

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DE RIO CLARO
DEPARTAMENTO DE BOTÂNICA

ISABELA PORTO RENÓ

DINÂMICA TEMPORAL E COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DA COMUNIDADE
ARBÓREA DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa MONTANA, PARQUE ESTADUAL
DA SERRA DO MAR, SP, BRASIL.

RIO CLARO
Março - 2015

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DE RIO CLARO
DEPARTAMENTO DE BOTÂNICA

ISABELA PORTO RENÓ

DINÂMICA TEMPORAL E COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DA COMUNIDADE
ARBÓREA DE FLORESTA OMBRÓFILA Densa MONTANA, PARQUE ESTADUAL
DA SERRA DO MAR, SP, BRASIL.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal) para a
obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Marco Antonio de Assis

Co-orientadora: Dra. Luciana Ferreira Alves

RIO CLARO

Março - 2015

581.5 Renó, Isabela Porto
R418d Dinâmica temporal e composição florística da
comunidade arbórea de floresta ombrófila densa montana,
Parque Estadual da Serra do Mar, SP, Brasil / Isabela Porto
Renó. - Rio Claro, 2015
118 f. : il.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista,
Instituto de Biociências de Rio Claro
Orientador: Marco Antonio de Assis
Coorientador: Luciana Ferreira Alves

1. Ecologia vegetal. 2. Dinâmica florestal. 3. Estrutura. 4.
Biomassa. I. Título.

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP
Campus de Rio Claro/SP

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer especialmente aos meus orientadores, ao Dr. Marco Antonio de Assis pela oportunidade, apoio, confiança e amizade, e a Dra. Luciana Ferreira Alves pelos ensinamentos, pela convivência e por todo o auxílio ao longo do desenvolvimento deste trabalho.

Agradeço ao IAC, local onde aprendi sobre botânica, fiz grandes amigos, vivi histórias e momentos inesquecíveis, e que me acolheu durante esse período me fornecendo toda a estrutura necessária. A todos os colegas do IAC, Carla Nardin, José Benedito e Ana Cláudia Souza pela amizade, ao Dr. Luís Carlos Bernacci, a quem sou grata por ter me apresentado à pesquisa, e a Dra. Roseli Torres por todos esses anos de convivência e amizade.

Aos colegas de Rio Claro por serem tão generosos e amigos, me ajudando sempre que precisei, tanto na hospedagem quanto na amizade. A todo o pessoal do Departamento de Botânica pela oportunidade, e aos professores pelas excelentes disciplinas oferecidas.

Aos ajudantes de campo, principalmente ao Renato Belinelo pela disposição e por sempre ajudar quando disponível, e a Dra. Eliana Ramos pelo apoio no campo, amizade, e por estar sempre presente. As amigas e colegas Carolina Biscola, Roberta Grillo, Cora Caron, Carla Nardin e Arianne Saldanha pela ajuda no campo, e ao Vagner pelo importante auxílio nas coletas.

Agradeço imensamente a Larissa Pereira e Maíra Padgurschi por disponibilizarem e autorizarem o uso de suas listagens florísticas para as análises realizadas neste trabalho. Agradeço a Dra. Roseli Torres (Salicaceae), Dr. Luís Carlos Bernacci (Primulaceae e outras), Vitor Kamimura (Lauraceae), Dr. Pedro Moraes (Lauraceae), Dr. Leonardo Meireles (Myrtaceae), Dra. Eliana Ramos e Ana Cláudia Oliveira, pelo auxílio nas identificações dos materiais coletados. Também agradeço ao Marcos Scaranello, pelo auxílio na organização do banco de dados utilizado, e ao Vitor Kamimura pela colaboração nas análises dos dados de florística.

Ao projeto temático BIOTA/Gradiente Funcional (PELD/FGAF), em especial ao coordenador Dr. Carlos Alfredo Joly, pela oportunidade, apoio logístico, e por proporcionar que tantos trabalhos importantes sejam desenvolvidos.

Aos funcionários do Núcleo Santa Virgínia (Parque Estadual da Serra do Mar), por toda a estrutura e apoio aos trabalhos de campo realizados.

Ao CNPQ, pela bolsa concedida (Processo 133528/2013-8).

A minha família, e a todos os meus amigos e colegas, por estarem comigo nessa etapa da minha vida, por me apoiarem e me incentivarem durante todo o período. Ao Nicolas Escobar, pela paciência e por todo o apoio desde o início.

Agradeço ao Universo, pela positividade, acolhimento, e pela oportunidade de crescimento ao longo dessa jornada. Obrigada Universo!

RESUMO

A floresta da Mata Atlântica é a segunda maior floresta pluvial tropical do continente americano, porém, restam atualmente cerca de 15% da sua vegetação original, sendo essenciais os estudos de seus remanescentes por fornecerem informações valiosas para sua conservação. Na floresta Atlântica (Floresta Ombrófila Densa) está incluída a fitofisionomia de Floresta Ombrófila Densa Montana, onde o clima é mais frio, em altitudes que variam de 500 a 1200 m, entretanto estudos dessa vegetação ainda são escassos. Visando ampliar o conhecimento sobre Floresta Ombrófila Densa Montana da região da Serra do Mar (SP), através da estrutura, mudanças temporais e composição florística, o presente estudo buscou descrever e analisar (a) como os componentes da estrutura e dinâmica das comunidades arbóreas variam no tempo, (b) como essas mudanças podem variar no espaço e (c) como é a composição florística e similaridade entre áreas próximas. As análises dos dados de estrutura e dinâmica foram realizadas através do banco de dados contendo três censos, que ocorreram de 2007 a 2012 (aproximadamente cinco anos) em quatro parcelas (K, L, M e N). Em relação às mudanças temporais e espaciais na estrutura da Floresta Montana, houve declínio na densidade dos indivíduos entre os censos, com poucas diferenças inclusive entre as parcelas; entre as formas de vida as árvores apresentaram densidade maior do que palmeiras. Houve estabilidade na área basal ao longo do tempo com poucas diferenças entre as parcelas; em relação ao estoque de biomassa viva acima do solo, ocorreu acréscimo ao longo do tempo em todas as parcelas. Os menores valores na densidade, área basal e biomassa foram verificados para a parcela N. Em relação às classes de diâmetro, a comunidade apresentou maior densidade nas menores classes de diâmetro, e menor densidade nas maiores classes, sendo verificado o mesmo padrão entre os censos em todas as parcelas, com mudanças ao longo dos censos somente nas menores classes. Ambas as formas de vida, árvores e palmeiras, apresentaram diferenças significantes entre si em relação à estrutura, com pouca variação entre os censos. Na dinâmica florestal, houve acréscimo ao longo dos censos nas taxas de mortalidade e recrutamento, com diferenças significativas entre o 2º e 3º censo somente na taxa de mortalidade da parcela K, com 0,95% e 1,97%, respectivamente. Foram verificadas maiores taxas de mortalidade nas menores

classes de diâmetro, com diferenças significativas entre os censos principalmente nas maiores classes de tamanho e aumento ao longo dos censos nas menores classes de tamanho. Quanto ao recrutamento, nenhuma diferença significativa foi verificada, porém houve decréscimo nas menores classes e acréscimo nas maiores. Houve aumento na taxa de *turnover* (mudanças no fluxo de indivíduos) entre os períodos, sendo verificada a maior taxa na parcela N. Ocorreu decréscimo nas taxas de incremento em diâmetro (mm.ano^{-1} , crescimento) entre o 2º e 3º censo, sendo observado para as parcelas N e M as maiores e menores taxas, respectivamente. Todas as parcelas acumularam biomassa no 2º censo e, no 3º censo, somente a parcela N apresentou mudança líquida negativa do compartimento de biomassa, com as perdas excedendo os ganhos de biomassa. Quanto à influência da luz na estrutura e na dinâmica florestal, em todas as parcelas ocorreu decréscimo no número de indivíduos à medida que aumentou a disponibilidade de luz acima da copa (Índice de Iluminação da Copa, IC), mas, as maiores classes do IC concentraram maior área basal. Houve correlação positiva entre IC e taxa de crescimento em diâmetro. Em relação à composição florística, na parcela L (única levantada nesse estudo) as famílias com maior densidade absoluta foram Arecaceae (434 ind.), seguida por Myrtaceae (298 ind.), Lauraceae (156 ind.), Monimiaceae (100 ind.), e as com maior riqueza de espécies foram Myrtaceae (48 espécies), Lauraceae (23 espécies), Monimiaceae (14 espécies). Na comparação florística das parcelas estudadas (K, L, M e N), verificou-se o maior índice de diversidade na parcela N, e nas análises de agrupamento (Cluster) a parcela N foi a que mais se distanciou das demais, entretanto, foi constatada baixa dissimilaridade entre as parcelas, inclusive nas análises de ordenação (NMDS) para as subparcelas. No geral as parcelas apresentaram similaridade nos componentes estruturais, na dinâmica florestal e composição florística, podendo ser considerada uma comunidade florestal madura em termos sucessionais e possivelmente em equilíbrio, reforçando a necessidade de intensificar a conservação desses remanescentes florestais, pois além de abrigarem espécies típicas e ameaçadas são resilientes, pois conservam e recuperam sua estrutura e funcionamento ao longo do tempo, e entre áreas próximas.

Palavras-chave: dinâmica florestal, estrutura, biomassa, composição florística

ABSTRACT

The Atlantic Forest is the second largest tropical rainforest in the Americas but today they remain about 15% of its original vegetation and are essential studies of its remaining for providing valuable information for their conservation. In the Atlantic Forest (Rain Forest) is included vegetation type of the Atlantic rain forest Montane, where the climate is cooler, at altitudes ranging from 500 to 1000 m, but studies of this vegetation are scarce. To enhance understanding about Rain Forest Montana Serra do Mar region (SP), through the structure, temporal changes and floristic composition, the study aims to describe and analyze (a) as the components of the structure and dynamics of tree communities vary in time, (b) how these changes may vary in space and (c) how the floristic composition and similarity between nearby areas. The analysis of the structure and dynamic data were performed using the database containing three censuses, which occurred from 2007 to 2012 (about five years) in four plots (K, L, M and N). Regarding the temporal and spatial changes in the structure of Montane forest, there was a decrease in the density of individuals between censuses, with few differences even between plots; between life forms the trees had higher density than palm trees. Was stable in the basal area over time with a few differences between the portions; in relation to the stock of living biomass above soil was increased over time in all plots. The lowest values in density, basal area and biomass were observed for the plot N. Regarding the diameter classes, the community had a higher density in the smaller diameter classes, and lower density in the larger classes, and found the same pattern between censuses all plots, with changes over the census only in the smaller classes. Both forms of life, trees and palms, were significantly different from each other in relation to the structure, with little variation between censuses. In forest dynamics, there was an increase over the censuses in mortality and recruitment rates, with significant differences between the 2nd and 3rd census only in the mortality rate of the plot K with 0.95% and 1.97% of individuals.yr⁻¹ respectively. Were found higher mortality rates in the smaller diameter classes, with significant differences between the censuses mainly in the larger size classes and increased over the census in the smaller size classes. As for the recruitment, no significant difference was found, but there was a decrease in the smaller classes and increase in higher. An increase in the *turnover* rate (changes in

the flow of individuals) between periods, with the highest rate recorded in the plot N. occurred decrease in the rates in diameter (mm.yr⁻¹, growth) between the 2nd and 3rd census, being observed for the N and M plots the highest and lowest rates, respectively. All plots accumulated biomass in the 2nd census and on the 3rd census, only the plot N showed negative net change of biomass compartment with losses exceeding biomass gain. As the influence of light on the structure and forest dynamics, all plots were decreasing number of individuals as they increased the availability of light above the canopy (canopy lighting Index, IC), but the larger classes of IC focused basal area. There was a positive correlation between IC and growth rate in diameter. Regarding the floristic composition, plot L (only raised in this study) families with higher absolute density were Arecaceae (434 ind.), Followed by Myrtaceae (298 ind.), Lauraceae (156 ind.), Monimiaceae (100 ind.), and with greater species richness were Myrtaceae (48 species), Lauraceae (23 species), Monimiaceae (14 species). In floristic comparison of the plots studied (K, L, M and N), it was the largest diversity index in the portion N, and in the cluster analysis (cluster) the portion N was the most distanced from the other however, was found low dissimilarity between plots, including the ordination analysis (NMDS) for the subplots. Overall the plots showed similarity in structural components in forest dynamics and floristic composition, can be considered a mature forest community successional terms and possibly balance, reinforcing the need to strengthen the conservation of these forest remnants, as well as shelter and typical species endangered are resilient, they retain and regain its structure and operation over time and between nearby areas.

Keywords: forest dynamics, structure, biomass, floristic composition

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
1.1. Objetivos	13
1.2. Objetivos específicos	14
1.3. Expectativas	14
2. REVISÃO DE LITERATURA	16
2.1. Mata Atlântica	16
2.1.1. Contextualização	16
2.1.2. Heterogeneidade ambiental da Mata Atlântica	17
2.1.3. Floresta Ombrófila Densa Montana	19
2.2. Biomassa viva acima do solo (BAS)	20
2.3. Dinâmica Florestal	22
2.3.1. Taxas Vitais	23
2.3.1.1. Mortalidade	24
2.3.1.2. Recrutamento	25
2.3.1.3. <i>Turnover</i>	26
2.3.1.4. Taxa de crescimento (incremento diamétrico)	27
3. MATERIAL E MÉTODOS	29
3.1. Área de estudo	29
3.2. Variáveis ambientais	30
3.3. Clima	31
3.4. Solo	31
3.5. Histórico de ocupação	32
3.6. Descrição da vegetação	33
3.7. Amostragem das parcelas	34
3.8. Organização dos dados	35
3.9. Composição florística	38
3.10. Análise dos dados	38
3.10.1. Mudanças temporais e espaciais na estrutura florestal	39
3.10.2. Dinâmica florestal	40
3.10.3. Influência da luz na estrutura e dinâmica florestal	42
3.10.4. Variação espacial da composição florística na Floresta Montana	42
4. RESULTADOS	44
4.1. Mudanças temporais e espaciais na estrutura florestal	44
4.2. Dinâmica Florestal	54
4.2.1. Mortalidade e recrutamento	54
4.2.2. Taxa de <i>turnover</i>	60
4.2.2. Taxa de crescimento (incremento diamétrico)	60
4.2.2. Mudanças líquidas de biomassa (BAS)	60
4.2.2. Influência da luz na estrutura e dinâmica florestal	65
4.3. Composição florística	72
4.3.1. Florística e Fitossociologia: Parcela L	72
4.3.2. Variação espacial da composição florística na Floresta Montana	78
5. DISCUSSÃO	83
5.1. Mudanças temporais e espaciais na estrutura florestal	83
5.2. Dinâmica florestal	85
5.3. Influência da luz na estrutura e dinâmica florestal	88
5.4. Composição florística	89
6. CONCLUSÃO	94
REFERÊNCIAS	95
APÊNDICE	109

1. INTRODUÇÃO

Florestas tropicais estão entre os ecossistemas de maior diversidade de todo o globo terrestre (RICHARDS, 1996; BIERREGAARD Jr. *et al.*, 1992; MUDAPPA & RAMAN, 2010), variando amplamente na composição de espécies, estrutura e produtividade, resultante da diversidade de tipos de solo, clima e condições biogeográficas (FAO, 1998). Entretanto, atualmente vêm sofrendo modificações estruturais e de produtividade, consequência das alterações climáticas e deposição de nutrientes (STEPHENSON *et al.*, 2011).

Dentre as florestas tropicais brasileiras, destaca-se a Floresta Atlântica, pois é a segunda, maior floresta tropical úmida do continente americano depois do domínio Amazônico (RICHARDS, 1996; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; TABARELLI *et al.*, 2005). Formada por um complexo conjunto de ecossistemas de extrema diversidade biológica e importância sócio-econômica (SANQUETTA *et al.*, 2008), essa floresta pode ser separada em regiões fito-ecológicas, nas quais ocorrem várias formações florestais (VELOSO; RANGEL & LIMA, 1991), sendo reconhecido dois principais tipos: Floresta Ombrófila Densa e Floresta Estacional Semidecídua (MORELLATO & HADDAD, 2000).

Modificações estruturais como a fragmentação florestal tendem a limitar as taxas de migração e colonização de espécies, mecanismos necessários para a manutenção da Floresta Atlântica a longo prazo (TABARELLI *et al.*, 2005). Estudos recentes mostraram que restam atualmente, aproximadamente 15% da cobertura original da Mata Atlântica do estado de São Paulo (SOS MATA ATLÂNTICA, INPE, 2013) e, somente na fachada da Serra do Mar e no Vale do Ribeira há remanescentes significativos da vegetação original (JOLY *et al.*, 2008). Os remanescentes florestais da Mata Atlântica são considerados um *hotspot* da biodiversidade mundial, pois são áreas prioritárias para conservação devido à grande perda de área de cobertura, elevada riqueza de espécies e alto grau de endemismo (MYERS *et al.*, 2000), responsáveis pela considerável importância biológica de alguns trechos (TABARELLI & MANTOVANI, 1999b).

Assim, aumentar o número de áreas protegidas, bem como compreender os processos históricos e evolutivos que contribuem para tamanha diversidade é fundamental para a conservação da Mata Atlântica (STEHMANN *et al.*, 2009). A alta

heterogeneidade ambiental e diversidade de espécies da Mata Atlântica ao longo da costa e dos gradientes de altitude permitem estudos ecológicos que identificam a dinâmica dos ecossistemas e o relacionamento entre as várias espécies numa comunidade, sendo essenciais para delinear estratégias para preservação dessa floresta (CÂMARA, 1996).

A Floresta Ombrófila Densa, uma das divisões fitoecológicas da Mata Atlântica, apresenta 42% da área original com cobertura vegetal, maior valor encontrado entre os diferentes fragmentos de remanescentes de vegetação nativa do Estado de São Paulo (METZGER *et al.*, 2008). Uma das fitofisionomias da Floresta Ombrófila Densa, é a Floresta Ombrófila Densa Montana (*sensu* VELOSO; RANGEL & LIMA, 1991), onde no sudeste do estado de São Paulo, está presente numa faixa que vai de 500 a 1500 m de altitude (JOLY *et al.*, 2012). Entre os gêneros considerados típicos de Floresta Ombrófila Densa Montana no Brasil, destacam-se em termos de riqueza, *Eugenia*, *Miconia*, *Myrcia* e *Mollinedia* (OLIVEIRA-FILHO & FONTES, 2000), e entre as espécies indicadoras podem-se citar *Mollinedia boracensis*, *Myrceugenia myrcioides* e *Psycotrhia suterella* (SANCHEZ *et al.*, 2013).

Em Florestas Montanas da Serra do Mar, a distância entre os fragmentos florestais influenciou a composição de espécies arbóreas, conforme verificado por Aguirre (2008), onde foi constatado que quanto mais próximos os fragmentos maior foi a similaridade em relação às espécies de árvores. Uma possível explicação seria a limitação na dispersão de sementes, pois esta influencia padrões espaciais de distribuição de indivíduos e, em última instância, a dinâmica de populações (NATHAN & MULLER-LANDAU, 2000).

Nesta faixa altitudinal da Serra do Mar, a temperatura do ar e a temperatura do solo são menores que nas florestas de menor altitude (< 500 mm, SOUZA-NETO, 2008), e a floresta apresenta um maior estoque de biomassa acima e abaixo do solo, podendo este último estar relacionado a textura e drenagem do solo, regime de perturbações, variações topográficas locais e fornecimento de nutrientes (ALVES *et al.*, 2010; VIEIRA *et al.*, 2011). De acordo com Feeley *et al.* (2007), mesmo em uma floresta não perturbada, é esperada uma gradual acumulação de biomassa, resultante da recuperação distúrbios passados. No entanto, quando a perturbação não é significativa, as florestas maduras experimentam pouca variação líquida em biomassa através do tempo (STEPHENSON & MANTGEM, 2005).

Estudos de dinâmica florestal examinam as mudanças na vegetação ao longo do tempo, revelando sobre os processos ecológicos que produzem e guiam as alterações na comunidade florestal (CHAZDON *et al.*, 2007). Os parâmetros ecológicos relacionados à dinâmica florestal que são frequentemente analisados nos estudos em florestas tropicais envolvem a mortalidade, recrutamento, crescimento das árvores (CONDIT, 1996; SHEIL & MAY, 1996; CHAZDON *et al.*, 2007), e *turnover*, ou seja, a taxa de mudanças de indivíduos ou espécies em relação ao tamanho original (PHILLIPS *et al.*, 2004). A maioria dos estudos se concentra em compilação de dados em florestas tropicais (LIEBERMAN *et al.*, 1985; KORNING & BALSEV, 1994; PHILLIPS *et al.*, 1994; CLARK & CLARK, 1996; LEWIS *et al.*, 2004b, PHILLIPS *et al.*, 2004; BANIN *et al.*, 2012 BUTT *et al.*, 2012), mas também há estudos em florestas temperadas (WYCKOFF & CLARK, 2002; LUTZ & HALPERN, 2006; STHEPHENSON *et al.*, 2011; BORDEN, 2013).

Há poucos estudos sobre a fisionomia de Floresta Ombrófila Densa Montana (por exemplo, TABARELLI & MANTOVANI, 1999; CATHARINO *et al.* 2006; MEDEIROS *et al.*, 2011; PADGURSCHI *et al.*, 2011), tornando-se necessário ampliar estudos nessas florestas, visando um bom entendimento acerca dos remanescentes florestais de Mata Atlântica.

1.1. Objetivos

Visando ampliar o conhecimento sobre Floresta Ombrófila Densa Montana, o presente estudo busca descrever e analisar (a) como os componentes da estrutura e dinâmica das comunidades arbóreas variam no tempo, (b) como essas mudanças podem variar no espaço e (c) como é a composição florística e similaridade entre áreas próximas. Para isso, comparamos a comunidade arbórea de quatro áreas de um hectare de Floresta Ombrófila Densa Montana (~ 1000 m de altitude), com base (i) na estrutura florestal, (ii) nos processos dinâmicos da comunidade (mortalidade, recrutamento, *turnover* e crescimento), (iii) no estoque e variação de biomassa viva acima do solo, (iv) na influência da luz na estrutura e dinâmica florestal e, (v) na composição florística das espécies.

1.2. Objetivos específicos

- a) Levantamento florístico de uma das parcelas selecionadas neste estudo (Parcela L), visando comparar com as espécies identificadas nas outras três parcelas (PADGURSCHI *et al.* 2011; PADGURSCHI, 2010; PEREIRA, 2011; parcelas K, M e N) localizadas na área de Floresta Ombrófila Densa Montana, na cota dos 1000 m de altitude.

Para o estudo da estrutura e dinâmica da Floresta Ombrófila Densa Montana, a partir dos dados de inventários florestais obtidos através do banco de dados do projeto temático “Biota Gradiente Funcional”, ao longo de aproximadamente 5 anos, foi estimada, avaliada e comparada entre as quatro parcelas (K, L, M, N) e entre os censos:

- b) Estrutura florestal;
- c) Taxa de mortalidade, recrutamento, *turnover* e taxa de crescimento;
- d) Estoque e mudanças líquidas de biomassa viva acima do solo;
- e) Diferenças entre as formas de vida (árvores e palmeiras);
- f) Influência da luz na estrutura e dinâmica florestal.

1.3. Expectativas

A partir das informações sobre estrutura, dinâmica, biomassa florestal e composição florística de florestas tropicais, foram estabelecidas as seguintes expectativas:

- I. As quatro parcelas estudadas mantêm equilíbrio nos processos de dinâmica florestal ao longo do tempo, com valores próximos entre si nas taxas de mortalidade, recrutamento e crescimento, em virtude da proximidade espacial entre elas.
- II. Em razão dessa proximidade espacial, a composição florística das 4 parcelas estudadas de Floresta Ombrófila Densa Montana é homogênea.

III. As quatro parcelas de Floresta Ombrófila Densa Montana apresentam incremento de biomassa acima do solo (BAS) ao longo do tempo, além de altos valores de estoque de biomassa, em relação ao gradiente altitudinal.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Mata Atlântica

2.1.1. Contextualização

Cobrando originalmente 150 milhões de hectares de alta heterogeneidade de condições ambientais (RIBEIRO *et al.*, 2009), a Mata Atlântica é a maior área de floresta tropical úmida da América do Sul depois do vasto domínio Amazônico (RICHARDS *et al.*, 1996; OLIVEIRA-FILHO & FONTES, 2000).

O domínio da Mata Atlântica encontra-se quase inteiramente dentro da fronteira do Brasil, com pequenas porções dentro da Argentina e Paraguai (RIBEIRO *et al.*, 2009; MORELLATO & HADDAD, 2000; IF 2006). Sua região de ocorrência original abrangia 17 estados brasileiros, do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul, com amplas extensões para o interior, cobrindo a quase totalidade dos estados do Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina, além de partes de Minas Gerais, Rio Grande do Sul, e Mato Grosso do Sul (MMA 2012; CAIAFA, 2008; CÂMARA, 1996; IF, 2006; RIBEIRO *et al.*, 2009).

Em 1500 a Mata Atlântica cobria 15% do território brasileiro, entretanto com a chegada dos europeus iniciou-se também a exploração e a utilização irracional da Mata Atlântica (MMA, 2012). Em 1850, o estado de São Paulo tinha 80% de seu território coberto por Mata Atlântica, sendo os outros 20% de cerrado e outros ecossistemas (MMA, 2012). Inicialmente, o uso da floresta da Mata Atlântica foi liberado para exploração de madeira, lenha, carvão, agricultura, pecuária e construção de cidades (MORELLATO & HADDAD, 2000). No entanto, foi no século XX que o desmatamento e a exploração madeireira atingiram níveis alarmantes. Ao longo do tempo, outros recursos florestais viraram alvo de exploração predatória, como o extrativismo acentuado do palmito (*Euterpe edulis*), muito utilizado na culinária brasileira, além de bromélias, orquídeas e cactos, visando o comércio ilegal de espécies com potencial ornamental (STEHMANN *et al.*, 2009).

Dessa forma, a floresta da Mata Atlântica encontra-se entre as mais ameaçadas do mundo (REIS; ZAMBONIN & NAKAZONO, 1999), uma vez que a exploração e a ocupação sem planejamento provocou um aumento no número de florestas fragmentadas e moldaram os padrões de fragmentação observados atualmente, onde seus remanescentes florestais encontram-se ainda sob grave pressão

antrópica (MORELLATO & HADDAD, 2000). Assim, devido ao histórico de distúrbio e fragmentação, ressalta-se a importância de preservação dos remanescentes florestais da Mata Atlântica (RIBEIRO *et al.*, 2009).

Estudos recentes mostram que restam aproximadamente 15% da cobertura original da Mata Atlântica do estado de São Paulo (SOS MATA ATLÂNTICA, INPE, 2013) e atualmente, os maiores (>1000 hectares) e mais importantes remanescentes florestais de Mata Atlântica são encontrados principalmente em acentuadas inclinações nas montanhas da Serra do Mar e da Mantiqueira, no Sudeste e Sul do Brasil (TABARELLI & MANTOVANI, 1999c). Nessas regiões, o processo de ocupação foi dificultado pelo relevo acidentado, pouca infraestrutura de transporte (IF, 2006; SANCHEZ *et al.*, 2013), e por serem áreas impróprias para práticas agrícolas (JOLY *et al.* 2012). Além disso, por abranger uma parcela significativa de vegetação original, é também onde se localiza o maior número de unidades de conservação (CÂMARA, 1996).

O maior contínuo de Mata Atlântica e mais bem preservado está localizado na região da Serra do Mar, que contém aproximadamente 35% de vegetação original (RIBEIRO *et al.*, 2009), situado nos limites do Parque Estadual da Serra do Mar (PESM), a unidade de conservação com maior área de proteção integral do litoral brasileiro (IF, 2006).

2.1.2. Heterogeneidade ambiental da Mata Atlântica

Por abrigar uma parcela significativa da diversidade biológica do Brasil e do mundo, o domínio da Mata Atlântica é considerado um complexo conjunto de ecossistemas de grande importância ecológica (STEHMANN *et al.*, 2009). A geografia, história e complexidades observadas na Floresta Atlântica geram um cenário onde as espécies não são homogeneamente distribuídas (RIBEIRO *et al.*, 2009). Além disso, alterações geo-climáticas influenciam na diferenciação florística das espécies da Mata Atlântica (NETTHESHEIM *et al.*, 2010). Os fatores mais importantes que causam a variação na composição e na distribuição de espécies são os fatores geográficos (altitude, latitude e longitude) (RIBEIRO *et al.*, 2009) e temporais (idade da floresta após perturbação) (LIEBSCH *et al.*, 2008).

Na Mata Atlântica, substituições contínuas de espécies ocorrem ao longo de sua extensão (SCUDELLER, 2002) onde distintos fatores locais podem influenciar a

vegetação dentro de uma mesma cota altitudinal (MEIRELES *et al.*, 2008). No Sudeste do Brasil, altitude e a temperatura (OLIVEIRA-FILHO & FONTES, 2000; SCUDELLER, 2002), além da sazonalidade e da precipitação (MORELLATO & HADDAD, 2000; SCUDELLER, 2002) são os principais fatores que influenciam a diferenciação ou similaridade florística entre regiões.

O domínio da Mata Atlântica é composto por dois principais tipos de floresta: a Floresta Ombrófila Densa (costeira ou Mata Atlântica *stricto sensu*) e Floresta Estacional Semidecídua (MORELLATO & HADDAD, 2000; OLIVEIRA-FILHO & FONTES, 2000; JOLY *et al.*, 2012). A porção costeira da Serra do Mar, Floresta Ombrófila Densa tem a maior média de precipitação anual (até 3600 mm) de toda a Floresta Atlântica, enquanto que a porção interior, Floresta Estacional, tem climas sazonais típicos com chuvas anuais entre 1300 e 1600 mm, reforçando a existência de duas formações florestais nitidamente distintas (OLIVEIRA-FILHO & FONTES, 2000). A partir de observações através de sensoriamento remoto, tal diferenciação entre os tipos florestais da Mata Atlântica foi verificada por Dalla Nora & Santos (2010), constatando que a dinâmica sazonal da Floresta Ombrófila Densa e da Floresta Estacional está amplamente relacionada às variações de precipitação.

Através das observações realizadas durante os levantamentos executados pelo Projeto Radam Brasil e estudos fitogeográficos mundiais iniciados por Humboldt, Veloso, Rangel & Lima (1991) subdividiram a Floresta Ombrófila Densa em cinco formações: Floresta Ombrófila Densa Aluvial, Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas, Floresta Ombrófila Densa Submontana, Floresta Ombrófila Densa Montana e Floresta Ombrófila Densa Alto-Montana, ordenadas segundo a hierarquia topográfica que condiciona as diferentes fisionomias de acordo com as variações das faixas altimétricas, onde para cada 100 m de altitude as temperaturas diminuem 1°C (IBGE, 2012).

Em média, 63% de espécies que ocorre em Floresta Ombrófila Densa Atlântica também ocorrem em outro tipo de floresta (SCUDELLER, 2002). Em relação à riqueza de espécies vegetais, a Floresta Ombrófila Densa é mais rica do que Florestas Estacionais, com 31% a mais de espécies (OLIVEIRA-FILHO & FONTES, 2000). Além disso, Florestas Estacionais apresentam flora e estrutura da comunidade mais homogênea do que Florestas Ombrófila Densa (OLIVEIRA, 2006).

De acordo com Sanchez *et al.* (2013), na Floresta Ombrófila Densa localizada na Serra do Mar, a riqueza de espécies arbóreas atinge o seu pico em locais de 300 a 600 m de altitude, e diminuiu em locais situados acima ou a baixo destas faixas.

A partir de análises da distribuição das espécies nas diferentes formações do domínio Atlântico, Stehmann *et al.* (2009) verificaram que mais da metade da riqueza (60%) e a maior parte dos endemismos (80%) são encontrados em Floresta Ombrófila Densa, indicando uma história evolutiva distinta das outras florestas neotropicais. Segundo Sanchez *et al.* (2013), a maioria dos casos de endemismo de espécies na Mata Atlântica concentrou-se em altitudes mais elevadas. Fatores geoclimáticos, especialmente a sazonalidade de chuvas e temperatura, são apontados como importantes na evolução e especiação de grupos de espécies arbóreas no Sudeste do Brasil (OLIVEIRA-FILHO & FONTES, 2000).

2.1.3. Floresta Ombrófila Densa Montana

Na Mata Atlântica de encosta, as formações florestais de maiores altitudes (acima de 800 m) apresentam particularidades, pois são áreas sujeitas à constante formação de neblina (IF, 2006). Tal característica ambiental tende a reduzir a radiação da energia solar (BRUIJNZEEL & VENEKLAAS, 1999; FOSTER, 2001; SANCHEZ *et al.*, 2013).

A redução da temperatura do ar associada com a baixa radiação é uma das características das Florestas Montanas (BRUIJNZEEL & VENEKLAAS, 1999), sendo a distribuição dessas florestas claramente determinada pela precipitação e temperatura (WEBSTER, 1995). As baixas temperaturas observadas resultam ainda em dificuldades em realocação nutricional, causando crescimento lento das árvores (FOSTER, 2001), além de menor produção de serrapilheira, devido também à elevada umidade (MARTINS, 2010).

No Brasil, a Floresta Ombrófila Densa Montana (*sensu* VELOSO; RANGEL & LIMA, 1991), situa-se numa faixa altitudinal que vai de 400 m podendo chegar até 2000 m de altitude, dependendo da topografia local. No sudeste do estado de São Paulo, está presente numa faixa que vai de 500 a 1500 m de altitude (JOLY *et al.*, 2012), sendo florestas perenes e sujeitas a uma alta umidade relativa do ar (IF, 2006).

Na Floresta Ombrófila Densa Montana da Serra do Mar, Sousa-Neto (2008) constatou que a temperatura do ar e a temperatura do solo foram menores do que as florestas de menores altitudes, o solo apresentou biomassa de raízes vivas e mortas significativamente maior, além de maior estoque de carbono (VIEIRA *et al.* 2011).

Um estudo realizado por Rodrigues, Mello & Souza (2007) em Floresta Ombrófila Densa Montana do Rio de Janeiro, na Serra dos Órgãos, demonstrou que a elevada precipitação observada na área foi o fator climático mais importante para a transferência de poluentes, ressaltando a susceptibilidade da área aos impactos negativos resultantes da deposição de poluentes atmosféricos.

Tais florestas também se caracterizam pela alta densidade de palmeiras (WEBSTER, 1995; ALVES *et al.*, 2010). PADGURSCHI *et al.*, (2011) constatou que em remanescentes de Floresta Ombrófila Densa Montana da Serra do Mar, a família Arecaceae foi a mais abundante, sendo representada por apenas uma espécie, *Euterpe edulis* Mart., popularmente conhecido como “palmito-juçara”.

As Florestas Montanas apresentam menor riqueza de espécies arbóreas quando comparada as florestas de altitudes mais baixas (TABARELLI & MANTOVANI, 1999; SANCHEZ *et al.*, 2013) sendo esse padrão verificado no gradiente altitudinal da Serra do Mar (JOLY *et al.*, 2012), assim como em outras florestas tropicais (COLWELL & LEWIS, 2000).

Ao analisarem uma cronossequência de Floresta Ombrófila Densa Montana, localizada no Parque Estadual da Serra do Mar, após sofrer corte e queima, Tabarelli & Mantovani, (1999) constataram que a floresta restaurou, ao longo de 40 anos e, em ordem decrescente de velocidade, a riqueza, a diversidade de espécies, a composição de guildas, a composição florística e atributos da estrutura física, exceto a densidade de indivíduos.

2.2. Biomassa viva acima do solo (BAS)

A biomassa florestal pode ser definida como a quantidade expressa em massa, do material vegetal disponível em uma floresta (MARTINELLI *et al.*, 1994), onde está armazenada a energia de um ecossistema (CHAPIN, 2002), sendo as árvores as que contribuem para a maior parte da biomassa estocada (CONDIT, 1996). Florestas tropicais armazenam em biomassa aproximadamente 40% do carbono

terrestre (DIXON *et al.*, 1994). Avaliar as mudanças líquidas no armazenamento de carbono é a forma mais adequada para diagnosticar fontes e sumidouros terrestres de carbono atmosférico (RICE, 2004).

Diferenças ambientais locais podem afetar a alocação, acumulação e distribuição da biomassa vegetal e variar entre espécies de árvores e grupos funcionais, como por exemplo, o aumento no armazenamento de biomassa devido à competições em busca de luz (ALVES *et al.*, 2010; BASTIEN-HENRI *et al.*, 2010), refletindo uma variação que é causada por fatores ambientais e por fatores individuais (PEREIRA *et al.*, 1997).

Altas temperaturas tendem a aumentar a produção de biomassa (LEWIS *et al.*, 2004a), por isso a produtividade é mais elevada em florestas tropicais quando comparadas às florestas temperadas (SCHUMACHER & POGGIANI, 1993), uma vez que o clima constantemente úmido e quente dessa florestas tende a induzir a alta produtividade, em virtude da maior disponibilidade de nutrientes (PHILLIPS *et al.*, 1994).

Os remanescentes de floresta da Mata Atlântica na Serra do Mar armazenam quantidades significativas de carbono na biomassa viva acima do solo, com aumento do estoque de biomassa nas altitudes elevadas (ALVES *et al.*, 2010). Entretanto, devido à menor quantidade de luz que recebem por causa das nuvens, florestas de altitude tendem a ter uma menor produtividade se comparadas às florestas de baixas altitudes (BRUIJNZEEL & VENEKLAAS, 1999; JOLY *et al.*, 2008).

Em algumas regiões tropicais, o armazenamento de biomassa acima do solo das árvores tem aumentado ao longo das últimas décadas (LEWIS *et al.*, 2004a; STEPHENSON *et al.*, 2011), reflexo do aumento dos recursos ambientais como o aumento do ar atmosférico (CO₂), radiação solar, mineralização de nutrientes e fertilização de CO₂ (FEELEY *et al.*, 2007). Na Serra do Mar, as respostas ambientais nos remanescentes florestais associadas ao gradiente de elevação são mediadas pela temperatura, sendo este um fator que poderia prever as respostas às mudanças climáticas (SOUZA-NETO *et al.*, 2011).

Com o uso dos dados de inventários florestais de longa duração obtidos com o monitoramento de parcelas permanentes é possível investigar a biomassa florestal e uma parte do balanço de carbono na vegetação (HIGUCHI *et al.*, 2004).

Modelos alométricos permitem estimar e quantificar a biomassa viva acima do solo em florestas tropicais (CHAMBERS *et al.*, 2001; VIEIRA *et al.*, 2008) e, no nível de comunidade, diferenças alométricas consistentes serão, em parte, determinadas pela estrutura vertical e horizontal da floresta (BOLHMAN & OBRIEN, 2006).

A biomassa das árvores é dada como uma função do diâmetro, altura e densidade da madeira (VIEIRA *et al.*, 2008), onde a altura da árvore apresenta uma forte influência sobre as estimativas de biomassa viva acima do solo, realizadas por modelos alométricos (SCARANELLO *et al.*, 2012). Estimativas de área basal estão intimamente ligadas à biomassa acima do solo, sendo ambos dependentes do diâmetro dos indivíduos (CHAZDON *et al.*, 2007).

2.3. Dinâmica Florestal

Florestas são complexas unidades de vegetação, que estão permanentemente mudando no tempo e no espaço (SHULZE, BECK & MULLER-HOHENSTEIN, 2005), sendo considerados mosaicos dinâmicos de vegetação de diferentes idades, influenciadas por diferentes condições bióticas e abióticas do ambiente (MARTÍNEZ-RAMOS, ALVAREZ-BUYLLA & SARUKHÁN *et al.*, 1989; PILLAR, 1994; MACHADO & OLIVEIRA-FILHO, 2010).

As mudanças ao longo do tempo alteram a estrutura, a florística e os processos ecológicos da comunidade florestal através de substituições de uma comunidade para outra, onde o principal fator que move essas mudanças é o processo de sucessão ecológica (FERREIRA, 1997; REIS; ZAMBONIN & NAKAZONO, 1999).

Interações bióticas e heterogeneidade ambiental (BAGCHI *et al.*, 2011), além da disponibilidade de água, luz e nutrientes, desempenham um papel importante na dinâmica de árvores em florestas tropicais (MACHADO & OLIVEIRA-FILHO, 2010). E, em processos dinâmicos é necessário considerar escalas temporais e espaciais para um bom detalhamento da dinâmica das comunidades vegetais, além da resposta das comunidades aos distúrbios (SHULZE; BECK & MULLER-HOHENSTEIN, 2005).

Mudanças estruturais na densidade de árvores podem ser guiadas ainda por diferenças intrínsecas das histórias de vida das espécies, processos populacionais dependentes da densidade e de distúrbios adicionais (CHAZDON *et al.*, 2007).

A compreensão dos mecanismos de dinâmica das comunidades e populações arbóreas é de extrema importância na busca da conservação da diversidade biológica (MACHADO & OLIVEIRA-FILHO, 2010), pois conhecer a dinâmica de uma determinada comunidade revela padrões que podem ser usados para realizar previsões e orientar estratégias de proteção e conservação dos recursos florestais (CHAGAS *et al.*, 2001; SANTOS *et al.* 2002; DALLA NORA & SANTOS, 2010).

Em florestas tropicais, o histórico de perturbação e os distúrbios passados têm sido reportados como os principais fatores que determinam os processos de dinâmica e mudanças na estrutura de comunidades de espécies arbóreas (CHAGAS *et al.* 2001; FEELEY *et al.*, 2007; MACHADO *et al.*, 2010). Em florestas secundárias de rápido crescimento, nota-se uma dinâmica florestal mais acelerada quando comparada as florestas mais antigas (LEWIS *et al.* 2004a; CHAZDON *et al.*, 2005). Ao analisar o efeito da fragmentação na floresta Amazônica, Laurance *et al.* (1998) verificou que na média, os fragmentos florestais exibiram marcadamente rápida dinâmica, com diferentes taxas de *turnover* nas diversas distâncias da borda dos fragmentos analisados.

Os distúrbios naturais provocam modificações em vários aspectos do ambiente físico da floresta, como a intensidade e a qualidade da luz, temperatura e umidade e, distúrbio causado por queda de árvores, por exemplo, é considerado um dos principais fatores que atuam na manutenção da alta diversidade de espécies de florestas tropicais (GRAU, 2000; MACHADO & OLIVEIRA-FILHO, 2010).

2.3.1. Taxas vitais

Estudos de dinâmica florestal examinam as mudanças na vegetação ao longo do tempo, revelando sobre os processos ecológicos que produzem e guiam as alterações na comunidade florestal (CHAZDON *et al.*, 2007). Os estudos são desenvolvidos por diversas finalidades, onde alguns analisam a dinâmica florestal em áreas perturbadas ou em regeneração (por exemplo, SILVA *et al.*, 1995; FERREIRA & LAURANCE, 1997; LAURANCE *et al.*, 1998; SOUZA *et al.*, 2002; CHAZDON *et al.*, 2007), outros tratam a dinâmica florestal e a relação com distúrbios naturais (por exemplo, HUBBEL *et al.*, 1999). No âmbito econômico, as informações demográficas obtidas através de inventários florestais podem ser utilizadas para desenvolver modelos de extração sustentável de madeira (CONDIT, 1996).

Os parâmetros frequentemente analisados em estudos sobre a dinâmica de florestas tropicais envolvem a mortalidade, recrutamento, *turnover* (taxa de substituição), e crescimento das árvores (CONDIT, 1996; SHEIL & MAY, 1996; CHAZDON *et al.*, 2007). Segundo Lewis *et al.* (2004a), em comunidades arbóreas tropicais as taxas de mortalidade, recrutamento, crescimento diamétrico e a densidade de indivíduos tendem a aumentar significativamente ao longo do tempo.

As informações sobre esses parâmetros são frequentemente obtidos por meio de inventários florestais realizados em parcelas permanentes de longa duração (SWAIME, LIERBERMAN & PUTZ, 1987; KORNING & BALSEV, 1994; BAKKER *et al.*, 1996; FERREIRA, 1997; PHILLIPS *et al.*, 2004) e muito do que se conhece sobre dinâmica de florestas tropicais tem sido obtido através do monitoramento regular dessas parcelas. Os inventários florestais (SHEIL & MAY, 1996) são geralmente realizados em intervalos de 2-5 anos (LEWIS *et al.*, 2004b). Tal ferramenta tem mostrado resultados promissores no entendimento dos processos dinâmicos e fatores relacionados (MACHADO & OLIVEIRA-FILHO, 2010), sugerindo mudanças ecológicas em grande escala nas últimas décadas (LEWIS *et al.*, 2004b).

2.3.1.1. Mortalidade

A mortalidade de árvores é importante ecologicamente, tanto devido à perda das funções da árvore através da sua remoção, como também pelo fornecimento dos recursos adicionais para o ecossistema após a mortalidade (FRANKLIN *et al.*, 1987). Na maioria dos ecossistemas florestais, o conhecimento detalhado da dinâmica espacial e temporal da mortalidade e suas causas, são limitados pela alta expectativa de vida das espécies de árvores e pela baixa ocorrência de “morte natural de árvores” (LUTZ & HALPERN, 2006).

As estimativas das taxas de mortalidade em florestas tropicais assumem que cada membro de uma população tem igual probabilidade de morrer ao longo do tempo, seguindo um declínio exponencial (SHEIL & MAY, 1996). Numa compilação de estudos realizados em diferentes florestas tropicais úmidas, Lewis *et al.*, (2004b) verificaram que, na média, as taxas de mortalidade variaram de 0,86% a 2,02% por ano. No desenvolvimento da floresta, durante a fase de equilíbrio dinâmico, a mortalidade de árvores pode ser relativamente constante de um ano para outro (PEET & CHRISTENSEN, 1987).

Os mecanismos que levam à mortalidade de árvores podem variar profundamente numa comunidade florestal, e para as espécies que apresentam a mesma história de vida e interações ecológicas, a mortalidade é consequência da seleção ambiental (LUTZ & HALPERN, 2006; STEPHENSON *et al.*, 2011). A taxa de mortalidade pode variar em função do tamanho da árvore, condição ambiental, espécie, perturbação e sanidade (NOWAK *et al.*, 2004). Os atributos edáficos também podem influenciar indiretamente na mortalidade através do recrutamento e da sobrevivência de árvores (PEET & CHRISTENSEN, 1987; LUTZ & HALPERN, 2006).

Tem sido observado que a mortalidade aumenta com a diminuição do crescimento e o crescimento aumenta com a diminuição da mortalidade (WYCKOFF & CLARK, 2002). Embora as mortes individuais atribuídas pela competição de luz, água ou nutrientes do solo sejam inconspícuas, coletivamente elas determinam muito sobre a estrutura, sucessão e dinâmica das comunidades florestais (PEET & CHRISTENSEN, 1987).

Mudanças microclimáticas podem causar elevação na morte de árvores (STEVENSON & CARSON, 1999). Em escalas globais e regionais, as taxas de mortalidade de árvores são positivamente relacionadas com a produtividade primária florestal sugerindo ser devido à competição, dessa forma as altas temperaturas que levam ao aumento da produtividade, também podem induzir o aumento dos episódios de mortalidade em árvores (STEPHENSON *et al.*, 2011).

2.3.1.2. Recrutamento

As taxas de ingresso de novos indivíduos – recrutamento – tendem a ser mais variáveis no tempo do que as taxas de mortalidade (CLARK *et al.*, 1999). Florestas tropicais pouco perturbadas da América do Sul atingem em média 2% ao ano (PHILLIPS *et al.*, 2004).

As estimativas das taxas de recrutamento são dependentes do intervalo entre censos e do diâmetro mínimo de inclusão da amostragem, pois durante intervalos longos uma maior densidade de árvores pode alcançar o diâmetro mínimo de inclusão, mas geralmente morrem antes de serem recenseadas (LAURANCE *et al.*, 1998). Após uma compilação de estudos em florestas tropicais, Laurance *et al.*

(1998) observaram que, no geral, quanto menor o intervalo entre censos maior foi a taxa de recrutamento, sendo elevada entre fragmentos próximos.

Variações no recrutamento ao longo de gradientes ambientais também podem afetar padrões de composição das espécies (CLARK *et al.*, 1999), onde a forte limitação no recrutamento está relacionada com a produção e dispersão espacial de sementes, afetando os padrões locais e regionais de diversidade de árvores em florestas tropicais (HUBBELL *et al.*, 1997). Por exemplo, a queda de árvores isoladas leva à limitação do recrutamento, devido a limitações de distância de dispersão das sementes, sendo colonizadas por espécies da floresta madura através do banco de sementes (GRAU, 2000).

São considerados dois padrões de recrutamento em florestas tropicais, a “recratação limitada”, que reflete o grau com que a abundância dos recrutas depende do padrão de disponibilidade de sementes, e a “distribuição e qualidade de microambientes”, que reflete a existência de locais adequados para o estabelecimento de plântulas, crescimento e sobrevivência dos recrutas (CLARK *et al.*, 1999). Os padrões de dispersão de sementes não só determinam o potencial da área de recrutamento, mas também determinam a estrutura espacial da população em escala local (NATHAN & MULLER-LANDAU, 2000).

2.3.1.3. *Turnover*

O *turnover* de uma floresta, ou seja, a substituição e mudanças de indivíduos ou espécies ao longo do tempo, é estimado através da taxa média da mortalidade e recrutamento, expresso pela taxa de *turnover* (PHILLIPS *et al.*, 2004). Essa taxa reflete mudanças da comunidade, em relação ao tamanho original, e em florestas essas mudanças podem ser aplicadas aos indivíduos e às espécies. Em florestas tropicais maduras, devido a fatores ambientais restritivos, a dinâmica do ecossistema é mais fortemente afetada pelas taxas de *turnover* e crescimento do que pela produtividade, influenciando na manutenção da riqueza de espécies através de perturbações imprevisíveis em pequena escala (PHILLIPS *et al.*, 1994).

As taxas de *turnover* são também intimamente relacionadas com a média da área basal, e quanto mais rápida a floresta cresce, maior deve ser o *turnover* da comunidade (PHILLIPS *et al.*, 1994). Em comunidades arbóreas tropicais, as taxas de mortalidade, recrutamento e consequentemente o *turnover*, tendem a declinar

com o aumento do intervalo entre censos (PHILLIPS & GENTRY 1994; SHEIL & MAY, 1996; LEWIS *et al.* 2004b; STEPHENSON & MANTGEM, 2005).

Numa compilação de dados de florestas tropicais, Phillips *et al.* (2004) encontrou uma média na taxa de *turnover* anual de 2,60% (indivíduos.ano⁻¹) no oeste da Amazônia e 1,35% (indivíduos.ano⁻¹) no sul e Amazônia central, com aumento nas taxas de *turnover* ao longo do tempo (PHILLIPS, 2004).

O *turnover* de árvores é uma propriedade emergente dos processos estruturais, florísticos e dinâmicos das florestas (PHILLIP *et al.*, 2004), sendo as mudanças ambientais as principais causas para o aumento de *turnover*, uma vez que nos últimos anos as taxas de *turnover* e a biomassa florestal têm aumentado nas árvores em florestas tropicais (PHILLIPS & GENTRY, 1994). Alguns autores têm relacionado essas mudanças como consequência do incremento dos recursos disponíveis (CO₂), resultando no incremento da produtividade primária líquida (PHILLIPS & GENTRY, 1994; STEPHENSON & MANTGEM, 2005).

2.3.1.4. Taxa de crescimento (incremento diamétrico)

Estimativas sobre a velocidade de crescimento das árvores são realizadas por meio dos registros de incrementos em diâmetro, altura e área basal em determinado intervalo de tempo, sendo um parâmetro essencial para compreender a dinâmica florestal (MACHADO *et al.*, 2010) e definir ações de manejo (FERREIRA, 1997). A taxa de crescimento diamétrico é definida como a soma dos incrementos individuais de diâmetro dos caules de todas as árvores, ao longo de determinado intervalo de censo, sendo geralmente expresso em taxa anual (LEWIS *et al.*, 2004a) e, em florestas tropicais essa taxa tende a se manter estável (HIGUCHI *et al.*, 2004).

Em florestas tropicais há um gradiente vertical na disponibilidade de luz (POORTER *et al.*, 2003), onde a distribuição de grandes árvores é controlada pelos gradientes de disponibilidade de luz ao longo do dossel, mediados pela topografia local e nível do distúrbio, com grande efeito na Floresta Atlântica (ALVES *et al.*, 2010). Em escala global, as taxas de crescimento em florestas tropicais são influenciadas pelo CO₂ atmosférico, onde elevadas concentrações tendem a estimular o crescimento da floresta (PHILLIPS *et al.*, 2004).

Em termos individuais, as taxas de crescimento se relacionam principalmente com a grande heterogeneidade do ambiente físico, principalmente quanto à distribuição de luz (CHAGAS *et al.*, 2001). Por exemplo, árvores que colonizam clareiras em florestas tropicais crescem mais rapidamente do que árvores que se encontram em situação de sombra (THOMAS, 2000). Os limites no crescimento em altura podem refletir a estratégia das espécies em persistirem em condições de sombra, investindo mais no desenvolvimento de copa lateral do que em altura do dossel (BOLHMAN & OBRIEN, 2006).

As árvores possuem uma organização interna capaz de controlar a alocação de recursos para crescimento, sendo influenciado por fatores internos, como o uso dos recursos limitados, e externos, como luz, água, carbono e nutrientes (THOMAS, 2000; STHEPHENSON *et al.*, 2011). O acúmulo de área basal está mais relacionado às taxas de crescimento do que com as mudanças líquidas em densidade relacionadas ao recrutamento e mortalidade (CHAZDON *et al.*, 2007).

Verifica-se uma relação positiva entre crescimento e mortalidade nas espécies tolerantes à sombra, pois quanto mais cresce, maior a probabilidade de morrer e, em relação a indivíduos dentro da mesma espécie, pois quanto mais cresce maior a probabilidade de morrer devido à competição (STEPHENSON *et al.*, 2011).

O aumento da disponibilidade de recursos vem gerando o aumento na dinâmica florestal nas florestas tropicais, aumentando a produtividade primária líquida que, por sua vez, acelera o crescimento da área basal e aumento da biomassa, além do aumento nas taxas de crescimento, recrutamento e mortalidade (LEWIS *et al.* 2004a). Ao examinar as alterações nas taxas de crescimento das árvores, em parcelas florestais de 50 ha localizadas no Panamá e na Malásia, Feeley *et al.* (2007) verificaram que taxas de crescimento decrescentes foram generalizadas, ocorrendo em 24% a 95% das espécies, sendo essas alterações associadas às mudanças climáticas regionais, embora a causa da desaceleração do crescimento ainda não seja clara.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

Este estudo foi desenvolvido no Núcleo Santa Virgínia, Parque Estadual da Serra do Mar - PESM (23°17' a 23°24' S; 45°03' a 45°11' O; Figura 1), que possui cerca de 17.000 hectares recobertos, predominantemente, por Floresta Ombrófila Densa Montana (*sensu* VELOSO; RANGEL & LIMA, 1991). O Núcleo situa-se a uma altitude que varia de 740 a 1600 m, entre os municípios de São Luís do Paraitinga (70%), Cunha (20%) e Ubatuba (10%), na região do Vale do Paraíba, estado de São Paulo (VELOSO; RANGEL & LIMA, 1991; JOLY *et al.*, 2012).

O presente estudo está inserido no projeto PELD/FGAF (Gradiente Funcional da Floresta Ombrófila Densa Atlântica), desenvolvido na área de Floresta Ombrófila Densa Montana da Serra do Mar do Sudeste de São Paulo, utilizando parte da base de dados do projeto, que busca compreender variações na composição e estrutura, por meio do estudo parcelas permanentes de um hectare distribuídas ao longo de um gradiente altitudinal na Serra do Mar (JOLY *et al.*, 2012). O restante dos dados analisados aqui foram coletados no decorrer do desenvolvimento deste estudo.

Foram selecionadas quatro parcelas permanentes, denominadas no âmbito do projeto PELD/FGAF como K, L, M e N (Figura 1), isoladas e consideradas como réplicas da fitofisionomia de Floresta Ombrófila Densa Montana da Serra do Mar, seguindo o sistema fisionômico-ecológico da classificação da vegetação brasileira adotado pelo IBGE (VELOSO, RANGEL & LIMA, 1991) para a Floresta Ombrófila Densa. As parcelas estão localizadas ao longo da trilha da Cachoeira da Fumaça, na Base Itamambuca, entre as altitudes 900 e 1200 m, próximos às nascentes dos rios Indaiá e Itamambuca (JOLY *et al.*, 2008).

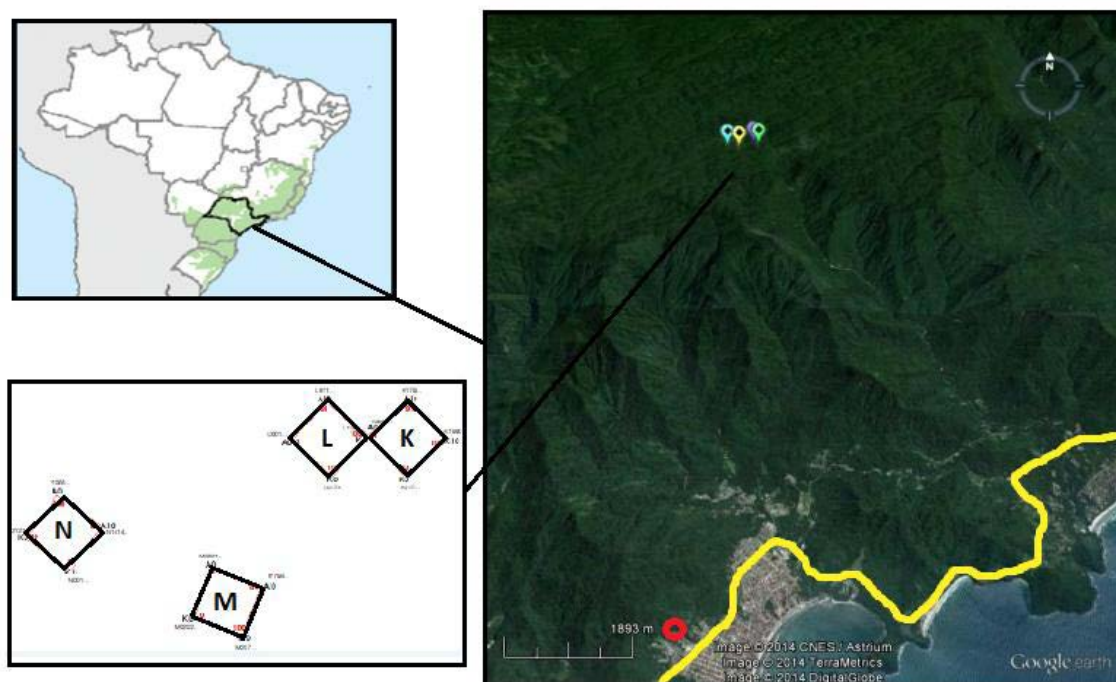


Figura 1. Localização das parcelas permanentes selecionadas neste estudo. A linha amarela é a rodovia BR-101, e o círculo vermelho indica a cidade de Ubatuba - SP.

3.2. Variáveis ambientais

Para cada parcela do gradiente altitudinal localizado na Serra do Mar, foram levantadas variáveis ambientais de elevação (altitude em metros), inclinação média, latitude e longitude por Leitold (2014), e tamanho da área de clareira por Caron (2013) (Tabela 1).

Tabela 1. Variáveis ambientais de cada parcela permanente (K, L, M e N) na Floresta Ombrófila Densa Montana na Serra do Mar.

Parcela	Elevação* (m)	Clareiras** (área/m ²)	Inclinação* média (°)	Latitude*	Longitude*
K	1037	1531,0	27,3	23°19'31.8271641" S	45°4'4.6413977" W
L	1020	1599,0	26,1	23°19'31.5903981" S	45°4'9.8940729" W
M	1024	1317,8	26,3	23°19'38.7296219" S	45°4'22.0854788" W
N	1019	2303,2	16,6	23°19'36.0169468" S	45°4'32.2450525" W

Fonte de dados: * Leitold (2014); **Caron (2013)

3.3. Clima

De acordo com Salemi (2009), o clima regional é subtropical úmido (Cfa em Köppen (1948)), com temperatura média anual de 17°C e precipitação média anual de 2.300 mm. Nos meses mais secos (julho e agosto) a precipitação média mensal nunca é inferior a 60 mm e, essa região é quase diariamente coberta por uma densa neblina, especialmente no inverno (JOLY *et al.*, 2008).

Próxima às parcelas estudadas, há torres de monitoramento meteorológico que desde que foram instaladas em 2008, vêm coletando informações de temperatura e precipitação. Os dados de temperatura e precipitação média do período de amostragem (2008-2012) indicam que a temperatura média da região próxima às parcelas estudadas variou entre 18°C e 12°C, e a precipitação chegou a 350 mm nos meses mais quentes, e 100 mm nos meses mais frios (Figura 2).

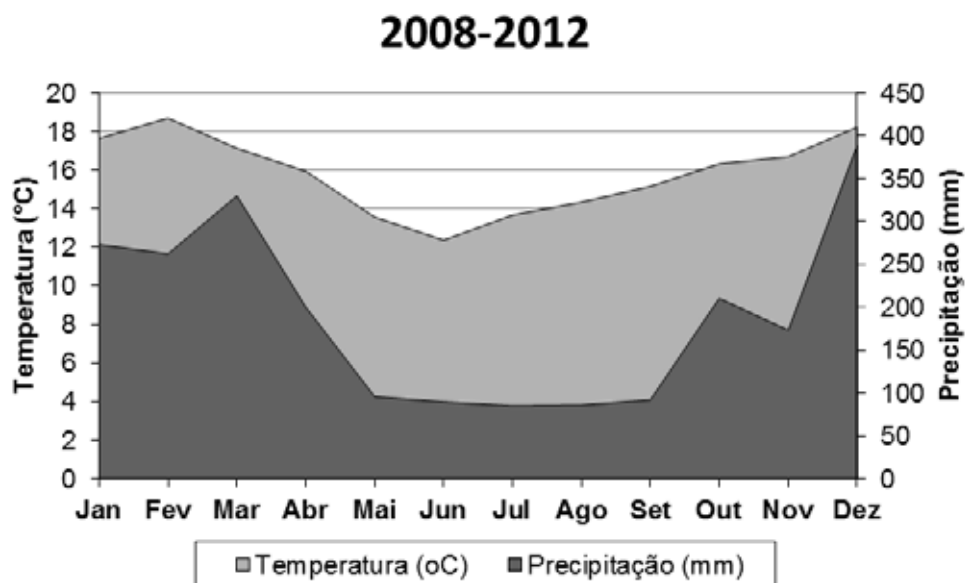


Figura 2. Temperatura (°C) e Precipitação (mm) mensal média no período de 2008 a 2012, levantadas dos dados coletados das torres localizadas em São Luiz do Paraitinga-SP, próximas às parcelas analisadas neste estudo. Fonte: USP-IAGE

3.4. Solo

Martins (2010) classificou os solos e investigou a distribuição de nutrientes e propriedades físico-químicas dos solos de duas (K e N) das quatro parcelas selecionadas para o presente estudo (Tabela 2). Segundo o autor, os solos dessas duas parcelas são muito semelhantes entre si, classificados como “Cambissolo Háplico Tb distrófico”, apresentando textura franco-arenosa, consistência solta,

plástica e ligeiramente pegajosa em superfície, variando de macia à ligeiramente dura em profundidade. O perfil superficial do solo apresenta estrutura granular.

Em comparação com as menores cotas altitudinais do gradiente, o solo a 1000 m de altitude é o mais intemperizado e o mais antigo geologicamente, com predominância dos óxidos ao longo do perfil, o que pode ser observado pelos altos teores de Al_2O_3 . O teor de argila, de silte e o de fósforo encontrados na cota dos 1000 m foram os maiores valores encontrados em relação ao gradiente altitudinal (MARTINS, 2010). O solo a 1000 m de altitude apresenta baixa fertilidade e elevados níveis de alumínio em todos os perfis, com maior reserva nutricional nos primeiros centímetros de solo. Os valores de carbono variaram de 11,9 a 91,5 g kg^{-1} , sendo que o teor de carbono foi maior na superfície. Dessa forma, os valores de SB (soma de bases trocáveis) são muito baixos, contribuindo pouco para o CTC (capacidade de troca de cátions) do solo (MARTINS, 2010).

Há grande estoque de carbono, devido à presença de maior quantidade de material vegetal em decomposição e maior acúmulo de nitrogênio, principalmente nas camadas mais inferiores devido à lixiviação. O teor de nitrogênio para a cota dos 1000 m foi o mais alto, devido à presença de maior quantidade de material vegetal em processo de decomposição (MARTINS, 2010; VIEIRA *et al.*, 2011).

Tabela 2. Distribuição de nutrientes e propriedades físico-químicas dos solos de duas (K e N) das parcelas da Floresta Ombrófila Densa Montana (fonte: MARTINS, 2010).

pH	V%	N g kg^{-1}	SB	CTC	Ca	Mg	K	Na	Al	S	P
— (mmolc.kg $^{-1}$) —											
3,5	9,8	6,8	15,8	163,0	7,2	5,3	2,1	1,2	26,7	19,6	21,2

3.5. Histórico de ocupação

De acordo com Tabarelli & Mantovani (1999), na década de 60, parte da floresta Atlântica do Núcleo Santa Virgínia sofreu corte raso e queima, com substituição da vegetação por pastagens, apresentando-se atualmente na forma de mosaico, composto por áreas de floresta madura, pastagens e plantios de *Eucalyptus* sp., além de florestas secundárias em diferentes idades de regeneração. A partir de entrevistas com antigos moradores da região, Padgurschi *et al.* (2011) afirmaram

que parte do local onde implantou-se a parcela N sofreu corte seletivo (provavelmente de baixa intensidade) de madeira além de retirada de taquaras (bambus) por 15 anos, até meados da década de 70. Tal distúrbio foi interrompido quando a área foi incorporada ao Parque Estadual da Serra do Mar. Dessa forma, essa parcela pode ser considerada, pelo menos em parte, em processo de regeneração natural por cerca de 25 anos (PADGURSCHI *et al.*, 2011).

3.6. Descrição da vegetação

A vegetação pode ser classificada como “Floresta Ombrófila Densa Montana”, de acordo com o sistema de classificação de Veloso, Rangel & Lima (1991), apresentando uma topografia acidentada onde as copas não se tocam, permitindo uma boa penetração da luz (IF, 2006). A intensidade luminosa no interior da floresta tende a ser menor com a constante formação de nuvens observada na Floresta Ombrófila Densa Montana da Serra do Mar (JOLY *et al.*, 2008).

Em duas das quatro parcelas estudadas (K e N) a espécie mais abundante é *Euterpe edulis* Mart., além de apresentarem uma elevada ocorrência de moitas da taquara *Merostachys neesii* Ruprecht (PADGURSCHI, 2010). Através dos dados de estrutura e biomassa, Padgurschi (2010) verificou que a presença de taquaras, embora em grande densidade, não se relaciona negativamente com a estrutura e composição florestal da área de estudo. Nas parcelas K e N algumas famílias destacam-se pelo grande número de indivíduos como Myrtaceae (561 indivíduos, grande parte do gênero *Myrcia*), Lauraceae (255, notadamente o gênero *Ocotea*), Monimiaceae (215, destaque para *Mollinedia*), e Cyatheaceae (159, predominantemente indivíduos do gênero *Cyathea*) (PADGURSCHI *et al.*, 2011; JOLY *et al.*, 2012). As famílias com a maior riqueza de espécies são Myrtaceae (57 espécies), Lauraceae (33), Fabaceae (15), Monimiaceae (15) e Rubiaceae (13) (JOLY *et al.*, 2012). Destaca-se a diversidade de espécies de Monimiaceae, família com cinco gêneros ocorrendo no Brasil, considerada como típica da Floresta Montana (PEIXOTO *et al.*, 2002 *apud* JOLY *et al.*, 2012).

3.7. Amostragem das parcelas

O procedimento de amostragem das parcelas seguiu o protocolo descrito em Joly *et al.* (2008, 2012). As parcelas permanentes foram subdivididas em 100 subparcelas de 10 X 10 m, delimitadas por equipe especializada de topografia utilizando instrumentos de alta precisão, como teodolito e GPS. Em cada parcela, todos os indivíduos com DAP (Diâmetro a Altura do Peito) $\geq 4,8$ cm (PAP – Perímetro a Altura do Peito ≥ 15 cm) foram mapeados em relação aos eixos (faces) x e y das subparcelas, com o auxílio de trenas, marcados com placa de alumínio a 1,60 m a nível do solo, e mensurados (PAP, altura total e índice de iluminação de copa).

Foram amostradas todas as árvores, incluindo palmeiras, pteridófitas (fetos arborescentes) e árvores mortas em pé. Todos os indivíduos amostrados tiveram seu PAP mensurado com auxílio de fita métrica graduada com precisão de 1 mm. A medida foi realizada a 1,30 m acima do solo para os indivíduos sem irregularidades no tronco a essa altura. Os indivíduos que apresentaram raízes tabulares com irregularidades a 1,30 m foram medidos com auxílio de uma escada de alumínio, e visando evitar erros de medidas, nesses casos o ponto de medição foi alterado para o ponto com menor irregularidade, sendo anotado o novo ponto de medição. Nos indivíduos com “perfilhos”, foram incluídos somente aqueles que apresentaram pelo menos um dos troncos com o critério mínimo de inclusão (PAP ≥ 15 cm), sendo medidos todos os troncos que estavam dentro deste critério estabelecido.

A altura total foi estimada visualmente para cada indivíduo amostrado. Posteriormente, aplicamos o modelo de Weibull para a relação altura-diâmetro de árvores, sugerido por Scaranello *et al.* (2012) para diferentes altitudes localizadas na Serra do Mar.

Para cada indivíduo vivo amostrado, a disponibilidade potencial de luz na estrutura vertical da floresta foi estimada através do “Índice de iluminação da Copa (IC)” (IC-3. luz difusa; 4. luz somente em cima da copa; 5. luz em todas as direções), que indica a direção e a exposição relativa da copa de uma árvore à luz (adaptado de CLARK & CLARK, 1992), sendo este um método viável para estudos de campo, como comprovado por Kelling & Phillips (2007).

Aproximadamente dois anos após o primeiro inventário de implantação das parcelas e medição dos indivíduos (2007/2008), foram realizados os recensos. Em

2008 foi realizado o segundo inventário das parcelas e em 2012 o terceiro inventário. Para o presente estudo, esses três inventários serão denominados 1º censo, 2º censo e 3º censo (Tabela 2). No monitoramento (censos) das parcelas, foram realizados os seguintes procedimentos e verificações: (i) remedição do perímetro a altura do peito (PAP = 1,30 m) de todos os indivíduos vivos e mortos em pé, amostrados e plaqueados na implantação e recensos anteriores, e remedição com auxílio de escada dos indivíduos indicados na primeira etapa com tronco irregular a 1,30 m, (ii) inclusão e medição dos “recrutas” (indivíduos que passaram a apresentar o perímetro mínimo de inclusão) (iii) estimativa do “Índice de Iluminação de Copa” (IC) dos indivíduos vivos e, (iv) verificação dos indivíduos mortos caídos, ou que não foram localizados (com interrupção do monitoramento do indivíduo, mas registrando o seu destino).

Tabela 2. Data do início dos inventários e intervalo de amostragem das parcelas permanentes (K, L, M e N) na Floresta Ombrófila Densa Montana.

Parcela	Início			Intervalo (anos)		
	1º censo	2º censo	3º censo	1º~2ºcenso	2º~3ºcenso	1º~3ºcenso
K	ago/07	nov/09	dez/12	2,3	3,0	5,3
L	set/07	dez/09	dez/12	2,1	3,0	5,1
M	abr/08	set/10	nov/12	2,3	2,1	4,5
N	out/07	dez/09	nov/12	2,0	2,9	4,9
Floresta Montana	ago/07~ abr/08	nov/09~ set/10	nov/12~ dez/12	2,2	2,8	5,0

3.8. Organização dos dados

Antes de iniciar as análises dos censos, foram realizadas algumas etapas para organizar os dados coletados em campo, visando detectar erros de medida e digitação dos dados. Trabalhos que utilizam banco de dados de parcelas permanentes de longa duração geralmente refinam os dados brutos, corrigindo possíveis erros de medição de tronco e digitação dos dados, que podem superestimar ou subestimar dados de dinâmica e biomassa (por exemplo, PHILLIPS *et al.*, 2004). A seguir serão descritos as etapas realizadas na organização dos dados utilizados neste estudo.

Etapas:

- 1) Para as análises de dinâmica florestal e mudanças na biomassa acima do solo (BAS), nós eliminamos do banco de dados todas as samambaias, ou seja, todos indivíduos da família Cyatheaceae (Pteridófitas) (Tabela 3), pois esta forma de vida não apresenta incremento em diâmetro mensurável e também devido a sua baixa representatividade em termos de biomassa viva acima do solo (ALVES *et al.*, 2011).
- 2) Os dados considerados suspeitos (“flags”) foram identificados para cada indivíduo que apresentou determinada situação (1. Erros de medida declarados; 2. Medições de DAP faltando; 3. Mudanças de mais de 20 cm no ponto de medição; 4. Falso recruta - indivíduo não medido em censo anterior; 5. Valores extremos, “outliers”), sendo indicado nas informações do indivíduo o “flag” correspondente, para posterior correção (Tabela 3).
- 3) Os indivíduos foram separados por formas de vida, em árvores e palmeiras.
- 4) As taxas de crescimento foram calculadas por parcela e por classes de diâmetro (<10 cm, 10-30 cm, 30-50 cm, ≥50 cm) separadamente para árvores e palmeiras, nos 3 períodos de censos, ou seja, entre 1º e 2º censo, 2º e 3º censo, 1º e 3º censo.

Tabela 3. Porcentagem (%) de indivíduos que apresentaram “flags”, e de samambaias identificadas no 1º, 2º e 3º censo para cada parcela deste estudo.

Parcela	(%) total de “flags”	(%) de samambaias
K	5,1	5,3
L	4,8	2,9
M	7,1	3,7
N	8,0	10,2

Depois de concluídas essas etapas, iniciamos as correções dos dados para todos os indivíduos amostrados que apresentavam “flags”, durante os 5 anos de monitoramento.

Correções:

- 1) Todos os indivíduos mortos no 1º inventário foram excluídos do banco de dados, sendo seus registros guardados em outro arquivo.

- 2) Como o incremento em diâmetro (crescimento) não seguiu uma distribuição normal usamos a taxa mediana do crescimento entre o 1º e 3º censo calculado por forma de vida (árvores e palmeiras), classe de diâmetro (< 10; 10-30; 30-50; $\geq$ 50 cm) e por parcela (K, L, M e N), para corrigir esses erros.
- 3) Erros de medida declarados. Nesta etapa filtramos os indivíduos que apresentaram erros de medida, devido a erros de anotação, indicado nos registros dos censos. Para corrigir, aplicamos a seguinte fórmula: $\text{DAP corrigido} = \text{DAP anterior} - (\text{taxa média de crescimento da classe} \times (\text{tempo DAP anterior} - \text{tempo DAP com "flag"})) / 365$.
- 4) Valores de DAP faltando. Nesta etapa filtramos os indivíduos que apresentaram ausência de dados de medida de DAP, indicado nos registros dos censos. Para corrigir, aplicamos a seguinte fórmula: $\text{DAP corrigido} = \text{DAP último registro} - (\text{taxa média de crescimento da classe} \times (\text{tempo DAP último censo} - \text{tempo DAP com "flag"})) / 365$.
- 5) Mudanças no ponto de medição (POM). Nesta etapa, filtramos os indivíduos que apresentaram mudanças no ponto de medição de DAP e variaram em 20 cm, indicados nos registros dos censos. Para corrigir, aplicamos a seguinte fórmula: $\text{DAP corrigido} = \text{DAP com igual POM} - (\text{taxa média de crescimento da classe} \times (\text{tempo DAP com igual POM} - \text{tempo DAP com "flag"})) / 365$.
- 6) Falso recruta. Nesta etapa, filtramos os indivíduos considerados "falsos" recrutas, ou seja, indivíduos que foram encontrados nos censos posteriores, com fuste sem placa, e que não se enquadravam como recrutas, devido ao DAP ser muito grande. Nós assumimos como falso recruta todas as novas árvores com DAP acima de 8 cm, baseado na taxa de crescimento máxima de árvores observada para a classe de tamanho > 4,7 cm e < 10 cm de DAP (excluindo percentil superior de 2,5%), excluindo palmeiras e árvores de rápido crescimento. Para corrigir, aplicamos a seguinte fórmula: $\text{DAP corrigido} = \text{DAP falso recruta} - (\text{taxa mediana de crescimento da classe} \times (\text{tempo falso recruta} - \text{tempo censo anterior})) / 365$.

- 7) Valores extremos ("outliers"). Nesta etapa, depois de concluída as etapas anteriores, nós calculamos a taxa de crescimento individual entre o 1º e 3º censo para encontrar os flags "outliers" (crescimento > 4 cm e < 2 cm, de acordo com a literatura e a precisão de nossa medida de DAP). Para corrigir, aplicamos a seguinte fórmula: $\text{DAP corrigido} = \text{DAP anterior} - (\text{taxa média de crescimento da classe} \times (\text{tempo DAP anterior} - \text{tempo DAP com "flag"})) / 365$.

3.9. Composição florística

Das quatro parcelas estudadas (K, L, M e N), as parcelas K e N foram estudadas por Padgurschi *et al.* (2011) em relação aos aspectos estruturais e florísticos e, os indivíduos coletados da parcela M foram identificados taxonomicamente por Padgurschi, M.C. (dados não publicados). Visando comparar a composição florística de todas as parcelas estudadas, foi realizada neste estudo a coleta do componente arbóreo da parcela L, a única parcela que não tinha a composição florística conhecida na área de estudo do Projeto.

As coletas dos indivíduos da parcela L ocorreram entre janeiro a junho de 2014. No material que estava fértil (com flores e/ou frutos) foram coletados cinco ramos, e caso contrário foram apenas três (FIDALGO & BONONI, 1984). A herborização seguiu as recomendações de MORI *et al.* (1989), e as identificações foram realizadas com auxílio de literatura pertinente, comparações com as coleções dos herbários e consultas a especialistas.

3.10. Análise dos dados

Foram utilizados os dados dos inventários de implantação e monitoramento (censos) e os dados da composição florística das 4 parcelas permanentes (K, L, M e N), analisando-os e comparando-os entre as parcelas. Para todos os tópicos a seguir, as análises foram feitas para cada parcela ($n=1$) e para a comunidade da Floresta Montana como um todo (4 parcelas consideradas réplicas, $n=4$).

Nas análises da estrutura, dinâmica e biomassa viva acima do solo (BAS), retirou-se do banco de dados todas as samambaias amostradas. Os dados não apresentaram distribuição normal e, por isso, algumas variáveis foram testadas por meio de testes estatísticos não-paramétricos. Para realizar as análises estatísticas

dos dados, foram utilizados os softwares PAST (HAMMER *et al.*, 2001) e BioEstat 5.0.

3.10.1. Mudanças temporais e espaciais na estrutura florestal

Para investigar mudanças estruturais ao longo do tempo e entre as parcelas estudadas, foram avaliadas e descritas para cada parcela e para a Floresta Montana (n=4) em cada período de censo a densidade de indivíduos, a soma da área basal e estoque de biomassa viva acima do solo (BAS), conforme descrito abaixo.

(a) Estoque de biomassa acima do solo (BAS)

Foram utilizadas as equações alométricas propostas para árvores e palmeiras adotadas por Alves *et al.* (2010), ao longo do gradiente altitudinal estudado, onde **DAP**: diâmetro à altura do peito, **H**: altura total, estimada através da relação diâmetro-altura para árvores (SCARANELLO *et al.*, 2012), e para palmeiras (SCARANELLO, dados não publicados), **pi**: densidade da madeira (g.cm^{-3}) específica para cada gênero ou espécie vegetal.

- Árvores: $\exp(-2.977 + \ln(\pi \times \text{DAP}^2 \times H))$, proposta por Chave *et al.* (2005)
- Palmeiras: $\exp(((57.236 + 0.9285 \ln(\text{DBH}^2)) \times 105.001) / 103)$, proposta por Nascimento & Laurance (2002)

Para verificar diferenças estatística entre os censos na Floresta Montana em relação à densidade de indivíduos e soma de área basal, foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis, e quando significativo o teste de Dunn, para comparação de médias.

Para mostrar a variação na densidade de indivíduos ao longo do tempo, nas parcelas e na Floresta Montana (n=4), foram consideradas as densidade dos indivíduos por classes de diâmetro (DAP), visando verificar as diferenças entre as parcelas na densidade de indivíduos por classe de DAP em cada censo, e diferenças entre os censos para cada parcela.

Por classe de DAP também foram estimadas a área basal e estoque de biomassa viva acima do solo (BAS), visando verificar qual a classe está acumulando maior quantidade de biomassa ao longo do tempo. Para verificar a correlação entre os estoques de biomassa e as classes de diâmetro (DAP) na Floresta Montana, foi

usado o coeficiente de Correlação de Spearman no 2º e no 3º censo. Diferenças entre as formas de vida em relação a densidade de indivíduos, estoque de biomassa e densidade de indivíduos por classe de DAP, foram verificadas através do teste de Mann-Whitney.

3.10.2. Dinâmica florestal

Para analisar os parâmetros de dinâmica florestal e suas mudanças ao longo dos censos, para cada parcela e para a Floresta Montana foram utilizadas as formas de análise descritas a seguir para mortalidade, recrutamento, *turnover*, taxa de crescimento e mudanças líquidas de biomassa (BAS), adotadas por Scaranello (2010) em estudo realizado em outras cotas altitudinais da Serra do Mar.

Para verificar diferenças estatísticas entre os censos nas taxas de mortalidade e de recrutamento (CONDIT, HUBBELL; FOSTER, 1995), foram estimados os limites superiores (LS%) e limites inferiores (LI%), através das probabilidades binominais (ZAR, 2010) para cada parcela e para a Floresta Montana, onde a sobreposição desses limites não indica diferenças significativas. Para estimar as taxas de saída e ingresso de indivíduos nas diferentes classes de DAP, foram estimadas as taxas de mortalidade e recrutamento respectivamente, para cada classe de DAP no 2º e 3º censo, utilizando os limites superiores (LS%) e limites inferiores (LI%) para verificar diferenças significativas.

Foram testadas diferenças nas taxas de crescimento entre o 2º e 3º censo e entre as formas de vida através do teste de Mann-Whitney. Para verificar relação entre a taxa de crescimento e as classes de DAP foi utilizado o coeficiente de Correlação de Spearman.

a) Mortalidade:

Mortalidade é a morte de um indivíduo ocorrida entre dois diferentes períodos de censos (SCARANELLO *et al.*, 2010). No 3º censo o tipo, ou classe, de morte foi classificado em quatro situações relatadas em campo: indivíduo desaparecido (D), morto caído pela raiz (MCR), morto em pé inteiro (MPI) e morto em pé quebrado (MPQ). Abaixo, segue a “taxa anual de mortalidade”, proposta por Swaime & Lieberman (1987):

$$m = (\ln ((N_0 - M)/N_0)/t) * 100$$

(onde, m: taxa anual de mortalidade (%), N_0 : número de indivíduos obtidos no 1º censo, M: número de indivíduos mortos no 2º/3º censo, t: tempo em anos)

Depois de calculada a taxa anual de mortalidade, foi calculada a meia-vida, que é o tempo necessário para uma determinada população perder 50% de todos os seus indivíduos, assumindo uma probabilidade constante de mortalidade (SHEIL, BURSLEN & ADLER, 1995). A “meia vida” foi calculada através da seguinte fórmula:

$$t(1/2) = \ln(2)/\ln(1-(\%m/100))$$

(onde: $t(1/2)$: meia vida. %m: taxa anual de mortalidade)

b) Recrutamento:

Recrutamento é o ingresso de um novo indivíduo que atingiu o DAP mínimo de inclusão ($DAP \geq 4,8$ cm). Abaixo, segue a “taxa anual de recrutamento”:

$$r = (\ln ((N_0 + I)/N_0)/t) * 100$$

(onde, r: taxa anual de recrutamento (%), I: número de ingressantes do 2º/3º censo)

c) Turnover:

A taxa de *turnover* (taxa de substituição) é a média entre as taxas de mortalidade e recrutamento, sendo considerada a taxa de “dinamismo” da floresta. Abaixo, segue a “taxa anual de *turnover*”.

$$turnover = (\%m + \%r) / 2$$

(onde, *turnover*: taxa anual de turnover, %m: taxa anual de mortalidade, %r: taxa anual de recrutamento).

d) Taxa de crescimento (incremento diamétrico):

A taxa de crescimento refere-se ao incremento em diâmetro dos indivíduos sobreviventes dos censos anteriores, sendo utilizado o DAP mensurado na implantação das parcelas e nos demais recensos. Abaixo, segue a taxa de crescimento em mm.ano^{-1} :

$$TI = (DAP\ t2 - DAP\ t1) / \Delta t$$

(onde, TI: taxa de incremento diamétrico mm ano⁻¹, DAP t1: diâmetro a 1,30 m medido no 1º/2º inventário, DAP t2: diâmetro a 1,30m medido no 2º/3º inventário, Δt: intervalo em anos).

e) Mudanças líquidas na biomassa acima do solo (BAS)

A partir das estimativas de BAS de árvores e palmeiras das parcelas permanentes descritos no item 3.10.1 deste capítulo, e das correções e refinamento dos dados, foram calculadas as mudanças líquidas na biomassa (BAS) da seguinte forma:

$$M.L.BAS = BAS\ (incremento) - BAS\ (mortalidade)$$

(onde: M.L.BAS: mudança líquida da BAS Mg.ha⁻¹.ano⁻¹, BAS (incremento): acúmulo de BAS Mg.ha⁻¹.ano⁻¹ dos indivíduos vivos + recrutas; BAS (mortalidade): perda de BAS Mg.ha⁻¹.ano⁻¹ pela mortalidade).

3.10.3. Influência da luz na estrutura e dinâmica florestal

Para investigar a influência da luz na estrutura da floresta, foi analisado para cada parcela e para Floresta Montana, em cada período de censo, o Índice de Iluminação da Copa (IC) dos indivíduos. Em relação a estrutura foram avaliadas e descritos para as classe de IC a densidade de indivíduos, os valores de DAP (cm), a soma da área basal, a densidade de indivíduos por classe de DAP e o estoque de biomassa (BAS). Para verificar a relação entre as classes de IC, e o estoque de biomassa, foi testada a correlação de Spearman. Diferenças entre as formas de vida em relação a densidade de indivíduos foi verificado através do teste de Mann-Whitney.

Em relação a influência da luz na dinâmica florestal, foram estimadas por parcela e para a Floresta Montana, a taxa de crescimento para cada classe de IC, através do teste de correlação de Spearman.

3.10.4. Variação espacial da composição florística na Floresta Montana

Após a finalização da coleta e identificação dos indivíduos pertencentes à parcela L e usando como base todos os indivíduos vivos no 1º censo, foi possível analisar e comparar as espécies identificadas com o restante das parcelas

estudadas (K, M e N). Para todas as parcelas foram analisadas separadamente os parâmetros fitossociológicos através do software FITOPAC 2.

Foram estimadas a densidade, frequência e dominância absoluta e relativa das parcelas. Também foi estimado o índice de valor de importância (IVI) que é a soma da frequência, da densidade e da dominância relativas de cada espécie, revelando a importância ecológica relativa de cada espécie em cada parcela, caracterizando a importância de cada espécie na comunidade (FERREIRA, 1997), além do índice de valor de cobertura (IVC).

A diversidade foi estimada através do índice de Shannon-Weaver (H') (MAGURRAM, 1988), onde quanto maior o valor de H' maior será a diversidade florística da comunidade (FERREIRA, 1997). Também foi estimada a equabilidade de Pielou (P), visando verificar se as espécies são igualmente abundantes, além do índice de Simpson (D), que fornece a probabilidade de que dois indivíduos tomados ao acaso de uma amostra sejam pertencentes à mesma espécie. Assim, quanto maior o valor assumido pelo índice de Simpson, menor é a diversidade de espécies estimada para a amostra (ZANZINI, 2005). Uma vez que as parcelas não apresentaram o mesmo número de indivíduos, foi realizada uma rarefação por indivíduos (proposto por SANDERS, 1968, e reapresentado por KREBS, 1989), comparando a riqueza entre as quatro parcelas por meio de uma curva de acumulação de espécies plotada contra o número de indivíduos, gerada por aleatorização, através do software PAST (HAMMER, 2013).

Para avaliar padrões de similaridade florística entre as quatro parcelas, foi utilizada a análise de agrupamento (Cluster, UPGMA), retirando-se as espécies com menos de 3 indivíduos, e a análise de ordenação NMDS (non-metric multidimensional scale, NMDS). Ambas as análises utilizaram matriz de abundância de espécies e Bray-Curtis como método de dissimilaridade. A análise de Cluster foi realizada através do software FITOPAC 2, e a análise de NMDS na plataforma R usando o pacote Vegan (OKSANEN, 2013).

4. RESULTADOS

4.1. Mudanças temporais e espaciais na estrutura florestal

A densidade total de indivíduos (árvores e palmeiras) dentro de cada parcela e na Floresta Montana como um todo apresentou tendência de declínio ao longo dos censos. No entanto, não foram encontradas diferenças significativas entre os períodos (Kruskal-Wallis, $H=1,192$, $p=0,559$) (Tabela 4). Em todos os censos as parcelas N e M apresentaram a menor e a maior densidade de indivíduos, chegando a 1292 ind.ha^{-1} e 1718 ind.ha^{-1} no 3º censo, respectivamente (Tabela 4).

Tabela 4. Densidade total dos indivíduos (árvores e palmeiras) em cada parcela deste estudo e na comunidade de Floresta Montana ($n=4$) no 1º, 2º e 3º censo.

Parcelas	Densidade (ind.ha^{-1})		
	1º censo	2º censo	3º censo
K	1767	1756	1685
L	1664	1639	1578
M	1822	1784	1718
N	1397	1357	1292
Floresta Montana	1662,5±188,72	1634±195,05	1568,3±193,61

Entre as formas de vida, árvores apresentaram densidade de indivíduos significativamente maior do que palmeiras (Mann-Whitney, $Z(U)=2,30$, $p=0,010$) sendo verificado para ambas as formas de vida declínio na densidade de indivíduos ao longo dos censos (Figura 3 e Apêndice, Tabela 1).

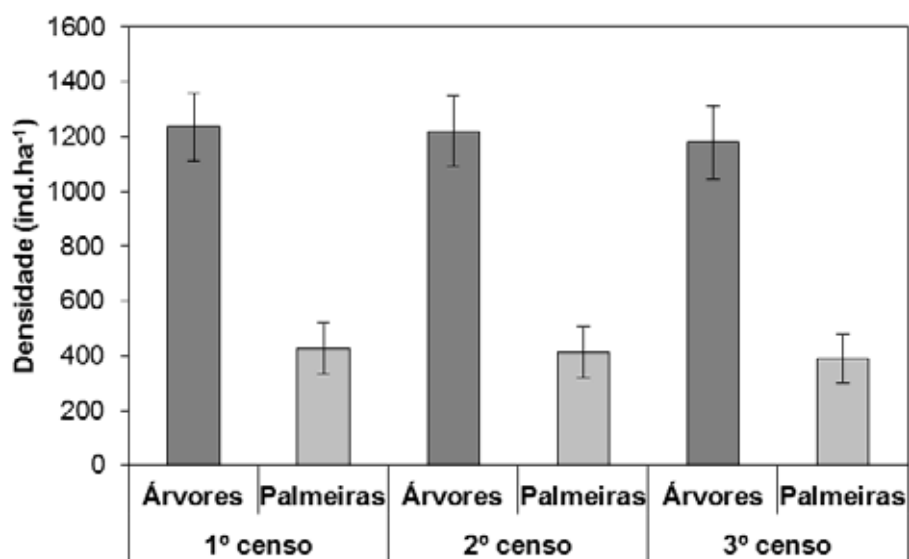


Figura 3. Densidade média dos indivíduos de árvores e palmeiras da comunidade de Floresta Montana, no 1º, 2º e 3º censo. As barras indicam o desvio padrão da média.

Em relação à distribuição de diâmetros (DAP) dos indivíduos, a Floresta Montana apresentou poucas mudanças ao longo dos censos, com valores muito próximos entre os períodos (Figura 4 e Apêndice, Tabela 2).

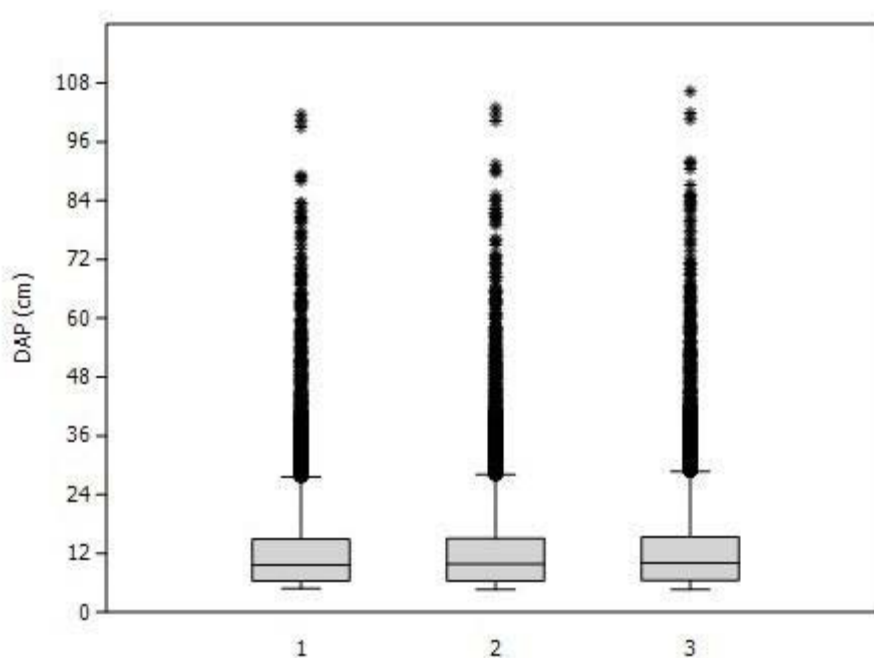


Figura 4. Box-plot dos valores de DAP (cm) da Floresta Montana (n=4), no 1. 1º censo, 2. 2º censo, 3. 3º censo.

Entre as parcelas os valores de DAP pouco variaram e, em todas elas, verificou-se aumento na mediana entre os censos, exceto na parcela M que manteve a

mediana entre o 2º e 3º censo. No geral, durante todo o período os maiores valores de DAP máximo foram encontrados nas parcelas K e L, e os maiores valores de mediana verificados na parcela N (Tabela 5).

Tabela 5. Valores de DAP (cm) máximo, média e mediana dos indivíduos de cada parcela deste estudo, no 1º, 2º e 3º censo.

Parcelas	DAP (cm)								
	1º censo			2º censo			3º censo		
	máx	média	mediana	máx	média	mediana	máx	média	mediana
K	100,4	12,9	9,4	101,7	13,1	9,5	101,9	13,5	9,8
L	101,6	12,7	9,7	102,9	13,0	10,0	106,3	13,1	10,2
M	88,7	13,0	9,2	91,4	13,2	9,5	91,7	13,4	9,5
N	83,5	14,0	10,5	84,1	14,2	10,6	85,0	14,5	10,8

Uma vez que neste estudo a altura foi calculada em função do diâmetro usando uma relação alométrica, poucas diferenças entre os censos também foram verificadas em relação à altura, nas parcelas e na Floresta Montana como um todo (Apêndice, tabela 2).

Área Basal

Nas estimativas de área basal, foi verificado aumento entre o 1º e 2º censo e pequena diminuição do 2º censo para o 3º censo entretanto, sem diferenças significativas entre os períodos (Kruskal-Wallis, $H=0,46$, $p=0,79$) (Tabela 6). As parcelas L e N apresentaram os menores valores de área basal em todos os censos, e as parcelas K e M os maiores valores, no entanto, ocorreu aumento de área basal ao longo dos censos nas parcelas K e L, e diminuição de área basal no 3º censo nas parcelas M e N (Tabela 6).

Tabela 6. Resumo da soma total da área basal (m^2), de cada parcela e da comunidade de Floresta Montana, no 1º, 2º e 3º censo.

Parcelas	Área Basal (m^2)		
	1º censo	2º censo	3º censo
K	39,55	40,40	40,86
L	34,05	34,23	34,32
M	41,91	42,50	42,21
N	34,48	35,16	34,65
Floresta Montana	37,50±3,86	38,07±4,01	38,01±4,10

Estoque de biomassa (BAS)

No estoque de biomassa viva acima do solo (BAS) da Floresta Montana, verificamos aumento entre o 1º, 2º e 3º censo (Tabela 13). Porém, não foram verificadas diferenças significativas entre os períodos (Kruskal-Wallis, $H=0,615$, $p=0,735$). Entre as parcelas, em todos os censos, os maiores estoques de biomassa foram verificados nas parcelas K e M, e os menores estoques nas parcelas L e N (Tabela 7).

Tabela 7. Estoque de biomassa viva acima do solo - BAS (Mg.ha^{-1}) em cada parcela deste estudo e na comunidade de Floresta Montana no 1º, 2º e 3º censo.

Parcela	Estoque de BAS (Mg.ha^{-1})		
	1º censo	2º censo	3º censo
K	301,80	313,84	320,15
L	254,21	251,44	259,31
M	332,41	339,55	342,02
N	258,07	266,99	265,58
<i>Floresta Montana</i>	286,62±37,38	292,95±40,84	296,76±40,70

Foram observadas diferenças expressivas no estoque de biomassa entre as formas de vida, onde as árvores apresentaram estoque de biomassa significativamente maior do que palmeiras (Mann-Whitney, $Z(U)=2,30$, $p<0,020$) ao longo de todos os censos. No entanto, em árvores houve acréscimo e em palmeiras foi verificado decréscimo no estoque de biomassa ao longo do tempo (Figura 5).

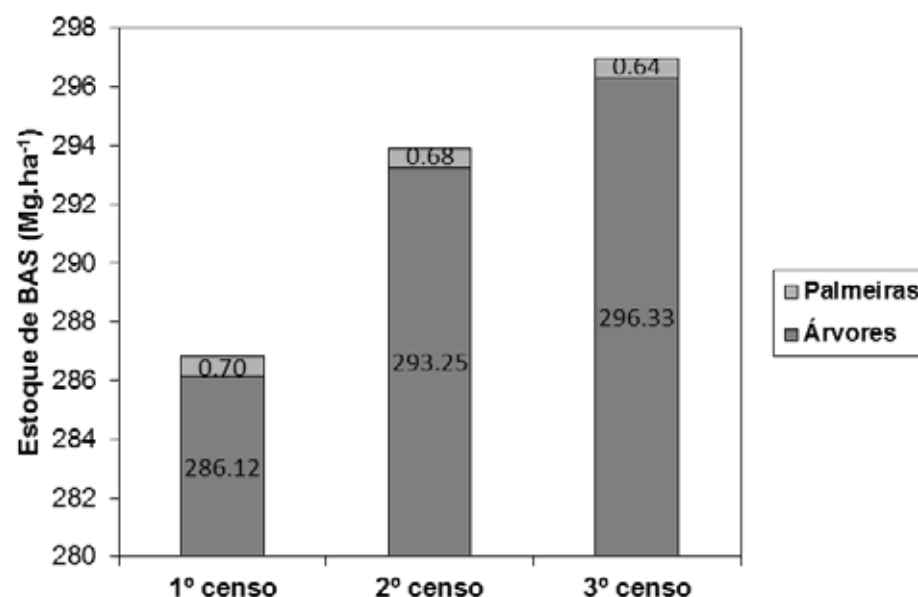


Figura 5. Estoque de biomassa (Mg.ha^{-1}) para árvores e palmeiras na comunidade de Floresta Montana, no 1º, 2º e 3º censo.

Classes de diâmetro (DAP)

Para cada parcela estudada e para cada censo, foram contabilizados a densidade de indivíduos vivos por classe de diâmetro (DAP). Na Floresta Montana houve diminuição na densidade de indivíduos a medida que a classe de diâmetro aumentou, com maior número de indivíduos nas menores classes, e menor número de indivíduos nas maiores classes (Figura 6).

Entre os censos poucas diferenças foram constatadas, com diminuição na densidade de indivíduos nas menores classes de diâmetro, e praticamente nenhuma alteração na densidade de indivíduos nas maiores classes de diâmetro (Figura 6 e Apêndice, Tabela 3).

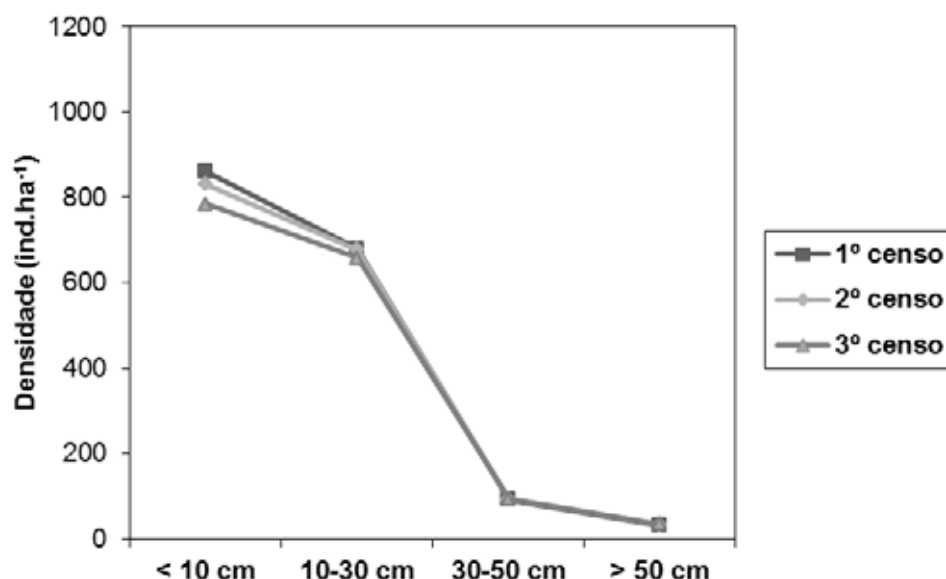


Figura 6. Densidade total de indivíduos por classe de diâmetro (DAP) da comunidade de Floresta Montana, ao longo do 1º, 2º e 3º censo.

Ao longo dos censos, notou-se entre as parcelas o mesmo padrão de distribuição das classes de diâmetro. No 1º, 2º e 3º censo, todas as parcelas apresentaram maior densidade de indivíduos nas menores classes de DAP, sendo verificado na parcela N as menores densidades, e nas parcelas K e M as maiores. Nas maiores classes de DAP, em todas as parcelas houve menores densidades de indivíduos, com valores próximos entre si (Figura 7).

Em todas as parcelas nota-se ao longo dos censos valores muito próximos na densidade de indivíduos por classe de diâmetro, alterando muito pouco de um censo para outro, principalmente nas maiores classes. Nas parcelas K, L e M foi possível observar que a densidade de indivíduos diminui da classe de diâmetro menor que 10 cm para o restante das classes, já na parcela N verificou-se praticamente a mesma densidade de indivíduos na classe menor que 10 cm e 10 a 30 cm, diminuindo a densidade no restante das classes (Figura 8).

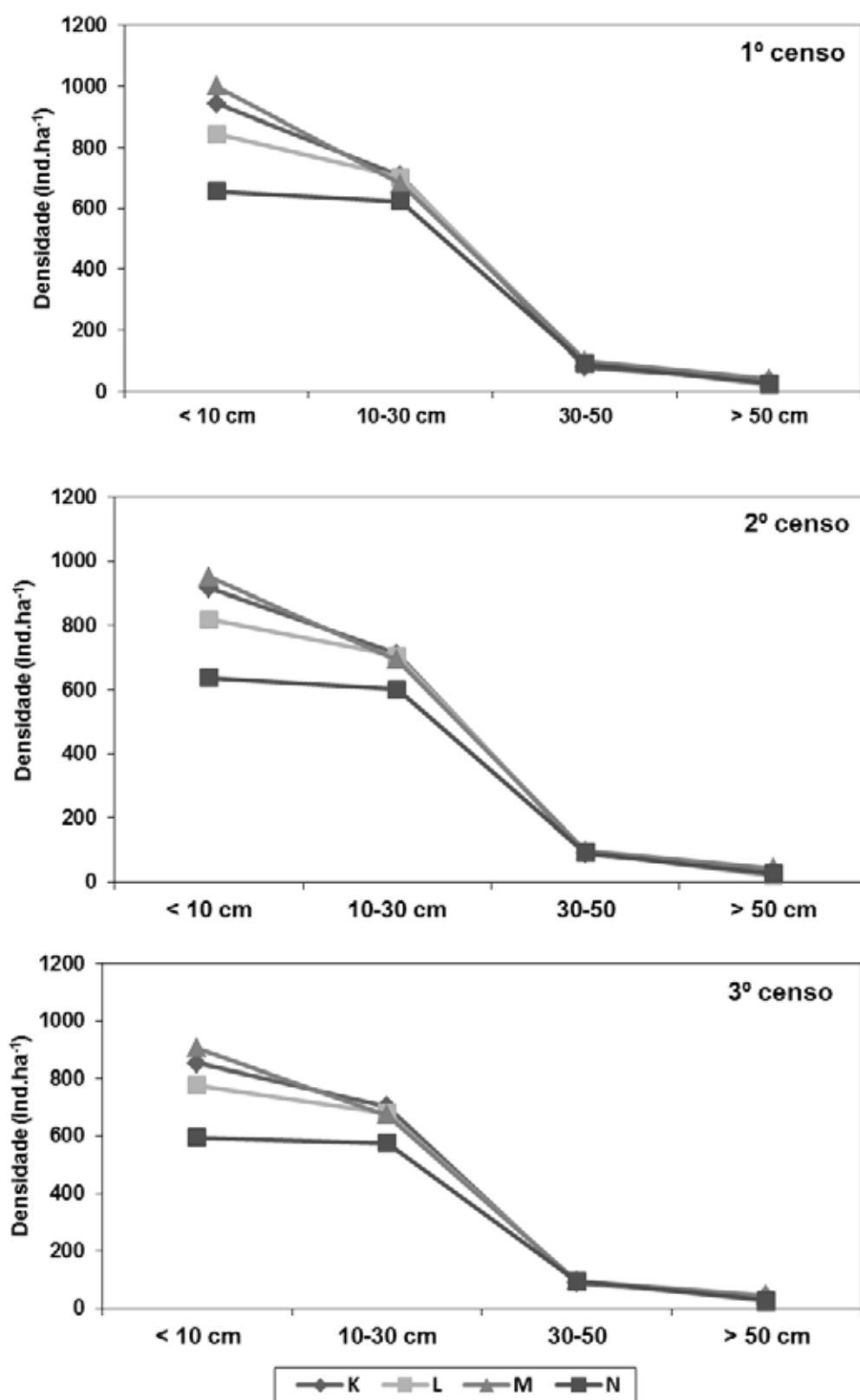


Figura 7. Densidade total de indivíduos por classe de diâmetro (DAP) no 1º, 2º e 3º censo em cada parcela deste estudo.

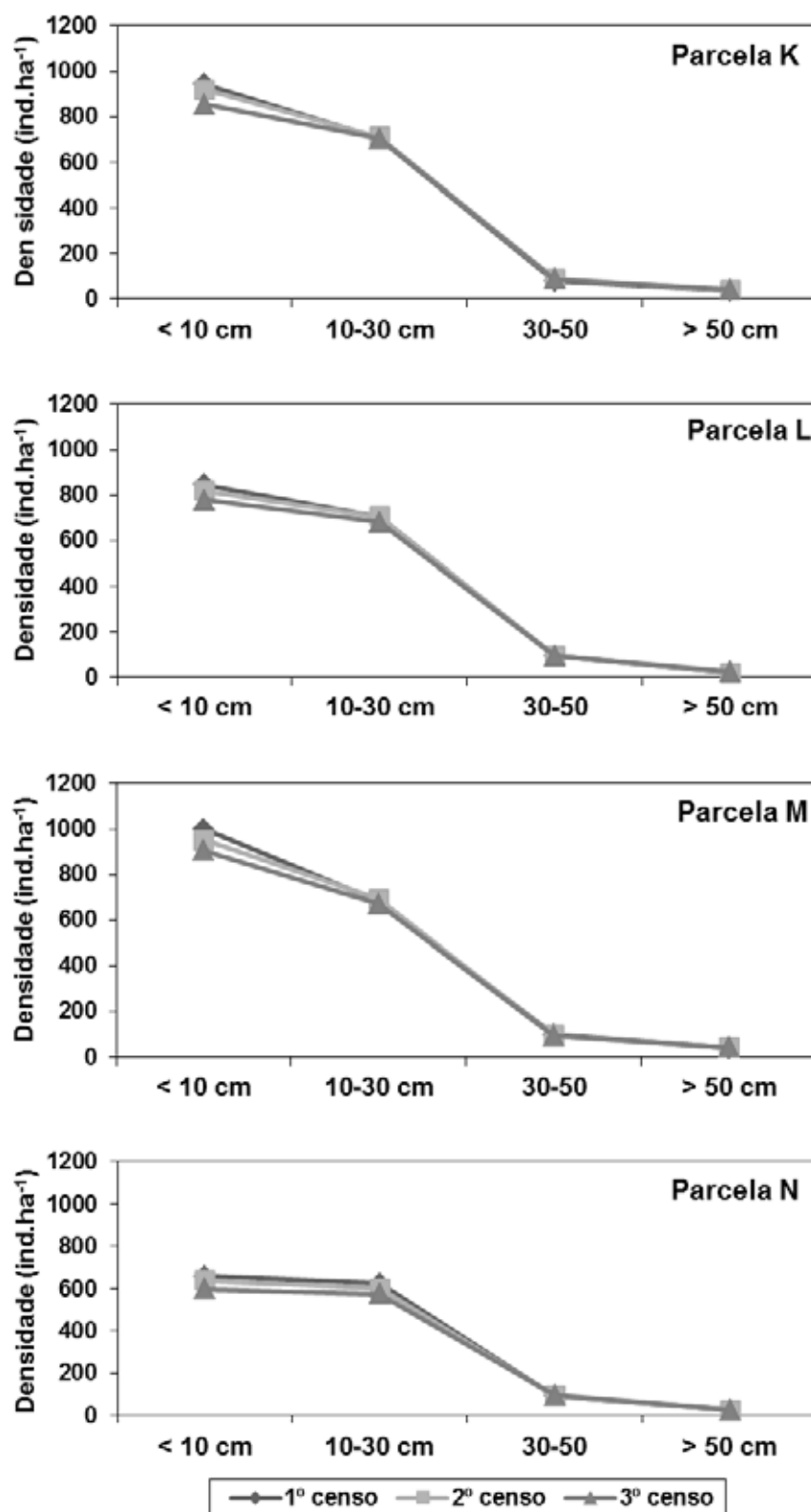


Figura 8. Densidade total de indivíduos por classe de diâmetro (DAP) para cada parcela deste estudo, ao longo do 1º, 2 e 3º censo.

Foram verificadas diferenças significativas entre as formas de vida na densidade de indivíduos nas classes de diâmetro (Mann-Whitney, $Z(U)=2,30$, $p<0,020$) em todos os censos. Nas árvores, as menores classes de diâmetro apresentaram as maiores densidades, e as maiores classes as menores densidades de indivíduos. Já em palmeiras, foi observado padrão contrário, com a menor classe de diâmetro (<10 cm) apresentando as menores densidades de indivíduos, a classe de 10 a 30 cm apresentando as maiores densidades de indivíduos, e as maiores classes de diâmetro (30 a 50 cm e ≥ 50 cm) com número muito reduzido de indivíduos (Figura 9).

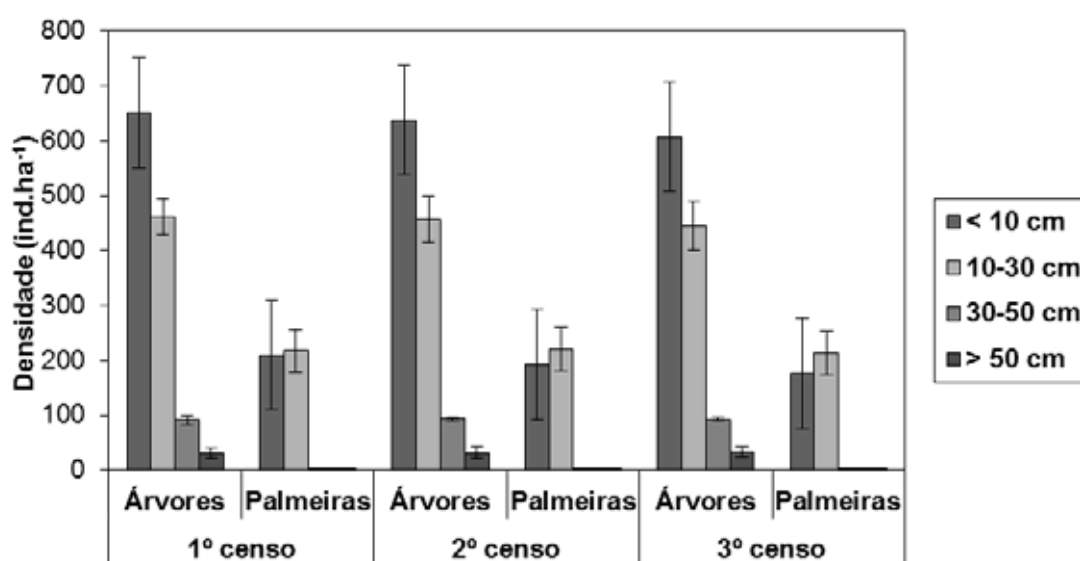


Figura 9. Densidade de indivíduos de árvores e palmeiras da comunidade de Floresta Montana, por classe de diâmetro (cm), no 1º, 2º e 3º censo. As barras indicam o desvio padrão da média.

A distribuição da área basal por classe de diâmetro (DAP) da Floresta Montana está ilustrada na figura 10. As maiores classes de diâmetro apresentaram mais área basal no 1º, 2º e 3º censo, com os maiores valores observados na classe de 10-30 cm, e os menores na menor classe < 10 cm (Figura 10).

Ao longo dos censos as menores classes apresentaram decréscimo de área basal e a maior classe de diâmetro apresentou acréscimo na área basal (Figura 10). Entre as parcelas, é possível verificar o mesmo padrão de área basal por classe de DAP, com maior variação entre elas na maior classe de DAP (Apêndice, Tabela 1).

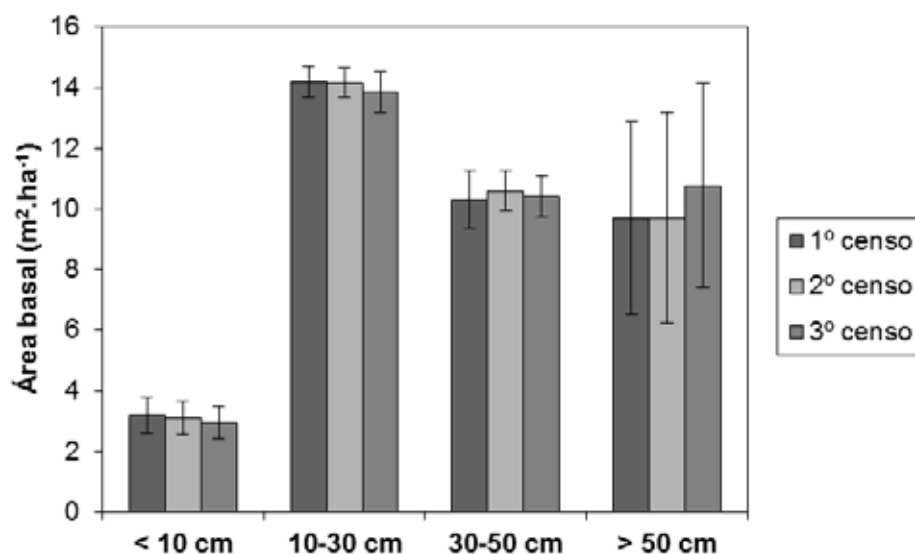


Figura 10. Soma total de área basal (m^2) por classe de DAP (cm) da comunidade de Floresta Montana, no 1º, 2º e 3º censo. As barras indicam o desvio padrão da média.

Os estoques de biomassa do 1º censo por classe de diâmetro foram contabilizados para cada parcela visando verificar a contribuição de cada classe no estoque total de biomassa. No geral, as maiores classes de diâmetro foram as que mais contribuíram para o estoque de biomassa, mas esses resultados não foram iguais para todas as parcelas. Nas parcelas L e N, a classe de 30-50 cm foi a que mais contribuiu com o estoque de biomassa com, respectivamente, 39,8% e 37,7% do total, sendo maior do que o encontrado na maior classe de DAP (≥ 50 cm) com, respectivamente, 27,6% e 31,3% (Figura 11).

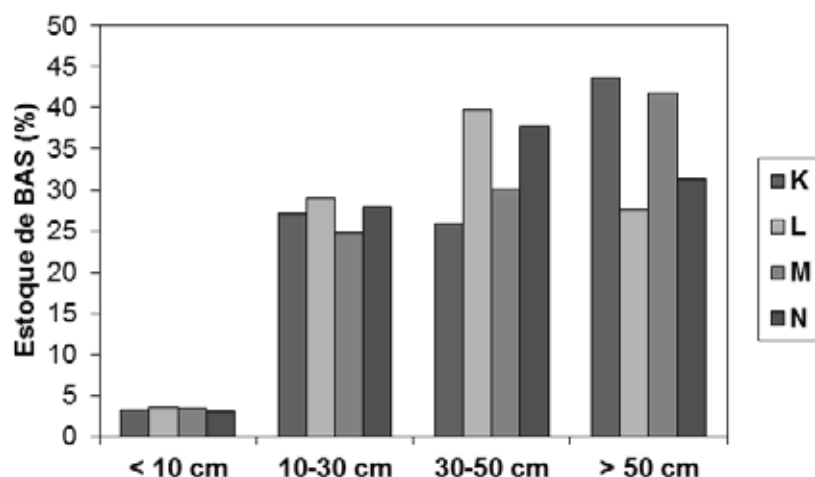


Figura 11. Contribuição (%) de cada classe de diâmetro (DAP) no estoque total de biomassa viva acima do solo (BAS) no no 1º censo, para cada parcela deste estudo.

Em relação à floresta Montana encontramos uma correlação positiva do estoque de biomassa por classe de diâmetro, sendo significativa no 1º censo ($R_{\text{sperman}}=0,715$, $p=0,001$), 2º censo ($R_{\text{sperman}}=0,788$, $p=0,0003$) e 3º censo ($R_{\text{sperman}}=0,824$, $p< 0,0001$), com as menores classes de DAP estocando menos biomassa, e as maiores classes estocando mais biomassa (Figura 21). Ao longo dos censos, a biomassa praticamente se manteve na classe menor que 10 cm e 30-50 cm, diminuiu pouco na classe de 10-30 cm, e aumentou na classe ≥ 50 cm (Figura 12).

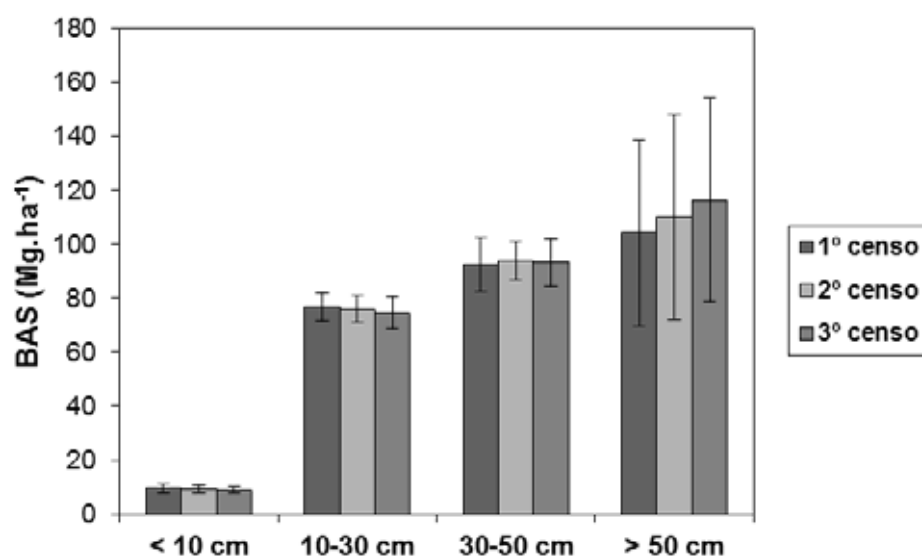


Figura 12. Biomassa (Mg.ha^{-1}) estimada para cada classe de diâmetro (DAP) para a comunidade de Floresta Montana, no 1º, 2º e 3º censo. As barras indicam o desvio padrão da média.

4.2. Dinâmica Florestal

4.2.1. Mortalidade e recrutamento

A Floresta Montana apresentou mudanças na taxa de mortalidade entre o 2º e 3º censo e diminuição na meia-vida, sendo possível observar entre as parcelas que quanto maior a taxa de mortalidade, menor foi a meia-vida (Tabela 13). Porém, somente a parcela K apresentou aumento significativo na taxa de mortalidade entre o 2º e 3º censo, constatado através da não sobreposição dos limites de confiança inferiores e superiores. As maiores taxas de mortalidade no 2º e 3º censo foram verificadas na parcela N, com 2,57% e 2,67%, respectivamente, e as menores taxas de mortalidade na parcela K, com 0,95 e 1,87%. Nos valores de meia-vida ocorreu o

inverso, com os menores valores na parcela N e os maiores valores na parcela K (Tabela 13).

Tabela 13. Taxas de mortalidade dos indivíduos (árvores e palmeiras) de cada parcela e da comunidade de Floresta Montana, no 2º e 3º censo. **m%**: taxa anual de mortalidade, **LI(%)**: limite inferior, **LS(%)**: limite superior, **N0**: número inicial de indivíduos, **Nm**: número de mortos.

Parcela	Mortalidade											
	2º censo						3º censo					
	m%	LI(%)	LS(%)	N0	Nm	Meia-vida	m%	LI(%)	LS(%)	N0	Nm	Meia-vida
K	0,95	0,66	1,29	1767	38	72,6	1,87	1,53	2,35	1756	96	36,6
L	1,36	1,00	1,82	1664	47	50,6	1,90	1,54	2,31	1639	91	36,1
M	2,00	1,61	2,71	1822	82	34,3	2,49	2,02	3,03	1784	91	27,5
N	2,57	2,07	3,31	1397	70	26,6	2,67	2,18	3,23	1357	101	25,6
Floresta Montana	1,65	1,45	2,00	6650	237	41,7	2,13	1,88	2,43	6273	379	32,1

Em relação ao recrutamento, na Floresta Montana e nas parcelas estudadas verifica-se mudanças nos valores de taxa de recrutamento entre o 2º e 3º censo, porém nenhuma mudança significativa foi verificada. Entre as parcelas, é possível constatar no 2º e no 3º censo, as menores taxas de recrutamento nas parcelas K e L, e as maiores taxas nas parcelas M e na parcela N (Tabela 14).

Tabela 14. Taxas de recrutamento dos indivíduos (árvores e palmeiras) de cada parcela e da comunidade de Floresta Montana, no 2º e 3º censo. **r%**: taxa anual de recrutamento, **LI(%)**: limite inferior, **LS(%)**: limite superior, **N0**: número inicial de indivíduos, **Nr**: número de recrutas.

Parcela	Recrutamento									
	2º censo					3º censo				
	r%	LI(%)	LS(%)	N0	Nr	r%	LI(%)	LS(%)	N0	Nr
K	0,66	0,40	1,43	1767	27	0,47	0,31	1,04	1756	25
L	0,63	0,40	1,46	1664	22	0,60	0,42	1,26	1639	30
M	1,04	0,80	1,93	1822	44	0,66	0,44	1,46	1784	25
N	1,06	0,75	2,24	1397	30	0,90	0,66	1,83	1357	36
Floresta Montana	0,83	0,70	1,28	6650	123	0,63	0,53	0,97	6536	116

As árvores apresentaram taxas de mortalidade e recrutamento menores do que as palmeiras, tanto no 2º como no 3º censo, e as taxas de mortalidade foram maiores do que de recrutamento, em ambas as formas de vida (Figura 13).

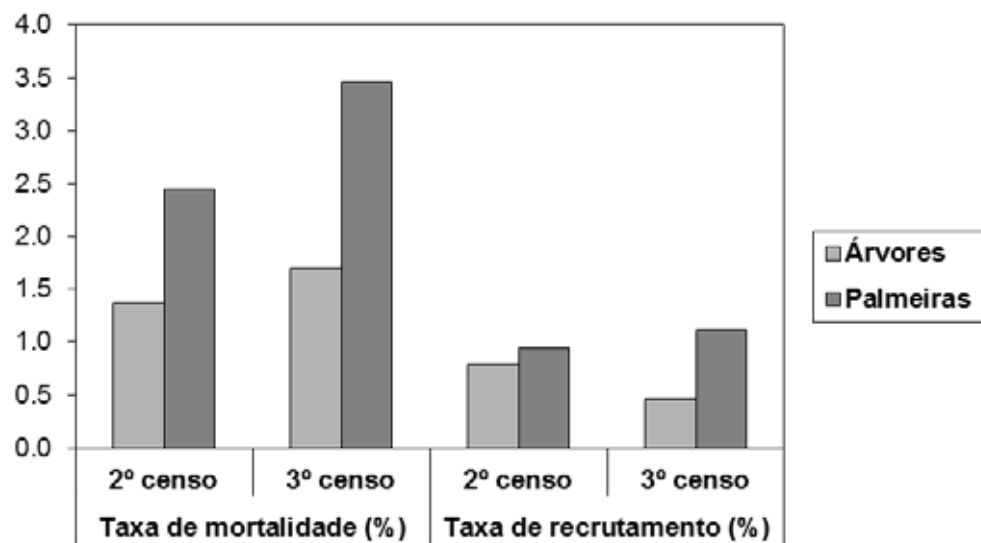


Figura 13. Taxas de mortalidade e recrutamento dos indivíduos totais e de árvores e palmeiras, da comunidade de Floresta Montana, no 2º e 3º censo.

Classes de mortalidade

Do total de indivíduos mortos entre o 1º e 3º censo nas parcelas estudadas, a maioria esteve na classe “Morto Caído Pela Raiz”, seguido pela “Morto em Pé Inteiro”. Na classe de morte “Desaparecido”, a parcela N obteve a maior porcentagem, com 28,7%, enquanto as outras parcelas apresentaram porcentagens menores. Em todas as parcelas houve menor representatividade na classe “Morto em Pé Quebrado” (Figura 14).

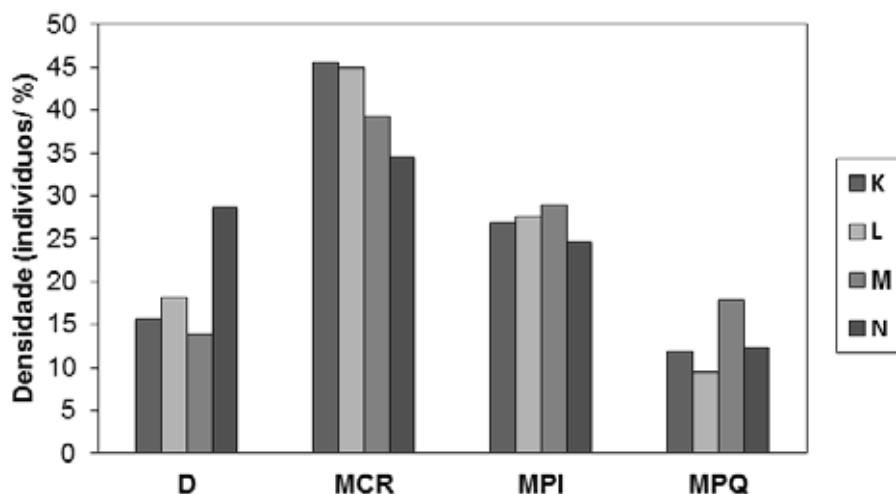


Figura 14. Classes de mortalidade dos indivíduos totais (árvores e palmeiras) de cada parcela estudada no 1º e 3º censo. **D:** desaparecido, **MCR:** Morto caído pela raiz, **MPI:** morto em pé inteiro, **MPQ:** morto em pé quebrado.

Classes de diâmetro (DAP)

A taxa de mortalidade da Floresta Montana variou com as classes de DAP, onde as maiores taxas foram verificadas na menor classe de diâmetro (<10 cm), diminuindo nas maiores classes. Entretanto, através do limite superior e inferior nenhuma diferença significativa foi verificada entre os censos (Tabela 15, Figura 15). No 2º censo verifica-se que as taxas de mortalidade decresceram com as classes de DAP e, no 3º censo, a taxa de mortalidade decresce até a classe de 30-50 cm, ocorrendo aumento na taxa de mortalidade na maior classe ≥ 50 cm (Tabela 15, Figura 15).

Tabela 15. Taxa de Mortalidade - %m, limites superior - LS(%), e limite inferior – LI (%), estimados para cada classe de DAP no 2º e 3º censo para a Floresta Montana (n=4)

		Taxa de Mortalidade							
		2º censo				3º censo			
		< 10	10-30	30-50	≥ 50	< 10	10-30	30-50	≥ 50
Floresta Montana	%m	1,91	1,45	1,00	0,72	2,35	2,03	1,43	0,84
	LS(%)	2,69	2,20	3,61	1,03	3,09	2,78	3,94	1,56
	LI (%)	1,36	0,88	0,12	0,01	1,76	1,41	0,42	0,01

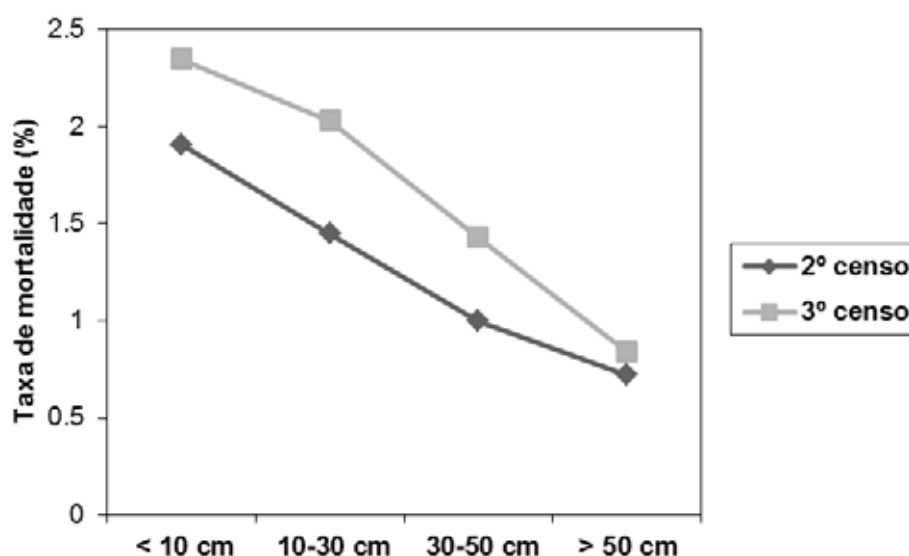


Figura 15. Taxa de mortalidade (%) por classe de DAP (cm) na comunidade de Floresta Montana, no 2º e 3º censo.

Em relação às parcelas, é possível verificar na maioria delas, maiores taxas de mortalidade nas menores classes de DAP em ambos os censos, exceto na parcela L que apresentou altas taxas de mortalidade na classe ≥ 50 cm, no 2º censo. Foi

possível verificar diferenças significativas entre os censos na taxa de mortalidade em todas as parcelas, exceto na parcela L. Na parcela K foi verificado nas classes < 10 cm e 30-50cm, na parcela M, nas classes 10-30 cm e ≥ 50 cm, e na parcela N somente na maior classe de diâmetro (Tabela 16).

Tabela 16. Taxa de mortalidade - %m, limites superior - **LS(%)**, e limite inferior – **LI (%)**, estimados para cada classe de DAP no 2º e 3º censo para as parcelas estudadas.

Parcela		Taxa de Mortalidade							
		2º censo				3º censo			
		< 10	10-30	30-50	≥ 50	< 10	10-30	30-50	≥ 50
K	%m	0,98	0,98	—	—	2,14	1,69	1,50	—
	LS(%)	1,51	1,75	—	—	2,80	2,34	3,85	—
	LI (%)	0,60	0,60	—	—	1,60	1,18	0,40	—
L	%m	1,60	1,10	0,50	4,77	2,19	1,60	2,13	—
	LS(%)	2,36	1,81	2,81	17,43	2,87	2,27	4,64	—
	LI (%)	1,04	0,61	0,03	0,56	1,63	1,09	0,77	—
M	%m	2,69	1,17	1,76	—	2,62	2,77	—	1,12
	LS(%)	3,45	1,92	4,02	—	3,45	3,74	—	6,26
	LI (%)	2,07	0,69	1,44	—	1,96	1,94	—	0,03
N	%m	2,58	2,81	1,68	—	2,94	2,51	1,88	2,65
	LS(%)	3,65	3,89	4,89	—	3,84	3,37	4,40	9,58
	LI (%)	1,75	1,91	0,34	—	2,20	2,50	0,61	0,32

Em relação à taxa de recrutamento por classe de DAP da Floresta Montana, no geral verifica-se padrão oposto às taxas de mortalidade, com as maiores taxas de recrutamento ocorrendo nas maiores classes de DAP, não tendo sido verificado diferenças significativas nas taxas de recrutamento entre os censos. No 2º censo, a taxa de recrutamento aumentou até a classe de 30-50 cm, depois decrescendo expressivamente na classe de ≥ 50 cm e, já no 3º censo, verifica-se aumento das taxas de recrutamento com o aumento de todas as classes de DAP (Tabela 17, Figura 16).

Tabela 17. Taxa de Recrutamento - %r, limites superior - **LS(%)**, e limite inferior – **LI (%)**, estimados para cada classe de DAP no 2º e 3º censo para a Floresta Montana (n=4).

		Taxa de Recrutamento							
		2º censo				3º censo			
		< 10	10-30	30-50	≥ 50	< 10	10-30	30-50	≥ 50
Floresta	%r	1,60	1,79	3,22	2,10	1,23	1,30	2,36	2,92
Montana	LS(%)	3,51	4,17	16,48	45,05	2,67	3,03	12,46	3,97
	LI (%)	1,17	1,25	1,43	0,35	0,85	0,91	1,09	0,53

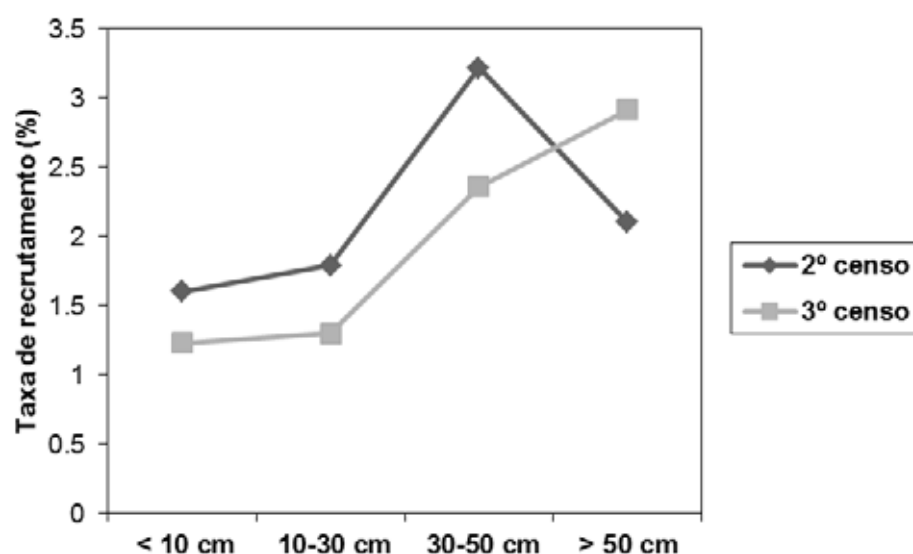


Figura 16. Taxa de recrutamento (%) por classe de DAP (cm) na comunidade de Floresta Montana, no 2º e 3º censo.

É possível verificar nas parcelas, maiores taxas de recrutamento nas maiores classes de DAP, porém nenhuma diferença significativa foi verificada entre os censos (Tabela 18).

Tabela 18. Taxa de Recrutamento - %r, limites superior - LS(%), e limite inferior – LI (%), estimados para cada classe de DAP no 2º e 3º censo para as parcelas estudadas.

Parcela		Taxa de Recrutamento							
		2º censo				3º censo			
		< 10	10-30	30-50	≥ 50	< 10	10-30	30-50	≥ 50
K	%r	1,23	1,93	6,47	3,30	0,90	1,47	2,13	1,67
	LS(%)	2,80	4,23	29,07	37,82	2,04	3,29	11,25	25,09
	LI (%)	0,84	1,41	4,21	0,73	0,61	1,09	0,83	0,22
L	%r	1,22	1,40	1,96	2,22	1,20	0,84	2,96	6,08
	LS(%)	3,00	3,48	12,70	105,38	2,62	2,36	13,20	34,05
	LI (%)	0,79	0,91	0,56	0,06	0,88	0,52	1,47	1,98
M	%r	1,87	2,24	1,27	1,02	1,24	1,43	0,95	2,16
	LS(%)	3,65	4,86	9,72	22,56	2,81	3,55	9,12	28,50
	LI (%)	1,47	1,74	0,27	0,03	0,84	0,93	0,12	0,27
N	%r	2,23	1,58	3,71	1,89	1,90	1,63	3,15	3,63
	LS(%)	5,00	3,96	5,25	58,41	1,92	2,80	14,19	68,93
	LI (%)	1,66	1,03	1,60	0,05	0,68	1,17	1,58	0,82

4.2.2. Taxa de *turnover*

A partir das estimativas de taxas de mortalidade e recrutamento, foi possível calcular a taxa de *turnover* da Floresta Montana estudada. Entre o 2º e 3º censo, verifica-se aumento na taxa de *turnover* na Floresta Montana, com 1,2% e 1,4% respectivamente (Figura 17).

Em relação as parcelas estudadas, tanto no 2º como no 3º censo verifica-se as maiores taxas de *turnover* na parcela N com, respectivamente, 1,8% e 2,6%, e as menores taxas de *turnover* no 2º censo na parcela K com 0,8% e no 3º censo na parcela M com 1,5%. Exceto na parcela M, em todo o restante das parcelas verifica-se aumento acentuado na taxa de *turnover* do 2º para o 3º censo (Tabela 17).

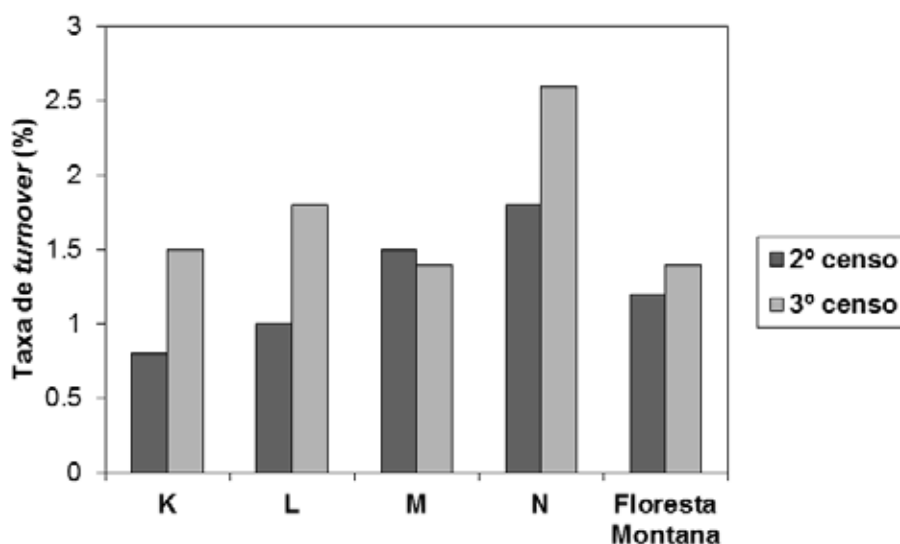


Figura 17. Taxa de *turnover* (%) dos indivíduos (árvores e palmeiras) das parcelas estudadas e da comunidade de Floresta Montana, no 2º e 3º censo.

Em relação às formas de vida, diferenças nas taxas de *turnover* foram observadas. As palmeiras apresentaram taxa de *turnover* maior do que as árvores. As árvores mantiveram a taxa de *turnover* no 2º e no 3º censo, com 1,1%, já as palmeiras apresentaram aumento na taxa de *turnover* entre o 2º e 3º censo, com 1,7% e 2,3%, respectivamente (Figura 18).

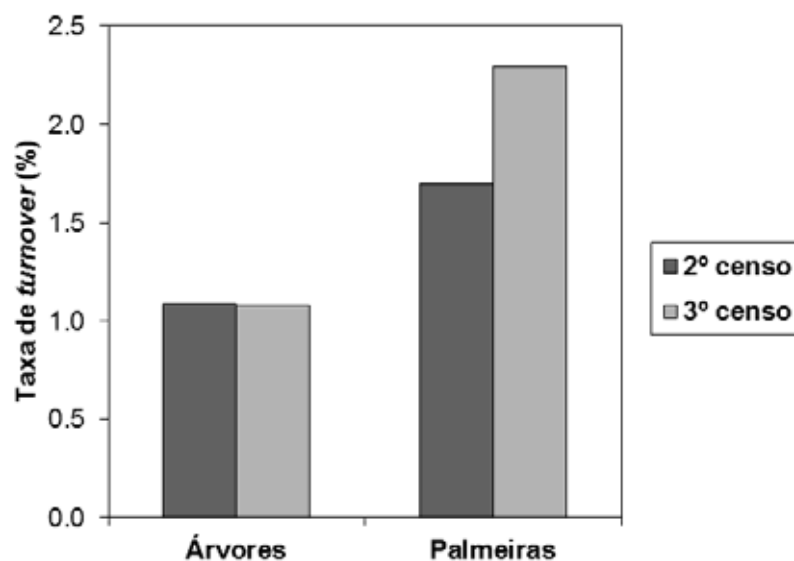


Figura 18. Taxa de *turnover* (%) de árvores e palmeiras da comunidade de Floresta Montana, no 2º e 3º censo.

4.2.3. Taxa de crescimento (incremento diamétrico)

A taxa média de crescimento diamétrico da Floresta Montana apresentou diminuição do 2º para o 3º censo, passando de 0,13 para 0,09 mm.ano⁻¹. Entretanto, não foram observadas diferenças significativas entre os censos (Mann-Whitney, $Z(U)=2,00$, $p=0,041$). Apesar do decréscimo, a taxa de crescimento máxima aumentou no 3º censo (Figura 19 e Apêndice, Tabela 5).

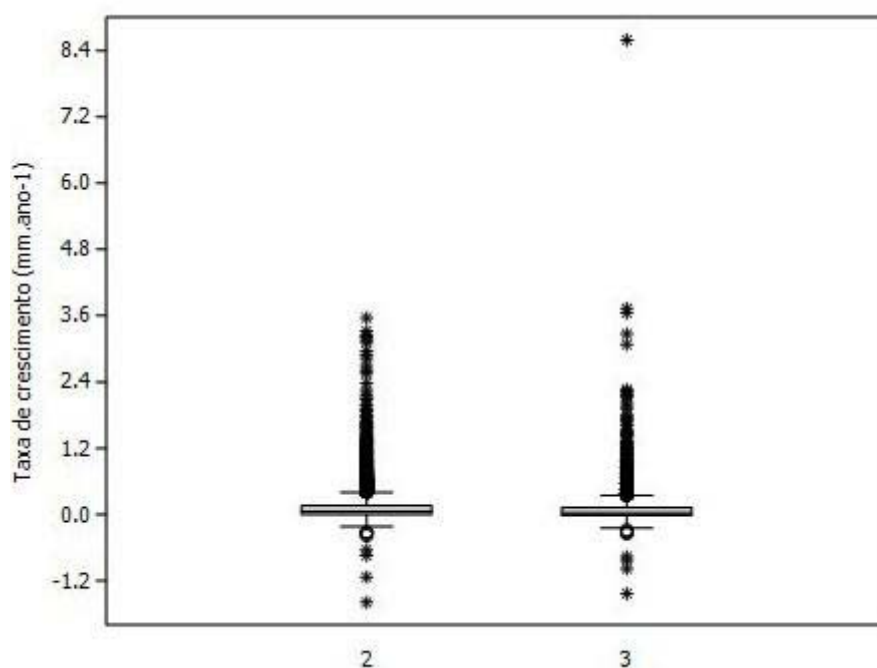


Figura 19. Box-plot ilustrando os valores de taxa de crescimento em diâmetro no 2º e 3º censo da Floresta Montana (n=4). **2.** 2º censo, **3.** 3º censo.

Em todas as parcelas verifica-se diminuição nas taxas de crescimento, sendo verificada na parcela N as maiores taxas de crescimento no 2º e no 3º censo, com 0,17 mm.ano⁻¹ e 0,13 mm.ano⁻¹, respectivamente. Na parcela L as menores taxas no 2º censo com 0,11 mm.ano⁻¹, e na parcela M as menores taxas no 3º censo com 0,05 mm.ano⁻¹ (Tabela 19).

Tabela 19. Taxa média de crescimento (mm.ano⁻¹) em cada parcela deste estudo no 2º e 3º censo.

Parcelas	Taxa de crescimento (mm.ano ⁻¹)									
	2º censo					3º censo				
	média	d.p.	mediana	máx	mín	média	d.p.	mediana	máx	mín
K	0,13	0,24	0,06	3,16	-0,21	0,10	0,28	0,04	8,59	-0,76
L	0,11	0,21	0,05	3,32	-0,74	0,08	0,18	0,03	2,22	-0,32
M	0,13	0,22	0,08	2,83	-1,13	0,05	0,18	0,01	1,81	-1,43
N	0,17	0,38	0,05	3,56	-1,59	0,13	0,32	0,04	3,73	-0,83

Árvores e palmeiras apresentaram taxas de crescimento muito semelhantes entre si, não tendo sido verificadas diferenças significativas entre as formas de vida no 2º censo (Mann-Whitney, Z(U)=5,00, p=0,193) e no 3º censo (Mann-Whitney, Z(U)=6,00, p=0,281). Em ambas as formas de vida foram constatadas diminuições nas taxas de crescimento entre o 2º e 3º censo, e para árvores, verificam-se taxas de crescimento de 0,13 mm.ano⁻¹ no 2º censo diminuindo para 0,09 mm.ano⁻¹ no 3º censo e, para as palmeiras, verifica-se taxas de crescimento de 0,13 mm.ano⁻¹, no 2º censo e 0,09 mm.ano⁻¹, no 3º censo (Tabela 20).

Tabela 20. Taxa de crescimento (mm.ano⁻¹) de árvores e palmeiras da comunidade de Floresta Montana, no 2º e 3º censo.

	Formas de vida	Taxa de crescimento (mm.ano-1)							
		2º censo				3º censo			
		média	d.p.	máx	mín	média	d.p.	máx	mín
Floresta	Árvores	0,13	0,27	3,56	-1,59	0,09	0,26	8,59	-1,43
Montana	Palmeiras	0,13	0,24	1,69	-0,21	0,10	0,20	1,43	-0,83

Classe de diâmetro (DAP)

Na Floresta Montana foi constatada correlação positiva entre as taxas de crescimento e classe de diâmetro, tanto no 2º censo ($R_{\text{spearman}}=0,973$, $p<0,0001$; $n=4$) como no 3º censo ($R_{\text{spearman}}=0,922$, $p<0,0001$), com aumento na taxa de

crescimento à medida que aumenta a classe de DAP. Em todas as classes de diâmetro verifica-se diminuição da taxa de crescimento entre o 2º e 3º censo. Na maior classe de tamanho (≥ 50 cm) o aumento em relação à classe anterior foi mais acentuado no 2º censo quando comparado ao 3º censo (Figura 20).

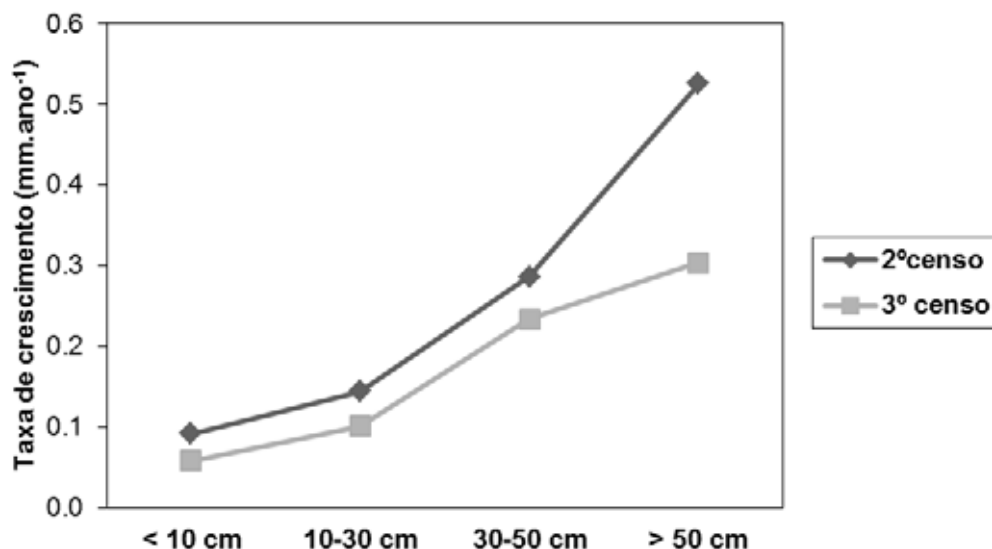


Figura 20. Taxa de crescimento (mm.ano^{-1}) por classe de diâmetro (DAP) na comunidade de Floresta Montana, no 2º e 3º censo.

4.2.4. Mudanças líquidas de biomassa (BAS)

Em relação às parcelas, tanto no 2º como no 3º censo, o compartimento de biomassa viva acima do solo teve uma variação positiva, com o crescimento e recrutamento excedendo as perdas devido à mortalidade, exceto na parcela N no 3º censo (Tabela 21 e 22).

No 2º censo, o ganho de biomassa por incremento dos sobreviventes foi maior na parcela N, já os ganhos de biomassa pelos recrutados foi maior na parcela M, e as perdas devido à mortalidade foram superiores na parcela L. A mudança líquida de biomassa para a Floresta Montana foi de $3,31 \text{ Mg ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, sendo verificado na parcela K o maior valor, com $5,06 \text{ Mg ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (Tabela 21).

Tabela 21. Incremento em Biomassa Acima do Solo dos sobreviventes (BASi), ganho em Biomassa Acima do Solo devido ao recrutamento (BASr), perdas de Biomassa Acima do Solo devido a mortalidade (BASm) e mudanças líquidas na biomassa dos indivíduos no 2º censo, em cada parcela deste estudo e na Floresta Montana.

Parcela	BAS (Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)			
	BASi	BASr	BASm	Mudanças Líquidas
K	5,80	0,06	0,79	5,06
L	4,71	0,06	3,77	1,00
M	5,83	0,16	2,92	3,07
N	6,59	0,08	2,57	4,10
Floresta Montana	5,73	0,09	2,51	3,31

Já no 3º censo, o ganho de biomassa por incremento dos sobreviventes e a perda por mortalidade foram maiores na parcela N, porém, as perdas de biomassa excederam os ganhos devido ao incremento dos sobreviventes, apresentando, portanto, mudança líquida negativa no 3º censo. Para a Floresta Montana, a mudança líquida de biomassa foi de 0,67 Mg ha⁻¹.ano⁻¹, sendo verificado novamente para a parcela K o maior valor, com 2,10 Mg ha⁻¹.ano⁻¹ (Tabela 22).

Tabela 22. Incremento em Biomassa Acima do Solo dos sobreviventes (BASi), ganho em Biomassa Acima do Solo devido ao recrutamento (BASr), perdas de Biomassa Acima do Solo devido a mortalidade (BASm) e mudanças líquidas na biomassa dos indivíduos no 2º censo, em cada parcela deste estudo e na Floresta Montana.

Parcela	BAS (Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)			
	BASi	BASr	BASm	Mudanças Líquidas
K	4,08	0,05	2,04	2,10
L	3,72	0,09	2,97	0,84
M	3,50	0,19	3,45	0,24
N	4,77	0,10	5,37	-0,50
Floresta Montana	4,02	0,11	3,46	0,67

Na Floresta Montana, as mudanças líquidas de biomassa foram superiores no 2º censo e, tanto no 2º como no 3º censo é possível verificar que o ganho de biomassa por incremento de sobreviventes foi sempre superior às perdas devido à mortalidade. Porém, do 2º para o 3º censo, os ganhos de biomassa por incremento de sobreviventes diminuíram, e as perdas devido à mortalidade aumentaram (Figura 21).

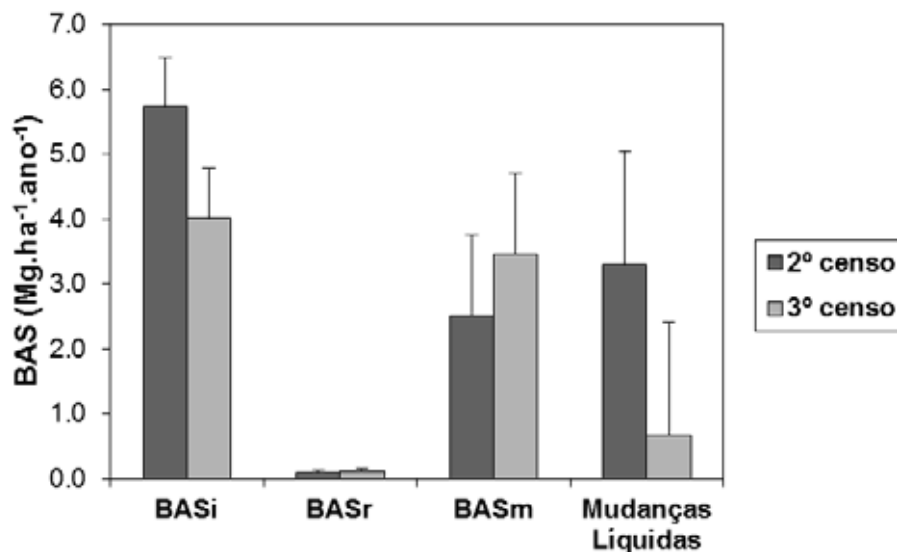


Figura 21. Incremento em Biomassa Acima do Solo dos sobreviventes (BASi), ganho em Biomassa Acima do Solo devido ao recrutamento (BASr), perdas de Biomassa Acima do Solo devido a mortalidade (BASm) e mudanças líquidas na biomassa dos indivíduos 2º censo e no 3º censo, na Floresta Montana. As barras indicam o desvio padrão.

4.3. Influência da luz na estrutura e dinâmica florestal

Na análise de densidade de indivíduos por Índice de Iluminação da Copa (IC) da Floresta Montana, constatou-se padrão semelhante às classes de DAP, com maior densidade de indivíduos nas menores classes de IC (3), ou seja, indivíduos expostos à menor incidência de luz solar, e menor densidade de indivíduos nas maiores classes de IC (5), ou seja, indivíduos expostos à maior incidência de luz solar (Figura 22). Entre as parcelas verifica-se o mesmo padrão observado para a Floresta Montana como um todo, tendo na parcela M as maiores densidade de indivíduos com IC 3, na parcela K as maiores densidades de indivíduos com IC 4, e na parcela N as menores densidades de indivíduos com IC 5 (Apêndice, Tabela 1).

Entre os censos foi possível observar decréscimo na densidade de indivíduos em todas as classes de IC, com maior aumento da densidade nas maiores classes de IC no 3º censo (Figura 22).

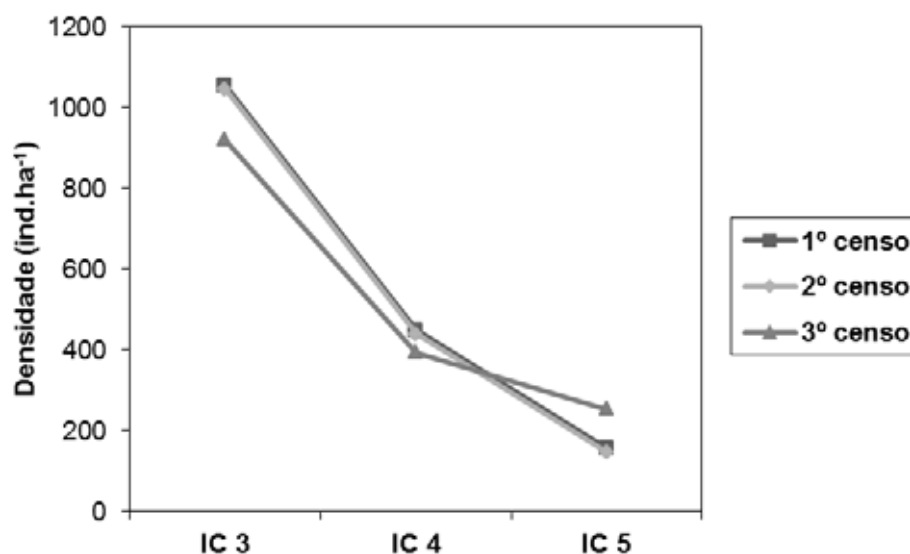


Figura 22. Densidade total de indivíduos por IC (Índice de Iluminação da Copa) da comunidade de Floresta Montana, ao longo do 1º, 2º e 3º censo.

Entre as formas de vida, foram observadas diferenças significativas entre árvores e palmeiras na densidade de indivíduos por classe de IC, em todos os censos (Mann-Whitney, $Z(U)=2,30$, $p<0,020$). Entretanto, árvores e palmeiras apresentaram o mesmo padrão, com maior densidade de indivíduos nas menores classes de IC e menor densidade nas maiores classes de IC e, decréscimo de indivíduos ao longo dos censos. Verifica-se tanto em árvores como em palmeiras, que a densidade de indivíduos apresentando IC 5 permaneceu praticamente constante no 1º e 2º censo, mas com pequeno aumento no 3º censo (Figura 23).

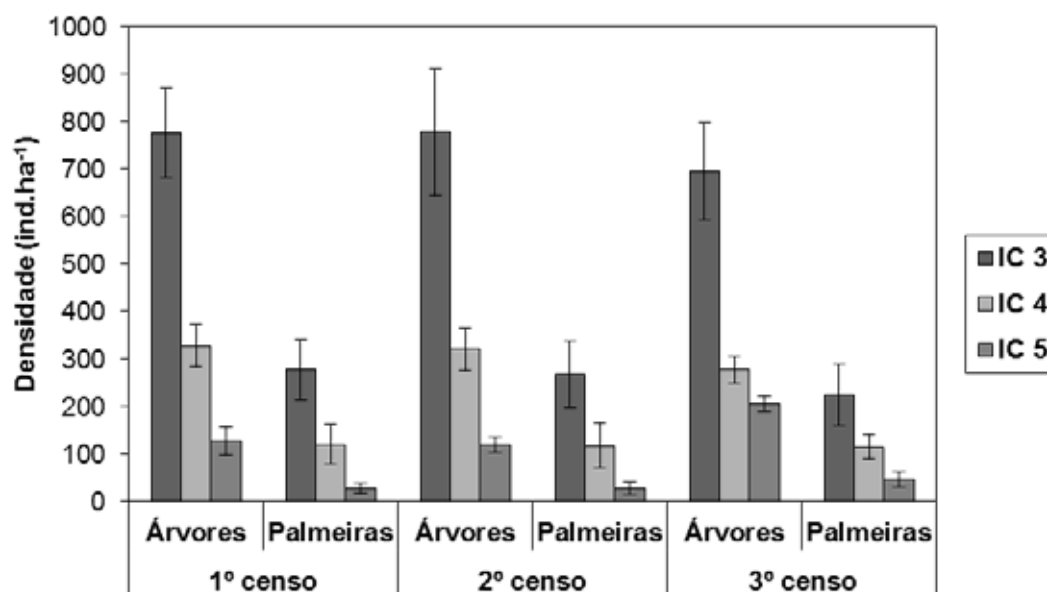


Figura 23. Densidade de indivíduos de árvores e palmeiras da comunidade de Floresta Montana, por Índice de Iluminação da Copa (IC), no 1º, 2º e 3º censo. As barras indicam o desvio padrão da média.

Na distribuição de diâmetro (DAP) por classe de IC da Floresta Montana, é possível observar que ao longo dos censos as menores classes de IC apresentaram também os menores valores de diâmetro, e as maiores classes de IC os maiores valores de diâmetro, com pequenas diferenças entre os censos (Figura 24). Entre as formas de vida, tanto árvores como palmeiras apresentaram o mesmo padrão mencionado para a Floresta Montana porém, foram verificados menores valores de diâmetro em palmeiras com relação as árvores (Apêndice, Tabela 3).

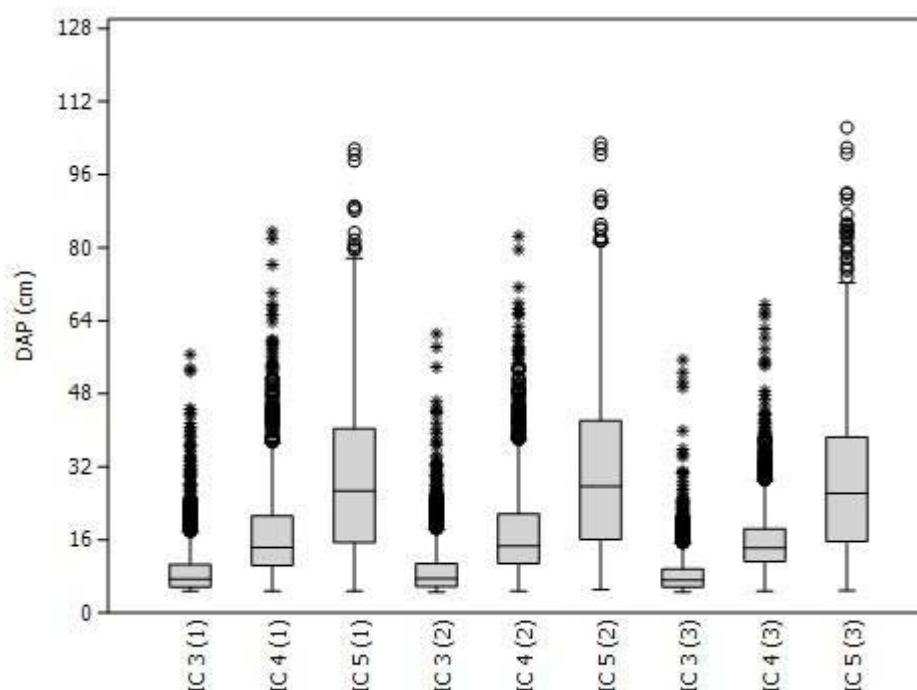


Figura 24. Box-plot ilustrando a distribuição de DAP (cm) por Índice de Iluminação da Copa (IC), dos indivíduos da comunidade de Floresta Montana estudada, no 1º, 2º e 3º censo. As barras indicam o desvio padrão da média, (1), refere-se ao dados do 1ºcenso, (2) refere-se aos dados do 2º censo, (3) refere-se aos dados do 3º censo.

Em relação à área basal por Índice de Iluminação da Copa (IC) da Floresta Montana, verifica-se em todos os censos menores valores de área basal nas menores classes de IC, ou seja, nos indivíduos menos expostos à luz solar, e maiores valores de área basal nas maiores classes de IC, ou seja, nos indivíduos mais expostos à luz solar. Entre o 1º e 2º censo o padrão de área basal por classe de IC foi muito semelhante, com IC 4 e 5 apresentando valores próximos, porém com maior desvio padrão no 1º censo. Já no 3º censo, é verificado valores menores de área basal nos indivíduos com IC 3 e 4, e aumento acentuado na área basal dos indivíduos com IC 5 (Figura 25).

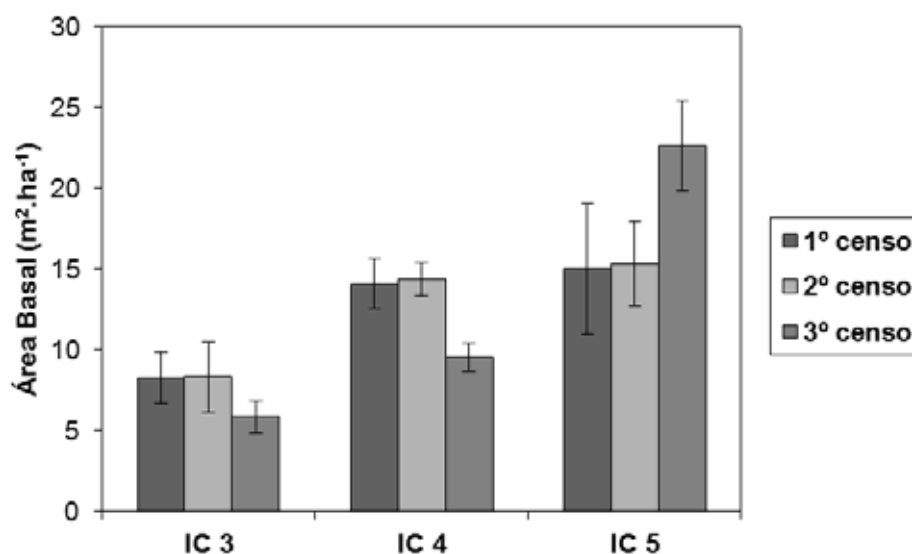


Figura 25. Área basal (m^2) total por Índice de Iluminação da Copa (IC) da comunidade de Floresta Montana no 1º, 2º e 3º censo. As barras indicam o desvio padrão da média.

A densidade de indivíduos por classe de DAP para cada classe de IC foi contabilizada por parcela e para a Floresta Montana. Na Floresta Montana, os indivíduos com menor IC apresentaram maior densidade de indivíduos nas menores classes de DAP, com diminuição no número de indivíduos nessas classes à medida que aumentou a classe de IC, padrão verificado ao longo de todos os censos (Figura 26).

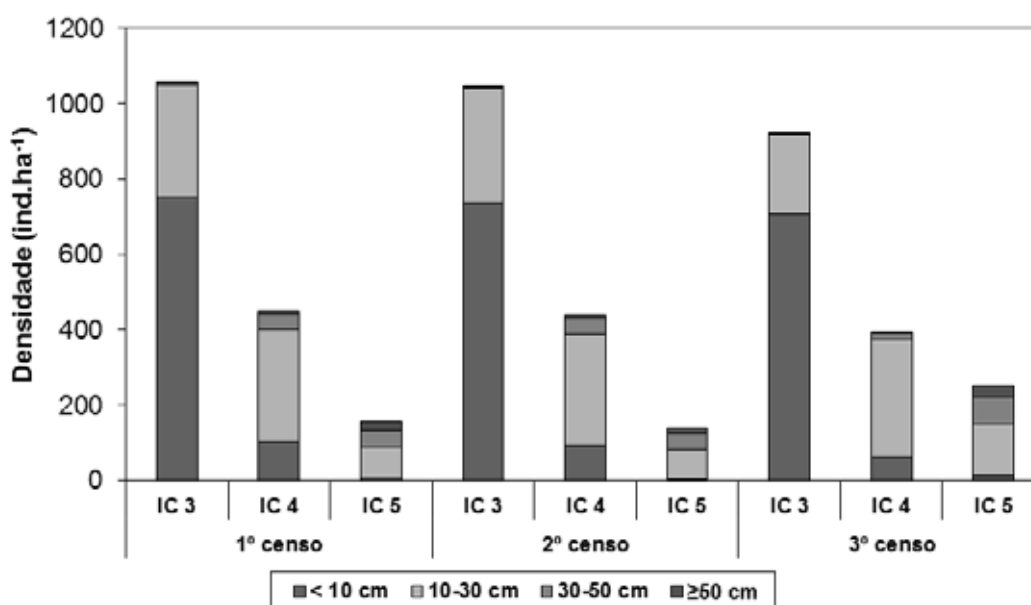


Figura 26. Densidade de indivíduos por classe de DAP para cada classe de Índice de Iluminação da Copa (IC) quantificados para a Floresta Montana ($n=4$) no 1º, 2º e 3º censo.

Na relação entre as taxas de crescimento diamétrico e Índice de Iluminação da Copa (IC), é possível verificar correlação positiva na Floresta Montana (n=4), tanto no 2º censo ($R_{\text{spearman}}=0,951$, $p<0,0001$), como no 3º censo ($R_{\text{spearman}}=0,946$, $p<0,0001$), com aumento da taxa de crescimento à medida que aumenta a iluminação da copa (Figura 27).

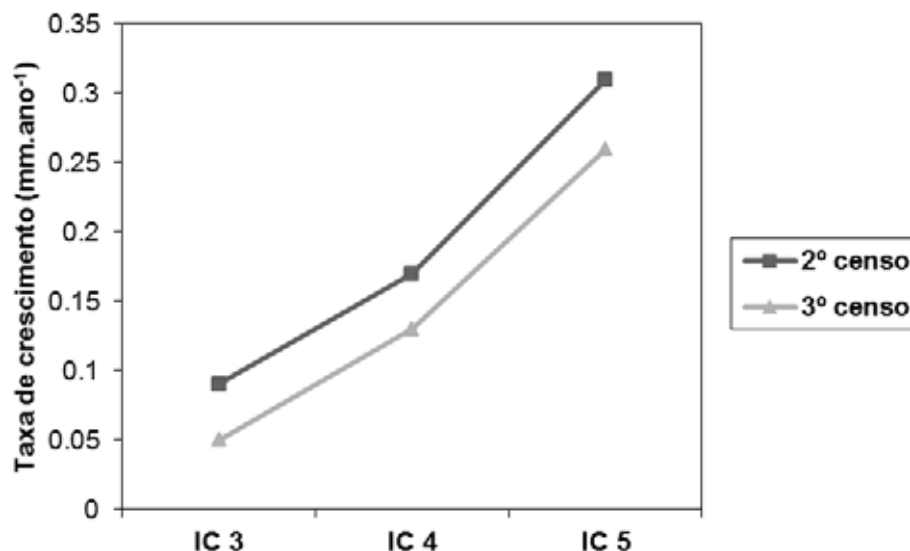


Figura 27. Taxa de crescimento diamétrico (mm.ano⁻¹) por classe de Índice de Iluminação da Copa (IC) na comunidade de Floresta Montana, no 2º e 3º censo.

O estoque de biomassa por Índice de Iluminação da Copa (IC) apresentou padrão semelhante ao observado para classe de diâmetro. No 1º censo as menores classes de IC, ou seja, indivíduos com menor exposição à luz solar, foram as que menos contribuíram para o estoque de biomassa, e as maiores classes de IC, foram as que mais contribuíram para o estoque de biomassa, em todas as parcelas. Contudo, na parcela N as árvores com IC 4, ou seja, exposição intermediária de luz solar, contribuíram com 44,2% do total biomassa, valor superior ao encontrado nas árvores com IC 5, que contribuíram com 36,5% (Figura 28).

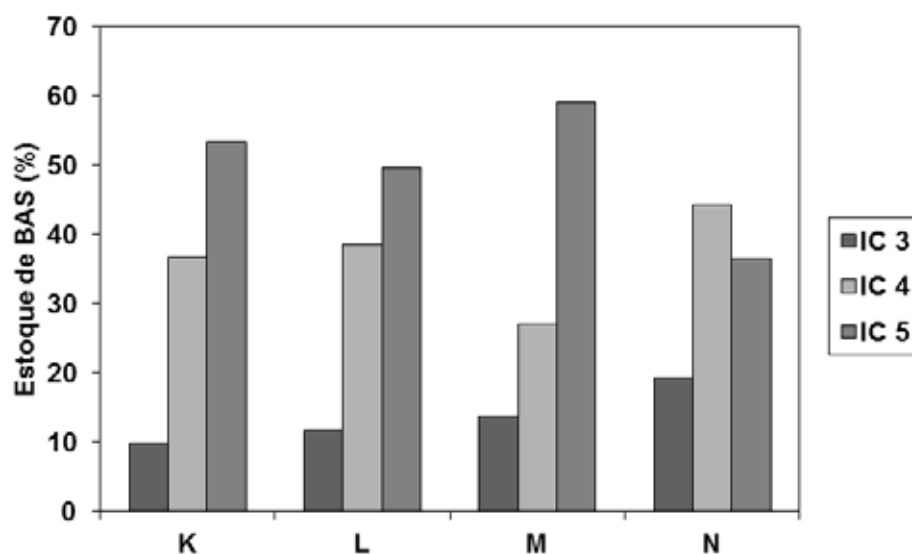


Figura 28. Estoque de biomassa viva acima do solo (BAS) em (%) no 1º censo, para Índice de Iluminação da Copa (IC) em cada parcela deste estudo.

Ao longo dos censos foi possível observar padrões na estimativa de biomassa por Índice de Iluminação da Copa para a Floresta Montana. Constatou-se correlação positiva da estimativa de biomassa por Índice de Iluminação da Copa para a Floresta Montana (Figura 29), no 1º censo ($R_{\text{sperman}}=0,857$, $p=0,0004$), no 2º censo ($R_{\text{sperman}}=0,946$, $p<0,0001$) e no 3º censo ($R_{\text{sperman}}=0,946$, $p<0,0001$).

Entre o 1º e 2º censo, observa-se que a biomassa praticamente se manteve na menor classe de IC (3), apresentando pequeno aumento nas maiores classes de IC (4 e 5). No entanto, no 3º censo verifica-se acréscimo de biomassa somente em árvores com maior exposição solar, IC 5, e decréscimo nas árvores com menor exposição solar, IC 3 e 4 (Figura 29).

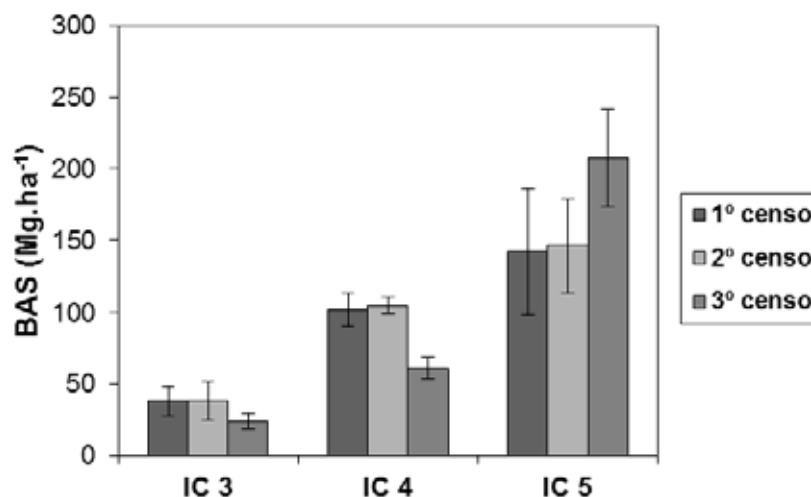


Figura 29. Biomassa (Mg.ha^{-1}) estimada para cada Índice de Iluminação da Copa (IC) para a comunidade de Floresta Montana, no 1º, 2º e 3º censo. As barras indicam o desvio padrão da média.

4.4. Composição florística

4.4.1. Florística e Fitossociologia: Parcela L

Do total (1714) de indivíduos coletados na parcela L, 1128 eram árvores (65,8%), 434 eram palmeiras (25,3%) e 34 eram samambaias (2,0%). Estavam mortos, sem copa ou desaparecidos no momento da coleta 118 (6,9%) indivíduos e, portanto, não puderam ser coletados e identificados. Dos indivíduos que foram amostrados e estavam vivos, foram identificadas 39 famílias, 136 espécies e 39 morfotipos.

As famílias com maior densidade absoluta foram Arecaceae, com 434 indivíduos, seguida de Myrtaceae (298), Lauraceae (156), Monimiaceae (100), Rubiaceae (97) e Sapotaceae (95), que juntas perfazem 73,9% do total de indivíduos. Dentre essas, as com maior riqueza são Myrtaceae (48 espécies), Lauraceae (23 espécies), Monimiaceae (14 espécies), Rubiaceae (12 espécies), Melastomataceae (6 espécies) e Fabaceae (5 espécies). Juntas elas fazem 62,3% das espécies amostradas (Tabela 23).

Com relação aos gêneros, o que obteve o maior número de espécies foi *Eugenia* (Myrtaceae), com 16 espécies, seguido por *Mollinedia*, com 9 espécies, *Marlierea* (Myrtaceae), *Myrcia* (Myrtaceae) e *Ocotea* (Lauraceae), todas com 8 espécies. Na parcela estudada foi encontrada uma espécie da família Melastomataceae recentemente descrita como uma espécie nova, *Miconia atlantica* (CADDAAH & GOLDENBERG, 2013).

A espécie com maior número de indivíduos, frequência relativa, dominância relativa e maior valor de importância foi *Euterpe edulis*, popularmente conhecido como “palmito-juçara”. As espécies *Bathysa australis* e *Pouteria caimito* também apresentaram altos valores de densidade e valor de importância e, a espécie *Chrysophyllum viride* apesar de apresentar menor densidade, apresentou altos valores de dominância relativa, volume relativo e valor de importância (Tabela 24).

Das espécies verificadas na área de estudo, oito estão na lista da IUCN do livro vermelho da flora do Brasil (MMA, 2013), são elas: *Casearia paranaensis* (Salicaceae), *Cupania furfuraceae* (Sapindaceae), *Calyptanthus pileata* (Myrtaceae), *Eugenia bunchosiiifolia* (Myrtaceae), *Euterpe edulis* (Arecaceae), *Myrceugenia klenii* (Myrtaceae), *Ocotea catharinensis* (Lauraceae), consideradas “vulneráveis” à extinção, e a espécie *Eugenia pruinosa* (Myrtaceae), considerada “em perigo” de extinção.

O valor do Índice de Diversidade de Shannon foi de $H' = 3,84$ nats/ind. e quase metade das espécies encontradas (41,7% do total de 175) têm entre 1 e 3 indivíduos. O valor do Índice de Equabilidade de Pielou foi de $P = 0,74$, indicando que as espécies estão bem distribuídas na parcela, e o Índice de Simpson de $D = 0,08$ (Tabela 25).

Tabela 23. Parâmetros fitossociológicos para as famílias coletadas na parcela L. **AbsDe:** Densidade Absoluta, **RelDo:** Dominância Relativa, **RelFr:** Frequência Relativa. **IVI:** Índice de Valor de Importância, **NSpp:** Número de espécies. **%Spp:** Porcentagem de espécies.

Famílias	AbsDe	RelDo	RelFr	IVI	NSpp	%Spp
Arecaceae	434	13,37	12,66	53,22	1	0,57
Myrtaceae	298	18,17	12,14	48,99	48	27,43
Lauraceae	156	12,4	10,08	32,25	23	13,14
Monimiaceae	100	3,53	7,88	27,34	14	8,0
Rubiaceae	97	5,47	7,49	19,04	12	6,86
Sapotaceae	95	13,9	7,49	17,68	5	2,86
Chrysobalanaceae	61	6,18	5,3	15,3	3	1,71
Meliaceae	50	3,0	4,13	10,31	3	1,71
Nyctaginaceae	37	2,13	3,36	10,27	2	1,14
Cyatheaceae	34	0,54	2,71	7,8	3	1,71
Sapindaceae	31	0,56	3,1	6,86	5	2,86
Fabaceae	27	1,4	2,97	6,06	6	3,43
Melastomataceae	24	2,52	2,84	5,61	6	3,43
Euphorbiaceae	20	6,74	2,33	5,39	4	2,29
Primulaceae	20	0,48	2,2	5,13	3	1,71

Araliaceae	18	1,93	2,07	3,93	2	1,14
Annonaceae	15	0,25	1,68	3,66	2	1,14
Bignoniaceae	13	1,29	1,55	2,87	1	0,57
Urticaceae	5	1,62	0,52	2,45	1	0,57
Salicaceae	5	0,93	0,52	2,32	3	1,71
Boraginaceae	5	0,14	0,65	1,76	1	0,57
Elaeocarpaceae	5	0,12	0,65	1,1	1	0,57
Ochnaceae	5	0,09	0,52	1,08	3	1,71
Celastraceae	4	1,68	0,39	0,94	3	1,71
Clusiaceae	4	0,17	0,52	0,92	1	0,57
Malpighiaceae	4	0,1	0,52	0,91	3	1,71
Humiriaceae	4	0,06	0,52	0,86	1	0,57
Thymelaeaceae	4	0,06	0,52	0,83	1	0,57
Asteraceae	3	0,33	0,39	0,83	2	1,14
Sabiaceae	3	0,04	0,39	0,8	2	1,14
Phyllanthaceae	2	0,42	0,26	0,62	1	0,57
Cardiopteridaceae	2	0,09	0,26	0,48	1	0,57
Aquifoliaceae	2	0,02	0,26	0,4	2	1,14
Rosaceae	1	0,08	0,13	0,27	1	0,57
Lamiaceae	1	0,07	0,13	0,26	1	0,57
Symplocaceae	1	0,02	0,13	0,21	1	0,57
Solanaceae	1	0,01	0,13	0,2	1	0,57
Rutaceae	1	0,01	0,13	0,2	1	0,57

Tabela 24. Parâmetros fitossociológicos para as espécies e morfotipos coletadas na parcela L. **Nind:** Número de Indivíduos, **RelFr:** Frequência Relativa, **RelDo:** Dominância Relativa, **RelVol:** Volume Relativo, **IVI:** Índice de Valor de Importância, **IVC:** Índice de Valor de Cobertura.

Espécies	Nind	RelFr	RelDo	RelVol	IVI	IVC
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	434	9,19	13,37	9,19	49,75	40,56
<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) K.Schum.	70	3,75	3,33	2,65	11,47	7,72
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	53	3,85	2,24	1,98	9,41	5,56
<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	45	3,19	2,31	2,21	8,32	5,13
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	40	2,63	1,33	0,76	6,46	3,83
<i>Licania hoehnei</i> Pilg.	36	2,06	4,84	5,71	9,16	7,1
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	36	2,35	1,15	0,52	5,75	3,4
<i>Chrysophyllum viride</i> Mart. & Eichler ex Miq.	26	2,16	8,11	13,35	11,9	9,74
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	26	1,97	1,42	1,39	5,02	3,05
<i>Ocotea catharinensis</i> Mez	24	1,31	0,85	1,11	3,66	2,35
<i>Eugenia subavenia</i> O.Berg	24	1,31	0,79	0,65	3,61	2,3
<i>Ocotea cf. catharinensis</i> Mez	22	1,78	1,84	1,64	5,00	3,22
<i>Couepia venosa</i> Prance	22	1,88	1,23	1,08	4,49	2,61
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	21	1,69	0,97	0,77	3,97	2,28
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	21	1,5	0,3	0,16	3,12	1,62
<i>Calyptanthes lucida</i> Mart. ex DC.	19	1,59	0,92	0,83	3,71	2,11
<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O. Berg	19	1,69	0,39	0,19	3,27	1,58
<i>Ocotea dispersa</i> (Nees) Mez	18	1,22	0,78	0,63	3,13	1,91
<i>Cyathea dichromatolepis</i> (Fee) Domin	17	1,22	0,16	0,03	2,44	1,22
<i>Schefflera angustissima</i> (March.) Frodin	16	1,31	1,92	2,09	4,23	2,92

<i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess.) D. Legrand & Kausel	15	1,41	0,94	0,62	3,29	1,88
<i>Cryptocarya saligna</i> Mez	15	1,03	0,48	0,37	2,45	1,42
<i>Ocotea</i> sp. 2	14	1,13	0,71	0,63	2,72	1,59
<i>Guatteria australis</i> A.-St.Hil.	14	1,13	0,24	0,15	2,25	1,12
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	13	1,13	4,67	5,53	6,62	5,49
<i>Micropholis crassipedicellata</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Pierre	13	1,22	3,52	5,02	5,55	4,33
<i>Jacaranda montana</i> Morawetz	13	1,13	1,29	1,13	3,23	2,11
<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins	13	1,03	1,32	1,02	3,16	2,13
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	13	1,13	0,96	1,22	2,9	1,77
<i>Mollinedia elegans</i> Tul.	13	1,13	0,21	0,1	2,15	1,03
<i>Cryptocarya mandioccana</i> Meisn.	12	1,03	1,78	2,1	3,56	2,53
<i>Ocotea elegans</i> Mez	12	1,13	0,57	0,41	2,45	1,32
<i>Rapanea hermogenesii</i> Jung-Mend. & Bernacci	12	0,94	0,36	0,28	2,05	1,11
<i>Cyathea phalerata</i> Mart.	12	0,84	0,27	0,06	1,86	1,02
<i>Ocotea teleiandra</i> (Meisn.) Mez	11	0,84	1,51	1,68	3,05	2,2
<i>Inga lanceifolia</i> Benth.	11	0,94	0,96	1,48	2,59	1,65
<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	11	0,75	0,71	0,55	2,15	1,4
<i>Eugenia prasina</i> O.Berg	11	0,94	0,15	0,09	1,78	0,84
<i>Miconia cabussu</i> Hoehne	10	0,84	0,63	0,67	2,1	1,25
<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult.	9	0,75	0,93	0,73	2,25	1,5
<i>Marlierea excoriata</i> Mart.	9	0,75	0,69	0,73	2,01	1,26
<i>Mollinedia engleriana</i> Perkins	9	0,84	0,18	0,11	1,59	0,75
<i>Mollinedia boracensis</i> Peixoto	9	0,75	0,25	0,15	1,56	0,81
<i>Eugenia fusca</i> O.Berg	8	0,75	1,88	2,53	3,13	2,38
<i>Cabralea canjerana</i> subsp. <i>canjerana</i> (Vell.) Mart.	8	0,56	1,61	2,1	2,67	2,11
<i>Ocotea</i> cf. <i>teleiandra</i> (Meisn.) Mez	8	0,56	0,53	0,54	1,59	1,03
<i>Calyptranthes strigipes</i> O.Berg	8	0,75	0,24	0,2	1,5	0,75
<i>Inga capitata</i> Desv.	8	0,56	0,25	0,23	1,32	0,75
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	8	0,66	0,08	0,05	1,24	0,58
<i>Marlierea obscura</i> O.Berg	8	0,56	0,09	0,03	1,15	0,59
<i>Cupania furfuracea</i> Radkl.	7	0,56	0,11	0,04	1,11	0,55
<i>Marlierea suaveolens</i> Cambess.	6	0,56	0,62	0,61	1,56	1
<i>Calyptranthes grandifolia</i> O.Berg	6	0,47	0,58	0,63	1,42	0,95
<i>Eugenia pisiformis</i> Cambess.	6	0,47	0,37	0,44	1,22	0,75
<i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	6	0,56	0,15	0,12	1,09	0,53
<i>Mollinedia</i> cf. <i>ovata</i> Tul.	6	0,47	0,09	0,06	0,93	0,46
<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	5	0,38	1,62	0,84	2,31	1,93
<i>Cordia trichoclada</i> DC.	5	0,47	0,14	0,1	0,93	0,46
<i>Neomitranthes glomerata</i> (D.Legrand) D.Legrand	5	0,47	0,14	0,11	0,92	0,45
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	5	0,47	0,14	0,06	0,92	0,45
<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	5	0,47	0,12	0,08	0,91	0,44
<i>Alsophila sternbergii</i> (Sternb.) D.S. Conant	5	0,28	0,12	0,04	0,72	0,43
<i>Aiouea</i> sp. 1	4	0,28	1,88	2,2	2,41	2,13
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	4	0,38	1,63	1,74	2,25	1,88
<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	4	0,38	0,45	0,41	1,08	0,7
<i>Tibouchina pulchra</i> (Gardner) Cogn.	4	0,38	0,32	0,35	0,94	0,57
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	4	0,38	0,17	0,1	0,8	0,42

<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	4	0,38	0,14	0,13	0,77	0,39
<i>Inga marginata</i> Willd.	4	0,38	0,08	0,06	0,71	0,33
<i>Mollinedia ovata</i> Tul.	4	0,38	0,08	0,05	0,71	0,33
<i>Rapanea gardneriana</i> (A.DC.) Mez	4	0,38	0,06	0,04	0,69	0,31
<i>Vantanea</i> sp. 1	4	0,38	0,06	0,04	0,69	0,31
Indeterminada	4	0,38	0,06	0,04	0,69	0,31
<i>Ardisia martiana</i> Miq. in Mart.	4	0,38	0,06	0,04	0,69	0,31
<i>Daphnopsis schwackeana</i> Taub.	4	0,38	0,06	0,03	0,68	0,31
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	4	0,38	0,06	0,03	0,68	0,31
<i>Myrcia bicolor</i> Kiaersk.	4	0,38	0,03	0,01	0,66	0,28
<i>Mouriri chamissoana</i> Cogn.	3	0,28	1,03	1,33	1,5	1,22
<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	3	0,28	0,82	0,83	1,29	1,01
<i>Casearia paranaensis</i> Sleumer	3	0,28	0,74	0,96	1,21	0,92
<i>Henriettella glabra</i> Cogn.	3	0,28	0,45	0,58	0,92	0,64
<i>Eugenia obloganta</i> O.Berg	3	0,28	0,27	0,21	0,74	0,46
<i>Eugenia</i> cf. <i>bunchosiifolia</i> Nied.	3	0,28	0,23	0,15	0,7	0,42
<i>Myrcia amazonica</i> DC.	3	0,28	0,15	0,11	0,62	0,34
<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.	3	0,28	0,11	0,09	0,58	0,29
<i>Mollinedia salicifolia</i> Perkins	3	0,28	0,11	0,07	0,58	0,29
<i>Myrcia tijucensis</i> Kiaersk.	3	0,28	0,08	0,04	0,55	0,26
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D. Legrand & Kausel	3	0,28	0,04	0,02	0,51	0,23
<i>Ocotea glaziovii</i> Mez	3	0,28	0,04	0,02	0,51	0,22
<i>Eugenia schuechiana</i> O. Berg	2	0,19	0,82	0,4	1,14	0,95
<i>Eugenia multicostata</i> D.Legrand	2	0,19	0,77	0,69	1,08	0,9
<i>Eugenia pruinosa</i> (Gomes) Landrum	2	0,19	0,66	0,12	0,97	0,78
<i>Marlierea reitzii</i> D. Legrand	2	0,19	0,43	0,86	0,74	0,55
<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	2	0,19	0,42	0,51	0,73	0,54
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	2	0,19	0,41	0,64	0,72	0,53
Lauraceae sp. 1	2	0,19	0,23	0,34	0,54	0,36
<i>Vernonanthura puberula</i> (Less.) H.Rob.	2	0,19	0,16	0,11	0,47	0,28
<i>Eugenia flamingensis</i> O.Berg	2	0,09	0,23	0,25	0,44	0,35
<i>Marlierea tomentosa</i> Cambess.	2	0,19	0,13	0,1	0,44	0,25
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A. Howard	2	0,19	0,09	0,06	0,41	0,22
Fabaceae sp. 1	2	0,19	0,08	0,08	0,39	0,2
<i>Guarea macrophylla</i> subsp. <i>tuberculata</i> (Vell.) T.D.Penn.	2	0,19	0,06	0,03	0,38	0,19
<i>Ouratea</i> sp. 1	2	0,19	0,05	0,03	0,37	0,18
<i>Miconia valtheri</i> Naudin	2	0,19	0,05	0,03	0,36	0,17
<i>Marlierea eugeniopsoides</i> (D. Legrand & Kausel) D. Legrand	2	0,19	0,05	0,03	0,36	0,17
<i>Miconia atlantica</i> Caddah & R. Goldenb.	2	0,19	0,03	0,02	0,35	0,16
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	2	0,19	0,03	0,01	0,35	0,16
<i>Mollinedia glabra</i> (Spreng.) Perkins	2	0,19	0,03	0,02	0,34	0,15
<i>Eugenia copacabanensis</i> Kiaersk.	2	0,19	0,03	0,02	0,34	0,15
<i>Byrsonima</i> sp. 2	2	0,19	0,03	0,02	0,34	0,15
<i>Pouteria</i> cf. <i>gardneri</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Baehni	2	0,19	0,03	0,01	0,34	0,15
<i>Eugenia</i> cf. <i>melanogyna</i> (D. Legrand) Sobral	2	0,19	0,03	0,01	0,34	0,15
<i>Maytenus</i> cf. <i>robusta</i> Reissek	2	0,19	0,02	0,01	0,33	0,15
<i>Quiina glaziovii</i> Engl.	2	0,19	0,02	0,01	0,33	0,14

<i>Meliosma sellowii</i> Urb.	2	0,19	0,02	0,01	0,33	0,14
<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	2	0,19	0,01	0,01	0,33	0,14
<i>Myrceugenia campestris</i> (DC.) D. Legrand & Kausel	2	0,19	0,01	0	0,33	0,14
<i>Maytenus</i> sp. 2	1	0,09	1,66	1,71	1,81	1,72
Rubiaceae sp. 7	1	0,09	0,67	0,69	0,82	0,73
<i>Aiouea</i> cf. <i>acaradomatífera</i> Kosterm.	1	0,09	0,31	0,3	0,47	0,38
<i>Eugenia cereja</i> D.Legrand	1	0,09	0,28	0,31	0,44	0,35
<i>Nectandra</i> sp.	1	0,09	0,26	0,45	0,42	0,32
Rubiaceae sp. 2	1	0,09	0,19	0,08	0,34	0,25
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	1	0,09	0,18	0,17	0,33	0,24
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	1	0,09	0,16	0,16	0,32	0,22
<i>Myrcia</i> cf. <i>amazonica</i> DC.	1	0,09	0,14	0,09	0,29	0,2
<i>Aiouea acarodomatífera</i> Kosterm.	1	0,09	0,13	0,18	0,29	0,19
<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	1	0,09	0,12	0,1	0,28	0,18
<i>Ocotea bicolor</i> Vattimo-Gil	1	0,09	0,12	0,15	0,27	0,18
<i>Campomanesia</i> cf. <i>phea</i> Berg.	1	0,09	0,11	0,14	0,27	0,18
<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart.) Mez	1	0,09	0,09	0,09	0,25	0,15
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	1	0,09	0,08	0,1	0,24	0,14
<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.	1	0,09	0,07	0,07	0,23	0,13
<i>Ocotea</i> sp. 1	1	0,09	0,07	0,09	0,23	0,13
<i>Vitex</i> sp. 1	1	0,09	0,07	0,05	0,22	0,13
<i>Byrsonima</i> sp. 1	1	0,09	0,05	0,03	0,21	0,12
<i>Mollinedia</i> sp. 3	1	0,09	0,04	0,03	0,2	0,11
<i>Aniba viridis</i> Mez	1	0,09	0,04	0,04	0,2	0,11
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	1	0,09	0,04	0,04	0,2	0,1
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	1	0,09	0,04	0,02	0,19	0,1
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	1	0,09	0,03	0,02	0,19	0,1
<i>Mollinedia</i> sp. 1	1	0,09	0,03	0,02	0,18	0,09
<i>Myrciaria</i> cf. <i>pallida</i> O. Berg	1	0,09	0,03	0,02	0,18	0,09
<i>Sebastiania</i> sp. 1	1	0,09	0,03	0,01	0,18	0,09
<i>Mollinedia</i> cf. <i>salicifolia</i> Perkins	1	0,09	0,02	0,01	0,18	0,09
<i>Meliosma</i> cf. <i>sellowii</i> Urb.	1	0,09	0,02	0,01	0,18	0,09
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	1	0,09	0,02	0,02	0,18	0,09
<i>Ocotea</i> cf. <i>glaziovii</i> Mez	1	0,09	0,02	0,02	0,18	0,09
<i>Symplocos</i> sp. 1	1	0,09	0,02	0,01	0,18	0,08
<i>Ouratea multiflora</i> (Pohl) Engl.	1	0,09	0,02	0,01	0,18	0,08
<i>Myrceugenia kleinii</i> D.Legrand & Kausel	1	0,09	0,02	0,01	0,18	0,08
<i>Eugenia cuprea</i> (O.Berg) Nied.	1	0,09	0,02	0,01	0,17	0,08
<i>Byrsonima ligustrifolia</i> Mart.	1	0,09	0,02	0,01	0,17	0,08
Rubiaceae sp. 5	1	0,09	0,01	0,01	0,17	0,08
<i>Ilex</i> sp. 1	1	0,09	0,01	0	0,17	0,07
<i>Mollinedia blumenaviana</i> Perkins	1	0,09	0,01	0	0,17	0,07
<i>Tachigali</i> cf. <i>denudata</i> (Vogel) Oliveira-Filho	1	0,09	0,01	0,01	0,17	0,07
<i>Eugenia</i> cf. <i>verticillata</i> (Vell.) Angely	1	0,09	0,01	0	0,17	0,07
<i>Maytenus</i> sp. 1	1	0,09	0,01	0,01	0,16	0,07
<i>Dahlstedtia pinnata</i> (Benth.) Malme	1	0,09	0,01	0	0,16	0,07
Rubiaceae sp. 6	1	0,09	0,01	0	0,16	0,07
<i>Ilex</i> cf. <i>microdonta</i> Reissek	1	0,09	0,01	0	0,16	0,07
<i>Myrcia</i> sp. 1	1	0,09	0,01	0	0,16	0,07
<i>Solanum</i> sp. 2	1	0,09	0,01	0	0,16	0,07
Rubiaceae sp. 3	1	0,09	0,01	0	0,16	0,07

<i>Mollinedia</i> sp. 2	1	0,09	0,01	0	0,16	0,07
Rubiaceae sp. 4	1	0,09	0,01	0	0,16	0,07
<i>Rollinia</i> cf. <i>dolabripetala</i> (Raddi) R.E.Fr.	1	0,09	0,01	0,01	0,16	0,07
Rutaceae sp. 1	1	0,09	0,01	0	0,16	0,07
<i>Myrcia</i> cf. <i>neoblanchetiana</i> Sobral & E. Lucas	1	0,09	0,01	0	0,16	0,07
<i>Ocotea</i> cf. <i>elegans</i> Mez	1	0,09	0,01	0	0,16	0,07
<i>Marlierea glazioviana</i> Kiaersk.	1	0,09	0,01	0	0,16	0,07
<i>Calypttranthes</i> cf. <i>pileata</i> D. Legrand	1	0,09	0,01	0	0,16	0,07
Rubiaceae sp. 1	1	0,09	0,01	0	0,16	0,07
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	1	0,09	0,01	0	0,16	0,07

4.4.2. Variação espacial da composição florística na Floresta Montana

Em relação à comparação da composição florística entre as parcelas estudadas, verificou-se que a parcela M apresentou o maior número de indivíduos coletados (1888 ind./ha). Em relação ao número de famílias, verificou-se na parcela K o maior número (44), e quanto às espécies, a parcela M apresentou maior valor (197), em relação ao restante das parcelas estudadas.

Porém, em relação ao índice de Shannon-Wiener (H'), a maior diversidade de espécies foi verificada na parcela N, com 4,03 nats/ind., apesar de apresentar o menor número de indivíduos coletados e o menor número de espécies. As parcelas apresentaram valores de equabilidade próximos entre si, tendo na parcela N o maior valor, $P=0,80$. Em relação ao índice de Simpson foram verificados valores baixos, sendo o maior valor foi constatado na parcela K, com $D=0,10$ (Tabela 25).

Tabela 25. Número de indivíduos coletados (N), de famílias, espécies (e morfotipos), índice de Shannon-Wiener (H'), Equabilidade de Pielou, Índice de Simpson, das parcelas K, L, M e N.

Parcela	N	Família	Espécies	Índice Shannon- Wiener	Equabilidade	Índice Simpson
K	1828	44	184	3,73	0,72	0,10
L	1596	39	175	3,84	0,74	0,08
M	1888	40	197	3,93	0,74	0,07
N	1429	40	153	4,03	0,80	0,06

As curvas da rarefação por indivíduos indicaram diferenças de riqueza de espécies entre as 4 parcelas. No ponto de igual esforço amostral, em torno de 1300 indivíduos, a parcela K apresentou 145,29 espécies (IC 95%: $\pm 3,17$), a parcela L 130,89 (IC 95%: $\pm 2,06$), a parcela M 112,68 (IC 95%: $\pm 1,11$) e a parcela N 126,64 espécies (IC 95%: $\pm 0,58$). As parcelas apresentaram uma tendência à estabilização

da curva, mas com pequeno incremento de espécies caso mais indivíduos fossem amostrados. É possível perceber que, embora a parcela K apresente o maior número de espécies estimadas, as parcelas K, L e N apresentaram sobreposições, indicando menos diferenças entre elas e maiores diferenças na riqueza por número de indivíduos na parcela M (Figura 30).

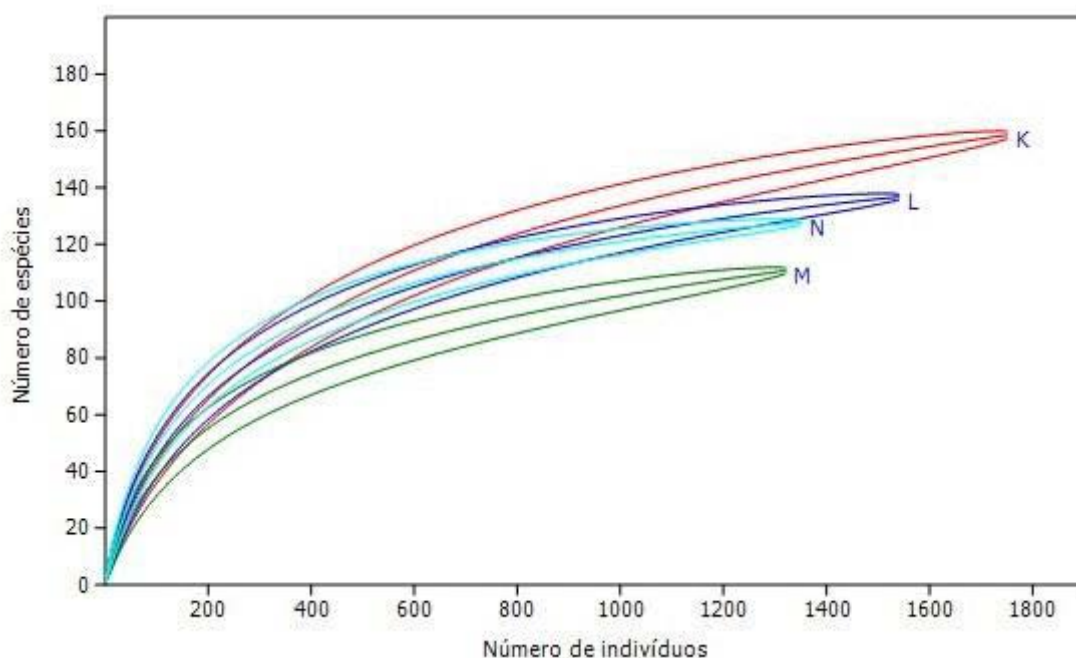


Figura 30. Curvas de acumulação de espécies usando o método de rarefação por indivíduos, para as parcelas K, L, M e N.

Em relação às famílias, Arecaceae foi a mais abundante seguida por Myrtaceae em todas as parcelas, posteriormente Lauraceae, Sapotaceae e Monimiceae na parcela K, Lauraceae, Monimiaceae e Rubiaceae na parcela L, Lauraceae, Chrysobalanaceae e Sapotaceae na parcela M e Monimiaceae, Lauraceae e Cyatheaceae na parcela N (Apêndice, Tabela 8).

Em todas as parcelas a espécie *Euterpe edulis* foi a mais abundante, conforme observado por Padgurschi *et al.* (2011) para as parcelas K e N. Em seguida, na parcela K as espécies mais abundantes foram *Guappira opposita*, *Myrcia spectabilis*, *Bathysa australis*, *Licania hoehnei*, *Chrysophyllum viride* e *Pouteria caimito*, na parcela M, as espécies *Licania hoehnei*, *Couepia venosa*, *Guapira opposita*, *Inga lanceifolia*, *Micropholis crassipedicelata* e *Eugenia prasina*, e na parcela N, as espécies *Licania hoehnei*, *Calypttranthes lucida*, *Ocotea*

catharinensis, *Myrcia spectabilis*, *Mollinedia argyrogyna* e *Miconia atlantica* (Apêndice, Tabela 8).

Os dados de agrupamento mostraram maior similaridade entre as parcelas K e L, e menor similaridade com as parcelas N e M, entretanto, sem a formação de grupos isolados. Os valores de distância (Bray Curtis) foram baixos, indicando semelhança entre os grupos formados pelas parcelas (Figura 31).

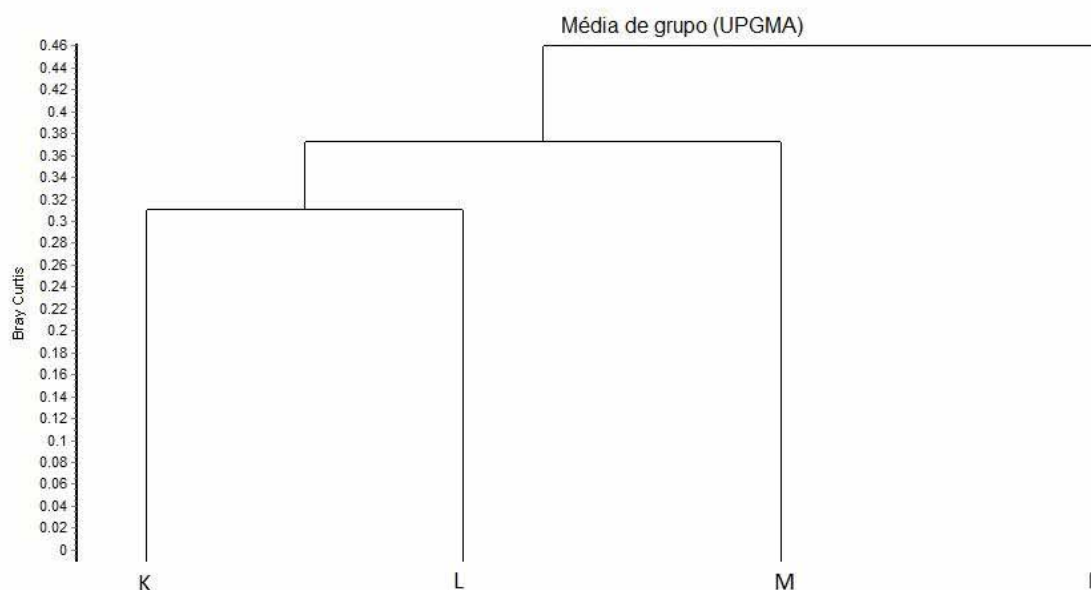


Figura 31. Agrupamento (Cluster) das parcelas K, L, M e N, através da abundância das espécies. Distância (Bray Curtis) mínima = 0,32, máxima = 0,52. Correlação Cofenética: 0,8957.

Ao comparar o ranking das famílias com maior número de espécies com o de Padgurschi *et al.* (2011) que realizou somente com as parcelas K e N, é possível observar que as famílias mais ricas foram as mesmas (Myrtaceae e Lauraceae) neste estudo, seguido por Rubiaceae, Fabaceae, Monnimiaceae e Melastomataceae, e no estudo de Padgurschi *et al.* (2011) Fabaceae, Monnimiaceae, Rubiaceae e Melastomataceae (Figura 32).

O número de famílias também apresentou diferenças, sendo verificada 30 famílias com mais de duas espécies, e 26 com duas ou menos (outras) levando em consideração as quatro parcelas (K, L, M e N) (Figura 32), e 24 famílias com mais de duas espécies, e também com 26 famílias com duas ou menos espécies, considerando somente duas parcelas (K e N), conforme demonstrado por Padgurschi *et al.* (2011).

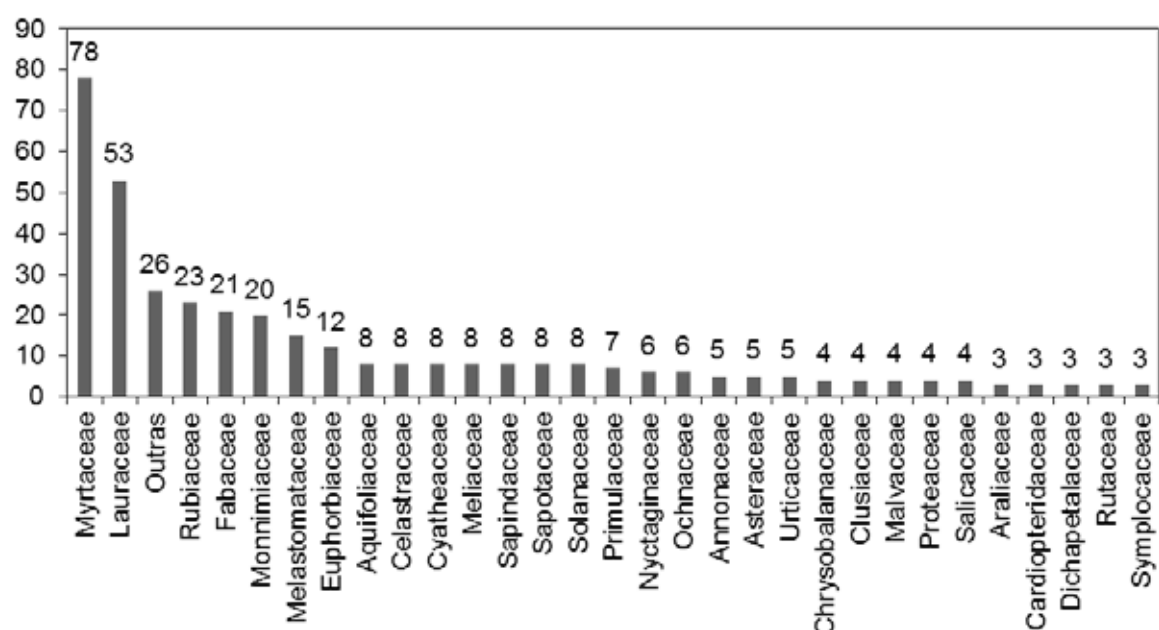


Figura 32. Distribuição da densidade de espécies por família (soma das 4 parcelas, K, L, M e N). O item “outras” inclui as famílias com uma ou duas espécies: Apocynaceae, Arecaceae, Bignoniaceae, Caricaceae, Chloranthaceae, Hippocrataceae, Humiriaceae, Moraceae, Olacaceae, Oleaceae, Opiliaceae, Phyllanthaceae, Phytolacaceae, Piperaceae, Rosaceae, Sabiaceae, Thymelaeaceae, Winteraceae, Clusiaceae, Cunoniaceae, Elaeocarpaceae.

A análise de ordenação (NMDS) das subparcelas estudadas não mostrou um padrão claro de organização das sub-parcelas, reforçando a inexistência de dissimilaridade florística entre as parcelas (Figura 33).

5. DISCUSSÃO

5.1. Mudanças temporais e espaciais na estrutura florestal

Ao longo dos censos houve decréscimo, sem diferenças estatísticas, na densidade de indivíduos e, entre as formas de vida, árvores apresentaram maior densidade de indivíduos do que palmeiras, em todas as parcelas estudadas. Em uma comunidade arbórea a densidade de indivíduos varia com o local e com o tempo (BRAUN-BLANQUET, 1979), porém, não foram verificadas diferenças marcantes entre as densidades nas parcelas estudadas, exceto na parcela N.

Em estudo na Floresta Amazônica em diferentes estágios sucessionais no Pará, Coelho *et al.* (2003) verificaram diminuição na densidade de indivíduos ao longo dos inventários florestais (4, 8 e 12 anos) sendo atribuída a competição entre os indivíduos por luz. Já Machado & Oliveira-Filho (2010), em estudo com fragmentos florestais, relacionaram o decréscimo na densidade dos indivíduos ao maior número de indivíduos mortos sobre árvores recrutadas, indicando o tipo de solo como o fator responsável.

Em toda a Floresta Montana poucas alterações foram verificadas ao longo do tempo na distribuição de diâmetros dos indivíduos das parcelas estudadas, assim como uma estabilidade nos valores de área basal. Em um estudo desenvolvido por Pessoa & Araújo (2013) em parcela permanente em área de Floresta Ombrófila Submontana no Rio Janeiro, os autores verificaram tendência no decréscimo na densidade de árvores e estabilidade na área basal, esse último associado ao fato de que perdas em área basal foram compensadas pelos ganhos em crescimento das árvores sobreviventes.

Ocorreu aumento ao longo dos censos no estoque de biomassa na Floresta Montana, chegando a 296,76 Mg.ha⁻¹ no 3º censo, quantidade superior a verificada por Medeiros & Aidar (2011) que estudaram uma área de Floresta Montana próxima a área de estudo, verificando 225,45 Mg.ha⁻¹. Em florestas tropicais úmidas a quantidade de biomassa florestal tende a aumentar ao longo do tempo (CHAZDON *et al.*, 2007), resultante da recuperação de distúrbios passados (FEELEY *et al.*, 2007). O aumento nos valores de biomassa ao longo dos censos, verificado neste estudo, está ocorrendo possivelmente porque as árvores mais antigas estão

morrendo, e ocorrendo aumento na biomassa das árvores sobreviventes, provavelmente devido ao aumento da disponibilidade de recursos.

As parcelas apresentaram diferenças no estoque de biomassa, sendo verificado maior estoque nas parcelas K e M, e menor estoque de biomassa nas parcelas L e N. De acordo com Houghton (1994), em florestas tropicais locais diferentes dentro da mesma formação florestal podem apresentar variações significativas na quantidade de biomassa, além de armazenarem quantidades de carbono diferenciadas.

Em comparação com as palmeiras, árvores estocaram maior quantidade de biomassa. Além disso, árvores apresentaram acréscimo e palmeiras decréscimo no estoque de biomassa ao longo dos censos. As árvores são as que contribuem para a maior parte da biomassa estocada em florestas tropicais (CONDIT 1996). Embora as palmeiras apresentem alta densidade de indivíduos na Floresta Montana, elas representaram menos de 5% do total de biomassa viva acima do solo nessa formação (ALVES *et al.*, 2010).

Em relação às classes de diâmetro, observa-se maior densidade de árvores nas menores classes, com diminuição na densidade de indivíduos a medida que a classe de diâmetro aumenta, cenário típico de florestas tropicais, onde não é esperada a alta densidade de árvores grandes (LEWIS *et al.*, 2004a; MACHADO *et al.*, 2010).

Quando analisada a Floresta Montana como um todo, ao longo dos censos verifica-se decréscimo no número de indivíduos pertencentes às menores classes de tamanho (< 10 cm e 10-30 cm), e aumento no número de indivíduos nas maiores classes de tamanho (30-50 cm e $\geq$ 50 cm), demonstrando que a floresta está crescendo e garantindo, de certa forma, a estrutura futura da floresta. Entretanto, foram observadas poucas diferenças entre os censos na densidade de indivíduos, com maior variação nas menores classes de diâmetro. Entre as formas de vida foram observadas diferenças, tendo em árvores as maiores densidades nas menores classes, e em palmeiras a maior densidade de indivíduos nas maiores classes.

A área basal foi maior nas maiores classes de diâmetro, apresentando acréscimo ao longo dos censos, e decréscimo nas menores classes, assim como verificado nos estudos de Clark & Clark (1996) na Costa Rica, sendo reportado como uma resposta do crescimento das árvores.

No estoque de biomassa por classe de diâmetro, verificou-se que as maiores classes foram as que mais contribuíram para o estoque de biomassa, sendo observadas algumas diferenças entre as parcelas. Outros estudos em florestas tropicais também verificaram maior quantidade de biomassa nas maiores classes de diâmetro (por exemplo, CHAGAS *et al.*, 2001; CLARK & CLARK, 1996), além da redução da densidade de árvores e aumento da biomassa total concentrada em indivíduos, considerado um quadro de recuperação pós-distúrbio típico de florestas tropicais dinâmicas (MCMAHON; PARKER & MILLER, 2010)

5.2. Dinâmica florestal

Mortalidade e Recrutamento

Todas as parcelas estudadas apresentaram variações nas taxas de mortalidade e nas taxas de recrutamento tanto no 2º como no 3º censo, com aumento nas taxas de mortalidade e diminuição nas taxas de recrutamento. Entretanto, somente a parcela K apresentou mudanças significativas, verificadas através dos limites de confiança.

Em florestas tropicais, é verificado maior mortalidade do que recrutamento (PHILLIPS *et al.*, 1994), assim como verificado neste estudo. Em florestas em diferentes estágios sucessionais na Amazônia, Coelho *et al.* (2003) verificaram que as florestas mais jovens apresentaram maior recrutamento do que mortalidade, e as florestas mais maduras maior mortalidade do que recrutamento.

Entre as parcelas, a maior taxa de mortalidade e de recrutamento foi verificada na parcela N, possivelmente devido ao histórico de perturbação da área que, de acordo com Rolim, Couto & Jesus (1999), pode interferir nas taxas de recrutamento e mortalidade de uma comunidade arbórea.

Em relação aos tipos de mortalidade, houve maior mortalidade de árvores “caída pela raiz”, seguido por “morto em pé inteiro”, possivelmente reflexo da topografia da área.

Na maioria das parcelas e na Floresta Montana ocorreu uma tendência de aumento da taxa de mortalidade ao longo dos censos em todas as classes de diâmetro, mas diferenças significativas foram verificadas apenas nas maiores classes de diâmetro. Quanto ao recrutamento, foi verificado diminuição nas taxas ao

longo dos censos nas menores classes de diâmetro, com diminuição nas taxas de recrutamento à medida que aumenta a classe de diâmetro. Apesar disso, não foram verificadas diferenças significativas entre as parcelas. Nos estudos de Machado & Oliveira-Filho (2010) as taxas de mortalidade de árvores nas menores classes de diâmetro foram positivamente correlacionadas com as classes de drenagem do solo e negativamente com valores de índice de área foliar, enquanto que as taxas de recrutamento foram positivamente correlacionados com drenagem e pH do solo para as menores classes de diâmetro.

Em relação a outros estudos em florestas tropicais, considerando somente indivíduos ≥ 10 cm de DAP, é possível constatar que a Floresta Montana estudada apresentou valores altos nas taxas de mortalidade maiores do que observado em florestas Amazônicas e iguais ao observado em florestas Atlânticas de altitudes inferiores, e taxa de recrutamentos menores em comparação com florestas Atlânticas localizadas e maiores do que em florestas Atlânticas de altitudes inferiores (Tabela 26).

Tabela 26. Taxa de mortalidade – **m (%)** e Taxa de Recrutamento – **r (%)**, da floresta Montana (n=4) deste estudo e diversas florestas tropicais Atlântica e Amazônica do Brasil e do mundo, incluindo indivíduos com DAP ≥ 10 cm.

Referência	Floresta	País	m (%)	r (%)
PHILLIPS <i>et al.</i> (2004)	Floresta de Terra Firme - Amazônia	Brasil	1,4	1,2
SCARANELLO (2010)	Floresta Ombrófila Densa - Restinga	Brasil	1,7	0,9
SCARANELLO (2010)	Floresta Ombrófila Densa - Terras Baixas	Brasil	1,8	1,2
PHILLIPS <i>et al.</i> (2004)	Floresta Inundada - Amazônia	Peru	1,8	2,0
KORNING & BALSEV (1994)	Floresta de Terra Firme - Amazônia	Equador	1,9	1,9
ESTE ESTUDO	Floresta Ombrófila Densa - Montana	Brasil	2,4	1,2
PESSOA ARAUJO <i>et al.</i> (2013)	Floresta Ombrófila Densa - Submontana	Brasil	2,4	1,8

Taxa de turnover

A taxa de *turnover* refere-se a média da taxa anual de mortalidade e recrutamento das árvores numa comunidade arbórea (PHILLIPS *et al.* 1994) e, em nosso estudo, observou-se aumento na taxa de *turnover* em todas as parcelas estudadas entre o 2º e 3º censo. De acordo com Phillips & Gentry (1994), florestas tropicais experimentam significativo aumento de *turnover* de um inventário para

outro, sendo as taxas de *turnover* intimamente relacionadas com a média da área basal. Assim, quanto mais rápido a floresta cresce, maior deve ser o *turnover* da comunidade (PHILLIPS, 1994).

Entre as parcelas estudadas, a parcela N apresentou as maiores taxas de *turnover* no 2º e 3º censo, sendo considerada a parcela mais dinâmica. Em estudos com fragmentos de florestas tropicais, Chazdon *et al.* (2007) verificaram altas taxas de *turnover* nas áreas estudadas, sendo maior com a idade sucessional da floresta. Já a parcela M foi a única que apresentou decréscimo na taxa de *turnover* entre o 2º e 3º censo e, de acordo com Sheil & May (1996) em estudos em florestas tropicais, as taxas de *turnover* no geral decrescem com o tempo quando as populações são heterogêneas.

Taxa de crescimento (incremento diamétrico)

Na taxa média anual de crescimento dos indivíduos, em todas as parcelas verifica-se diminuição ao longo do 2º para o 3º censo, embora não tenham sido verificadas diferenças significativas entre os censos, tendo na parcela N as maiores taxas e na parcela M as menores taxas. O decréscimo na taxa de crescimento tem sido observado nas florestas tropicais úmidas de todo o mundo (FEELEY *et al.* 2007). Uma das razões que pode estar causando este padrão está relacionada com a ação das lianas, além do aumento de nebulosidade nessas florestas, que poderiam estar reduzindo a quantidade de luz, reduzindo assim, o crescimento das árvores. No caso da Floresta Ombrófila Densa Montana, o crescimento provavelmente está sendo limitado pela baixa temperatura e nebulosidade, em comparação com a vegetação de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, localizada no mesmo gradiente altitudinal, onde o crescimento foi limitado principalmente pelo solo (SCARANELLO, 2010).

A relação das classes de diâmetro com as taxas de crescimento foi positiva. À medida que a classe de diâmetro aumentou as taxas de crescimento também aumentaram, assim como verificado por Scaranello (2010) em estudo realizado na Floresta de Restinga e Floresta de Terras Baixas localizado na Serra do Mar, podendo ser explicada, por exemplo, pela maior iluminação nas copas nas árvores grandes (SWAIME; HALL & ALEXANDER, 1987).

Apesar da forma de crescimento ser diferente em palmeiras (RAVEN, EVERT & CURTIS, 2007) ambas as formas de vida consideradas neste estudo (árvores e palmeiras), apresentaram taxas de crescimento muito semelhantes entre si, sem diferenças significativas.

Mudanças líquidas de biomassa (BAS)

No geral, na Floresta Montana o compartimento de biomassa viva acima do solo acumulou biomassa tanto no 2º como no 3º censo, com o crescimento e recrutamento excedendo as perdas devido a mortalidade. Scaranello (2010) observou resultado semelhante nas Florestas de Restinga e de Terras Baixas na Serra do Mar, sendo possível reflexo da contribuição dos indivíduos sobreviventes nas áreas estudadas.

Nas mudanças líquidas de biomassa, foi observada diminuição do 2º para o 3º censo e, em relação às parcelas, somente na parcela N no 3º censo houve mudanças negativas ($-0,50 \text{ Mg.ha}^{-1}$). A perda estrutural de biomassa numa floresta tropical madura pode ser devido à dinâmica natural de abertura de clareiras e aos danos físicos ocasionados pela senescência e quebra de ramos das árvores. Em estudo na Amazônia Central, a biomassa perdida correspondeu a uma perda de $0,9 \text{ Mg ha}^{-1}$ por ano (CHAMBERS *et al.*, 2001).

5.3. Influência da luz na estrutura e dinâmica florestal

Quanto ao Índice de Iluminação da Copa (IC), verifica-se em todas as parcelas decréscimo no número de indivíduos à medida que aumenta o IC, ou seja, maior número de indivíduos com menor iluminação na copa (IC 3), e menor número de indivíduos com maior iluminação na copa (IC 5), tanto em árvores como em palmeiras. Em florestas tropicais ocorre um gradiente vertical na disponibilidade de luz (POORTER *et al.*, 2003) e, em todas as altitudes pertencentes ao gradiente altitudinal da Serra do Mar, a maioria das árvores apresenta limitação na iluminação da copa (ALVES *et al.*, 2010).

Além disso, ao longo dos censos também houve decréscimo dos indivíduos na menor classe de IC e acréscimo na maior classe de IC, possivelmente devido à competição por luz, levando à morte de indivíduos. Foi observada maior área basal

nos indivíduos mais expostos à luz solar (IC 5), e menos área basal nos indivíduos menos expostos à luz solar (IC 3), o que implica em amplo incremento na disponibilidade de recursos da floresta, aumentando a área basal e alterando dinâmica florestal (LEWIS *et al.*, 2004b).

Na Floresta Montana, houve maior densidade de indivíduos nas menores classes de diâmetro que apresentavam menores classes de IC, ou seja, os indivíduos com pouca iluminação na copa (IC 3) estavam presentes nas menores classes de diâmetro. Em florestas tropicais, o crescimento e sobrevivência de árvores através dos estágios mais jovens são as principais oportunidades de ocupar o dossel (KOBÉ, 1999) e, conseqüentemente, aumentar a iluminação na copa.

Nas classes de IC, as parcelas apresentaram poucas diferenças entre si e, no geral, as maiores classes colaboraram com mais biomassa. Em todas as altitudes estudadas, Alves *et al.* (2010) verificou que as árvores com alta iluminação ou com copa totalmente exposta tiveram uma grande proporção de biomassa armazenada, e nas florestas Submontana e Montana, árvores de copa com maior exposição à luz (IC 4 e 5) estocaram mais biomassa, sombreando um grande número de caules que possuem baixos níveis de biomassa.

De acordo com Chagas *et al.* (2001), as taxas de crescimento relacionam-se principalmente com a alta heterogeneidade do ambiente físico, principalmente quanto à distribuição de luz, tendo sido observado em nosso estudo correlação positiva significativa entre a taxa de crescimento e o Índice de Iluminação da Copa, com aumento na taxa de crescimento à medida que aumenta a iluminação na copa, representada pelas maiores classes de IC.

5.2. Composição florística

Florística e Fitossociologia: Parcela L

Na parcela L, a família que apresentou maior densidade de indivíduos foi Arecaceae, representada por apenas uma espécie (*Euterpe edulis*). Segundo Webster (1995), florestas Montanas caracterizam-se pela alta densidade de palmeiras. Seguida de Arecaceae, Myrtaceae apresentou alta densidade de indivíduos, assim como verificado em outros estudos realizados em Floresta Montana brasileira (TABARELLI & MANTOVANI, 1999b; GOMES *et al.* 2005;

PEREIRA *et al.* 2005; PADGURSCHI *et al.*, 2011; SANCHEZ *et al.*, 2013; CATHARINO *et al.*, 2006).

Apesar de ter sido verificada nas altitudes inferiores da Serra do Mar a família Fabaceae com um grande número de espécies (JOLY *et al.*, 2012), em nosso estudo foi verificado um número reduzido de espécies para essa família, situação característica de florestas neotropicais montanas (TABARELLI & MANTOVANI, 1999b).

O gênero com maior número de espécies foi *Eugenia* (Myrtaceae), considerado como o gênero com maior riqueza de espécies em altas altitudes em florestas tropicais úmidas (OLIVEIRA-FILHO & FONTES, 2000), seguido por *Mollinedia* (Monimiaceae). Peixoto (1987), já havia relatado a grande representatividade da família Monimiaceae nas regiões de altitude no Sudeste do país.

A espécie que apresentou maior densidade, frequência relativa e maior valor de importância foi *Euterpe edulis*, o “palmito-juçara”, sendo essa espécie observada em todo o gradiente altitudinal da Serra do Mar (JOLY *et al.*, 2012). De acordo com Reis & Kageyama (2000), a grande abundância de *E. edulis* pode ser decorrente de seu grande investimento em reprodução e sucesso reprodutivo. Gomes *et al.* (2005), num estudo realizado em floresta Montana na região da Serra da Mantiqueira (SP), também constataram que a estrutura de comunidade foi caracterizada pelo domínio dessa espécie.

Seguido de *Euterpe edulis*, as espécies *Bathysa australis*, *Pouteria caimito*, *Myrcia spectabilis* foram as que apresentaram as maiores densidades. *Bathysa australis* ocorre em mata de encosta em grande parte da Mata Atlântica, sendo característica do estrato arbóreo inferior (JUNG-MENDAÇOLLI *et al.*, 2005). *Pouteria caimito* também foi amostrada por Pereira *et al.* (2005) em fragmentos de Floresta Montana, localizada na região da Serra do Itatiaia, RJ.

As espécies *Casearia obliqua*, *Guatteria australis*, *Meliosma selowii*, *Cryptocaria saligna*, *Mollinedia argyrogina*, *Shefflera angustissima* e *Schefflera calva*, descritas como indicadoras de floresta Atlântica Montana por Oliveira-Filho & Fontes (2001), foram amostradas na área de estudo.

Das espécies encontradas nesta parcela, oito encontram-se na lista de espécies ameaçadas (IUCN), reforçando a importância de preservação e conservação destes remanescentes.

Variação espacial da composição florística na Floresta Montana

As parcelas da Floresta Montana estudadas apresentaram valores próximos no índice de diversidade, tendo sido verificada a maior diversidade na parcela N, com 4,03 nats.ind⁻¹, e menor diversidade na parcela K, com 3,73 nats.ind⁻¹. Semelhanças verificadas entre áreas próximas são devido justamente à proximidade, sugerindo que há certa homogeneidade na composição florística (AGUIRRE, 2008). Em estudo de cronossequência de Floresta Montana por Tabarelli & Mantovani (1999), próxima à área de estudo, foi verificado que a diversidade de espécies na floresta com 40 anos foi superior do que a observada na floresta madura.

Diversas espécies apareceram em baixa densidade de indivíduos, sendo essa uma característica de florestas tropicais (WHITMORE, 1990), onde ocorrem baixa dominância de indivíduos e alta diversidade de espécies. Verificou-se que os índices de diversidade das parcelas foram maiores e próximos a outros estudos na Mata Atlântica da encosta (por exemplo, SILVA *et al.* - $H' = 3,60$, MEDEIROS & AIDAR- $H' = 3,63$) porém, menor do verificado em altitudes intermediárias localizadas no gradiente altitudinal estudado ($H' = 4,48$ nats.ind⁻¹ - JOLY *et al.*, 2012), assim como relatado em outros estudos em gradientes altitudinais na Mata Atlântica (SANCHEZ *et al.*, 2013).

A maior equabilidade foi verificada na parcela N, sendo observados valores próximos e relativamente altos entre as parcelas, refletindo uma alta diversidade e baixa dominância de espécies. Quanto ao índice de Simpson, foram verificados valores baixos nas parcelas (entre 0,06 e 0,10), refletindo alta diversidade de espécies, consequência da alta equabilidade observada.

Em todas as parcelas as famílias mais abundantes foram Arecaceae, representada por somente uma espécie (*Euterpe edulis*), seguida por Myrtaceae, que apareceu com a maior riqueza de espécies, assim como verificado por TABARELLI & MANTOVANI, (1999b). A ocorrência da família Myrtaceae na caracterização das florestas atlânticas está relacionada à sua grande abundância e alta riqueza (MORI *et al.*, 1983). A família Bignoniaceae é pobremente representada nas florestas tropicais montanas, segundo estudos de Tabarelli & Mantovani (1999b), e em nosso estudo ocorreu somente uma espécie (*Jacaranda montana*). Uma ligação entre florestas Atlântica e Amazônica reside nas numerosas espécies de Sapotaceae e Chrysobalanaceae verificadas (OLIVEIRA-FILHO &

FONTES, 2000). Ambas as famílias foram bem representadas em nosso estudo com, respectivamente, 5 e 3 espécies.

Gêneros como *Ilex*, *Meliosma* e *Rapanea*, considerados correlacionados com altas altitudes no Sudeste do Brasil (WEBSTER, 1995), apareceram nas áreas de estudo. Dos gêneros considerados dominantes nos modelos sucessionais verificados na Floresta Montana próxima à área de estudo por Tabarelli & Mantovani (1999), *Alchornea* e *Tibouchina*, ambos com duas espécies, apareceram neste estudo com maior número de indivíduos na parcela N.

Em relação as espécies, *Licania hoehnii* foi abundante em todas as parcelas, *Pouteria caimito* na K e L, *Myrcia spectabilis* na K e N, e *Guappira opposita* na K e M. No estudo de Medeiros & Aida (2011), também foram encontradas as espécies *Pouteria caimito* e *Myrcia spectabilis*, sendo ambas consideradas espécies secundárias tardias.

Na análise de agrupamento (Cluster), foi verificada a formação de dois grupos florísticos, um formado pelas parcelas K, L e M, e outro formado somente pela parcela N, entretanto as distâncias entre os grupos foram baixas, indicando similaridade entre as parcelas. Em estudo em fragmentos florestais de Floresta Montana, localizado em São Luiz do Paraitinga, Aguirre (2008) constatou que a distância entre os fragmentos e as características do solo foram os fatores que influenciaram na similaridade da composição de espécies de árvores entre fragmentos próximos, sendo a síndrome de dispersão das espécies um importante fator relacionado com o fluxo biológico entre as áreas.

Exceto a parcela N, os restantes das parcelas apresentaram maior semelhança entre si, tanto nos índices de diversidade, quanto nas análises de agrupamento. Na região da Serra do Itatiaia, Pereira *et al.* (2005) verificaram que a Floresta Ombrófila Densa Montana foi a formação que apresentou maior similaridade florística entre si, apesar da distância geográfica entre as áreas, sugerindo ser o estágio sucessional o único fator diferenciador evidente entre elas.

Devido ao histórico da parcela N, possivelmente seu estágio sucessional está refletindo na diferenciação florística em relação ao restante das parcelas, sendo constatado pelo alto índice de diversidade e análise de agrupamento, ainda que este último não tenha apresentando alta dissimilaridade entre as parcelas. De acordo com Tabarelli & Mantovani (1999), durante o processo sucessional de regeneração,

geralmente ocorre aumento da riqueza e da diversidade de espécies na floresta Montana da Serra do Mar, com valores de diversidade menores nas florestas maduras. Segundo os autores, mantidas a matriz florestal circundante, esta floresta apresenta maior resiliência do que as florestas neotropicais úmidas de terras baixas, sendo características como a distribuição de diásporos por classes de tamanho e a importância relativa de grupos dispersores fatores controladores da velocidade de regeneração (TABARELLI & MANTOVANI, 1999).

Por fim, na análise de ordenação das subparcelas não foram verificados padrões de dissimilaridade entre as subparcelas, possivelmente reflexo da homogeneidade entre as parcelas, como constatado para a análise de agrupamento.

6. CONCLUSÃO

Apesar da grande heterogeneidade relatada nos fragmentos de floresta Atlântica, as parcelas estudadas são relativamente similares entre si em termos de estrutura, dinâmica e composição florística, sendo verificadas na parcela N as diferenças mais expressivas em relação ao restante das parcelas, provavelmente relacionado ao seu histórico de perturbação, podendo ser seu estágio sucessional o fator que provocou tal diferenciação. O padrão de similaridade observado entre as parcelas provavelmente se deve à proximidade espacial entre elas, sugerindo que estão sofrendo as mesmas interferências ambientais, na mesma intensidade, além de possivelmente estarem recebendo os mesmos fluxos biológicos através da dispersão de sementes. Dessa forma, apesar do histórico de uso da parcela N, com os dados deste estudo é possível verificar que a área praticamente recuperou a composição florística, verificado pela similaridade entre as áreas e homogeneidade entre as parcelas e subparcelas, entretanto ainda se recupera em termos estruturais, constatado pelos valores de área basal e densidade de indivíduos.

Nas análises das mudanças ao longo do tempo, poucas diferenças foram detectadas entre os censos, nas parcelas e na Floresta Montana. Tal resultado pode ser devido à maturidade dessa floresta, provavelmente em fase de equilíbrio dinâmico, e estabilizada em termos sucessionais. Outra possível explicação pode estar relacionada com o fato de que as poucas alterações detectadas no período de tempo estudado sugere que mudanças estruturais, nos processos ecológicos da dinâmica e florística, ocorrem em escalas de tempo maiores.

Dessa forma, é possível concluir que devido às poucas diferenças observadas entre as parcelas e entre os censos, a floresta estudada pode ser considerada madura, e encontra-se estabilizada em estado de equilíbrio dinâmico em relação à estrutura, dinâmica e composição florística entre parcelas próximas, e em relação às mudanças ao longo do tempo. Assim, é necessário intensificar a conservação desses remanescentes florestais de floresta Atlântica de altitude, pois além de abrigarem espécies típicas e ameaçadas, são resilientes, pois conservam e recuperam a estrutura e funcionamento entre parcelas próximas e ao longo do tempo.

REFERÊNCIAS

- AGUIRRE, G. H. **Caracterização arbóreo-arbustiva de fragmentos de Floresta Ombrófila Densa Montana**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Estadual de Campinas. 115p. 2008.
- ALVES L. F.; VIEIRA S. A.; SCARANELLO M. A.; CAMARGO P. B.; SANTOS F. A. M.; JOLY C. A. & MARTINELLI L. A. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). **Forest Ecology and Management**, v. 260, p. 679-691. 2010.
- BAGCHI, R.; HENRYS, P. A.; BROWN, P. E.; BURSLEM, S. F. R. P.; DIGGLE, P. J.; GUNATILLEKE, C.V. S. ; GUNATILLEKE, A.U. N.; KASSIM, A. R.; LAW, R.; NOOR, S. & VALENCIA, R. Spatial patterns reveal negative density dependence and habitat associations in tropical trees. **Ecology**, v. 92 n. 9, p.1723–1729. 2011.
- BAKKER, J. P., OLFF, H., WILLEMS, J. H., ZOBEL, M. Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? **Journal of Vegetation Science** v. 7, n. 2, p. 147-155.1996.
- BASTIN HENRI, S.; PARK, A.; ASHTON, M. & MESSIER, C. Biomass distribution among tropical tree species grown under differing regional climates. **Forest Ecology and Management**, v. 260, p. 403-410. 2010.
- BIERREGAARD JR., R. O.; LOVEJOY, T.E.; KAPO, V.; SANTOS, A. A. & HUTCHINGS, R.W. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. **BioScience**, v.42, n.11, p. 859-866. 1992.
- BOLHMAN, S. & OBRIEN, S. Allometry, adult stature and regeneration requirement of 65 tree species on Barro Colorado Island, Panama. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, p. 123–136. 2006.
- BORDEN, B. E. **Assessing tree mortality in an old-growth forest: Wind River Forest Dynamics Plot 2010-2012**. Environmental Science and Resource Management Senior Capstone. 18p. 2013.
- BRAUN-BLANQUET, J. **Fitosociologia: Bases para el estudio de las comunidades vegetales**. H. Blume Ediciones, Madrid. 819p.1979.
- BRUIJNZEEL, L. A. & VENEKLAAS, E. J. Climatic conditions and tropical montane forest productivity: the fog has not lifted yet. **Ecology**, v. 79 n. 1, p. 3–9. 1998.
- CADDAH, M. K. & GOLDENBERG, R. *Miconia atlantica*, a new species of Melastomataceae from the eastern mountains of Brazil. **Brittonia**. 2013.
- CAIAFA, A. N. **A raridade de espécies arbóreas na Floresta Ombrófila Densa Atlântica: Uma análise de metadados**. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas. 86p. 2008

CÂMARA, I. G. Plano de ação para a Mata Atlântica. Roteiro para conservação de sua biodiversidade. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica - UNESCO. **Série Políticas Públicas**. Caderno nº 4. 1996.

CARON, C. J. O efeito da variação topográfica na distribuição e dinâmica de clareiras em uma floresta tropical úmida. **Relatório de Iniciação Científica FAPESP**. 2015.

CHAPIN III, F.S., MATSON, P.A. & MOONEY, H.A. **Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology**. Springer. 436p., 2002.

CHAVE, J.; ANDALO C.; BROWN S.; CAIRNS, M. A.; CHAMBERS, J. Q.; EAMUS, D.; FOLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; KIRA, T., LESCURE, J. P.; NELSON, B. W.; OGAWA, H.; PUIG, H.; RIÉRA, B. & YAMAKURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, p. 87–99. 2005.

CLARK, D.A. & CLARK, D. B. Life history diversity of canopy and emergent trees in a Neotropical rain forest. **Ecology Monographs**, v. 62 n.3, p. 315–344. 1992.

CLARK, D. B. & CLARK, D. A. Abundance, growth and mortality of very large trees in neotropical lowland rain forests. **Forest Ecology and Management**, v.80, p. 235-244. 1996.

CLARK, J. S.; BECKAGE, B.; CAMILL, P.; CLEVELAND, B.; HILLERISLAMBERS, J.; LICHTER, J.; MCLACHLAN, J.; MOHAN, J. & WYCKOFF, P. Interpreting recruitment limitation in forests. **American Journal of Botany**, v. 86 n.1, p.1–16. 1999.

COELHO, R. F. R.; ZARIN, D. J.; MIRANDA, I. S.; TUCKER, J. M. Ingresso e mortalidade em uma floresta em diferentes estágios sucessionais no município de Castanhal, Pará. **Acta Amazonica**, v.33, n.4, p.619-630. 2003.

CONDIT, R. **Tropical Forest Census Plot: methods, and results from Barro Colorado Island, Panama and a comparison with other plots**. Springer, 205p. 1996.

CONDIT, R.; AGUILAR, S.; HERNANDEZ, A.; PEREZ, R.; LAO, S.; ANGEHR, G.; HUBBELL, S. P. & FOSTER, R.B. Tropical forest dynamics across a rainfall gradient and the impact of an El Niño dry season. **Journal of Tropical Ecology**, v. 20 n. 1, pp 51-72. 2004.

COOMES, D. A.; DUNCAN, R. P.; ALLEN, R. B. & TRUSCOTT, J. Disturbances prevent stem size-density distributions in natural forests from following scaling relationships. **Ecology Letters**, v. 6, p.980–989. 2003.

CHAGAS, R. K.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; VAN DER BERG, E. & SCOLFORO, J. R. S. Dinâmica de populações arbóreas em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana em Lavras, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 25 n. 1, p.39-57. 2001.

CHAMBERS, J. Q.; SANTOS, J.; RIBEIRO, R. J. & HIGUCHI, N. Tree damage, allometric relationships, and above-ground net production in central Amazon forest. **Forest Ecology and Management**, v.152, p.73-84. 2001.

CHAZDON, R. L.; BRENES, A. L. & ALVARADO, B. V. Effects of climate and stand age on annual tree dynamics in tropical second-growth rain forests. **Ecology**, v. 86 n. 7, p. 1808–1815. 2005.

CHAZDON, R. L.; LETCHER, S. G.; VAN BREUGEL, M.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F. & FINEGAN, B. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions**, v. 362, p.273-289. 2007.

DALLA NORA, E. L. & SANTOS, J. E. Análise da dinâmica sazonal de duas formações florestais do bioma Mata Atlântica com base em índices de vegetação. **Perspectiva**, v. 34, n. 125, p. 41-51. 2010.

DIXON, R. K; BROWN, S.; HOUGHTON, R.A.; SOLOMON, A.M.; TREXLER, M.C. & WSNIEWSKI, J. Carbon pools and flux of global forests ecosystems. **Science**, v. 263, n. 5144, p.185-190. 1994.

FAO, **Guidelines for the management of tropical forests**. FAO Forestry Paper, 307p.1998.

FEARNSIDE, P. M. Are climate change impacts already affecting tropical forest biomass?. **Elsevier Global Environmental Change**, v. 14, p. 299–302. 2004.

FEELEY, K. J.; DAVIES, S. J.; ASHTON, P. S.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; M. N. NURSUPARDI, M. N.N.; KASSIM, A. R.; TAN, S. & CHAVE, J. The role of gap phase processes in the biomass dynamics of tropical forests. **Processing Royal Society**, v. 274, p. 2857–2864. 2007.

FERREIRA, R. L. C. **Estrutura e dinâmica de uma floresta secundária de transição, Rio Vermelho e Serra Azul de Minas, MG**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Viçosa. 164p. 1997.

FERREIRA, L. V. & LAURANCE, W. F. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in Central Amazonia. **Conservation Biology**, v. 1, n.3, p. 797-801. 1997.

FIDALGO, O. & BONONI, V.L.R. **Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico**. Instituto de Botânica, São Paulo. 1984.

FOSTER, P. The potential negative impacts of global climate change on tropical montane cloud forests. **Earth - Science Reviews**, v. 55, p. 73-106. 2001.

FRANKLIN, J. F.; SHUGART, H. H & HARMON, M. E. Tree Death as an Ecological Process. **BioScience**, v. 37, n. 8, p. 550-556. 1987.

GOMES, E. P. C.; FISCH, S. T. V. & MANTOVANI, W. Estrutura e composição do componente arbóreo na Reserva Ecológica do Trabiju, Pindamonhangaba, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.19, n. 3, p. 451-464. 2005.

GRAU, H. R. Scale-dependent relationships between treefalls and species richness in a neotropical montane forest. **Ecology**, v. 83, n. 9, 2002, p. 2591–2601. 2000.

GRUBB, P.J. & WHITMORE, T.C. A comparison of montane and lowland rain forests in Ecuador. II. The climate and its effects on the distribution and physiognomy of the forests. **Journal of Ecology**, v. 54, n. 2, p. 303-333. 1966.

GUREVICTH, J.; SCHEINER, S.M. & FOX, G. A. **Ecologia Vegetal**. Artmed. 2ºed. 574p. 2009.

HAMMER, O.; HARPER, D.A.T., & RYAN, P.D. PAST: **Paleontological statistics software package for education and data analysis**. Palaeontologia Electronica, v. 4, n. 1, 9p. 2001. Disponível em: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

HARTSHORN, G. S. Neotropical forest dynamics. **Biotropica. Supplement: Tropical Succession**, v. 12, n. 2, pp. 23-30. 1980.

HIGUCHI, N.; CHAMBERS, J.; SANTOS, J.; RIBEIRO, R. J.; PINTO, A. C. M.; SILVA, R. P.; ROCHA, R. M. & TRIBUZY, E. S. Dinâmica e balanço do carbono da vegetação primária da Amazônia Central. **Floresta**, v. 34 n. 3, p.295-304. 2004.

HOLDER, C. D. Rainfall interception and fog precipitation in a tropical montane cloud forest of Guatemala. **Elsevier Forest Ecology and Management**, v. 190 p.373–384. 2004.

HOUGHTON, R. A. The worldwide extent of land-use change. **BioScience**, v. 44, n. 5. 1994.

HUBBEL, S. P.; FOSTER, R. B.; O'BRIEN, S. T. & HARMS, R. S.M Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a Neotropical forest. **Science**, v. 283, n. 5401, p.554-557. 1999.

IBGE. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. IBGE (Ed.), Rio de Janeiro. 92 p., 2012.

IF, Instituto Florestal do Estado de São Paulo. **Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Mar**. 441p. 2006

IPCC, Latin America. In: PARRY, M.L., CANZIANI, O.F., PALUTIKOF, J.P., VAN DER LINDEN, P.J. & HANSON, C.E. (Eds.) **Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth**

Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, p. 581-615. 2007.

JOLY, A.C., MARTINELLI, L.A, ALVES, L.F., TAMASHIRO, J. Y., AIDAR, M. P. M., CAMARGO, P.B. de, ASSIS, M.A., BERNACCI, L.C. & DURIGAN, G., As parcelas permanentes do projeto temático biota gradiente funcional: composição, florística, estrutura e funcionamento da floresta ombrófila densa nos núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar, estado de São Paulo, Brasil. In: SANQUETTA, C.R. (Ed.) **Experiências de monitoramento no bioma Mata Atlântica com uso de parcelas permanentes**. Curitiba: RedeMAP; Funpar, p.109-148. 2008.

JOLY, A. C.; ASSIS, M. A.; BERNACCI, L. C.; TAMASHIRO, J. Y; CAMPOS, M. C. R.; GOMES, J. A. M. A.; LACERDA, M. S.; SANTOS, F. A. M.; PEDRONI, F.; PEREIRA, L. S.; PADGURSHI, M. C. G.; PRATA, E. M. B.; RAMOS, E.; TORRES, R. B.; ROCHELLE, A.; MARTINS, F. R.; ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; MARTINELLI, L. A.; CAMARGO, P. B.; AIDAR, M. P. A.; EISENLOHR, P. V.; SIMÕES, E.; VILLANI, J. P. & BELINELLO, R. Florística e fitossociologia em parcelas permanentes da Mata Atlântica do sudeste do Brasil ao longo de um gradiente altitudinal. **Biota Neotropica**, v.12, n.1. 2012.

JUNG-MENDAÇOLLI, S.; CABRAL, L.P. Rubiaceae. In: MELHEM, T.S.; WANDERLEY, M.G.L.; MARTINS, S.E.; JUNG-MENDAÇOLLI, S.L.; SHEPHERD, G.J. & KIRIZAWA, M. **Flora fanerogâmica do estado de São Paulo**. São Paulo. FAPESP, p. 336-343, 2007

KELLING, H. C. & PHILLIPS, O. L. A calibration method for the crown illumination index for assessing forest light environments. **Elsevier**, v. 242, p. 431-437. 2007.

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.

KORNING, J. & BALSEV, H. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of Vegetation**, v. 4 p. 77-86, 1994.

KOZERA, C.; RODRIGUES, R. R. & DITTRICH, V. A. O. Composição florística do sub-bosque de uma Floresta Ombrófila Densa Montana, Morretes, PR, Brasil. **Floresta**, v. 39, n. 2, p. 323-334, 2009.

KREBS, C.J. **Ecological Methodology**. 2ed. Harper & Row, Publications. 1989.

LAURANCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; MERONA, J. M. R. & LAURANCE, S. G. Rain forest fragmentation and the dynamics of amazonian tree communities. **Ecology**, v. 79, n.6, p. 2032–2040. 1998.

LAURANCE, W.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, S. G.; VASCONCELOS, H. L. & LOVEJOY, T. E. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v. 404, n. 20. 2000.

LEDO, A., MONTES, F. & CONDES, S. Species dynamics in a montane cloud forest: Identifying factors involved in changes in tree diversity and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 25, n. 8, p.75–84. 2009.

LEITOLD, V. **Airbourne lidar-based estimates of tropical forest structure and ground topography in a mountainous area of the Brazilian Atlantic Forest**. Dissertação de Mestrado. INPE. 2014

LEWIS, S. L., PHILLIPS, O. L., BAKER, T. R., LLOYD, J., MALHI, Y., ALMEIDA, S., HIGUCHI, N., LAURANCE, W. F., D., NEILL, A., SILVA, J., N. M., TERBORGH, J., A. LEZAMA, A., T., VÁSQUEZ-MARTINEZ, R., BROWN, S., CHAVE, J., KUEBLER, C., NÚÑEZ-VARGAS, P. & VINCETI, B. Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American long-term plots. **Philosophical Transactions Royal Society London**, v. 359, n. 1443, 2004a.

LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; SHEIL, D.; VINCENTI, B.; BAKER, T. R.; BROWN, S.; GRAHAM, A. W.; HIGUCHI, N.; HILBERT, D. W.; LAURENCE, W. F.; LEJOLY, J.; MALHI, Y.; MONTEAGUDO, A.; VARGAS, P. N; SONKÉ, B.; SUPARDI M.N.N.; TERBORGH, J. W. & MARTÍNEZ, R. V. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **Journal of Ecology**, v. 92, 929–944. 2004b.

LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M.; PERALTA, R. & HARTSHORN, G. S. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **Journal of Ecology**, v. 73, p. 915-924. 1985.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M & GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Elsevier: Biological Conservation**, v.141,n.6, p. 1717-1725. 2008.

LUTZ, J. A. & HALPERN, C. B. Tree mortality during early forest development: a long-term study of rates, causes, and consequences. **Ecological Monographs**, v. 76, n. 2, p. 257–275. 2006.

MACHADO, E. L. M.; GONZAGA, A. P. D.; CARVALHO, W. A. C.; SOUZA, J. S.; HIGUCHI, P.; SANTOS, R. M.; SILVA, A. C. & OLIVEIRA-FILHO, A. T. Flutuações temporais nos padrões de distribuição diamétrica da comunidade arbóreo-arbustivo e de 15 populações em um fragmento florestal. **Revista Árvore**, v.34, n.4, p.723-732, 2010.

MACHADO, E. L. M. & OLIVEIRA-FILHO, A. T. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. **Acta Botânica Brasilica**, v. 24, n.1, p. 250-261. 2010.

MARTINELLI, L. A.; MOREIRA, M. Z.; BROWN, I. F. & VICTORIA, R. L. Incertezas associadas às estimativas de biomassa em florestas tropicais. **Seminário Emissão X Sequestro de CO₂ – Uma Nova Oportunidade de Negócios para o Brasil**, Rio De Janeiro. Anais... Rio de Janeiro: CURD, p. 197- 221. 1994.

MARTÍNEZ, M. L.; PÉREZ-MAQUEO, O.; VÁSQUEZ, G.; CASTILLO-CAMPOS, G.; GARCÍA-FRANCO, J.; MEHLTRETER, K.; ESQUIHUA, M. & LANDGRAVE, R. Effects of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical montane cloud forests of Mexico. **Forest Ecology and Management**, v. 258, p. 1856–1863. 2009.

MARTINS, S.C. **Perdas de nitrogênio pela emissão de óxido nitroso (N₂O) e sua relação com a decomposição da serapilheira e biomassa de raízes na floresta de Mata Atlântica**. Tese de Doutorado, ESALQ/USP. 2010.

MARTÍNEZ-RAMOS, M., ALVAREZ-BUYLLA, E. & SARUKHÁN, J. Tree Demography and Gap Dynamics in a Tropical Rain Forest. **Ecology Society of America**, v.70, n.3, p. 555-558.1989.

MEDEIROS, M.C.M.P. **Caracterização fitofisionômica e estrutural de áreas de Floresta Ombrófila Densa Montana do Parque Estadual da Serra do Mar, SP, Brasil**. Dissertação de Mestrado, Instituto de Botânica/SP.2009.

MEIRELES, L. D.; SHEPHERD, G. & KINOSHITA, L. S. Variações na composição florística e na estrutura fitossociológica de uma floresta ombrófila densa alto-montana na Serra da Mantiqueira, Monte Verde, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v.31, n.4, p.559-574. 2008.

METZGER, J.P.; CIOCHETI, G.; TAMBOSI, L.; RIBEIRO, M.C.; PAESE, A.; NALON, M.A.; IVANAUSKA, N.M. & RODRIGUES, R.R. 2008. Procedimentos metodológicos. p. 54-67. In: RODRIGUES, R.R.; JOLY, C.A.; BRITO, M.C.W.; PAESE, A.; METZGER, J.P.; CASATTI, L.; NALON, M.A.; MENEZES, N.; IVANAUSKA, N.M.; BOLZANI, V. & BONONI, V.L.R. **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo**. Governo do Estado de São Paulo, São Paulo, 238p. 2008.

MORI, S. A.; BOOM, B. M.; CARVALHO, A. M. & SANTO, T. S. Ecological importance of Myrtaceae in an Eastern Brazilian Wet Forest. **Biotropica**, v.15, n.1, p.68-70. 1983.

MMA, **Resoluções do Conama: Resoluções vigentes publicadas entre setembro de 1984 e janeiro de 2012**. Ministério do Meio Ambiente. Brasília: MMA. 1126 p. 2012.

MORELLATO, L.P.C. & HADDAD, C.F.B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **BIOTROPICA**, v. 32, n. 4b, p. 786-792. 2000.

MORI, S.A., MATTOS-SILVA, L. A., LISBOA, G. & CORADIN, L. **Manual de manejo do herbário fanerogâmico**. 2º ed. CEPLAC, Ilhéus. 1989.

MUDAPPA, D. & RAMAN, T. R. S. **Rainforest Restoration: A Guide to Principles and Practice**. Nature Conservation Foundation, Mysore. 2010.

MUELLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. **Aims & Methods of Vegetation Ecology**. NY: Wiley & Sons. 135p. 1974.

MULLER-LANDAU H. C.; CONDIT R. S.; HARMS K. E.; MARKS C. O.; THOMAS S. C.; BUNYAVEJCHEWIN S.; CHUYONG G. C. O. L.; DAVIES S.; FOSTER R.; GUNATILLEKE S.; GUNATILLEKE N.; HART T.; HUBBELL S. P. ; ITOH A.; KASSIM A. R.; KENFACK D.; LAFRANKIE J. V.; LAGUNZAD D.; LEE H. S.; LOSOS E.; MAKANA J. R.; OHKUBO T.; SAMPER C.; SUKUMAR R.; SUN I. F.; NUR SUPARDI M. N.; TAN S.; THOMAS D.; THOMPSON J.; VALENCIA R.; VALLEJO M. I.; MUÑOZ G. V.; YAMAKURA T.; ZIMMERMAN J. K.; DATTARAJA H. S.; ESUFALI S.; HALL P.; HE F.; HERNANDEZ C.; KIRATIPRAYOON S.; SURESH H. S.; WILLS C. & ASHTON P. Comparing tropical forest tree size distributions with the predictions of metabolic ecology and equilibrium models. **Ecology Letters**, v. 9, p. 589–602. 2006.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G. A. B. & KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 852-858. 2000.

NASCIMENTO, H. E. M. & LAURANCE, W. F. Total aboveground biomass in central Amazonian rainforests: a landscape-scale study. **Forest Ecology Manager**, v.168, p.311-321. 2002.

NATHAN, R. & MULHER LANDAU, H. C. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. **TREE**, v. 15, n. 7. 2000.

NETTHESHEIM, F. C.; MENEZES, L. F. T.; CARVALHO, D. C.; CONDE, M. N. S. & ARAÚJO, D. S. D. Influence of environmental variation on Atlantic Forest tree-shrub-layer phytogeography in southeast Brazil. **Acta botânica brasílica**. v. 24, n. 2, p.369-377. 2010.

NOWAK D. J.; KURODA M. K. & CRANE, D. E. Tree mortality rates and tree population projections in Baltimore, Maryland, USA. **Urban For Urban Green**, v. 2, p.139–147. 2004

OLIVEIRA- FILHO, A. T. & FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among atlantic forests in southeastern brazil and the influence of climate. **BIOTROPICA**, v. 32, n. 4b, p. 793-810. 2000.

OLIVEIRA, R. J. **Variação da composição florística e da diversidade alfa das florestas atlânticas no estado de São Paulo**. Tese de Doutorado. UNICAMP.144p. 2006

Oksanen, J. **Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: vegan tutorial**. 2013.

PADGURSCHI, M. C. G. **Composição e estrutura arbórea de um trecho de Floresta Ombrófila Densa Montana com taquaras na Mata Atlântica**. Dissertação de Mestrado. UNICAMP. 2010.

PADGURSCHI, M. C. G.; PEREIRA, L. S.; TAMASHIRO, J. Y. & JOLY, C. A. Composição e similaridade florística entre duas áreas de Floresta Atlântica Montana, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n.2, p. 139-152. 2011.

PEET, R. K. & CHRISTENSEN, N. L. Competition and Tree Death: Most trees die young in the struggle for the forest's scarce resources. **BioScience**, v. 37, n.8. 1987.

PEIXOTO, A. L.; PEREIRA-MOURA, M. V. L. & SANTOS, I. Monimiaceae de São Paulo. In: WANDERLEY, M. G. L.; SHEPHERD, G. & GIULIETTI, A. M. (Orgs.), **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo**, FAPESP, São Paulo, v.2, p.189-207, 2002.

PEREIRA, J.C.; SCHUMACHER, M.V.; HOPPE, J.M.; CALDEIRA, M.V.W. & SANTOS, E.M. Produção de biomassa em um povoamento de *Acacia mearnsii* De Wild. no estado do Rio Grande do Sul. **Revista Árvore**, v.21, n.4, p.521-526, 1997.

PEREIRA, I. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; BOTELHO, S. A.; CARVALHO, W. A.; FONTES, M. A. L. SCHIAVINI, I. & SILVA, A. F. Composição florística do sub-bosque de uma Floresta Ombrófila Densa Montana, morretes, PR, Brasil. **Rodriguésia**, v. 57, n. 1, p.103-126. 2005.

PEREIRA, L. S. **Composição florística e estrutura de um trecho de Floresta Ombrófila Densa Montana do Parque Estadual da Serra do Mar**, Brasil. Dissertação de Mestrado. UNICAMP. 2011.

PESSOA, S. V. A. & ARAÚJO, D. S. D. Tree community dynamics in a submontane forest in southeastern Brazil: growth, recruitment, mortality and changes in species composition over a seven-year period. **Acta Botanica Brasilica**, v. 28, n. 2, p.190-197. 2014.

PHILLIPS, O. L. & GENTRY, A. H. Increasing turnover through time in tropical forests, **Science**, v. 263, n. 5149, p. 954-958. 1994.

PHILLIPS, O. L.; HALL, P.; GENTRY, A. H.; SAWYER, S. A. & VASQUEZ, R. Dynamics and species richness of tropical rain forests. **Proc. Natl. Acad. Sci. USA**, v. 91, p. 2805-2809, 1994.

PHILLIPS, O. L.; MALHI, Y.; HIGUSHI, N.; LAURENCE, W. F. ; NUNEZ, P. V.; VASQUEZ, R. M.; LAURENCE, S. G.; FERREIRA, STERN, N. M.; BROWN S. & GRACE J. Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots. **Science**, v.282, p.439-442. 1998.

PHILLIPS, O. L.; BAKER, T. R.; ARROYO, L.; HIGUCHI, N.; KILLEN, T. J.; LAURANCE, W. F.; LEWIS, S. L.; LLOYD, J.; MALHI, Y.; MONTEAGUDO, A.; NEILL, D. A.; NÚÑEZ VARGAS, P.; SILVA, N. M. J.; TERBORGH, J.; VÁSQUEZ MARTÍNEZ, R.; ALEXIADES, M.; ALMEIDA, S.; BROWN, S.; CHAVE, J.; COMISKEY, J. A.; CZIMCZIK, C. I.; DI FIORE, A.; ERWIN, T.; KUEBLER, C.; LAURANCE, S. G.; NASCIMENTO, H. E. M.; OLIVIER, J.; PALACIOS, W.; PATIÑO, S.; PITMAN, N. C. A.; QUESADA, C. A.; SALDIAS, M.; TORRES LEZAMA, A. & VINCETI, B. Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976-2001.

Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B - Biological Science, v. 359, n. 1443, p. 381-407. 2004.

PHILLIPS, O.; BAKER, T.; FELDPAUSCH, T. & BRIENEN, R. **RAINFOR: manual de campo para remediação e estabelecimento de parcelas**. 25p. 2009.

PILLAR, V. D. P. **A dinâmica temporal da vegetação**. UFRGS, Departamento de Botânica. 1994.

POORTER, L.; BONGERS, F.; STERCK, F. J. & WOLL, H. Architecture of 53 rain forest tree species differing in adult stature and shade tolerance. **Ecology**, v. 84, n. 3, p. 602–608. 2003.

PRITCHETT, W.L. Properties and management of forest soils. **John Willey**, New York, 500p.1979.

RAVEN, P.; EVERT, R. F. & CURTIS, H. **Biologia Vegetal**. Editora Guanabara, Rio de Janeiro, 7ª edição, 724p. 2007.

REIS, A.; ZAMBONIN, R. M. & NAKAZONO, E. M. Recuperação de áreas degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. **Reserva da Biosfera – Mata Atlântica**. Série Recuperação, Caderno nº 14. 1999.

REIS A. & KAGEYAMA P. Y. Dispersão de sementes de *Euterpe edulis* Martius. *Palmae*. **Sellowia**, v. 49, n. 52, p. 60-92. 2000.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J. & HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation** v. 142 p. 1141–1153. 2009.

RICE, A. H.; PYLE, E. H.; SALESKA, S. R.; HUTYRA, L.; PALACE, M.; KELLER, M. CAMARGO, P. B.; PORTILHO, K.; MARQUES, D. F. & WOFSY, S. C. Carbon balance and vegetation dynamics in an old-growth Amazonian forest. **Ecological Applications**, Supplement, v. 14, n. 4., p. S55–S71. 2004.

RICHARDS, P. W. **The Tropical Rain Forest: an ecological study**. Cambridge University Press. 2ª edição. 1996.

RODRIGUES, R. A. R.; MELLO, W. Z. DE & SOUZA, P. A. Aporte atmosférico de amônio, nitrato e sulfato em área de floresta ombrófila Densa montana na Serra dos Órgãos, RJ. **Química Nova**, v. 30, n. 8, p. 1842-1848. 2007.

ROLIM, S.G.; COUTO, H.T.Z. & JESUS, R. M. Mortalidade e recrutamento de árvores na Floresta Atlântica em Linhares (ES). **Scientia Forestalis**, v. 55, p. 49-69, 1999.

SALEMI, L.F. **Balanço de água e de nitrogênio em uma microbacia coberta por pastagem no litoral norte do Estado de São Paulo**. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2009.

SANCHEZ, M., PEDRONI, F., EISENLOHR, P. V. & OLIVEIRA-FILHO, A. T. Changes in tree community composition and structure of Atlantic rain forest on a slope of the Serra do Mar range, southeastern Brazil, from near sea level to 1000 m of altitude. **Elsevier: Flora**. v.208, p.184-196. 2013.

SANDERS, H. L. Marine benthic diversity: a comparative study. **Am. Nat.**, v.102, p. 243-282. 1968.

SANQUETTA, C.R. **Experiências de monitoramento no bioma Mata Atlântica com uso de parcelas permanentes**. Curitiba: RedeMAP; Funpar, p.109-148. 2008.

SANTOS, N. D.; COSTA, D. P.; KINOSHITA, L. S. & SHEPHERD, G. J. Windborne: Can liverworts be used as indicators of altitudinal gradient in the Brazilian Atlantic Forest? **Science**, n.36, p.431–440. 2014.

SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J. & MARGULES, C.R., Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v. 5, p.18–32. 1991.

SCARANELLO, M. A. S. **Dinâmica da comunidade arbórea de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas e de Restinga, no Parque Estadual da Serra do Mar, SP**. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, 2010.

SCARANELLO, M. A. S.; ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; CAMARGO, P. B. & JOLY, C. A. Height-diameter relationships of tropical Atlantic moist forest trees in southeastern. **Scientia Agricola**, v.69, n.1, p.26-37, 2012.

SCHNITZER, S. A. & CARSON, W. P. Treefall gaps and the maintenance of species diversity in a tropical forest. **Ecology**, v. 82, n. 4, p. 913–919. 2001.

SCUDELLER, V. V. **Análise fitogeográfica da Mata Atlântica – Brasil**. Tese de Doutorado. UNICAMP. 203 p. 2002.

SHULZE, E.; BECK, E. & MULLER-HOHENSTEIN, K. **Plant Ecology**. Springer, 702p. 2005.

SCHUMACHER, M.V. & POGGIANI, F. Produção de biomassa e remoção de nutrientes em povoamentos de *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh, *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden e *Eucalyptus torelliana* F. Muell, plantados em Anhembi, SP. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.3, n.1, p.21-34, 1993.

SHEIL, D. & MAY, R. M. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology**, v. 84, n. 1, p. 91-100. 1996.

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

SHEIL, D. & BURSLEM, D. F. R. P. Disturbing hypotheses in tropical forests. **Elsevier**, v. 18., n. 1. 2003.

SILVA, J.N. M.; CARVALHO, J. O. P.; LOPES, C. A.; ALMEIDA, B. F.; COSTA, D. H. M.; OLIVEIRA, L. C.; VANCLAY, J. K. & SKOVSGAARD. Growth and yield of a tropical rain forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. **Forest Ecology and Management**, v. 71 p. 267-274. 1995.

SOS MATA ATLÂNTICA, INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da mata atlântica período 2011-2012**. Relatório técnico. São Paulo, 2013.

SOUZA, A. L.; SCHETTINO, S.; JESUS, R.M. & VALE, A.B. Dinâmica da composição florística de 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**, Viçosa, MG, v. 26, n.5, p.549-558, 2002.

SOUZA-NETO, E. **Perdas de nitrogênio pela emissão de óxido nitroso (N₂O) e sua relação com a decomposição da serapilheira e biomassa de raízes na floresta de Mata Atlântica**. Tese de Doutorado. ESALQ/USP. 2008

SOUSA-NETO, E.; CARMO, J. B.; KELLER, M.; MARTINS, S. C.; ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; PICCOLO, M. C.; CAMARGO, P., COUTO, H. T. Z.; JOLY, C. A. & MARTINELLI, L. A. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, methane and carbon dioxide in a gradient of elevation in the coastal Brazilian Atlantic forest. **Biogeosciences**, v. 8, 733–742. 2011.

STADTMÜLLER, T. **Cloud Forests in the Humid Tropics: A Bibliographic Review**. The United Nations University and Centro Agronomico Tropical de Investigacion y Ensenanza, Turrialba, Costa Rica. 1987.

STEHMANN, J.R.; FORZZA, R.C.; SALINO, A.; SOBRAL, M.; COSTA, D. P. & KAMINO, L.H.Y. **Plantas da Floresta Atlântica**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 516p. 2009.

STEPHENSON, N. L. & MANTGEM, P. J. V. Forest turnover rates follow global and regional patterns of productivity. **Ecology Letters**, v. 8, p. 524–531. 2005.

STEPHENSON, N. L.; MANTGEM, P. J. VAN; BUNN, A. G.; BRUNER, H.; HARMON, M. E.; O'CONNELL, K. B. & URBAN, D. L., FRANKLIN, J. Causes and implications of the correlation between forest productivity and tree mortality rates. **Ecological Monographs**, v. 81, n. 4, p. 527–555. 2011.

STEVENS, M. H. M. & CARSON, W. P. Plant density determines species richness along an experimental fertility gradient. **Ecology**, v. 80, n. 2, p. 455–465. 1999.

STILL, C. J.; FOSTER, P. N. & SCHNEIDER, S. H. Simulating the effects of climate change on tropical montane cloud forests. **Nature**. v. 398, 1999.

SWAIME, M. D.; HALL, J. B. & ALEXANDER, I. J. Tree populations dynamics at Kade, Ghana (1968-1962). **Journal of Tropical Ecology**, v. 3, n. 4, p.331-345. 1987.

SWAINE, M. D. & LIEBERMAN, D. Note on the calculation of mortality rates. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.3, p. 2-3, 1987.

SWAINE, M.D.; LIBERMAN, D. & PUTZ, F.E. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.3, n.4, p359-366, 1987.

TABARELLI, M & MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical Montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.

TABARELLI, M & MANTOVANI, W. A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta no estado de São Paulo (Brasil). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.22, n.2, p.217-223, 1999b.

TABARELLI, M & MANTOVANI, W. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta Atlântica Montana. **Revista Brasileira de Biologia**, v.59, n. 2, p. 251-261, 1999c.

TABARELLI, M., PINTO, L.P., SILVA, J.M.C., HIROTA, M.M. & BEDÊ, L.C. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **MEGADIVERSIDADE**, v. 1, n.1, 2005.

THOMAS, P. **Trees: Their Natural History**. Cambridge University Press. 286p. 2000.

VALENTE, A. S. M.; GARCIA, P. O.; SALIMENA, F. R. G. & OLIVEIRA-FILHO, A. T. Composição, estrutura e similaridade florística da Floresta Atlântica, na Serra Negra, Rio Preto – MG. **Rodriguésia**, n.6, v.2, p.321-340. 2011.

VAN DER HAMMER, T. Global change, biodiversity, and conservation of Neotropical Montane Forests. In: CHURCHILL *et al.* (Eds) **Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forest**, NYBG. 702p. 2005.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R. & LIMA, J. C. A. **Classificação da Vegetação Brasileira, Adaptada a um Sistema Universal**. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro. 1991.

VIEIRA, S.A.; ALVES, L.F.; AIDAR, M.; ARAÚJO, L.S.; BAKER, T.; BATISTA, J. L.F.; CAMPOS, M.C.; CAMARGO, P.B.; CHAVE, J.; DELLITI, W.B.C.; HIGUCHI, N.; HONORIO, E.; JOLY, C.A.; KELLER, M.; MARTINELLI, L.A.; MATTOS, E.A.; METZKER, T.; PHILLIPS, O.; SANTOS, F.A.M.; SHIMABUKURO, M.T.; SILVEIRA, M. & TRUMBORE, S.E. Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 2. 2008.

VIEIRA, S.A.; ALVES, L.F.; DUARTE-NETO, P.J.; MARTINS, S.C.; VEIGA, L.G.; SCARANELLO, M.A.; PICOLLO, M.C.; CAMARGO, P.B.; DO CARMO, J.; SOUSA-NETO, E.; SANTOS, F.A.M.; JOLY, C.A. & MARTINELLI, L.A. Stocks of carbon and nitrogen and partitioning between above- and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range. **Ecology and Evolution**, p.1-14, 2011.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. Pearson, 5ªed., 944p. 2010.

WEBSTER, G. L. The Panorama os Neotropical Cloud Forests In: CHURCHILL *et al.* (Eds) **Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forest**, NYBG. 702p. 1995.

WHITMORE, T. C. **An introduction to tropical rainforests**. Clarendon Press, Oxford, v. 12., 226 p. 1990.

WYCKOFF, P. H. & CLARK, J. S. The relationship between growth and mortality for seven co-occurring tree species in the southern Appalachian Mountains. **Journal of Ecology**, v. 90, p. 604–615. 2002.

APÊNDICE

Tabela 1. Densidade de indivíduos (ind.ha⁻¹) e área basal (m²) por parcela e para a floresta Montana (n=4), e para classes de diâmetro (DAP) e índice de Iluminação da Copa (IC), para árvores, palmeiras e total (árvores e palmeiras), no 1º, 2º e 3º censo.

Densidade (indivíduos.ha-1)										Área Basal (m2.ha-1)									
Árvores					Palmeiras					Árvores					Palmeiras				
Parcela	1º censo	2º censo	3º censo	Total	1º censo	2º censo	3º censo	Total		1º censo	2º censo	3º censo	Total	1º censo	2º censo	3º censo	Total		
Parcela K	1230	1226	1184	537	530	501	1767	1756	1685	34,6	35,7	36,2	5,00	4,7	4,6	39,6	40,4	40,9	
< 10 cm	662	654	614	281	263	240	943	917	854	6,62	6,54	6,14	2,81	2,63	2,4	9,43	9,17	8,54	
10-30 cm	451	444	442	256	267	261	707	711	703	4,51	4,44	4,42	2,56	2,67	2,61	7,07	7,11	7,03	
30-50	80	89	87	0	0	0	80	89	87	0,8	0,89	0,87	—	—	—	0,8	0,89	0,87	
≥ 50 cm	37	39	41	0	0	0	37	39	41	0,37	0,39	0,41	—	—	—	0,37	0,39	0,41	
IC 3	735	726	690	338	325	296	1073	1051	986	7,35	7,26	6,9	3,38	3,25	2,96	10,73	10,51	9,86	
IC 4	375	370	291	166	168	150	541	538	441	3,75	3,7	2,91	1,66	1,68	1,5	5,41	5,38	4,41	
IC 5	120	130	203	33	37	55	153	167	258	1,2	1,3	2,03	0,33	0,37	0,55	1,53	1,67	2,58	
Parcela L	1234	1219	1184	430	420	394	1664	1639	1578	30,0	30,2	30,4	4,00	4,00	3,9	34,1	34,2	34,3	
< 10 cm	657	641	615	188	178	163	845	819	778	6,57	6,41	6,15	1,88	1,78	1,63	8,45	8,19	7,78	
10-30 cm	461	463	450	242	242	231	703	705	681	4,61	4,63	4,5	2,42	2,42	2,31	7,03	7,05	6,81	
30-50	95	95	95	0	0	0	95	95	95	0,95	0,95	0,95	—	—	—	0,95	0,95	0,95	
≥ 50 cm	21	20	24	0	0	0	21	20	24	0,21	0,2	0,24	—	—	—	0,21	0,2	0,24	
IC 3	739	734	715	244	232	207	983	966	922	7,39	7,34	7,15	2,44	2,32	2,07	9,83	9,66	9,22	
IC 4	357	348	247	147	144	121	504	492	368	3,57	3,48	2,47	1,47	1,44	1,21	5,04	4,92	3,68	
IC 5	138	137	222	39	44	66	177	181	288	1,38	1,37	2,22	0,39	0,44	0,66	1,77	1,81	2,88	
Parcela M	1389	1376	1337	433	408	381	1822	1784	1718	38,5	39,1	39,00	3,4	3,4	3,3	41,9	42,5	42,2	
< 10 cm	743	728	702	256	223	204	999	951	906	7,43	7,28	7,02	2,56	2,23	2,04	9,99	9,51	9,06	
10-30 cm	506	510	497	175	183	175	681	693	672	5,06	5,1	4,97	1,75	1,83	1,75	6,81	6,93	6,72	
30-50	99	96	95	1	1	1	100	97	96	0,99	0,96	0,95	0,01	0,01	0,01	1	0,97	0,96	
≥ 50 cm	41	42	43	1	1	1	42	43	44	0,41	0,42	0,43	0,01	0,01	0,01	0,42	0,43	0,44	
IC 3	919	975	813	327	330	255	1246	1305	1068	9,19	9,75	8,13	3,27	3,3	2,55	12,46	13,05	10,68	
IC 4	306	289	310	81	63	97	387	352	407	3,06	2,89	3,1	0,81	0,63	0,97	3,87	3,52	4,07	
IC 5	164	112	214	25	15	29	189	127	243	1,64	1,12	2,14	0,25	0,15	0,29	1,89	1,27	2,43	
Parcela N	1086	1058	1011	311	299	281	1397	1357	1292	30,9	31,6	31,3	3,6	3,5	3,4	34,5	35,2	34,7	
< 10 cm	542	530	500	115	107	96	657	637	596	5,42	5,3	5	1,15	1,07	0,96	6,57	6,37	5,96	
10-30 cm	427	408	390	196	192	185	623	600	575	4,27	4,08	3,9	1,96	1,92	1,85	6,23	6	5,75	
30-50	91	93	94	0	0	0	91	93	94	0,91	0,93	0,94	—	—	—	0,91	0,93	0,94	
≥ 50 cm	26	27	27	0	0	0	26	27	27	0,26	0,27	0,27	—	—	—	0,26	0,27	0,27	
IC 3	716	678	562	208	187	146	924	865	708	7,16	6,78	5,62	2,08	1,87	1,46	9,24	8,65	7,08	
IC 4	278	279	265	88	86	95	366	375	360	2,78	2,79	2,65	0,88	0,96	0,95	3,66	3,75	3,6	
IC 5	92	101	184	15	16	40	107	117	224	0,92	1,01	1,84	0,15	0,16	0,4	1,07	1,17	2,24	
esta Mont	234,8±123,1	1219,8±129,9	1179,0±133,2	427,8±92,4	414,3±94,4	389,3±90,0	1662,5±188,7	1634,0±195,1	1568,3±193,6	33,5±3,9	34,1±4,07	34,2±4,05	4,0±0,7	3,9±0,59	3,78±0,62	37,5±3,9	38,07±4,01	38,01±4,10	
< 10 cm	651±82,7	638,3±81,7	607,8±82,8	210,0±74,5	192,8±66,9	175,8±61,8	861±150,1	831±140,9	783,50±135,6	2,3±0,3	2,3±0,3	2,2±0,3	0,8±0,3	0,8±0,3	0,7±0,2,7	3,2±0,6	3,1±0,6	2,9±0,5	
10-30 cm	461,3±33,1	456,3±42,5	444,8±43,8	217,3±38,1	221,0±40,2	213,0±40,2	678,50±38,7	677,25±52	657,75±56,7	11,2±0,7	11,1±0,8	10,9±0,8	2,9±0,6	3,1±0,6	3,0±0,6	14,2±0,5	14,2±0,5	13,9±0,7	
30-50	91,3±8,2	93,3±3,1	92,8±3,9	0,3±0,5	0,3±0,5	0,3±0,5	91,50±8,5	93,50±3,4	93,0±4,1	10,3±0,9	10,6±0,6	10,4±0,7	0,02±0,05	0,02±0,05	0,02±0,05	10,3±0,9	10,6±0,7	10,4±0,7	
≥ 50 cm	31,3±9,3	32,0±10,3	33,8±9,6	0,3±0,5	0,3±0,5	0,3±0,5	31,50±9,7	32,25±10,6	34,0±9,9	9,6±3,1	10,1±3,4	10,7±3,3	0,06±0,1	0,06±0,1	0,06±0,1	9,7±3,2	10,2±0,3	10,8±3,4	
IC 3	777,3±95,0	778,3±133,5	695,0±103,3	279,3±69,4	268,5±70,6	226,0±64,6	1056,5±140,4	1046,8±188,2	921,0±154,1	6,7±1,5	6,4±1,9	4,4±0,8	1,9±0,3	1,9±0,4	1,4±0,3	8,8±1,6	8,3±2,2	5,8±1,0	
IC 4	329,0±44,8	321,5±44,4	278,3±27,9	120,5±42,4	117,8±47,2	115,8±25,7	449,5±86,1	439,3±90,0	394,0±37,5	12,5±1,1	12,8±0,7	7,9±0,8	1,6±0,2	1,6±0,6	1,6±0,4	14,1±1,5	14,4±1,0	9,5±0,8	
IC 5	128,5±30,3	120,0±16,5	205,8±16,4	28,0±10,4	28,0±14,8	47,5±16,3	156,5±36,2	148,0±30,8	253,25±27,0	14,6±4,1	14,9±2,7	21,8±2,9	0,4±0,2	0,4±0,2	0,8±0,3	15,0±4,8	15,3±2,6	22,6±2,8	

Tabela 2. DAP (cm) altura (m) e seus valores de média, máxima e mediana (med) por parcela (K, L, M e N) e para a Floresta Montana (n=4), para árvores, palmeiras e total (árvores e palmeiras), no 1º, 2º e 3º censo.

Parcelas	Formas de vida	DAP (cm)						Altura (m)					
		1º censo			2º censo			3º censo			1º censo		
		média	máx	med	média	máx	med	média	máx	med	média	máx	med
K	Árvores	14,2±12,7	100,4	9,3	14,4±12,9	101,7	9,3	14,8±13,3	101,9	9,6	11,6±4,3	25,4	10,2
	Palmeiras	9,9±3,6	20,4	9,6	10,1±3,5	20,9	10,1	10,3±3,6	20,7	10,3	11,0±3,8	25,4	10,7
	Total	12,9±10,9	100,4	9,4	13,1±11,2	101,7	9,5	13,5±11,5	101,9	9,8	11,2±3,8	25,4	10,4
L	Árvores	13,6±11,4	101,6	9,2	13,7±11,5	102,9	9,4	13,9±11,7	106,3	9,5	11,4±4,2	25,5	10,3
	Palmeiras	10,4±3,6	19,7	11,1	10,5±3,6	19,9	11,0	10,7±3,6	20,7	11,2	10,7±2,2	15,2	11,3
	Total	12,8±10,1	101,6	9,7	12,9±10,2	102,9	10,0	13,1±10,4	106,3	10,2	11,2±3,8	25,5	10,6
M	Árvores	14,2±12,5	88,7	9,4	14,3±12,7	91,4	9,5	14,5±12,9	91,7	9,5	11,6±4,3	24,9	10,3
	Palmeiras	9,3±3,9	53,5	9,0	9,6±4,0	53,8	9,6	9,7±4,1	55,4	9,7	10,0±2,0	22,3	10,4
	Total	13,0±11,3	88,7	9,2	13,3±11,5	91,4	9,5	13,4±11,7	91,7	9,5	11,2±3,9	24,9	10,2
N	Árvores	14,8±12,3	83,5	10,0	15,0±12,6	84,1	9,9	15,3±12,9	85,0	10,1	11,9±4,4	24,7	10,6
	Palmeiras	11,5±3,9	20,7	12,1	11,7±4,0	22,6	12,5	11,8±4,0	19,7	12,5	11,3±2,3	15,6	11,9
	Total	14,0±11,0	83,5	10,5	14,3±11,4	84,1	10,6	14,5±11,6	85,0	10,8	11,7±4,0	24,7	10,9
Floresta Montana	Árvores	14,2±12,2	101,6	9,4	14,3±12,5	102,9	9,5	14,6±12,7	106,3	9,6	11,6±4,3	25,5	10,3
	Palmeiras	10,2±3,8	53,5	10,1	10,4±3,8	53,8	10,5	10,5±3,8	55,4	10,6	10,8±3,3	25,4	10,4
	Total	13,1±10,8	101,6	9,6	13,3±11,1	102,9	9,8	13,6±11,3	106,3	10,0	11,3±3,9	25,5	10,4
											11,4±4,2	25,5	10,3
											10,8±2,2	15,3	11,3
											11,3±3,8	25,5	10,6
											11,7±4,4	25,1	10,3
											10,2±2,1	22,5	10,5
											11,3±4,0	25,1	10,4
											12,1±4,5	24,8	10,7
											11,4±2,3	15,2	12,1
											11,9±4,1	24,7	11,0
											11,8±4,4	25,6	10,4
											10,7±2,2	22,5	11,0
											11,5±4,0	25,6	10,6

Tabela 3. DAP (cm) médio e desvio padrão por índice de iluminação da Copa (IC) por parcela (K, L, M e N) e para a Floresta Montana (n=4), para árvores, palmeiras e total (árvores e palmeiras), no 1º, 2º e 3º censo.

Parcela	Classe de IC	Total					DAP (cm)				
		Árvores					Palmeiras				
		1º censo	2º censo	3º censo	1º censo	2º censo	3º censo	1º censo	2º censo	3º censo	1º censo
K	IC 3	8,4±3,9	8,4±3,6	8,0±3,3	8,4±4,2	8,4±3,9	7,9±3,5	8,3±2,8	8,5±2,8	8,2±2,6	
	IC 4	16,7±9,9	16,8±10,1	15,7±7,4	18,7±11,2	18,7±11,5	17,0±8,7	12,4±3,0	12,5±3,1	13,2±2,4	
	IC 5	30,9±20,1	31,0±19,9	30,4±17,7	35,9±20,1	36,1±19,8	34,9±17,5	13,5±3,2	13,6±2,8	14,2±2,0	
L	IC 3	8,5±4,0	8,5±4,0	8,0±3,3	8,4±4,3	8,5±4,2	7,9±3,5	8,6±3,1	8,7±3,0	8,3±2,7	
	IC 4	16,0±9,8	16,3±10,1	15,7±6,7	17,4±11,2	17,8±11,5	17,1±7,7	12,4±2,8	12,6±2,9	12,8±2,2	
	IC 5	27,2±15,7	26,9±15,6	26,2±15,4	31,1±15,9	31,3±15,8	29,8±15,9	14,2±1,8	13,9±2,2	14,5±2,0	
M	IC 3	8,8±4,8	9,2±5,1	8,3±4,3	8,9±5,1	9,3±5,5	8,3±4,4	8,5±3,8	9,1±3,9	8,4±4,0	
	IC 4	17,5±10,1	19,5±11,0	15,8±7,7	19,1±10,7	21,2±11,3	17,1±8,3	11,5±3,4	12,0±3,6	11,7±2,3	
	IC 5	31,6±18,9	36,9±20,0	31,6±18,3	34,8±18,5	40,5±18,9	34,2±18,1	11,9±2,1	12,4±2,1	13,6±4,8	
N	IC 3	10,0±5,8	9,9±5,6	8,7±4,0	10,0±6,3	9,9±6,0	8,5±4,1	10,1±3,7	10,0±3,7	9,4±3,5	
	IC 4	18,9±12,4	18,6±11,7	16,6±8,6	20,5±13,8	20,0±13,2	17,5±9,7	14,2±2,8	14,5±2,7	14,3±2,6	
	IC 5	31,4±15,8	32,9±16,8	29,5±16,4	34,5±15,2	36,1±16,3	32,8±16,4	14,5±1,9	14,9±2,0	14,6±2,9	
Floresta Montana	IC 3	8,9±4,7	9,0±4,7	8,2±3,8	8,9±5,1	9,0±5,0	8,2±3,9	8,8±3,4	9,0±3,4	8,5±3,2	
	IC 4	17,1±10,5	17,6±10,7	15,9±7,6	18,8±11,7	19,3±11,9	17,2±8,6	12,6±3,1	12,9±3,1	13,0±2,5	
	IC 5	30,3±17,9	31,5±18,4	29,5±17,0	34,0±17,7	35,8±18,0	32,9±17,1	13,5±2,5	13,7±2,4	14,3±2,8	

Tabela 4. Taxa de mortalidade (m%), limite inferior – LI (%)e limite superior – LS (%), número inicial de indivíduos – N0,e número de mortos – Nm, meia-vida; Taxa de recrutamento – r(%),limite inferior – LI (%)e limite superior – LS (%), número inicial de indivíduos – N0, e número de recrutadas – Nr; e taxa de *turnover* por parcela (K, L, M e N) e para a Floresta Montana (n=4), para árvores, palmeiras e total (árvores e palmeiras), no 2º e 3º censo.

Parcelas	Formas de vida	Mortalidade										Recrutamento										Turnover	
		2º censo					3º censo					2º censo					3º censo					2º censo 3º censo	
		m%	LI(%)	LS(%)	N0	Nm	Meia-vida	m%	LI(%)	LS(%)	N0	Nm	Meia-vida	r%	LI(%)	LS(%)	N0	Nr	r%	LI(%)	LS(%)	N0	Nr
K	Árvores	0,71	0,44	1,1	1230	20	97,3	1,47	1,1	1,94	1226	53	46,7	0,56	0,32	1,53	1230	16	0,30	0,15	0,90	1226	11
	Palmeiras	1,48	0,88	2,43	537	18	46,5	2,82	2,03	3,78	530	43	24,2	0,88	0,46	2,75	537	11	0,87	0,59	2,04	530	14
	Total	0,95	0,66	1,29	1767	38	72,6	1,87	1,53	2,35	1756	96	36,6	0,66	0,40	1,43	1767	27	0,47	0,31	1,04	1756	25
L	Árvores	1,13	0,77	1,62	1234	29	61,0	1,45	1,08	1,91	1219	52	47,4	0,54	0,30	1,46	1234	14	0,46	0,28	1,95	1219	17
	Palmeiras	2,04	1,21	3,39	430	18	33,6	3,25	2,28	4,36	420	39	21,0	0,88	0,36	2,93	430	8	1,02	0,58	3,02	420	13
	Total	1,36	1,00	1,82	1664	47	50,6	1,9	1,54	2,31	1639	91	36,1	0,63	0,40	1,46	1664	22	0,60	0,42	1,26	1639	30
M	Árvores	1,53	1,12	2,03	1389	48	45,0	1,73	1,27	2,28	1376	49	39,8	1,08	0,79	2,19	1389	35	0,34	0,17	1,08	1376	10
	Palmeiras	3,56	2,43	5,00	433	34	19,1	5,9	3,74	7,11	408	42	11,4	0,89	0,43	3,10	433	9	1,72	1,04	5,02	408	15
	Total	2,00	1,61	2,71	1822	82	34,3	2,49	2,02	3,03	1784	91	27,5	1,04	0,80	1,93	1822	44	0,66	0,44	1,46	1784	25
N	Árvores	2,36	1,75	3,1	1086	50	29,0	2,43	1,91	3,05	1058	72	28,2	1,00	0,66	2,42	1086	22	0,81	0,50	1,80	1058	25
	Palmeiras	3,32	2,05	5,2	311	20	20,5	3,52	2,3	5,05	299	29	19,4	1,27	0,58	4,75	311	8	1,25	0,67	4,24	299	11
	Total	2,57	2,07	3,31	1397	70	26,6	2,67	2,18	3,23	1357	101	25,6	1,06	0,75	2,24	1397	30	0,90	0,66	1,83	1357	36
Floresta Montana	Árvores	1,37	1,12	1,67	4939	147	50,1	1,69	1,44	2,05	4879	226	40,6	0,79	0,66	1,22	4939	87	0,46	0,36	0,77	4879	63
	Palmeiras	2,46	1,99	3,08	1711	90	27,9	3,46	2,95	4,17	1657	153	19,7	0,95	0,69	1,89	1711	36	1,12	0,89	2,91	1657	53
	Total	1,65	1,45	2,00	6650	237	41,7	2,13	1,88	2,43	6536	379	32,1	0,83	0,70	1,28	6650	123	0,63	0,53	0,97	6536	116

Tabela 5. Taxa média de crescimento (mm.ano-1), desvio padrão – d.p., mediana, máxima e mínima por parcela (K, L, M e N) e para a Floresta Montana (n=4), para árvores, palmeiras e total (árvores e palmeiras), no 2º e 3º censo.

Parcelas	Formas de vida	Taxa de crescimento (mm.ano-1)									
		2º censo					3º censo				
		média	d.p.	mediana	máx	mín	média	d.p.	mediana	máx	mín
K	Árvores	0,12	0,25	0,06	3,16	-0,2	0,1	0,32	0,04	8,59	-0,2
	Palmeiras	0,16	0,23	0,08	1,69	-0,21	0,11	0,19	0,05	1,42	-0,76
	Total	0,13	0,24	0,06	3,16	-0,21	0,1	0,28	0,04	8,59	-0,76
L	Árvores	0,11	0,21	0,05	3,32	-0,74	0,08	0,19	0,03	2,22	-0,32
	Palmeiras	0,11	0,21	0,04	1,59	-0,17	0,09	0,19	0,03	1,23	-0,19
	Total	0,11	0,21	0,05	3,32	-0,74	0,08	0,19	0,03	2,22	-0,32
M	Árvores	0,12	0,24	0,07	2,83	-1,13	0,05	0,19	0,00	1,81	-1,43
	Palmeiras	0,14	0,19	0,1	1,39	-0,15	0,07	0,16	0,02	1,1	-0,19
	Total	0,13	0,23	0,08	2,83	-1,13	0,05	0,18	0,01	1,81	-1,43
N	Árvores	0,16	0,4	0,04	3,56	-1,59	0,13	0,34	0,04	3,73	-0,33
	Palmeiras	0,19	0,33	0,06	1,6	-0,21	0,14	0,26	0,05	1,43	-0,83
	Total	0,17	0,39	0,05	3,56	-1,59	0,13	0,32	0,04	3,73	-0,83
Floresta Montana	Árvores	0,13	0,27	0,06	3,56	-1,59	0,09	0,26	0,03	8,59	-1,43
	Palmeiras	0,13	0,24	0,07	1,69	-0,21	0,10	0,2	0,04	1,43	-0,83
	Total	0,13	0,27	0,06	3,56	-1,59	0,09	0,24	0,03	8,59	-1,43

Tabela 6. Taxa de crescimento (mm.ha-1) por parcela (K, L, M e N) e para a Floresta Montana (n=4), e para classes de diâmetro (DAP) e Índice de Iluminação da Copa (IC), para árvores, palmeiras e total (árvores e palmeiras), no 1º, 2º e 3º censo.

	Taxa de crescimento (mm.ano-1)					
	Árvores		Palmeiras		Total	
	2º censo	3º censo	2º censo	3º censo	2º censo	3º censo
Parcela K						
< 10 cm	0,06	0,04	0,19	0,14	0,1	0,07
10-30 cm	0,14	0,13	0,12	0,08	0,13	0,11
30-50	0,28	0,23	—	—	0,28	0,23
≥ 50 cm	0,48	0,34	—	—	0,48	0,34
IC 3	0,06	0,04	0,16	0,11	0,1	0,06
IC 4	0,16	0,13	0,15	0,1	0,15	0,12
IC 5	0,35	0,34	0,15	0,13	0,31	0,29
Parcela L						
< 10 cm	0,05	0,03	0,14	0,15	0,07	0,06
10-30 cm	0,14	0,11	0,09	0,05	0,12	0,09
30-50	0,29	0,23	—	—	0,29	0,23
≥ 50 cm	0,47	0,31	—	—	0,47	0,31
IC 3	0,08	0,01	0,16	0,08	0,06	0,05
IC 4	0,16	0,12	0,09	0,02	0,14	0,11
IC 5	0,27	0,21	0,1	0,03	0,25	0,22
Parcela M						
< 10 cm	0,08	0,01	0,16	0,1	0,1	0,03
10-30 cm	0,14	0,06	0,12	0,02	0,13	0,05
30-50	0,26	0,21	—	0,15	0,26	0,21
≥ 50 cm	0,36	0,24	0,13	0,76	0,35	0,25
IC 3	0,08	0,01	0,16	0,08	0,1	0,03
IC 4	0,16	0,12	0,09	0,02	0,15	0,1
IC 5	0,27	0,21	0,1	0,03	0,25	0,19
Parcela N						
< 10 cm	0,07	0,05	0,23	0,22	0,1	0,08
10-30 cm	0,21	0,19	0,17	0,09	0,2	0,16
30-50	0,32	0,26	—	—	0,32	0,26
≥ 50 cm	0,8	0,32	—	—	0,8	0,32
IC 3	0,09	0,05	0,22	0,19	0,12	0,08
IC 4	0,23	0,2	0,16	0,06	0,22	0,17
IC 5	0,48	0,41	0,13	0,01	0,43	0,35
Floresta Montana						
< 10 cm	0,07	0,07	0,07	0,07	0,09	0,06
10-30 cm	0,12	0,12	0,12	0,12	0,14	0,1
30-50	0,26	0,26	—	—	0,29	0,23
≥ 50 cm	0,41	0,41	—	—	0,53	0,3
IC 3	0,07	0,03	0,16	0,12	0,09	0,05
IC 4	0,18	0,14	0,13	0,07	0,17	0,13
IC 5	0,36	0,3	0,1	0,06	0,31	0,26

Tabela 7. Estoque de biomassa (Mg.ha⁻¹) por parcela (K, L, M e N) e para a Floresta Montana (n=4), e para classes de diâmetro (DAP) e Índice de Iluminação da Copa (IC), para árvores, palmeiras e total (árvores e palmeiras), no 1º, 2º e 3º censo.

	Estoque de biomassa (Mg.ha ⁻¹)								
	Árvores			Palmeiras			Total		
	1º censo	2º censo	3º censo	1º censo	2º censo	3º censo	1º censo	2º censo	3º censo
Parcela K	300,92	312,96	319,32	0,88	0,87	0,83	301,8	313,84	320,15
< 10 cm	9,8	9,85	9,24	0,43	0,41	0,37	10,23	10,26	9,61
10-30 cm	81,25	77,66	78,79	0,45	0,47	0,46	81,69	78,12	79,24
30-50	77,77	83,01	79,83	—	—	—	77,77	83,01	79,83
≥ 50 cm	131,03	141,33	150,31	—	—	—	131,03	141,33	150,31
IC 3	29,02	26,31	20,18	0,54	0,52	0,47	29,56	26,83	20,65
IC 4	110,39	111,85	63,29	0,29	0,29	0,26	110,67	112,14	63,55
IC 5	160,43	173,68	234,69	0,06	0,06	0,1	160,49	173,74	234,79
Parcela L	254,3	254,64	259,49	0,71	0,7	0,66	254,21	251,44	259,31
< 10 cm	8,78	8,58	8,36	0,29	0,27	0,25	9,07	8,85	8,61
10-30 cm	72,88	74,2	71,35	0,42	0,42	0,4	73,31	74,62	71,76
30-50	98,23	96,14	96,58	—	—	—	98,23	96,14	96,58
≥ 50 cm	69,67	67,95	78,69	—	—	—	69,67	67,95	78,69
IC 3	28,35	27,65	20,68	0,39	0,37	0,33	28,74	28,02	21,01
IC 4	94,56	97,21	49,1	0,25	0,25	0,21	94,81	97,46	49,31
IC 5	121,78	122,0	180,86	0,07	0,08	0,12	121,84	122,08	180,98
Parcela M	331,71	338,89	341,4	0,7	0,66	0,62	257,55	266,49	265,1
< 10 cm	10,82	10,61	10,07	0,4	0,35	0,32	11,21	10,96	10,39
10-30 cm	80,8	81,51	79,6	0,3	0,32	0,3	81,1	81,82	79,9
30-50	98,23	97,85	98,1	0,0	0,0	0,0	98,23	97,85	98,1
≥ 50 cm	136,32	143,03	147,45	0,0	0,0	0,0	136,32	143,03	147,45
IC 3	44,23	53,59	31,11	0,52	0,53	0,41	44,75	54,12	31,51
IC 4	88,55	104,14	64,21	0,14	0,11	0,17	88,69	104,25	64,38
IC 5	193,38	175,26	238,39	0,04	0,03	0,05	193,42	175,29	238,44
Parcela N	257,55	266,49	265,1	0,52	0,51	0,48	258,07	266,99	265,58
< 10 cm	7,7	7,73	7,31	0,18	0,17	0,15	7,88	7,9	7,46
10-30 cm	71,01	69,29	67,06	0,35	0,34	0,33	71,36	69,63	67,39
30-50	95,8	98,46	98,1	—	—	—	95,8	98,46	98,1
≥ 50 cm	79,54	87,38	88,85	—	—	—	79,54	87,38	88,85
IC 3	48,77	43,63	20,52	0,34	0,31	0,24	49,11	43,94	20,76
IC 4	112,46	104,93	65,37	0,16	0,17	0,17	112,62	105,1	65,54
IC 5	92,82	114,3	175,44	0,03	0,03	0,07	92,85	114,32	175,51
Floresta Montana	286,12±37,1	293,24±39,5	296,3±40,4	0,70±0,1	0,68±0,1	0,64±0,1	286,62±37,4	292,95±40,8	296,76±40,7
< 10 cm	9,27±1,3	9,19±1,3	8,74±1,2	0,32±0,1	0,3±0,1	0,27±0,1	9,6±1,4	9,49±1,4	9,02±1,3
10-30 cm	76,49±5,3	75,66±5,2	74,2±6,0	0,38±0,1	0,39±0,1	0,37±0,1	76,87±5,3	76,05±5,2	74,57±6,0
30-50	92,51±9,9	93,86±7,3	93,15±8,9	0,0	0,0	0,0	92,51±9,9	93,86±7,3	93,15±8,9
≥ 50 cm	104,14±34,4	109,92±38,1	116,33±37,8	0,0	0,0	0,0	104,14±34,4	109,92±38,1	116,33±37,8
IC 3	37,59±10,5	37,8±13,1	23,12±5,3	0,45±0,1	0,43±0,1	0,36±0,1	38,04±10,4	38,23±13,2	23,48±5,4
IC 4	101,49±11,8	104,53±6,0	60,49±7,6	0,21±0,1	0,2±0,1	0,20±0,0	101,7±11,8	104,74±6,0	60,69±7,6
IC 5	142,1±44,0	146,31±32,7	207,34±33,8	0,05±0,0	0,05±0,0	0,08±0,0	142,15±44,0	146,36±32,7	207,43±33,8

Tabela 8. Matriz com dados de abundância de indivíduos para cada espécie verificada nas parcelas K, L, M e N.

Família	Espécie	K	L	M	N
Fabaceae	<i>Abarema langsdorffii</i> (Benth.) Barneby & J.W. Grimes	0	0	9	0
Opiliaceae	<i>Agonandra excelsa</i> Griseb.	0	0	0	1
Lauraceae	<i>Aiouea acarodomatifera</i> Kosterm.	6	2	0	0
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	11	13	10	22
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	0	4	2	22
Sapindaceae	<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.	5	1	0	0
Cyatheaceae	<i>Alsophila setosa</i> Kaulf.	3	0	7	17
Cyatheaceae	<i>Alsophila sternbergii</i> (Sternb.) D.S. Conant	25	5	1	10
Rubiaceae	<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	0	0	17	0
Rubiaceae	<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	18	4	0	0
Lauraceae	<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart.) Mez	0	1	0	0
Lauraceae	<i>Aniba viridis</i> Mez	5	1	9	1
Primulaceae	<i>Ardisia martiana</i> Miq. in Mart.	0	4	0	0
Solanaceae	<i>Aureliana fasciculata</i> (Vell.) Sendtn.	0	0	0	2
Rubiaceae	<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) K.Schum.	54	70	2	26
Lauraceae	<i>Beilschmiedia emarginata</i> (Meisn.) Kosterm.	1	0	0	0
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	2	13	3	0
Malpighiaceae	<i>Byrsonima ligustrifolia</i> Mart.	0	1	2	0
Malpighiaceae	<i>Byrsonima salzmanniana</i> A. Juss.	1	0	0	0
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> subsp. <i>canjerana</i> (Vell.) Mart.	0	0	5	0
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	5	8	0	7
Myrtaceae	<i>Calyptranthes pileata</i> D. Legrand	0	1	9	2
Myrtaceae	<i>Calyptranthes grandifolia</i> O.Berg	10	6	5	0
Myrtaceae	<i>Calyptranthes lucida</i> Mart. ex DC.	30	19	10	40
Myrtaceae	<i>Calyptranthes rufa</i> O.Berg	6	0	0	4
Myrtaceae	<i>Calyptranthes strigipes</i> O.Berg	8	8	6	21
Myrtaceae	<i>Campomanesia</i> cf. <i>phea</i> Berg.	0	1	0	0
Myrtaceae	<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	0	0	0	7
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	1	0	0	0
Salicaceae	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	1	1	0	2
Salicaceae	<i>Casearia paranaensis</i> Sleumer	0	3	1	6
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	1	1	0	3
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Sneathl.	5	0	0	1
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> Linnaeus	0	0	0	1
Oleaceae	<i>Chionanthus crassifolius</i> var. <i>crassifolius</i> (Mart.) P.S. Green	13	0	0	0
Rubiaceae	<i>Chomelia pedunculosa</i> Benth.	0	0	0	2
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum flexuosum</i> Mart.	2	0	0	0
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum inornatum</i> Mart.	4	0	0	2
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum viride</i> Mart. & Eichler ex Miq.	52	26	25	19
Lauraceae	<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	0	0	0	1
Lauraceae	<i>Cinnamomum triplinerve</i> (Ruiz & Pav.) Kosterm.	0	0	0	1
Cardiopteridaceae	<i>Citronella megaphylla</i> (Miers) R.A. Howard	0	0	0	3
Cardiopteridaceae	<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A. Howard	1	2	2	0
Clusiaceae	<i>Clusia criuva</i> Cambess.	0	0	1	0
Clusiaceae	<i>Clusia criuva</i> subsp. <i>parviflora</i> Vesque	1	0	0	0
Rutaceae	<i>Conchocarpus fontanesianus</i> (A.St.-Hil.) Kallunki & Pirani	1	0	0	0
Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	2	0	0	19
Boraginaceae	<i>Cordia taguahyensis</i> Vell.	3	0	0	0
Boraginaceae	<i>Cordia trichoclada</i> DC.	5	15	0	0
Chrysobalanaceae	<i>Couepia venosa</i> Prance	19	22	60	0
Urticaceae	<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	5	5	0	3
Rubiaceae	<i>Coussarea meridionalis</i> var. <i>porophylla</i> (Vell.) M.Gomes	1	0	0	0
Euphorbiaceae	<i>Croton macrobothrys</i> Baill.	3	0	0	6
Lauraceae	<i>Cryptocarya mandioccana</i> Meisn.	10	12	2	17
Lauraceae	<i>Cryptocarya saligna</i> Mez	14	15	4	11
Sapindaceae	<i>Cupania furfuracea</i> Radkl.	3	7	0	2
Sapindaceae	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	2	21	0	2
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	5	1	2	2
Sapindaceae	<i>Cupania zanthoxyloides</i> Cambess.	1	0	0	0
Cyatheaceae	<i>Cyathea atrovirens</i> (Langsd. & Fisch.) Domin	0	0	0	4
Cyatheaceae	<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.	10	0	6	19
Cyatheaceae	<i>Cyathea dichromatolepis</i> (Fee) Domin	32	17	24	4
Cyatheaceae	<i>Cyathea phalerata</i> Mart.	20	12	13	13
Fabaceae	<i>Dahlstedtia pinnata</i> (Benth.) Malme	5	1	0	0
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis schwackeana</i> Taub.	5	4	0	5
Winteraceae	<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	5	0	3	0

Sapotaceae	<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	0	1	0	1
Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	1	0	1	0
Myrtaceae	<i>Eugenia aff. ayacuchae</i>	1	0	9	0
Myrtaceae	<i>Eugenia batingabranca</i> Sobral	0	0	1	7
Myrtaceae	<i>Eugenia beaurepairiana</i> (Kiaersk.) D.Legrand	0	0	2	0
Myrtaceae	<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	0	3	1	0
Myrtaceae	<i>Eugenia burkartiana</i> (D.Legrand) D.Legrand	1	0	0	1
Myrtaceae	<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	0	0	0	3
Myrtaceae	<i>Eugenia cereja</i> D.Legrand	0	1	1	0
Myrtaceae	<i>Eugenia bunchosifolia</i> Nied.	0	3	2	0
Myrtaceae	<i>Eugenia flamingensis</i> O.Berg	0	2	1	0
Myrtaceae	<i>Eugenia melanogyna</i> (D. Legrand) Sobral	0	2	0	0
Myrtaceae	<i>Eugenia verticillata</i> (Vell.) Angely	0	1	0	0
Myrtaceae	<i>Eugenia copacabanensis</i> Kiaersk.	6	2	15	0
Myrtaceae	<i>Eugenia cuprea</i> (O.Berg) Nied.	0	1	6	7
Myrtaceae	<i>Eugenia fusca</i> O.Berg	0	8	0	0
Myrtaceae	<i>Eugenia mosenii</i> (Kausel) Sobral	1	0	0	0
Myrtaceae	<i>Eugenia multicostata</i> D.Legrand	1	2	0	1
Myrtaceae	<i>Eugenia obloganta</i> O.Berg	6	3	3	6
Myrtaceae	<i>Eugenia pisiformis</i> Cambess.	1	6	1	3
Myrtaceae	<i>Eugenia prasina</i> O.Berg	30	11	29	9
Myrtaceae	<i>Eugenia pruinosa</i> (Gomes) Landrum	2	2	1	2
Myrtaceae	<i>Eugenia schuechiana</i> O. Berg	0	2	0	0
Myrtaceae	<i>Eugenia subavenia</i> O.Berg	8	24	4	17
Proteaceae	<i>Euplassa hoehnei</i> Sleumer	0	0	0	1
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	537	434	433	311
Clusiaceae	<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	3	4	0	0
Nyctaginaceae	<i>Guapira areolata</i> (Heimerl) Lugell	0	0	0	9
Nyctaginaceae	<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	1	11	0	0
Nyctaginaceae	<i>Guapira nitida</i> (Mart. ex J.A.Schmidt) Lundell	0	0	0	14
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	77	26	57	3
Nyctaginaceae	<i>Guapira venosa</i> (Choisy) Lundell	0	0	2	0
Meliaceae	<i>Guarea kuthiana</i> A. Juss.	0	0	0	5
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	0	40	1	0
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i> subsp. <i>tuberculata</i> (Vell.) T.D.Penn.	8	2	0	19
Annonaceae	<i>Guatteria australis</i> A.-St.Hil.	15	14	3	12
Chloranthaceae	<i>Hedyosmum brasiliense</i> Miq.	0	0	0	1
Oleaceae	<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	3	0	1	3
Melastomataceae	<i>Henriettella glabra</i> Cogn.	4	3	0	0
Phyllanthaceae	<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	1	2	0	11
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.	14	3	2	7
Aquifoliaceae	<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	1	0	0	0
Aquifoliaceae	<i>Ilex microdonta</i> Reissek	1	1	0	0
Aquifoliaceae	<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	1	0	1	0
Fabaceae	<i>Inga capitata</i> Desv.	1	8	0	0
Fabaceae	<i>Inga lanceifolia</i> Benth.	5	11	51	20
Fabaceae	<i>Inga marginata</i> Willd.	0	4	0	2
Fabaceae	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	0	0	4	4
Bignoniaceae	<i>Jacaranda montana</i> Morawetz	9	13	0	9
Caricaceae	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	1	0	0	0
Cunoniaceae	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	2	0	0	0
Chrysobalanaceae	<i>Licania hoehnei</i> Pilg.	53	36	72	42
Lauraceae	<i>Licaria armeniaca</i> (Nees) Kosterm.	1	0	17	15
Fabaceae	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	0	0	0	1
Fabaceae	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	0	0	0	1
Myrtaceae	<i>Marlierea eugeniopsoides</i> (D. Legrand & Kausel) D. Legrand	0	2	2	0
Myrtaceae	<i>Marlierea excoriata</i> Mart.	19	9	5	0
Myrtaceae	<i>Marlierea glazioviana</i> Kiaersk.	0	1	1	0
Myrtaceae	<i>Marlierea obscura</i> O.Berg	17	8	6	13
Myrtaceae	<i>Marlierea parvifolia</i> O.Berg	0	0	3	0
Myrtaceae	<i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	2	6	3	0
Myrtaceae	<i>Marlierea reitzii</i> D. Legrand	2	2	1	0
Myrtaceae	<i>Marlierea suaveolens</i> Cambess.	3	6	3	5
Myrtaceae	<i>Marlierea sylvatica</i> (O.Berg) Kiaersk.	6	4	1	15
Myrtaceae	<i>Marlierea tomentosa</i> Cambess.	2	2	1	16
Sapindaceae	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	2	1	0	23
Sapindaceae	<i>Matayba intermedia</i> Radlk.	4	0	0	0
Celastraceae	<i>Maytenus robusta</i> Reissek	0	2	0	5
Celastraceae	<i>Maytenus littoralis</i> Carv.-Okano	0	0	0	2
Celastraceae	<i>Maytenus schumanniana</i> Loes.	1	0	0	0
Sabiaceae	<i>Meliosma sellowii</i> Urb.	0	3	6	1

Melastomataceae	<i>Miconia atlantica</i> Caddah & R. Goldenb.	1	2	0	28
Melastomataceae	<i>Miconia brasiliensis</i> (Spreng.) Triana	10	0	0	0
Melastomataceae	<i>Miconia cabussu</i> Hoehne	11	10	15	3
Melastomataceae	<i>Miconia cubatanensis</i> Hoehne	1	0	0	0
Melastomataceae	<i>Miconia valtheri</i> Naudin	0	2	0	1
Sapotaceae	<i>Micropholis crassipedicellata</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Pierre	0	13	41	0
Sapotaceae	<i>Micropholis gardneriana</i> (A. DC.) Pierre	0	0	0	5
Monimiaceae	<i>Mollinedia acutissima</i> Perkins	1	0	0	0
Monimiaceae	<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins	32	13	0	34
Monimiaceae	<i>Mollinedia blumenaviana</i> Perkins	7	1	0	0
Monimiaceae	<i>Mollinedia boracensis</i> Peixoto	5	9	10	0
Monimiaceae	<i>Mollinedia ovata</i> Tul.	0	10	0	6
Monimiaceae	<i>Mollinedia salicifolia</i> Perkins	31	4	0	0
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	14	36	8	25
Monimiaceae	<i>Mollinedia cf. triflora</i> (Spreng.) Tul.	0	0	6	0
Monimiaceae	<i>Mollinedia elegans</i> Tul.	0	13	0	13
Monimiaceae	<i>Mollinedia engleriana</i> Perkins	3	9	0	21
Monimiaceae	<i>Mollinedia gilgiana</i> Perkins	4	0	0	0
Monimiaceae	<i>Mollinedia glabra</i> (Spreng.) Perkins	2	2	0	13
Melastomataceae	<i>Mouriri chamissoana</i> Cogn.	0	3	0	3
Myrtaceae	<i>Myrceugenia campestris</i> (DC.) D. Legrand & Kausel	5	2	2	0
Myrtaceae	<i>Myrceugenia kleinii</i> D. Legrand & Kausel	2	1	0	0
Myrtaceae	<i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess.) D. Legrand & Kausel	5	15	10	0
Myrtaceae	<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D. Legrand & Kausel	6	3	9	0
Myrtaceae	<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O. Berg	0	19	14	9
Myrtaceae	<i>Myrceugenia ovalifolia</i> (O. Berg) Landrum	0	0	2	0
Myrtaceae	<i>Myrcia amazonica</i> DC.	4	4	18	2
Myrtaceae	<i>Myrcia bicolor</i> Kiaersk.	0	4	1	0
Myrtaceae	<i>Myrcia neoblanchetiana</i> Sobral & E. Lucas	0	1	0	0
Myrtaceae	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	2	4	3	3
Myrtaceae	<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	0	4	3	0
Myrtaceae	<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	65	45	22	37
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	4	8	9	9
Myrtaceae	<i>Myrcia tijucensis</i> Kiaersk.	3	3	0	0
Myrtaceae	<i>Myrciaria pallida</i> O. Berg	0	1	0	0
Myrtaceae	<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	16	21	9	12
Lauraceae	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	2	1	0	0
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	0	0	1	0
Myrtaceae	<i>Neomitranthes glomerata</i> (D. Legrand) D. Legrand	4	5	2	0
Lauraceae	<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	6	0	17	0
Lauraceae	<i>Ocotea bicolor</i> Vattimo-Gil	2	1	0	0
Lauraceae	<i>Ocotea brachybotrya</i> (Meisn.) Mez	0	2	1	0
Lauraceae	<i>Ocotea catharinensis</i> Mez	41	46	26	38
Lauraceae	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	1	0	1	0
Lauraceae	<i>Ocotea elegans</i> Mez	1	13	4	0
Lauraceae	<i>Ocotea glaziovii</i> Mez	0	4	3	3
Lauraceae	<i>Ocotea cf. lancifolia</i> (Schott) Mez	3	0	0	0
Lauraceae	<i>Ocotea cf. minarum</i> (Nees & C. Mart.) Mez	0	0	1	0
Lauraceae	<i>Ocotea cf. montana</i>	0	0	1	0
Lauraceae	<i>Ocotea teleiandra</i> (Meisn.) Mez	2	19	1	0
Lauraceae	<i>Ocotea daphnifolia</i> (Meisn.) Mez	7	0	10	2
Lauraceae	<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	0	0	9	0
Lauraceae	<i>Ocotea dispersa</i> (Nees) Mez	25	18	21	15
Lauraceae	<i>Ocotea divaricata</i> (Nees) Mez	1	0	10	0
Lauraceae	<i>Ocotea floribunda</i> (Sw.) Mez	2	0	0	0
Lauraceae	<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	1	0	2	0
Lauraceae	<i>Ocotea leucoxydon</i> (Sw.) Mez	1	0	0	0
Lauraceae	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	3	0	1	1
Lauraceae	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	0	0	6	0
Lauraceae	<i>Ocotea rariflora</i> (Meisn.) Baitello	0	0	1	0
Lauraceae	<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	3	1	0	1
Fabaceae	<i>Ormosia minor</i> Vogel	5	0	10	0
Ochnaceae	<i>Ouratea multiflora</i> (Pohl) Engl.	3	1	0	0
Euphorbiaceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	0	2	0	0
Piperaceae	<i>Piper cernuum</i> Vell.	0	0	0	3
Asteraceae	<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	1	0	0	6
Myrtaceae	<i>Plinia complanata</i> M.L. Kawas. & B. Holst	0	0	1	0
Rubiaceae	<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult.	5	9	0	3
Sapotaceae	<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	44	53	10	17
Sapotaceae	<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Baehni	0	2	0	3
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	1	0	0	0

Rubiaceae	<i>Psychotria longipes</i> Müll.Arg.	0	0	0	5
Rubiaceae	<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	8	2	0	3
Fabaceae	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	0	0	0	4
Ochnaceae	<i>Quiina</i> aff. <i>magallano-gomesii</i> Schwacke	0	0	0	1
Ochnaceae	<i>Quiina glaziovii</i> Engl.	0	2	0	0
Rubiaceae	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	1	0	0	0
Primulaceae	<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	0	0	1	0
Primulaceae	<i>Rapanea gardneriana</i> (A.DC.) Mez	5	4	1	3
Primulaceae	<i>Rapanea guianensis</i> Aubl.	5	0	0	0
Primulaceae	<i>Rapanea hermogenesii</i> Jung-Mend. & Bernacci	7	12	2	8
Primulaceae	<i>Rapanea leuconeura</i> (Mart.) Mez	1	0	0	0
Lauraceae	<i>Rhodostemonodaphne macrocalyx</i> (Meisn.) Rohwer ex Madriñán	0	0	1	0
Annonaceae	<i>Rollinia dolabripetala</i> (Raddi) R.E.Fr.	0	1	0	4
Proteaceae	<i>Roupala consimilis</i> Mez ex Taub.	1	0	0	0
Proteaceae	<i>Roupala montana</i> var. <i>brasiliensis</i> (Klotzsch) K.S.Edwards	9	0	0	0
Proteaceae	<i>Roupala paulensis</i> Sleumer	1	0	0	0
Rubiaceae	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	0	5	1	0
Rubiaceae	<i>Rudgea vellerea</i> Müll.Arg.	4	0	0	0
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	1	0	0	0
Araliaceae	<i>Schefflera angustissima</i> (March.) Frodin	10	16	11	7
Araliaceae	<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	11	2	1	8
Fabaceae	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby	0	0	0	2
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	5	5	0	6
Solanaceae	<i>Solanum</i> aff. <i>refescens</i> Sendtn.	0	0	0	3
Solanaceae	<i>Solanum cinnamomum</i> Sendtn.	0	0	0	1
Solanaceae	<i>Solanum pseudoquina</i> A. St. Hil.	1	0	0	2
Solanaceae	<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	0	0	0	3
Solanaceae	<i>Solanum vellozianum</i> Dunal	0	0	0	2
Dichapetalaceae	<i>Stephanopodium blanchetianum</i> Baill.	3	0	0	0
Dichapetalaceae	<i>Stephanopodium estrellense</i> Baill.	0	0	0	6
Dichapetalaceae	<i>Stephanopodium sessile</i> Rizzini	4	0	0	0
Symplocaceae	<i>Symplocos estrellensis</i> Casar.	2	0	0	0
Symplocaceae	<i>Symplocos laxiflora</i> Benth.	6	0	0	0
Myrtaceae	<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	1	0	0	0
Fabaceae	<i>Tachigali</i> cf. <i>denudata</i> (Vogel) Oliveira-Filho	0	1	0	0
Fabaceae	<i>Tachigali friburgensis</i> (Harms) L.F. Gomes da Silva & H.C. Lima	2	0	0	0
Euphorbiaceae	<i>Tetrorchidium parvulum</i> Müll. Arg	1	0	0	0
Melastomataceae	<i>Tibouchina</i> cf. <i>arborea</i> (Gardner) Cogn.	2	0	0	0
Melastomataceae	<i>Tibouchina pulchra</i> (Gardner) Cogn.	2	4	0	8
Meliaceae	<i>Trichilia silvatica</i> C. DC.	0	0	0	1
Humiriaceae	<i>Vantanea compacta</i> (Schnizl.) Cuatrec.	0	0	0	2
Asteraceae	<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	1	1	0	2
Asteraceae	<i>Vernonanthura petiolaris</i> (DC.) H. Rob.	0	0	0	3
Asteraceae	<i>Vernonanthura puberula</i> (Less.) H.Rob.	0	2	0	9
Cunoniaceae	<i>Weinmannia paulliniifolia</i> Pohl ex Ser.	1	0	0	0