00	0	2,76	1,81	1,54	ST
<i>Cupania</i> sp.	6,25	3	4,17	2	2,72	3,84	2,36	ST
<i>Clethra</i> sp.	8,33	2	0,00	0	2,25	0,85	0,79	SI
Lauraceae 1	2,08	1	8,33	4	2,25	4,05	4,15	SI
<i>Pseudopiptadenia contorta</i>	0,00	0	5,63	2	2,21	2,34	2,95	SI
<i>Nectandra rigida</i>	8,33	2	8,33	2	2,10	2,23	2,06	SI
<i>Ocotea corymbosa</i>	20,83	3	0,00	0	2,02	0,64	0,00	ST
<i>Mabea fistulifera</i>	12,50	3	12,50	1	1,90	0,00	0,79	P
<i>Sorocea bonplandii</i>	12,50	3	12,50	1	1,90	0,00	0,58	SI
<i>Ocotea odorifera</i>	0,00	0	0,00	0	1,86	1,81	1,44	ST
<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	0,00	0	0,00	0	1,86	1,81	1,64	SI
<i>Anadenanthera peregrina</i>	12,50	2	0,00	0	1,78	0,00	0,00	SI
<i>Tapirira obtusa</i>	8,33	2	0,00	0	1,78	0,64	0,79	P
<i>Zanthoxylum</i> L[85]C	12,50	2	0,00	0	1,78	0,00	0,00	SI
<i>Miconia albo-rufescens</i>	0,00	0	0,00	0	1,75	1,70	1,54	SI
<i>Cordia sericicalyx</i>	4,17	1	4,17	1	1,55	1,92	1,20	SI
<i>Erythroxylum pelleterianum</i>	6,25	1	0,00	0	1,55	0,64	0,58	SI
<i>Eugenia brasiliensis</i>	12,50	2	12,50	2	1,55	1,49	1,27	SI
<i>Alchornea</i> sp.	6,25	3	8,33	4	1,44	3,73	1,85	SI
<i>Brosimum guianense</i>	6,25	1	9,38	3	1,44	0,53	2,47	ST
<i>Cupania vernalis</i>	12,50	2	0,00	0	1,36	1,28	0,00	ST
<i>Guapira opposita</i>	4,17	1	4,17	1	1,20	1,49	1,37	SI
<i>Citronella paniculata</i>	0,00	0	0,00	0	1,20	1,17	1,06	ST
<i>Phyllostemonodaphne geminiflora</i>	8,33	2	4,17	1	1,09	1,91	0,48	SI
Desconhecida 4	12,50	1	0,00	0	0,89	0,00	0,00	SI
Palmae 1	12,50	1	0,00	0	0,89	0,00	0,00	SI
<i>Jacaranda macrantha</i>	12,50	1	0,00	0	0,89	0,00	0,00	SI
<i>Machaerium triste</i>	12,50	1	12,50	1	0,89	0,85	0,79	SI
<i>Matayba elaeagnoides</i>	0,00	0	10,42	5	0,89	0,85	3,60	SI
<i>Myrcia</i> sp. 1	12,50	1	0,00	0	0,89	0,85	0,00	SI
<i>Rapanea ferruginea</i>	25,00	2	25,00	2	0,89	0,85	0,79	SI
<i>Nectandra</i> sp. 2	12,50	1	0,00	0	0,89	0,00	0,00	ST
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	0,00	0	0,00	0	0,89	0,85	0,58	SI
<i>Vernonia diffusa</i>	12,50	1	0,00	0	0,89	0,85	0,00	P
<i>Xylopia sericea</i>	0,00	0	0,00	0	0,89	1,71	0,58	P
<i>Ouratea</i> sp.	0,00	0	0,00	0	0,66	0,64	0,48	SI
<i>Picramnia glazioviana</i>	0,00	0	6,25	1	0,66	1,28	1,06	ST

Continua..

Quadro 10, Cont.

Espécies	M (%) ¹	N _M ²	I (%) ¹	N _I ²	RNT (%)			GE
					1992	1995	2000	
<i>Psychotria conjungens</i>	3,13	1	18,13	10	0,66	2,34	6,14	ST
<i>Rheedia calyptrata</i>	0,00	0	0,00	0	0,66	0,64	0,58	ST
<i>Casearia aculeata</i>	0,00	0	0,00	0	0,54	0,53	0,48	SI
<i>Casearia gossypiosperma</i>	6,25	1	6,25	1	0,54	0,64	0,58	SI
<i>Prunus sellowii</i>	0,00	0	0,00	0	0,54	0,53	0,48	ST
<i>Schefflera morototoni</i>	0,00	0	0,00	0	0,54	0,53	0,48	SI
<i>Sclerolobium denudatum</i>	0,00	0	0,00	0	0,54	0,53	0,58	ST
<i>Sloanea</i> sp.	12,50	1	0,00	0	0,54	0,53	0,00	ST
<i>Viola oleifera</i>	0,00	0	0,00	0	0,54	0,53	0,48	SI

¹ Taxas anuais calculadas para o período de 1992 a 2000.

² Indivíduos mortos e ingressos durante o período de 1992 a 2000.

Dentre as 15 espécies de maior RNT no ano de 1992, quatro espécies apresentaram a taxa anual de ingresso superior à de mortalidade, sendo todas secundárias iniciais. Dentre as espécies que apresentaram a taxa anual de mortalidade superior à de ingresso, uma era pioneira, sete eram secundárias iniciais e três eram secundárias tardias (Quadro 10).

As 15 espécies de maior importância perfizeram juntas 60,53, 53,07 e 53,68% do RNT total, nos anos de 1992, 1995 e 2000. As espécies que mais se destacaram foram *Siparuna guianensis*, com o RNT de 16,83, 13,33 e 12,65% nos anos de 1992, 1995 e 2000 e *Psychotria sessilis*, que, nos anos de 1992, 1995 e 2000 apresentou o RNT de 7,92, 12,27 e 12,49%. Estas foram as espécies com maior ingresso durante o período estudado, com 17,24% e 22,99%, respectivamente, do total de indivíduos ingresso, o que pode explicar a elevada importância relativa destas espécies (Quadro 10). *Siparuna guianensis* foi observada em vários trabalhos no sub-bosque de florestas estacionais semidecíduais de Minas Gerais (MEIRA-NETO, 1997; ALMEIDA JUNIOR; 1999; CHAGAS, 2000), e, segundo PEZZOPANE (2001), parece ser uma espécie sem preferência bem definida quanto ao regime de radiação solar, visto que ocorre quase em todos os sítios estudados.

Siparuna guianensis também foi a espécie com maior participação em mortalidade (22,09% do total) e taxa de mortalidade (7,05%) superior à taxa de ingresso (5,95%), o que resultou na redução de RNT. Por outro lado, *Psychotria sessilis*, com taxa de mortalidade anual de 4,09% e de ingresso de 10,10% apresentou aumento de seu índice de importância relativa. *Landenbergia hexandra* apresentou baixa taxa de mortalidade, porém não foi observado nenhum ingresso para esta espécie no período estudado; enquanto *Ocotea corymbosa*, além de não apresentar ingresso, demonstrou a maior taxa de mortalidade entre as espécies de maior importância, razão da redução do RNT destas espécies em 2000. As espécies *Aparisthium cordatum*, *Mabea fistulifera* e *Sorocea bonplandii* também apresentaram neste local elevada taxa de mortalidade (Quadro 10). Na Costa Rica, CONDIT et al. (1995) observaram que na classe de 1 a 9,9 cm de DAP, as espécies colonizadoras (pioneiras) apresentaram maiores taxas de mortalidade do que as generalistas (não-pioneiras), e que esta diferença deixava de existir nas classes de maiores tamanhos.

As espécies que ocorreram nas três classes de tamanho, em todos os levantamentos, foram *Siparuna guianensis*, *Psychotria sessilis*, *Myrcia fallax*, *Rheedia gardneriana* e *Apuleia leiocarpa*, enquanto *Cupania* sp. e *Clethra* sp. foram amostradas apenas na classe 1 (Figura 15).

Em todos os anos de avaliação, *Siparuna guianensis* foi a espécie de maior RNT nas classes de maior tamanho: por outro lado, a espécie de maior importância relativa, nos anos de 1995 e 2000, na classe 1, foi *Psychotria sessilis*, que é uma espécie típica de sub-bosque de fragmentos florestais da região (Figura 15).

No Local 7, apesar da maior parte dos indivíduos se encontrarem na classe 1 (44, 43 e 45% nos anos de 1992, 1995 e 2000), o número de plantas encontradas na classe 3 foi bastante representativa (23, 20 e 23%, respectivamente nos anos de 1992, 1995 e 2000) (Figura 16).

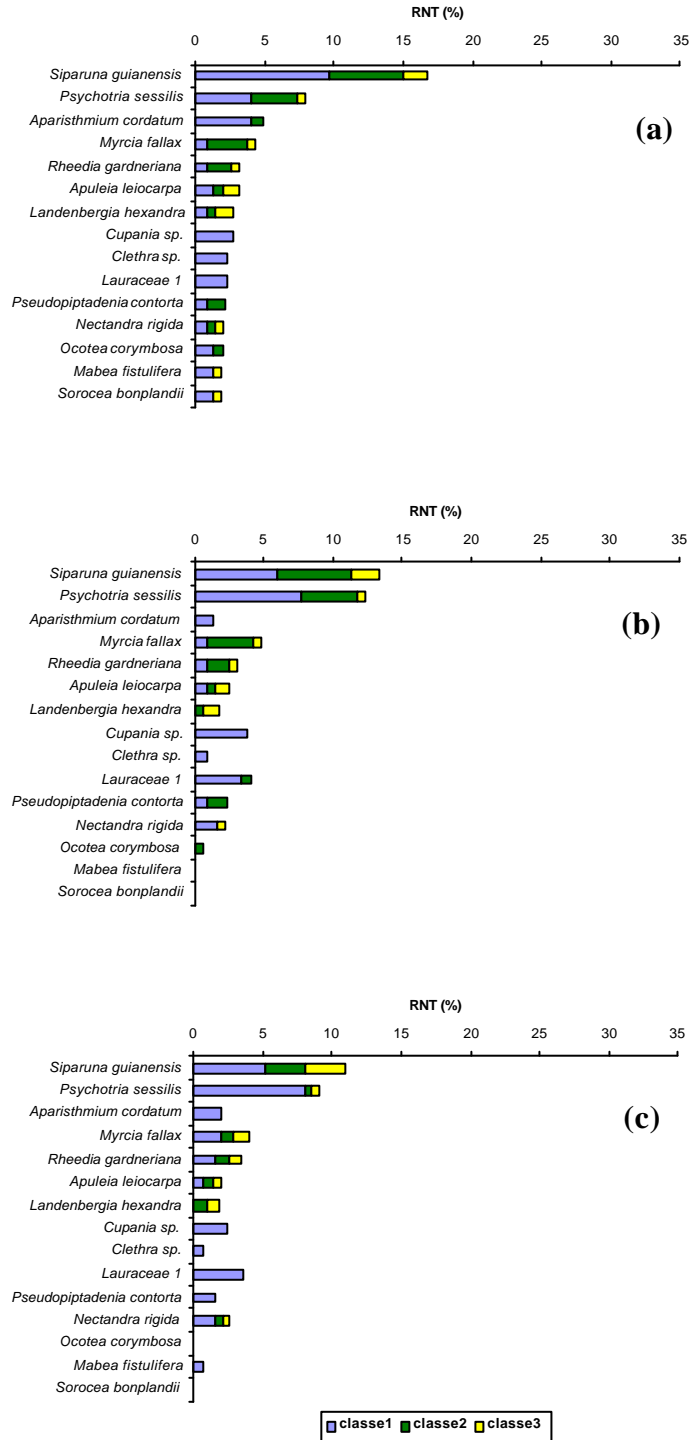


Figura 15 – Regeneração natural total (RNT) para os anos de 1992 (a), 1995 (b) e 2000 (c) para as 15 espécies de maior RNT amostrados em 1992, no Local 7, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, no município de Viçosa, Minas Gerais (Classe 1 – plantas com altura menor que 1 m. Classe 2 – plantas com altura entre 1 e 3 m. Classe 3 – plantas com altura maior do que 3 m e DAP menor do que 5 cm).

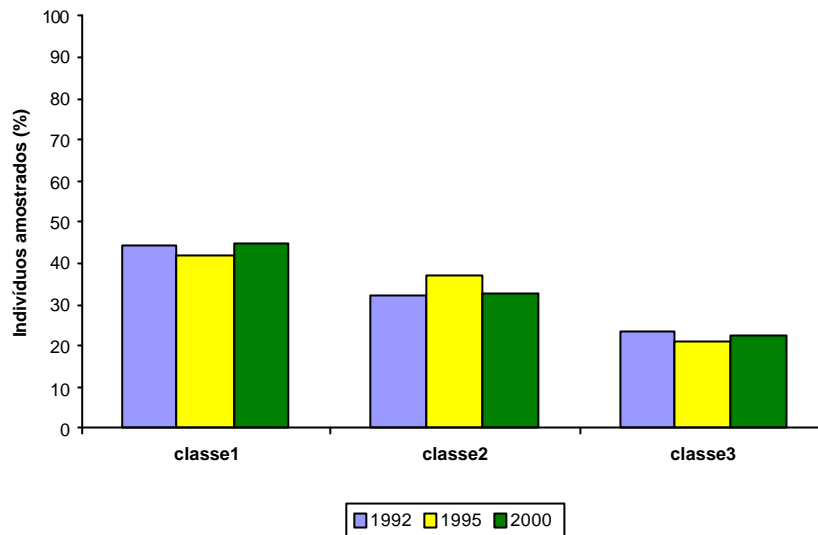


Figura 16 – Distribuição percentual dos indivíduos amostrados no Local 7, por classe de tamanho de planta, nos anos de 1992, 1995 e 2000, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, no município de Viçosa, Minas Gerais.

5.2.8. Local 8

No Local 8, a densidade absoluta foi de 127.166 indivíduos.ha⁻¹ pertencentes a 47 espécies em 1992, 85.000 indivíduos.ha⁻¹, pertencentes a 45 espécies, no ano de 1995, e 90.166 indivíduos.ha⁻¹, pertencentes a 49 espécies no ano de 2000. Neste local foi observado aumento significativo no índice de Shannon-Weaver, que passou de 2,61 em 1992 para 2,79 em 2000, como observado no Quadro 3.

FERNANDES (1998) classificou como aberto o dossel neste local e PEZZOPANE (2001) encontrou o IAF de 4,2 e a transmissividade da RFA de 3,7%. Do total de plantas amostradas, a maior parte pertence às famílias Leguminosae papilionoideae (31,21%, em 1992; 32,72%, em 1995; e 26,36%, em 2000), Rubiaceae (18,68, 14,99 e 15,49%; respectivamente nos anos de 1992, 1995 e 2000), Monimiaceae (14,95%, em 1992; 15,90%, em 1995; e 19,29%, em 2000) e Leguminosae mimosoideae (10,33, 10,09 e 11,69% nos anos de 1992, 1995 e 2000, respectivamente). Do total de espécies amostradas, 19, 11 e 12% foram consideradas pioneiras; 66, 71 e 73% eram secundárias iniciais e 15, 18 e 14%, secundárias tardias, nos anos de 1992, 1995 e 2000, respectivamente.

Em relação ao RNT, as espécies que mais se destacaram foram *Machaerium nycitans*, *Psychotria sessilis* e *Siparuna guianensis*, que perfizeram juntas 43,16; 42,43 e 39,29% do RNT total no local, nos anos de 1992, 1995 e 2000. *Machaerium nycitans* foi a espécie com maior importância relativa, desde o início do estudo, apresentando RNT de 16,96% em 1992 e, após oito anos, 14,55% (Quadro 11).

Dentre as 15 espécies de maior RNT no ano de 1992, as únicas que apresentaram a taxa anual de ingresso superior a de mortalidade foi *Siparuna guianensis* e *Apuleia leiocarpa*, ambas secundárias iniciais. Das espécies que apresentaram a taxa anual de mortalidade superior ao ingresso, uma era pioneira, 10 secundárias iniciais e duas secundárias tardias (Quadro 11).

Machaerium nycitans, *Psychotria sessilis* e *Siparuna guianensis* foram as espécies com maior participação no total de ingresso e mortalidade, o que pode explicar a elevada importância relativa destas espécies no Local 8. Entretanto, enquanto *Machaerium nycitans* e *Psychotria sessilis* apresentaram taxa de mortalidade anual superior à taxa de ingresso, resultando na redução do RNT destas espécies, *Siparuna guianensis* apresentou acréscimo em seu RNT, possivelmente, em razão de sua taxa de mortalidade ser inferior à de ingresso. Apesar de *Myrcia fallax* apresentar taxa de mortalidade anual inferior a 5%, não foi observado ingresso para esta espécie nos anos de avaliação, razão da redução do RNT em 2000 (Quadro 11).

As espécies que ocorreram nas três classes de tamanho foram: *Machaerium nycitans* (1992, 1995 e 2000), *Psychotria sessilis* (1992, 1995 e 2000), *Siparuna guianensis* (1992, 1995 e 2000), *Piptadenia gonoacantha* (1992 e 1995), *Dalbergia nigra* (1992, 1995 e 2000), *Apuleia leiocarpa* (1992, 1995 e 2000), *Rollinia silvatica* (1992 e 1995), e *Luehea grandiflora* (1992 e 2000) (Figura 17).

Enquanto na classe 1 a espécie de maior importância relativa em todos anos de monitoramento foi *Machaerium nycitans*, nas classes de maior tamanho destacaram-se *Psychotria sessilis*, cujo RNT tendeu a decrescer na classe 1, e *Siparuna guianensis*, cuja importância relativa tendeu a aumentar principalmente nas classes 2 e 3 (Figura 17).

Quadro 11 – Taxa anual de mortalidade (M) e de ingresso (I), número de indivíduos mortos (N_M) e número de indivíduos ingressos (N_I) no período de oito anos, regeneração natural total (RNT) e grupo ecológico (GE) das espécies amostradas no Local 8, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, município de Viçosa, Minas Gerais

Espécies	M (%) ¹	N_M ²	I (%) ¹	N_I ²	RNT (%)			GE
					1992	1995	2000	
<i>Machaerium nycitans</i>	9,49	71	5,45	31	16,96	18,01	14,55	SI
<i>Psychotria sessilis</i>	9,59	54	6,26	26	14,11	11,72	10,91	SI
<i>Siparuna guianensis</i>	5,59	29	6,38	32	12,09	12,70	13,83	SI
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	7,17	24	5,08	15	8,93	8,97	8,95	SI
<i>Dalbergia nigra</i>	8,62	14	7,15	10	5,59	4,95	5,07	SI
<i>Machaerium stipitatum</i>	6,63	6	5,21	5	3,66	4,46	3,72	SI
<i>Croton floribundus</i>	13,19	15	9,58	7	3,57	2,18	2,50	P
<i>Apuleia leiocarpa</i>	3,52	3	7,74	9	2,96	3,82	4,88	SI
<i>Guatteria nigrescens</i>	15,15	10	9,58	4	2,45	2,28	2,42	SI
<i>Myrcia fallax</i>	4,58	2	0,00	0	2,33	2,52	1,77	SI
<i>Bauhinia forficada</i>	14,58	5	10,00	4	2,06	1,03	1,81	P
<i>Dictyoloma vandellianum</i>	5,63	2	0,00	0	1,93	2,16	1,44	SI
<i>Rollinia silvatica</i>	2,50	1	0,00	0	1,77	1,54	1,44	SI
<i>Luehea grandiflora</i>	4,58	2	0,00	0	1,70	1,45	1,35	SI
<i>Ocotea corymbosa</i>	7,29	2	0,00	0	1,33	1,50	0,75	ST
<i>Vernonia diffusa</i>	8,33	2	0,00	0	1,33	0,00	0,51	P
<i>Rapanea ferruginea</i>	9,38	3	6,25	1	1,20	0,56	1,02	SI
<i>Casearia aculeata</i>	6,25	1	10,42	2	0,93	1,03	1,26	SI
<i>Sparattosperma leucanthum</i>	0,00	0	4,17	1	0,93	1,13	1,30	SI
<i>Machaerium triste</i>	0,00	0	4,17	1	0,87	1,03	1,35	SI
<i>Cecropia pachystachya</i>	12,50	3	0,00	0	0,83	0,88	0,42	P
<i>Jacaranda macrantha</i>	0,00	0	0,00	0	0,80	0,93	0,79	SI
<i>Schefflera morototoni</i>	6,25	1	0,00	0	0,74	0,42	0,37	SI
<i>Tabebuia chrysotricha</i>	12,50	2	0,00	0	0,60	0,00	0,00	SI
<i>Vitex sellowiana</i>	0,00	0	9,17	3	0,60	0,96	1,90	SI
<i>Allophylus sericeus</i>	0,00	0	6,25	1	0,47	0,76	0,70	ST
Desconhecida 4	12,50	1	0,00	0	0,47	0,00	0,00	SI
<i>Cytharexylum</i> sp.	12,50	1	0,00	0	0,47	0,56	0,00	SI
<i>Rhedia gardneriana</i>	12,50	1	12,50	1	0,47	0,00	0,51	SI
<i>Guarea guidonia</i>	12,50	1	0,00	0	0,47	0,00	0,00	SI
<i>Siparuna arianae</i>	0,00	0	0,00	0	0,47	0,56	0,37	SI
<i>Nectandra saligna</i>	0,00	0	0,00	0	0,47	0,56	0,37	ST
<i>Mabea fistulifera</i>	12,50	1	0,00	0	0,47	0,00	0,00	P
<i>Platypodium elegans</i>	12,50	1	0,00	0	0,47	0,00	0,00	SI
<i>Psidium guajava</i>	12,50	1	0,00	0	0,47	0,56	0,00	ST
<i>Psychotria conjungens</i>	0,00	0	4,17	1	0,47	0,56	0,60	ST
<i>Amaioua guianensis</i>	12,50	1	0,00	0	0,47	0,00	0,00	SI
<i>Solanum argenteum</i>	12,50	1	0,00	0	0,47	0,00	0,00	P
<i>Solanum cernuum</i>	12,50	1	0,00	0	0,47	0,00	0,00	P
<i>Sorocea bonplandii</i>	12,50	1	0,00	0	0,47	0,00	0,00	SI
<i>Eugenia brasiliensis</i>	0,00	0	0,00	0	0,40	0,47	0,37	SI
<i>Ouratea</i> sp.	0,00	0	0,00	0	0,40	0,47	0,42	SI
<i>Trichilia elegans</i>	12,50	1	0,00	0	0,40	0,47	0,00	ST
<i>Vismia guianensis</i>	12,50	1	0,00	0	0,40	1,59	0,00	P
<i>Alchornea glandulosa</i>	12,50	1	0,00	0	0,37	0,00	0,00	P
<i>Cupania vernalis</i>	0,00	0	0,00	0	0,37	0,42	0,37	ST
<i>Matayba</i> sp.	0,00	0	0,00	0	0,37	0,42	0,37	SI

¹ Taxas anuais calculadas para o período de 1992 a 2000. ² Indivíduos mortos e ingressos durante o período de 1992 a 2000.

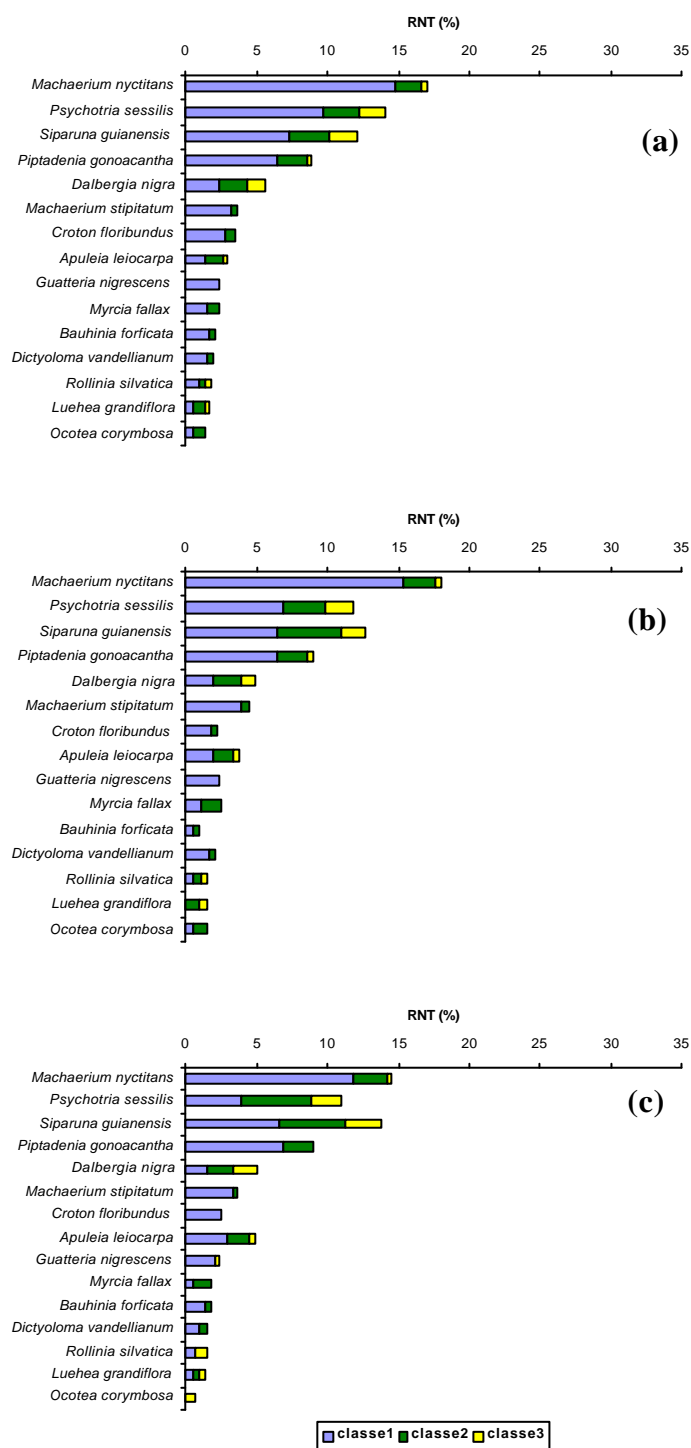


Figura 17 – Regeneração natural total (RNT) para os anos de 1992 (a), 1995 (b) e 2000 (c) para as 15 espécies de maior RNT amostrados em 1992, no Local 8, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, no município de Viçosa, Minas Gerais (Classe 1 – plantas com altura menor que 1 m. Classe 2 – plantas com altura entre 1 e 3 m. Classe 3 – plantas com altura maior do que 3 m e DAP menor do que 5 cm).

No período estudado, enquanto o número de plantas presentes na classe 1 diminuiu (72, 62 e 54% nos anos de 1992, 1995 e 2000), mais plantas foram observadas nas classes 2 e 3 (Figura 18).

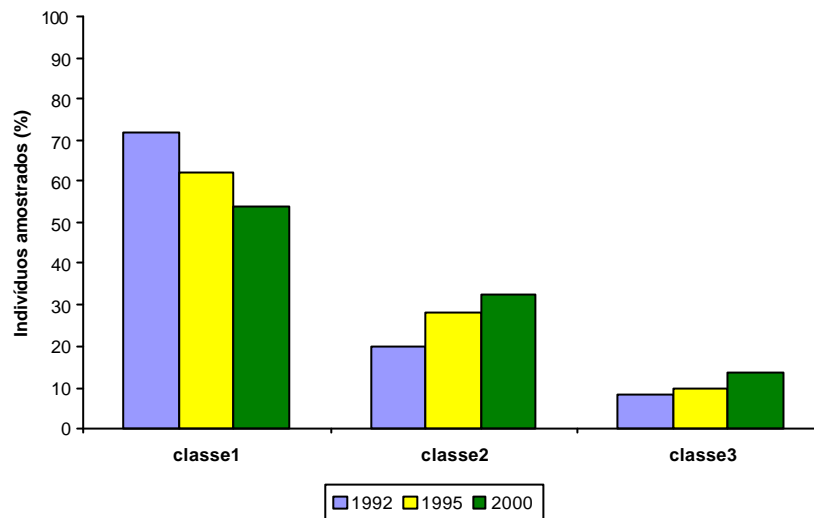


Figura 18 – Distribuição percentual dos indivíduos amostrados no Local 8, por classe de tamanho de planta, nos anos de 1992, 1995 e 2000, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, no município de Viçosa, Minas Gerais.

5.2.9. Local 9

De 1992 a 2000, no Local 9, foram inventariados 635 indivíduos pertencentes a 49 espécies (40 espécies em 1992; 35, em 1995; e 36, em 2000). A densidade absoluta foi reduzida de 138.750 indivíduos.ha⁻¹, em 1992, para 66.500 indivíduos.ha⁻¹, em 2000. O índice de Shannon-Weaver foi de 2,07, em 1992; 2,35, em 1995; e 2,10, em 2000, diferindo estatisticamente apenas no ano de 1995. A família com o maior número de indivíduos foi Rubiaceae, com 48,94% do total de plantas em 1992, 37,35%, em 1995; e 48,19%, em 2000. O grande número de indivíduos nesta família é decorrente da grande densidade absoluta da espécie *Psychotria sessilis*. Este local apresentou o dossel

relativamente fechado (IAF=5,1) e uma baixa transmissividade da RFA (2,8%), conforme mencionado por PEZZOPANE (2001).

Ocorreu, como em todos os locais, a predominância de espécies secundárias iniciais, com 80% do total de espécies amostradas nos anos de 1992 e 1995, e 83%, em 2000. O número de espécies pioneiras diminuiu de 15% do total amostrado em 1992 para 11% em 2000. Já, as espécies secundárias tardias não superaram 8% durante todo o período avaliado (Quadro 12).

Dentre as 15 espécies de maior importância relativa no ano de 1992, três espécies apresentaram a taxa anual de ingresso superior à de mortalidade, sendo todas secundárias iniciais. Por outro lado, uma espécie pioneira, dez espécies secundárias iniciais e uma secundária tardia apresentaram a taxa anual de mortalidade superior à de ingresso (Quadro 12).

Em razão de sua elevada densidade, a espécie *Psychotria sessilis* foi a que apresentou o maior RNT durante o período estudado (32,86; 28,74 e 30,93% nos anos de 1992, 1995 e 2000), possivelmente devido sua grande participação no total de ingresso (52,90%) e mortalidade (53,31%) durante o período estudado. A espécie *Siparuna guianensis* apresentou aumento considerável em seu RNT, passando de 10,62%, em 1992, para 18,22%, em 2000, que pode ser explicado por sua taxa de ingresso anual (7,51%) ser superior à de mortalidade (5,86%). *Rapanea ferruginea*, *Vernonia diffusa* e *Zanthoxylum rhoifolium*, além de apresentarem elevada taxa de mortalidade durante o período estudado, não tiveram ingresso no Local 9, razão destas espécies não serem inventariadas em 2000. *Machaerium nyctitans* apresentou baixa taxa de mortalidade anual, tendo, porém, pouco ingresso durante o período estudado, explicando a baixa variação do RNT desta espécie (Quadro 12).

As espécies que ocorreram nas três classes de tamanho foram: *Psychotria sessilis* (1992, 1995 e 2000), *Siparuna guianensis* (1992, 1995 e 2000), *Piptadenia gonoacantha* (1992), *Vernonia diffusa* (1992), *Dalbergia nigra* (1992, 1995 e 2000), *Luehea grandiflora* (1992, 1995 e 2000) e *Miconia cinnamomifolia* (1992 e 2000) (Figura 19). A ocorrência de *Vernonia diffusa* entre as mais importantes se deve à presença de grandes clareiras, porém,

Quadro 12 – Taxa anual de mortalidade (M) e de ingresso (I), número de indivíduos mortos (N_M) e número de indivíduos ingressos (N_I) no período de oito anos, regeneração natural total (RNT) e grupo ecológico (GE) das espécies amostradas no Local 9, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, município de Viçosa, Minas Gerais

Espécies	M (%) ¹	N_M ²	I (%) ¹	N_I ²	RNT (%)			GE
					1992	1995	2000	
<i>Psychotria sessilis</i>	13,13	193	9,29	82	32,86	28,74	30,93	SI
<i>Siparuna guianensis</i>	5,86	22	7,51	31	10,62	15,20	18,22	SI
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	18,38	50	6,25	4	10,38	2,81	3,88	SI
<i>Machaerium nycititans</i>	2,83	3	0,00	0	4,83	6,53	5,88	SI
<i>Eugenia brasiliensis</i>	11,70	21	0,00	0	4,76	2,58	2,25	SI
<i>Rapanea ferruginea</i>	12,50	11	0,00	0	3,48	0,00	0,00	SI
<i>Machaerium stipitatum</i>	14,54	22	10,96	21	3,35	8,94	5,13	SI
<i>Vernonia diffusa</i>	19,32	11	0,00	0	2,73	2,04	0,00	P
<i>Dalbergia nigra</i>	5,00	2	5,00	2	2,05	2,74	2,69	SI
<i>Luehea grandiflora</i>	4,69	2	7,81	5	2,05	4,27	4,07	SI
<i>Myrcia fallax</i>	0,00	0	0,00	0	1,59	2,17	2,75	SI
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	16,67	3	0,00	0	1,53	1,40	0,00	ST
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	4,17	1	6,25	2	1,50	1,97	2,56	SI
<i>Maprounea guianensis</i>	9,38	3	0,00	0	1,44	0,00	0,00	SI
<i>Casearia aculeata</i>	6,25	1	0,00	0	1,10	0,77	0,63	SI
<i>Lacistema pubescens</i>	4,17	1	4,17	1	1,04	2,17	1,38	SI
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	6,25	1	0,00	0	1,01	0,77	0,63	SI
<i>Miconia albo-rufescens.</i>	12,50	2	12,50	1	1,01	0,00	0,75	SI
<i>Machaerium triste</i>	0,00	0	0,00	0	0,98	1,27	1,38	SI
<i>Prunus sellowii</i>	0,00	0	4,17	1	0,92	1,78	1,75	ST
<i>Annona cacans</i>	12,50	3	4,17	1	0,79	1,66	0,63	SI
<i>Dictyoloma vandellianum</i>	16,67	3	0,00	0	0,79	1,03	0,00	SI
<i>Erythroxylum pelleterianum</i>	6,25	1	6,25	1	0,67	1,03	1,31	SI
Lauraceae 1	0,00	0	6,25	1	0,55	1,03	1,00	SI
<i>Ocotea corymbosa</i>	0,00	0	0,00	0	0,55	0,77	0,63	ST
<i>Ocotea laxa</i>	12,50	1	12,50	1	0,55	0,00	0,75	SI
<i>Rollinia silvatica</i>	12,50	1	0,00	0	0,55	0,00	0,00	SI
<i>Senna macranthera</i>	12,50	1	0,00	0	0,55	0,00	0,00	P
<i>Eugenia</i> sp.	0,00	0	0,00	0	0,49	0,64	0,63	SI
<i>Jacaranda macrantha</i>	0,00	0	0,00	0	0,49	0,64	0,63	SI
<i>Pseudopiptadenia contorta</i>	0,00	0	0,00	0	0,49	0,64	0,63	SI
<i>Machaerium</i> sp.1	0,00	0	0,00	0	0,49	0,64	0,63	SI
<i>Solanum argenteum</i>	6,25	1	0,00	0	0,49	0,57	0,63	P
<i>Solanum cernuum</i>	12,50	1	0,00	0	0,49	0,00	0,00	P
<i>Vitex sellowiana</i>	0,00	0	0,00	0	0,49	0,64	0,63	SI
<i>Casearia gossypiosperma</i>	0,00	0	0,00	0	0,46	0,57	0,56	SI
<i>Cecropia glaziovii</i>	12,50	1	0,00	0	0,46	0,57	0,00	P
<i>Nectandra rigida</i>	0,00	0	6,25	1	0,46	0,57	1,13	SI
<i>Sparattosperma leucanthum</i>	0,00	0	0,00	0	0,46	0,00	0,00	SI
<i>Vismia guianensis</i>	0,00	0	0,00	0	0,46	0,57	0,56	P

¹ Taxas anuais calculadas para o período de 1992 a 2000.

² Indivíduos mortos e ingressos durante o período de 1992 a 2000.

apesar desta espécie ser observada nas três classes de tamanho em 1992, não foi inventariada em 2000, em razão de apresentar 100% de mortalidade e nenhum ingresso durante o período estudado.

No levantamento inicial 81% do total das plantas se encontravam na classe 1, 10% na classe 2 e 8% na classe 3. Após três anos, 63% pertenciam à classe 1, 27% à classe 2 e 11% à classe 3. No último levantamento, as classes 1, 2 e 3 continham 59, 25 e 16% dos indivíduos inventariados (Figura 20).

5.2.10. Local 10

No Local 10, a densidade absoluta foi de 57.916 indivíduos.ha⁻¹ pertencentes a 43 espécies, em 1992; 47.500 indivíduos.ha⁻¹ pertencentes a 50 espécies, e em 1995, 52.333 indivíduos.ha⁻¹ pertencentes a 51 espécies. Desta forma, o índice de Shannon-Weaver aumentou significativamente de 2,88, em 1992, para 3,29, em 2000. Segundo PEZZOPANE (2001), este local apresenta um valor intermediário de IAF (4,6) em relação aos demais locais estudados, entretanto, a transmissividade média da RFA é baixa (2,5). As famílias que mais se destacaram foram Rubiaceae, com 28,25, 18,69 e 16,51% do total de plantas amostradas nos anos de 1992, 1995 e 2000, respectivamente; e Moraceae, com 11,66, 10,61 e 15,05%, nos anos de 1992, 1995 e 2000. Enquanto as espécies pioneiras não representaram mais do que 8% das espécies amostradas durante o período estudado, as espécies secundárias iniciais corresponderam a 81, 84 e 80% das espécies amostradas nos anos de 1992, 1995 e 2000, e o número de espécies secundárias tardias amostradas reduziu durante o período estudado, passando de 14%, em 1992, para 12%, em 2000 (Quadro 13).

Dentre as 15 espécies de maior RNT no ano de 1992, enquanto quatro espécies secundárias iniciais e uma secundária tardia apresentaram a taxa anual de ingresso superior a mortalidade, uma pioneira, oito secundárias iniciais e uma secundárias tardias apresentaram a taxa anual de mortalidade superior à de ingresso (Quadro 13).

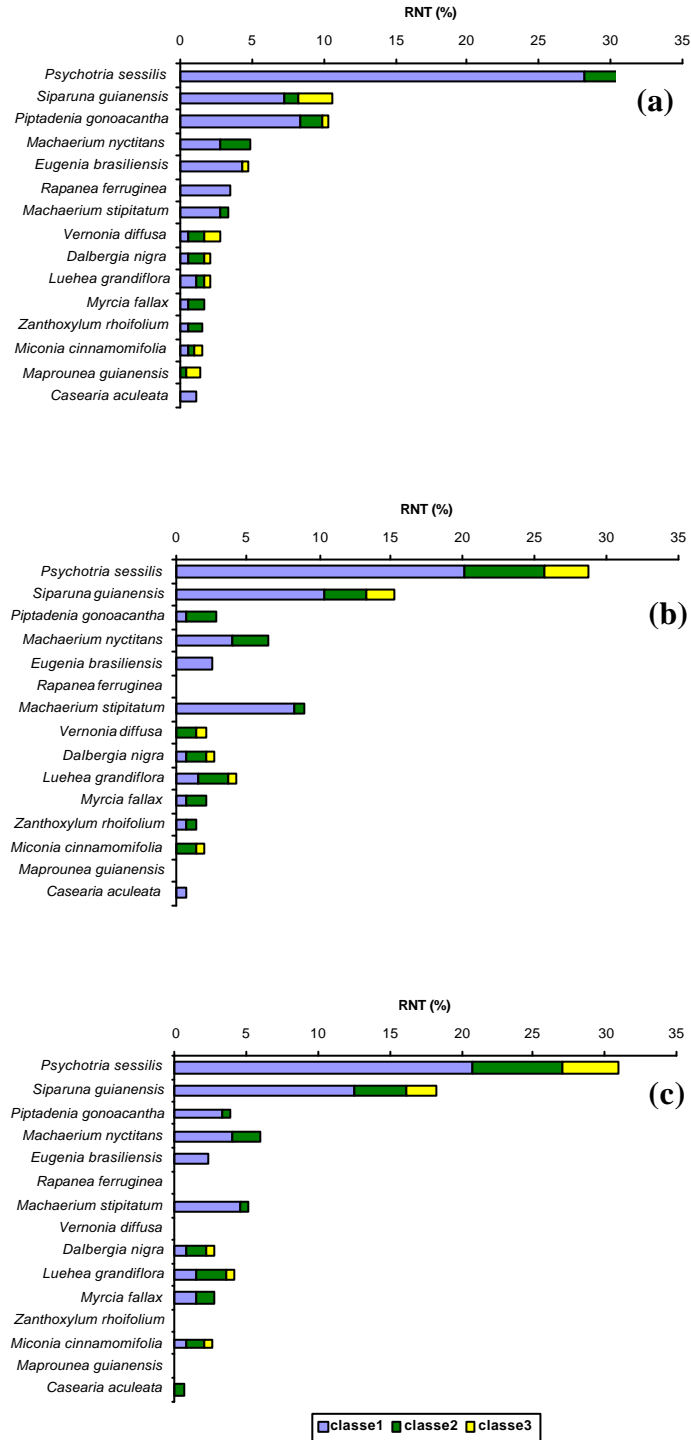


Figura 19 – Regeneração natural total (RNT) para os anos de 1992 (a), 1995 (b) e 2000 (c) para as 15 espécies de maior RNT amostrados em 1992, no Local 9, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, no município de Viçosa, Minas Gerais (Classe 1 – plantas com altura menor que 1 m. Classe 2 – plantas com altura entre 1 e 3 m. Classe 3 – plantas com altura maior do que 3 m e DAP menor do que 5 cm).

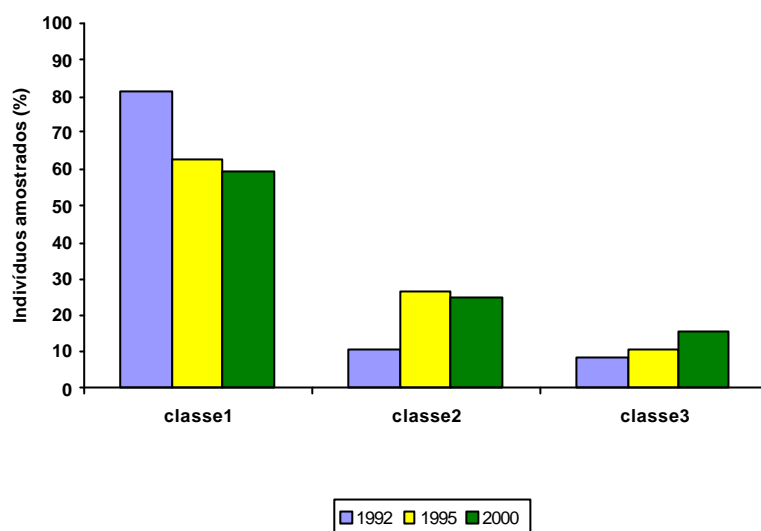


Figura 20 – Distribuição percentual dos indivíduos amostrados no Local 9, por classe de tamanho de planta, nos anos de 1992, 1995 e 2000, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, no município de Viçosa, Minas Gerais.

A espécie com maior importância relativa em todos os levantamentos foi *Psychotria sessilis*; entretanto, em oito anos, seu RNT foi reduzido de 18,79% para 11,75%. *Myrcia fallax*, também, apresentou grande redução de RNT, passando de 9,85%, o segundo maior em 1992, para 4,65%, em 2000, o sexto maior, o que pode ser explicado pela ausência de ingresso desta espécie. *Psychotria sessilis* apresentou 40,83% do total de indivíduos mortos e 26,51% do total de indivíduos ingresso, com a taxa de mortalidade anual (13,74%) superior a de ingresso (9,80%). Esta elevada taxa de mortalidade pode ser uma das causas da grande redução da importância relativa desta espécie. Apesar de *Stryphnodendron guianense* e Rubiaceae 2 não apresentarem mortalidade durante o período estudado, o ingresso também foi reduzido, razão do baixo RNT destas espécies.

As espécies que ocorreram nas três classes de tamanho foram: *Psychotria sessilis* (1992 e 1995), *Myrcia fallax* (1992, 1995 e 2000), *Siparuna guianensis* (1992, 1995 e 2000), *Brosimum guianense* (1992, 1995 e 2000), *Nectandra rigida* (1992, 1995 e 2000), *Apuleia leiocarpa* (1992, 1995 e 2000), *Sorocea bonplandii* (1992 e 2000), *Vismia guianensis* (1992, 1995 e 2000) e *Guapira opposita* (2000). Por outro lado, as espécies Palmae 1 e *Stryphnodendron*

Quadro 13 – Taxa anual de mortalidade (M) e de ingresso (I), número de indivíduos mortos (N_M) e número de indivíduos ingressos (N_I) no período de oito anos, Regeneração natural total (RNT) e grupo ecológico (GE) das espécies amostradas no Local 10, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, município de Viçosa, Minas Gerais

Espécies	M (%) ¹	N_M ²	I (%) ¹	N_I ²	RNT(%)			GE
					1992	1995	2000	
<i>Psychotria sessilis</i>	13,74	49	9,80	22	18,79	12,33	11,75	SI
<i>Myrcia fallax</i>	9,36	13	0,00	0	9,85	5,94	4,65	SI
<i>Siparuna guianensis</i>	4,73	7	3,68	5	8,61	7,46	6,73	SI
<i>Brosimum guianense</i>	3,95	6	7,15	13	7,14	7,35	9,88	ST
<i>Guapira opposita</i>	2,80	5	1,25	2	6,98	6,89	6,67	SI
<i>Nectandra rígida</i>	4,55	5	6,88	6	5,83	4,23	4,98	SI
<i>Apuleia leiocarpa</i>	7,74	4	8,93	5	3,62	3,47	3,74	SI
<i>Sorocea bonplandii</i>	5,36	3	2,50	1	3,02	2,27	2,02	SI
<i>Vismia guianensis</i>	7,64	5	7,64	5	2,74	4,40	2,50	P
<i>Amaioua guianensis</i>	3,13	1	0,00	0	2,67	2,68	1,78	SI
Palmae 1	9,38	3	0,00	0	2,50	0,76	0,70	SI
<i>Machaerium triste</i>	3,13	1	5,00	2	2,05	2,22	2,96	SI
<i>Landenbergia hexandra</i>	4,17	1	0,00	0	1,62	1,34	1,24	ST
<i>Stryphnodendron guianense</i>	0,00	0	4,17	1	1,48	1,51	1,72	SI
Rubiaceae 2	0,00	0	0,00	0	1,33	1,34	1,24	SI
<i>Lamanonia ternata</i>	8,33	2	0,00	0	1,33	0,49	0,46	SI
<i>Rollinia silvatica</i>	12,50	2	6,25	1	1,33	1,16	0,54	SI
<i>Swartzia acutifolia</i>	6,25	1	10,42	2	1,33	1,34	2,10	ST
<i>Matayba elaeagnoides</i>	8,33	2	0,00	0	1,31	0,76	0,70	SI
<i>Citronella paniculata</i>	0,00	0	0,00	0	1,26	0,76	0,70	ST
<i>Erythroxylum pelleterianum</i>	0,00	0	0,00	0	1,26	1,25	1,16	SI
<i>Dictyoloma vandellianum</i>	6,25	1	0,00	0	0,74	0,58	0,54	SI
<i>Machaerium nycitans</i>	0,00	0	6,25	1	0,74	0,76	0,70	SI
<i>Myrcia</i> sp. 1	12,50	1	12,50	2	0,74	1,51	1,40	SI
<i>Ocotea laxa</i>	0,00	0	0,00	0	0,74	0,76	1,00	SI
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	0,00	0	10,42	2	0,74	1,34	1,94	SI
<i>Zanthoxylum</i> L[85]	6,25	1	6,25	1	0,74	0,99	0,46	SI
<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	0,00	0	6,25	1	0,74	1,51	1,40	SI
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	12,50	1	0,00	0	0,74	0,00	0,00	ST
<i>Alchornea</i> sp.	12,50	1	0,00	0	0,59	0,58	0,00	SI
<i>Aspidosperma olivaceum</i>	0,00	0	0,00	0	0,59	0,58	0,70	SI
<i>Guarea kunthiana</i>	12,50	1	0,00	0	0,59	0,00	0,00	ST
<i>Guarea guidonia</i>	0,00	0	0,00	0	0,59	0,58	0,54	SI
Lauraceae 1	3,13	1	15,63	6	0,59	2,85	3,28	SI
<i>Jacaranda macrantha</i>	0,00	0	8,33	2	0,59	1,34	1,24	SI
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	0,00	0	0,00	0	0,59	0,58	0,46	SI
<i>Rapanea ferruginea</i>	13,89	1	0,00	0	0,59	0,00	0,00	SI
<i>Tabebuia chrysotricha</i>	0,00	0	0,00	0	0,59	0,49	0,46	SI
<i>Xylopia sericea</i>	4,17	1	8,33	2	0,59	1,92	1,16	P
<i>Casearia gossypiosperma</i>	0,00	0	6,25	1	0,52	0,49	1,16	SI
Myrtaceae 2	12,50	1	0,00	0	0,52	0,49	0,00	SI
<i>Pseudopiptadenia contorta</i>	0,00	0	0,00	0	0,52	0,49	0,46	SI
<i>Vitex sellowiana</i>	0,00	0	0,00	0	0,52	0,49	0,46	SI

¹ Taxas anuais calculadas para o período de 1992 a 2000.

² Indivíduos mortos e ingressos durante o período de 1992 a 2000.

guianense foram observadas apenas na classe 1, durante todo o período de monitoramento (Figura 21).

Do total de plantas amostradas, 54, 52 e 58% se encontravam na classe 1; 34, 38 e 30% na classe 2; e 12, 10 e 12% na classe 3, respectivamente nos anos de 1992, 1995 e 2000 (Figura 22).

Analisando-se a distribuição percentual de indivíduos, por classe de tamanho de planta, verifica-se que a maior proporção de indivíduos se encontra na classe 1 (58,74%), seguido das classes 2 (25,55%) e 3 (12,72%), considerando a média para os dez locais e para os três anos de monitoramento. Em função da elevada densidade de pequenos indivíduos das espécies *Piptadenia gonoacantha* e *Anadenanthera peregrina*, o local 2 apresentou a maior proporção de indivíduos na classe de menor tamanho (67,95%) e o local 3 apresentou a maior percentagem de indivíduos na classe 2 de tamanho (33,70%). A classe de maior tamanho foi mais bem representada no local 7, com 22,36% do total dos indivíduos amostrados, o que pode ser explicado pela presença de *Siparuna guianensis* como a espécie de maior importância relativa neste local, pois esta espécie tem grande capacidade de desenvolvimento em ambientes sombreados e apresenta porte intermediário.

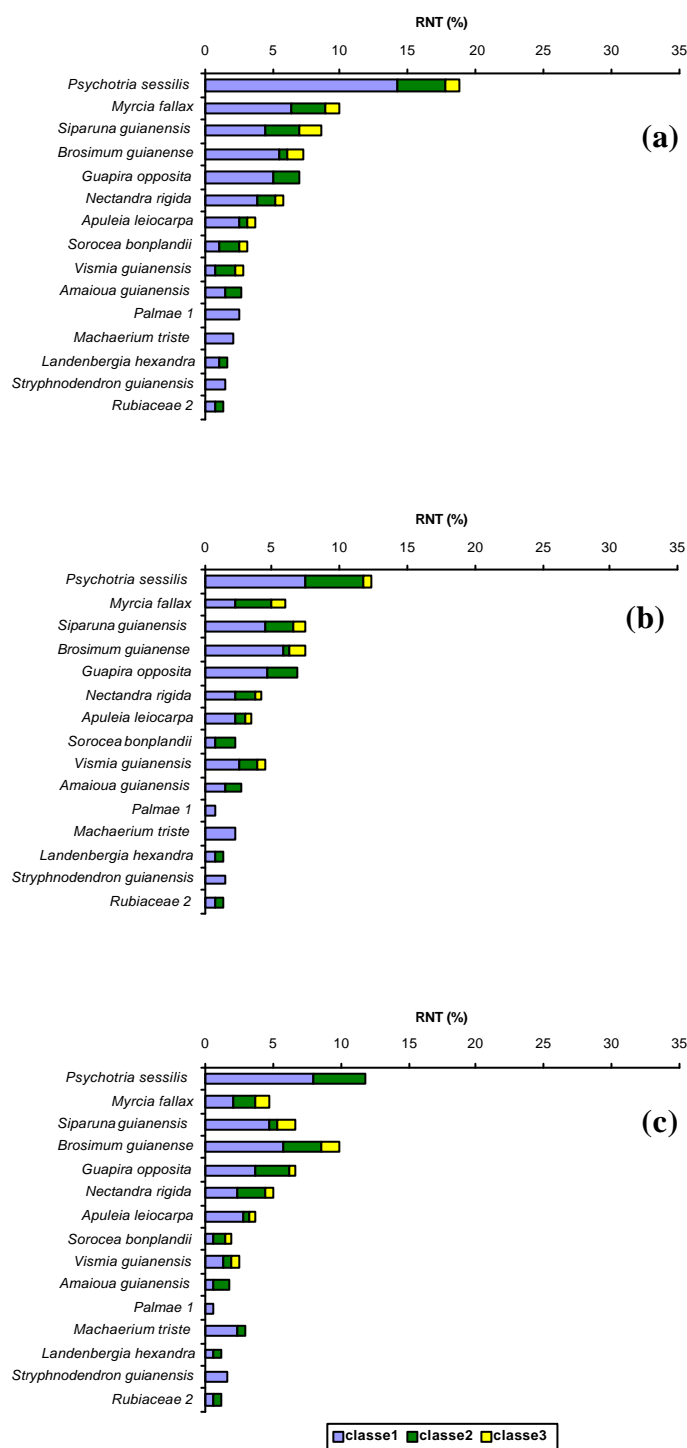


Figura 21 – Regeneração natural total (RNT) para os anos de 1992 (a), 1995 (b) e 2000 (c) para as 15 espécies de maior RNT amostrados em 1992, no Local 10, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, no município de Viçosa, Minas Gerais (Classe 1 – plantas com altura menor que 1 m. Classe 2 – plantas com altura entre 1 e 3 m. Classe 3 – plantas com altura maior do que 3 m e DAP menor do que 5 cm).

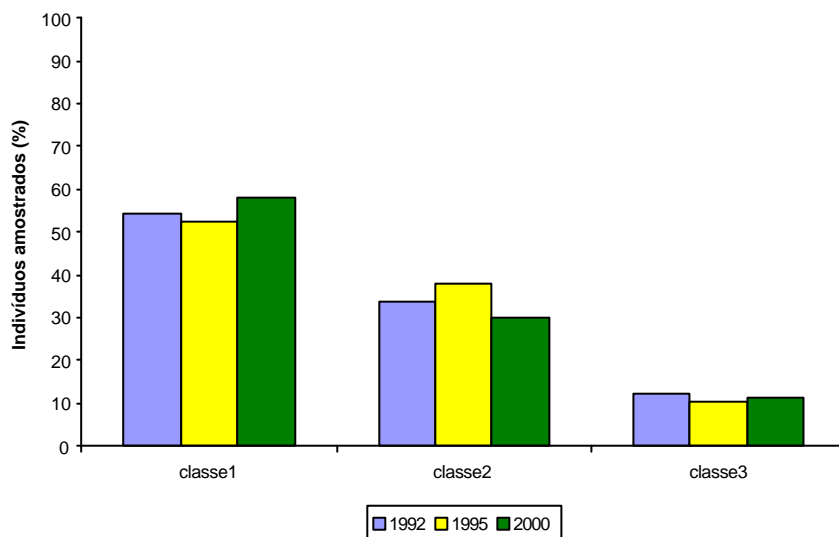


Figura 22 – Distribuição percentual dos indivíduos amostrados no Local 10, por classe de tamanho de planta, nos anos de 1992, 1995 e 2000, em um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na EPTEA, no município de Viçosa, Minas Gerais.

6. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos permitiram concluir que:

1. No fragmento florestal estudado, a dinâmica da regeneração natural ocorreu de forma diferenciada, em função da grande heterogeneidade espacial e temporal dos fatores bióticos e abióticos que afetam os processos ecológicos envolvidos durante o processo de sucessão, como, por exemplo, competição, dispersão, estabelecimento, mortalidade e ingresso. Desta forma, os padrões de sucessão secundária em fragmentos de florestas tropicais não podem ser generalizados, pois são dependentes da combinação de vários fatores.

2. A diversidade florística do fragmento florestal estudado apresentou variações ao longo do tempo e entre os dez locais, sendo o menor índice observado no Local 2 ($H' = 1,95$), em 1992; e o maior, no Local 5 ($H' = 3,45$), também, em 1992. Nos locais com menor diversidade, as 15 espécies de maior importância relativa apresentaram maior proporção da soma dos índices de regeneração natural total (RNT) de todas as espécies, em relação aos locais com maior índice de diversidade. Foi observada tendência de aumento no índice de diversidade para maioria dos locais.

3. Foi amostrado apenas um indivíduo para 26 espécies (16,35%). As espécies raras são responsáveis pela alta diversidade em florestas tropicais necessitando de manejo específico para manutenção da estabilidade do ecossistema.

4. Dentre as espécies com RNT maior do que 10%, em todos anos de avaliação, *Siparuna guianensis* foi a que ocorreu em maior número de locais (1, 3, 7, 8 e 9), o que demonstra a grande capacidade desta espécie se desenvolver em locais com diferentes condições ambientais.

5. No período de estudo e em todos os locais ocorreu o domínio de espécies secundárias iniciais, o que sugere estágio médio de sucessão no fragmento.

6. A análise das taxas de mortalidade e ingresso permitiu entender a dinâmica da regeneração natural no fragmento florestal estudado. Por exemplo, as espécies com os maiores valores de ingresso durante o período estudado apresentaram os maiores valores de RNT. O RNT das espécies, cuja taxa anual de ingresso foi superior a de mortalidade, tendeu a aumentar durante o período estudado. Isto demonstra que as mesmas se encontram em ambiente propício para a sua regeneração e estabelecimento e devem ser consideradas potenciais para serem manejadas pela exploração seletiva, com abertura de pequenas clareiras para manter condições ideais para sua manutenção no sistema, uma vez que são, na maioria, espécies secundárias iniciais.

7. A elevada dominância de poucas espécies ao longo do tempo, como ocorreu no Local 2 com as espécies *Piptadenia gonoacantha* e *Anadenanthera peregrina*, pode inibir o processo de sucessão secundária em fragmentos de florestas tropicais, impedindo o desenvolvimento de outras espécies. No Local 2, esta dominância parece estar relacionada com a alta densidade de indivíduos adultos, eficiência competitiva das plântulas nestas condições ambientais e grande produção de propágulos.

8. O banco de plântulas representa um importante indicador do potencial de regeneração natural das espécies, e um componente de grande importância a ser considerado no planejamento de manejo florestal. Desta forma, intervenções na floresta natural podem ser realizadas com o objetivo de favorecer uma determinada espécie.

9. Apesar de muitas espécies florestais serem tolerantes à sombra e germinarem no sub-bosque, a maioria pode permanecer suprimida por um longo

período de tempo, desenvolvendo-se apenas quando ocorre maior disponibilidade lumínica. Durante o período que permanecem suprimidas, estas espécies podem apresentar um déficit no ganho de carbono, aumentando, assim, a probabilidade de mortalidade por algum estresse abiótico ou ataque por patógenos ou insetos.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAMS, J.M. & WOODWARD, F.I. Patterns in tree species richness as a test of glacial extinction hypothesis. **Nature**, v.339, p.699-701, 1989.
- AIDAR, M.P.M.; GODOY, J.R.L.; BERGMANN, J.; JOLY, C.A. Atlantic forest succession over calcareous soil, Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira – PETAR, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v.24, n.4, p.455-469, 2001.
- AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K.; ROSÁRIO, M. et al. Forest recovery in abandoned cattle pastures along an elevation gradient in Northeastern, Porto Rico. **Biotropica**, v.28, p.537-548, 1996.
- ALMEIDA, D.S. **Florística e estrutura de um fragmento de Floresta Atlântica, no município de Juiz de Fora, Minas Gerais**. Viçosa, MG: UFV, 1996. 91p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 1996.
- ALMEIDA, S.S. **Clareiras naturais na Amazônia Central: abundância, distribuição, estrutura e aspectos da colonização**. Manaus, AM: INPA, 1989. 125p. Dissertação (Mestrado) – Instituto Nacional de Pesquisa Amazônicas, 1989.
- ALMEIDA JÚNIOR, J.S. **Florística e fitossociologia de fragmentos da floresta estacional semidecidual, Viçosa, Minas Gerais**. Viçosa, MG: UFV, 1999. 148p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 1999.
- AMORIM, I.L.; DAVIDE, A.C.; CHAVES, M.M.F. Morfologia do fruto e da semente, e germinação da semente de *Trema micrantha* (L.) Blum. **Revista Cerne**, v.3, n.1, p.129-142, 1997.

- BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. The soil seed bank during Atlantic forest regeneration in southeast Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.61, n.1, p.35-44, 1999.
- BARROS, N.F. **Contribuição ao relacionamento de características pedológicas e topográficas com altura de *Eucalyptus alba*, na região de Santa Bárbara**. Viçosa, MG: UFV, 1974. 84p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 1974.
- BARTON, A.M. Neotropical pioneer and shade-tolerant tree species: do they partition treefall gaps? **Tropical Ecology**, v.25, p.196-202, 1984.
- BLOOM, A.J.; MOONEY, H.A.; BJORKMAN, O. Materials and methods for carbon dioxide and water exchange analysis. **Plant Cell and Environment**, v.3, p.371-376, 1980.
- BOND, W.J. & MIDGLEY, J.J. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. **Tree**, v.16, n.1, p. 45-51, 2001.
- BROKAW, N.V.L. Gap-phase regeneration in a tropical forest. **Ecology**, v.66, p.682-687. 1985.
- BROWER, J.E. & ZAR, J.H. **Field and laboratory methods for general ecology**. 2. ed. Dudenque: Wm. C. Brown, 1977. 226p.
- BROWN, V.K. & GANGE, A.C. Differential effects of above and below ground insects herbivory during early plant succession. **Oikos**, v.54, p.67-76, 1989.
- BROWN, S. & LUGO, A.E. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, v.6, p.1-32, 1990.
- BUDOWSKI, G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, v.15, n.1, p.40-2, 1965.
- CANHAM, C.D.; FINZI, A.C.; PACALA, S.W. et al. Causes and consequences of resource heterogeneity in forests: interspecific variation in light transmission by canopy trees. **Canadian Journal of Forest Research**, v.24, p. 337.349, 1994.
- CLARK, D.A. & CLARK, D.B. Seedling dynamics of a tropical tree: impacts of herbivory and meristem damage. **Ecology**, v. 66, p.1884-1892, 1985.
- CLARK, D.B.; CLARK, D.A.; READ, J.M. Edaphic variation and the mesoscale distribution of tree species in a neotropical rain forest. **Journal of Ecology**, v.86, p.101-112, 1998.

- CHAGAS, R.K. **Dinâmica de populações e prognóstico de produção de espécies arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana, em Lavras, Minas Gerais.** Lavras, MG: UFLA. 2000. 66p. Dissertação (Mestrado Ciência Florestal) – Universidade Federal de Lavras, 2000.
- CHAVES, M.M.F. **Descrição morfológica de sementes, de plântulas e de mudas de 10 espécies arbóreas pioneiras, na microrregião de Viçosa, Minas Gerais.** UFV, Viçosa, 1994. 108p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 1994.
- CHAZDON, R.L. & FETCHER, N. Photosynthetic light environments in a lowland tropical forest in Costa Rica. **Journal of Ecology**, v.72, p553-564, 1984.
- CONDIT, R.; HUBBEL, S.P.; FOSTER, R.B. Mortality rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. **Ecological Monograph**, v.65, p.419-439, 1995.
- CONDIT, R.; HUBBEL, S.P.; FRANKIE, J.V. et al. Species-area and species-individual relationships for tropical trees: a comparisons of three 50-ha plots. **Journal of Ecology**, v.84, p.549-562, 1996.
- CONNEL, J.H. & GREEN, P.T. Seedling dynamics over thirty-two years in a tropical rain forest tree. **Ecology**, 2000 (extraído do site www.findarticles.com)
- CORREA, G.F. **Modelo de evolução e mineralogia da fração argila de solos do planalto de Viçosa.** Viçosa, MG: UFV, 1984. 187p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 1984.
- COSTA, L.C. & SEDIYAMA, G. Elementos climáticos e produtividade agrícola. **Revista Ação Ambiental**, n.7, p.24-27, 1999.
- CRONQUIST, A. **The evolution and classification of flowering plants.** New York: The New York Botanical Garden, 1988. 555p.
- DALLING, J.W. & DENSLOW, J.S. Soil seed bank composition along a forest chronosequence in seasonally moist tropical forest, Panama. **Journal of Vegetation Science**, v.9, p.669-678, 1998.
- DALLING, J.W.; SWAINE, M.D.; GARWOOD, N.C. Dispersal patterns and seed bank dynamics of pioneers trees in moist tropical forest. **Ecology**, v.79, p.564-478, 1998.
- DANIEL, O. **Padrões de disseminação, qualidade fisiológica de sementes e sobrevivência inicial de *Astronium concinnum* Schott (Gonçalo-Alves).** Viçosa, MG: UFV, 1988. 100p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 1988

- DANIEL, O. & JANKAUSKIS, J. Avaliação de metodologia para o estudo do estoque de sementes do solo, em floresta de terra firme na Amazônia brasileira. **Revista IPEF**, v.41/42, p.18-26, 1989.
- DAVIDE, A.C. & CHAVES, M.M.F. Morfologia de semente de plântula e de mudas de *Erytrina falcata* Benth. e *Platycyamus regnellii* Benth. – Fabaceae. **Revista Cerne**, v.2, n.2, p.69-80, 1996.
- DE STEVEN, D. Tropical tree seedling dynamics: recruitment patterns and their population consequences for three canopy species in Panama. **Journal of Tropical Ecology**, v.10, p.369-383, 1994.
- DENSLOW, J.S.; ELLISON, A.M.; SANFORD, R.E. Treefall gap size effects on above and below-ground process in a tropical wet forest. **Journal of Ecology**, v.86, p.597-609, 1998.
- DUPUY, J.M. & CHAZDON, R.L. Long-term effects of forest regrowth and selective logging on the seed bank of tropical forest in NE Costa Rica. **Biotropica**, v.30, p.223-237, 1998.
- ENGEL, V.L. **Influência do sombreamento sobre o crescimento de mudas de essências nativas, concentração de clorofila nas folhas e aspectos de anatomia**. Piracicaba, SP: ESALQ, 1989. 202p. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 1989.
- EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1999. 412p.
- FABER-LANGENDOEN, D. Ecological constraints on rain forest management at Bajo Calima, Western Colombia. **Forest Ecology and Management**, v.53, p.213-244, 1992.
- FEARNSIDE, P.M. & GUIMARAES, W.M. Carbon uptake by secondary forests in Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v.80, p.35-46, 1996.
- FELFILI, J.M. Dynamics of the natural regeneration in the gamba gallery forest in central Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.91, p.235-245. 1996.
- FERNANDES, H.A.C. **Dinâmica e distribuição de espécies arbóreas em uma floresta secundária no domínio da Mata Atlântica**. Viçosa, MG: UFV, 1998. 151p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 1998.
- FERREIRA, R.L.C.; SOUZA, A.L.; JESUS, R.M. Ingresso e mortalidade em uma floresta secundária de transição. **Revista Árvore**, v.22, n.2, p.155-162, 1998.

- FERREIRA, R.L.C.; SOUZA, A.L.; JESUS, R.M. Dinâmica da estrutura de uma floresta secundária de transição. II – Distribuição diamétrica. **Revista Árvore**, v.22, n.3, p.331-344, 1998.
- FETCHER, N.; HAINES, B.L.; CORDERO, R.A. et al. Responses of tropical plants to nutrients and light on a landslide in Puerto Rico. **Journal of Ecology**, v. 84, p.331-341, 1996.
- FINEGAN, B. & DELGADO, D. Structural and floristic heterogeneity in a Costa Rican rain forest restored on pasture through natural secondary succession. **Restoration Ecology**, 2000.
- FINOL, U.H. Nuevos parámetros a considerarse en el análisis estructural de las selvas vírgenes tropicales. **Revista Forestal Venezolana**, v.14, n.21, p.29-42, 1971.
- FONSECA, R.C. & RODRIGUES, R.R. Structural analysis and aspects of the successional mosaic of a semi-deciduous forest, in Botucatu (São Paulo, Brazil). **Scientia Forestalis**, v.57, p.27-43, 2000.
- FOWLER, N.L. Microsites requirements for germination and establishment of three grass species. **American Midland Naturalist**, v.115, p.131-145, 1986.
- GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H.; BEZERRA, C.L.F. Levantamento florístico caráter sucessional das espécies arbustivas-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos – SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v.55, n.4, p.753-767, 1995.
- GARWOOD, N.C. Tropical seed banks: A review. In: **Ecology of soil seed banks**. San Diego, Academic Press, p. 149-209, 1989.
- GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD, JR., R.O. et al. Matriz habitat and species persistence in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, v.91, p.223-230, 1999.
- GENTRY, A.H. & DODSON, C. Contribution of nontrees to species richness of a tropical rain forest. **Biotropica**, v.19, p.216-227, 1987.
- GENTRY, A.H. & EMMONS, L.H. Geographical variation in fertility, phenology, and composition of the understory of neotropical forests. **Biotropica**, v.19, p.216-227, 1987.
- GIVNISH, T.J. On causes of gradients in tropical tree diversity. **Journal of Ecology**, v.87, p.193-210, 1999.
- GRACE, J.; MALHI, Y.; HIGUCHI, N. et al. Productivity of tropical rain forests. In: **Terrestrial global productivity**. San Diego: Academic Press, p.401-420, 2001.

- GROSS, K.L.; PREGITZER, K.S.; BURTON, A.J. Spatial variation in nitrogen availability in three successional plants communities. **Journal of Ecology**, v.83, p.357-367, 1995.
- GROSS, N.D.; TORTI, S.D.; FEENER JR.; D.H. et al. Monodominance in an African rain forest: Is reduced herbivory important? **Biotropica**, v.32, n.3, p.430-439, 2000.
- GUARIGUATA, M.R. & DUPUY, J.M. Forest regeneration in abandoned logging roads in lowland Costa Rica. **Biotropica**, v.29, p.15-28, 1997.
- GUARIGUATA, M.R. Seed and seedling ecology of tree species in neotropical secondary forests: management implications. **Ecology Appliance**, v.10, p.145-154, 2000.
- HARCOMBE, P.A. The influence of fertilization on some aspects of succession in a humid tropical forest. **Ecology**, v.58, p.1375-1383, 1977.
- HART, T.B. Seed, seedling and sub-canopy survival in monodominant and mixed forests of the Ituri Forest, Africa. **Journal of Tropical Ecology**, v.11, p.443-459, 1995.
- HEILINGMANN, R. & SCHNEIDER, G. Effects of wind and soil moisture on black walnut seedlings. **Forest Science**, v.20, n.4, p.331-335, 1974.
- HERRERA, B. & FINEGAN, B. Substrate conditions, foliar nutrients and the distributions of two canopy tree species in a Costa Rican secondary rain forest. **Plant and Soil**, v.191, p. 259-267, 1997.
- HIGUCHI, N; SANTOS, J.; RIBEIRO, R.J. et al. Crescimento e incremento de uma floresta amazônica de terra-firme manejada experimentalmente. In: **Projeto Bionte: Biomassa e nutrientes florestais**. INPA, Manaus, p.88-132, 1997.
- HOFFMANN, W.A. The effects of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. **Journal of Ecology**, v.84, p.383-393, 1997
- HOLDSWORTH, A.R. & UHL, C. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. **Ecological Applications**, v.7, p.713-725, 1997.
- HUBBEL, S.P. Tree dispersion, abundance and diversity in tropical dry forest. **Science**, v.223, p.1299-1309, 1979.
- JARDIM, F.C.S. **Comportamento da regeneração natural de espécies arbóreas em diferentes intensidades de desbaste por anelamento, na região de Manaus – AM**. Viçosa, MG: UFV, 1995. 169p. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 1995.

- JANZEN, D.H. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. **American Naturalist**, v.104, p.501-528, 1970.
- KABAKOFF, R.P. & CHAZDON, R.L. Effects of canopy species dominance on understorey light availability in low-elevation secondary forest stands in Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, v.12, p.779-788, 1996.
- KAGEYAMA, P.Y. & CASTRO, C. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies nativas. **IPEF**, n.41/42, p. 83-93, 1989.
- KENNEDY, D.N. & SWAINE, M.D. **Germination and growth of colonizing species in artificial gaps of different sizes in dipterocarp rain forest.** Philosophical Transactions of the Royal Society of London B. v.335, p.357-366, 1992.
- KOBE, R.K. Light gradient partitioning among tropical tree species through differential seedling mortality and growth. **Ecology**, v.80, n.1, p.187-201, 1999.
- LANG, G.E. & KNIGHT, D.H. Tree growth, mortality, recruitment, and canopy gap formation during a 10-year period in a tropical moist forest. **Ecology**, v.64, p.1075-1080, 1983.
- LASKA, M.S. Structure of understory shrub assemblages in adjacent secondary and old-growth tropical wet forests, Costa Rica. **Biotropica**, v.29, p.29-37, 1997.
- LAURANCE, W.F. Reflections on the tropical deforestation crisis. **Biological Conservation**, v. 91, p.109-117, 1999.
- LAWTON, R.O. & PUTZ, F.E. Natural disturbance and gap-phase regeneration in a wind-exposed tropical cloud forest. **Ecology**, v.69, p.764-777, 1988.
- LEAL FILHO, N. **Caracterização do banco de sementes de três estádios de uma sucessão vegetal na Zona da Mata de Minas Gerais.** Viçosa, MG: UFV, 1992. 116p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 1992.
- LEVEY, D.J. Tropical wet forest treefall gaps and distribution of understory birds and plants. **Ecology**, v.69, p.1076-1089, 1988.
- LEWIS, S.L. & TANNER, E.J. Effects of above- and belowground competition on growth and survival of rain forest tree seedlings. **Ecology**, v.81, n.9, p.2525-2538, 2000.
- LIEBERMAN, M.; LIEBERMAN, D.; HARTSHORN, G.S. et al. Small-scale altitudinal variation in lowland wet tropical forest vegetation. **Journal of Ecology**, v.83, p.505-516, 1995.

- LIEBERMAN, M.; LIEBERMAN, D.; PERALTA, R. et al. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **Journal of Ecology**, v.73, p.915-924, 1985.
- LIEBERMAN, M.; LIEBERMAN, D.; PERALTA, R. et al. Canopy closure and tree species at La Selva, Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, v.11, p.161-178, 1995.
- LOUZADA, C. **Composição florística e estrutura de vegetação arbórea em diferentes condições fisiográficas de um fragmento de floresta estacional semidecidual secundária, na Zona da Mata de Minas Gerais**. Viçosa, MG: UFV, 2002. 149p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 2002.
- LUCAS, R.; HONZAK, M.; AMARAL, I. et al. Composição florística, biomassa, e estrutura de florestas tropicais em regeneração: uma avaliação por sensoriamento remoto. In: GASCON, C. & MOUTINHO, P. (Org.). **Floresta amazônica: dinâmica, regeneração e manejo**, p. 61-83, 1998.
- MACK, A.L.; ICKES, K.; JESSEN, J.H. et al. Ecology of *Aglaia mackiana* (Meliaceae) seedlings in a New Guinea rain forest. **Biotropica**, v.31, n.1, p.111-120, 1999.
- MARON, J.L. Insect herbivore above and belowground: individual and joint effects on plant fitness. **Ecology**, 16p. 1998. (extraído do site www.findarticles.com, no dia 29/10/2001).
- MARTINS, F.R. **O método de quadrantes e a fitossociologia de uma floresta residual do interior do estado de São Paulo: Parque Estadual de Vassununga**. São Paulo, USP, 1979. 239p. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, 1979.
- MEIRA-NETO, J.A.A. **Estudos florísticos, estruturais e ambientais nos estratos arbóreo e herbáceo-arbustivo de uma floresta estacional semidecidual**. Campinas, SP: UNICAMP, 1997. 152p. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, 1997.
- NEGRELLE, R.R.B. Sprouting after uprooting of canopy trees in the atlantic rain forest of Brazil. **Biotropica**, v.27, n.4, p.448-454, 1995.
- NEPSTAD, D.C.; UHL, C.; PEREIRA, C.A. et al. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of Eastern Amazonia. **Oikos**, v.76, p.25-39, 1996.
- ODUM, E.P. **Ecologia**, Atlanta: University of Georgia, 1983. 434p.
- OMETTO, **Bioclimatologia Vegetal**. São Paulo: Editora Agronômica Ceres, 1981. 440p.

- PEZZOPANE, J.E.M. **Caracterização fitossociológica, microclimática, e ecofisiológica em uma floresta estacional semidecidual secundária**. Viçosa, MG: UFV, 2001. 225p. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 2001.
- PEREIRA, A.R. Radiation regime of tropical forest. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, n.5, v.2, p.1-8, 1997.
- PINARD, M.A.; HOWLETT, B.L; DAVIDSON, D.W. Sites conditions limit pioneer tree recruitment after logging of dipterocarp forests in Sabah. Malaysia. **Biotropica**, v.28, p.2-12, 1996.
- PINHEIRO, A.L. **Estudos de características dendrológicas, anatômicas e taxonômicas de Meliaceae na microrregião de Viçosa, Minas Gerais**. Viçosa: UFV, 1986. 192p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 1986.
- POGGIANI, F. **Estrutura, funcionamento e classificação das florestas: implicação ecológica das florestas plantadas**. Piracicaba, ESALQ, 1989, p.1-14 (Documentos Florestais, 3), 1989.
- PRIMACK, R.B.; ASHTON, P.S.; CHAI et al. Growth rates and population structure of Moraceae trees in Sarawak, East Malaysia. **Ecology**, v.66, p.577-588, 1985.
- PUTZ, F.E. Silvicultural effects of lianas. In: **The biology of vines**. Cambridge, UK: Cambridge University Press, p. 493-501, 1991
- PUTZ, F.E. & CANHAM, C.D. Mechanisms of arrested succession in shrublands: root and shoot competition between shrubs and tree seedlings. **Forest Ecology and Management**, v.49, p.267-275, 1992.
- REIS, M.G.F.; REIS, G.G.; VALENTE, O.F.; et al. Seqüestro e armazenamento de carbono em florestas nativas e plantadas dos Estados de Minas Gerais e Espírito Santo. In: **Seminário de Emissão e Seqüestro de CO₂. Uma Nova Oportunidade de Negócio Para o Brasil**. CVRD, Rio de Janeiro, p. 155-195, 1994.
- RESENDE, M. Clima e solo: suas relações com o ambiente agrícola. **Informe Agropecuário**, v.12, n.138, p.43-49, 1985.
- REZENDE, S.B. **Estudo de crono-sequência em Viçosa – Minas Gerais**. Viçosa, MG: UFV, 1971. 71p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 1971.
- RODERJAN, C.V. **Morfologia do estágio juvenil de 24 espécies arbóreas de uma floresta de Araucária**. Curitiba, UFPR: 1983, 148p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, 1983.

- SALDARRIAGA, J.G.; WEST, D.C.; THARP, M.L. et al. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. **Journal of Ecology**, v.76, p.938-958, 1988.
- SANFORD JR, R.L.; BRAKER, E.H.; HARTSHORN, G.S. Canopy openings in a primary neotropical lowland forest. **Journal of Tropical Ecology**, v.2, p.277-282, 1986.
- SCARIOT, A. Seedling mortality by litterfall in Amazonian forest fragments. **Biotropica**, v.32, n.4a, p.662-669, 2000.
- SCHUMACHER, M.V. & POGGIANI, F. Caracterização no interior dos talhões de *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh, *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden e *Eucalyptus torelliana* F. Muell, localizados em Anhembi – SP. **Ciência Florestal**, n.3, v.1, p.9-20, 1993.
- SCHUPP, E.W. Annual variation in seedfall, postdispersal predation, and recruitment of a neotropical tree. **Ecology**, v.71, n.2, p.504-515, 1990.
- SEYWA, K. & KIKUZAWA, K. Importance of seed size for the establishment of seedling of five deciduous broad-leaved tree species. **Vegetatio**, v.123, p.51-64. 1996.
- SHEIL, D. & MAY, R.M. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Tropical Ecology**, v.84, p.91-100, 1996.
- SIQUEIRA, J.O. Micorrizas arbusculares . In: ARAÚJO, R.S.; HUNGRIA, M. (Ed.). **Microorganismos de importância agrícola**. Brasília: EMBRAPA, p.151-194, 1994.
- SILVA, C.T. **Dinâmica da vegetação arbórea de uma floresta secundária no município de Viçosa, Minas Gerais**. Viçosa, MG: UFV. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, 2003 (em andamento).
- SILVA, E.M.; LEITÃO, M.M.V.B.R. Análise da radiação solar em três ecossistema da Floresta Amazônica. In: Encontro de Iniciação Científica da UFPB, 7, João Pessoa, PB, In: **Anais...** p.E.06.6, 1999.
- SORK, V.L.; BRAMBLE, J.; SEXTON, O. Ecology of masting-fruitletting in three species of North American deciduous oaks. **Ecology**, v.74, p.528-541, 1993.
- SOUSA, O.; SCHOEREDER, J.H.; BROWN, V. et al. A theoretical overview of the processes determining species richness in forest fragments. In: BIERREGAARD JR., R.O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.E. et al. (ed.). **Lessons from Amazonia: The ecology and conservation of a fragmented forest**. Smithsonian Institution, p. 5-12, 2001.

- SOUZA, A.L.; SCHETTINO, S.; JESUS, R.M.; VALE, A.B. Dinâmica da regeneração natural em uma floresta ombrófila densa secundária, após corte de cipós, Reserva Natural da Companhia Vale do Rio Doce S.A., Estado do Espírito Santo, Brasil. **Revista Árvore**, n.26, v.4, p.411-419, 2002.
- TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta no estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, v.22, n.2., p.217-223, 1999.
- TUCKER, J.; BRONDIZZIO, E.S.; MORAN, E.F. Rates of forest regrowth in Eastern Amazonia: a comparison of Atamira and Bragantina regions, Pará State, Brazil. **Interciencia**, v.23, p.1-10, 1998.
- TYREE, M.T.; VELEZ, V.; DALLING, J.W. Growth dynamics of root and shoot hydraulic conductance in seedling of five neotropical tree species: scaling to show possible adaptation to different light regimes. **Oecologia**, v.114, p.293-298, 1998.
- UHL, C. Factors controlling succession following slash-and-burning agriculture in Amazonia. **Journal of Ecology**, v.75, p.377-407, 1987.
- UHL, C. & VIEIRA, I.C. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon.: A case study from the Paragominas region of the state of Pará. **Biotropica**, v.21, p.98-106, 1989.
- VASCONCELOS, H.L. & CHERRET, J.M. Leaf-cutting ants and early forest regeneration in central Amazonia: effects of herbivory on tree seedling establishment. **Journal of Tropical Ecology**, v.13, p.357-370, 1997.
- VÁZQUEZ, J.A. & GIVNISH, T.J. Altitudinal gradient in tropical forest composition, structure, and diversity in the Sierra de Manantlan, Jalisco, México. **Journal of Ecology**, v.86, p.999-1020, 1998.
- VÁZQUEZ-YANES, C.; OROZCO-SEGOVIA, A.; RINCÓN, E. Light beneath the litter in a tropical forest: effects on seed germination. **Ecology**, v.71, p.1952-1958, 1990.
- VÁZQUEZ-YANES, C., ROJAS-ARÉCHIGA, M., SÁNCHEZ-CORONADO, M.E. et al. Comparison of light-regulated seed germination in *Ficus spp.* and *Cecropia obtusifolia*: ecological implications. **Tree Physiology**, v.16, p.871-875, 1996.
- VEENENDAAL, E.M.; ERNEST, W.H.; MODISE, G.S. Effects of seasonal rainfall pattern on seedling emergence and establishment of grasses in a savanna in south-eastern Botswana. **Journal of Arid Environments**, v.32, p.305-317, 1996.

- VEENENDAAL, E.M. et al. Differences in plant and soil water relations in and around a forest gap in West Africa during the dry season may influence seedling establishment and survival. **Journal of Ecology**, v.84, p.83-90, 1996.
- VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE. 123p. 1991.
- VIANA, V.M.; TABANEZ, A.J.A.; MARTINEZ, J.F.A. Restauração e manejo de fragmentos florestais. **Revista do Instituto Florestal de São Paulo**, v.4, p.400-406, 1992.
- VIANELLO, R.L. **Meteorologia básica e aplicações**. ed. Viçosa, UFV, Imp. Univ., 449p. 1991.
- VOLPATO, M.M.L. **Regeneração natural em uma floresta secundária no domínio de Mata Atlântica: uma análise fitossociológica**. Viçosa, MG: UFV, 1994. 123p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, 1994.
- WADSWORTH, F.H. **Forest production for tropical America**. Agriculture handbook 710. United States Department of Agriculture, Forest Service, Washington, DC, p.563, 1997.
- WALKER, R.L. & CHAPIN III, F.S. Interactions among processes controlling successional change. **Oikos**, v.50, p.131-135, 1987.
- WILLIAMSON, G.B. & MESQUITA, R.C.G. Effects of fire on rainforest regeneration in the Amazon basin. In: **Lessons from Amazonia: The ecology and conservation of a fragmented forest**, p.325-334, 2001.
- WINN, A.A. & WERENER, P.A. Regulation of seed yield within and among populations of *Prunella vulgaris*. **Ecology**, v.68, p.1224-1233, 1987.
- WHITMORE, T.C. Gaps in the forest canopy. In: **Tropical trees as living systems**. London: Cambridge Univ. Press. p.639-655, 1978.
- WRIGHT, S.J. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. **Oecologia**, v.130, p.1-14, 2002.
- YAVITT, J.B.; BATTES, J.J.; LANG, G.E. The canopy gap regime in a secondary neotropical forest in Panama. **Journal of Tropical Ecology**, v.11, p.391-402, 1995.
- ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. 3. ed. Prentice Hall, New Jersey, 1996.