**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Determinação de tamanhos de parcelas para otimização amostral
em remanescentes de florestas nativas em Itatinga – SP**

Renan Fischer Goffe

**Dissertação apresentada para obtenção do
título de Mestre em Ciências, Programa:
Recursos Florestais. Opção em: Silvicultura e
Manejo Florestal**

**Piracicaba
2015**

Renan Fischer Goffe
Engenheiro Florestal e Licenciado em Ciências Agrárias

**Determinação de tamanhos de parcelas para otimização amostral em
remanescentes de florestas nativas em Itatinga – SP**

Orientador:
Prof Dr. **HILTON THADEU ZARATE DO COUTO**

Dissertação apresentada para obtenção do
título de Mestre em Ciências, Programa:
Recursos Florestais. Opção em: Silvicultura e
Manejo Florestal

Piracicaba
2015

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - DIBD/ESALQ/USP

Goffe, Renan Fischer

Determinação de tamanhos de parcelas para otimização amostral em remanescentes de florestas nativas em Itatinga – SP / Renan Fischer Goffe. - - Piracicaba, 2015.
79 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Amostragem 2. Inventário florestal 3. Tamanho de parcela 4. Floresta Estacional Semidecidual 5. Cerrado 6. Fragmentos florestais I. Título

CDD 634.9285
G612d

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

Aos meus pais, Val e Frank, que com apoio, afeto, tempo e dedicação infinita sempre me deram a maior benção possível, a oportunidade permanente de conhecer e aprender.

Também, à esperança de que a humanidade se reintegre à natureza, em sua maior compreensão.

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Agradeço especialmente a toda minha família, que sempre prestou força incondicional às minhas escolhas, acreditando em mim e em todo o meu potencial de ser e fazer.

À Universidade de São Paulo, à Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", ao Departamento de Ciências Florestais e seu Programa de Pós-graduação em Recursos Florestais pela formação técnica e estrutura fornecida de trabalho científico e à Estação Experimental de Ciências Florestais pela parceria e auxílio completo nas etapas de campo.

Ao meu professor e orientador Dr.^o Hilton Thadeu Zarate do Couto, pela amizade, companheirismo e liberdade de trabalho. Exemplo sólido de experiência, profissionalismo e competência que muito me ensinou e apoiou.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior (CAPES) pela bolsa concedida e financiamento da pesquisa.

Aos funcionários Jefferson Lordello Polizel, do Laboratório de Métodos Quantitativos (LMQ), Antonio Leite de Moraes ("Toninho"), da Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga (EECFI) e Giovana Oliveira, secretária do programa de Recursos Florestais, profissionais que com plena dedicação muito me auxiliaram nesta pesquisa, sendo grandes exemplos de que o serviço público de excelência é possível.

Ao Rildo Moreira, gestor da Estação Experimental de Itatinga, por toda ajuda e articulação para a realização das atividades de campo.

Ao Marcelo Pinho Ferreira (Pinus) e Magda Lima pelo auxílio na identificação botânica das morfoespécies amostradas.

À Paula Caroline Lopes (Bell), cuja colaboração científica, revisões, amizade e apoio foram de extrema importância neste trabalho, parceira sempre presente e muito dedicada.

À Renata Siqueira Melo (Di-uva) pela ajuda na produção dos mapas e imagens, companheira que sempre me incentiva e ajuda em tudo o que pode, pessoal e profissionalmente.

Agradeço a todas as companhias e amigos que tive durante este período, sobretudo as que me fizeram amadurecer de alguma forma, especialmente ao Ronaldo Rocha pela forte amizade de vida, sabedoria e diversão compartilhadas,

aos amigos Roque, Helon, Luzimário, Marival, Priscilla (Compota), Luana (Skuna), Vanessa, Renata Gatti, Selma (Rapel) e Jean (Ripa) pelos papos filosóficos, convivência e alegria, ao Tarcísio e Paulo, mentores de novas experiências profissionais que me abriram um novo campo de realização, ao Welinton Rodrigues (Estrelinha), José Carlos de Deus Jr. e ao Rafael Pinheiro pela companhia e diversão na Estação Experimental, à Roberta Cardoso (Cynara), Cláudio Ferreira (Lost) e Antonio Leite (Knudos) pela amizade e momentos de aventura, sonhos e aprendizados, à Laura Penalva, pelo apoio incondicional, ao Luís Felipe Fritz, pela amizade e companheirismo e a todos os trabalhadores do Instituto Xamânico Céu Universalista Reino do Amor (CURA), especialmente ao Edson, que com muito carinho e luz ajudaram na minha religação espiritual.

SUMÁRIO

RESUMO.....	9
ABSTRACT	11
1 INTRODUÇÃO	13
2 DESENVOLVIMENTO	17
2.1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
2.1.1 Problemática ambiental da Mata Atlântica e Cerrado	17
2.1.1.1 Panorama do desflorestamento	17
2.1.1.2 Fragmentação e a importância da conservação	20
2.1.2. O desafio de conhecer a biodiversidade	23
2.1.2.1 Conceitos e componentes	23
2.1.2.2 Técnicas de mensurar a biodiversidade	25
2.1.3 Amostragem	32
2.1.3.1 Amostragem por área fixa	32
2.1.3.2 Tamanhos de parcelas	33
2.2 MATERIAL E MÉTODOS	37
2.2.1 Descrição da área de estudo.....	37
2.2.2 Processo de amostragem e delineamento experimental.....	38
2.2.3 Coleta e processamento de dados.....	42
2.2.4 Análise de dados.....	45
2.2.4.1 Análise de variância (FISHER, 1918).....	45
2.2.4.2 Método da curvatura máxima (FEDERER, 1955).....	46
2.2.4.3 Método do esforço amostral (FREESE, 1962)	46
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	47
2.3.1 Testes de significância	47
2.3.2 Curvatura máxima do coeficiente de variação.....	54
2.3.2 Esforço amostral	61
3 CONCLUSÃO.....	65
REFERÊNCIAS.....	67
ANEXOS	75

RESUMO

Determinação de tamanhos de parcelas para otimização amostral em remanescentes de florestas nativas em Itatinga – SP

Devido a atual situação de degradação da vegetação remanescente do estado de São Paulo, existe com relativa urgência uma grande necessidade de estudos que apoiem práticas de monitoramento e conservação dos fragmentos florestais para melhor gerenciá-los. Parte destas demandas é referente ao campo de amostragem, um conjunto de técnicas específicas para pesquisas ecológicas, onde a unidade amostral (parcela) é um dos fatores determinantes de sua eficiência. O objetivo deste estudo foi definir e propor o tamanho ideal de parcelas para otimizar o inventário florestal de áreas remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual (FES) e de Cerrado (CER), assim como também de Floresta Estacional Semidecidual em processo de regeneração (FESreg). O trabalho foi realizado na Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga - SP (EECFI/ESALQ/USP), visando à otimização da amostragem para as variáveis diâmetro à altura do peito (DAP), altura total, densidade populacional, área basal, volume total, volume de fuste, volume de galho, biomassa e índices de Shannon, de Simpson e de Riqueza. O delineamento experimental foi realizado com o auxílio de uma grade amostral, na qual foram distribuídas aleatoriamente 15 parcelas de 1.000 m² cada, sendo cinco repetições em cada uma das três fisionomias florestais estudadas, onde todos os indivíduos com circunferência à altura do peito (CAP) acima de 16 cm foram mensurados e identificados. Cada unidade amostral foi dividida em 10 subparcelas, permitindo assim avaliar os tamanhos de 100 m² (10X10 m), 200 m² (10x20 m), 300 m² (10x30 m), 400 m² (10x40 m e 20x20 m), 500 m² (10x50 m), 600 m² (20x30 m), 800 m² (20x40 m) e 1.000 m² (20x50 m). Os tratamentos (tamanhos) foram analisados através de análise de variância, métodos da curvatura máxima e esforço amostral. Com base nos resultados, recomenda-se respectivamente para Cerrado, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Estacional Semidecidual em regeneração o uso de parcelas de 200 m², 200 m² e 600 m² para estimar qualquer uma das variáveis dendrométricas ou parcelas de 200 m² para estimativas apenas de diversidade. Esses resultados são bastante úteis por embasarem uma série de pesquisas ambientais, deste modo, aperfeiçoando operações de inventário florestal para que o processo de amostragem não tenha esforço amostral desnecessário sem prejuízo da precisão.

Palavras-chave: Amostragem; Inventário florestal; Tamanho de parcela; Floresta Estacional Semidecidual; Cerrado; Fragmentos florestais

ABSTRACT

Determination of plot size for optimization of sampling in remnant natural forests in Itatinga - SP

Because of advanced status of degradation of the natural forest of the state of São Paulo, there is a relatively urgent need for the conduction of studies to support monitoring and conservation practices of forest fragments for their better management. Of these needs refers to sampling, with the use specific techniques for ecological research, in which characteristics of the sampling unit is of outmost importance. The objective of this study was to define and propose optimal plot sizes for inventories remnant areas of Semideciduous Forest (FES) and Cerrado (CER), as well as of Semideciduous forest in regeneration process (FESreg). The study was conducted at Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga - SP (EECFI/ESALQ/USP), aiming to optimize the sampling for the variables diameter at breast height (DBH), total height, density, basal area, wood volume, volume of stem, branch volume, biomass as well as Shannon, Simpson and Richness indexes. The experiment was carried out with the aid of a sampling grid, in which 15 sampling units of 1,000 m² each were randomly determined, with five replicates in each type of forest five. In each unit, all trees with circumference (girth) at breast height (GBH) above 16 cm were measured and identified. Each unit was divided into 10 subplots, so as to allow the evaluation in areas of 100 m² (10x10 m), 200 m² (10x20 m), 300 m² (10x30 m), 400 m² (10x40 and 20x20 m), 500 m² (10x50 m), 600 m² (20x30 m), 800 m² (20x40 m) and 1,000 m² (20x50 m). Treatments (sizes) were analyzed by analysis of variance, maximum curvature methods and sampling effort. The results indicated that for areas of Cerrado, Semideciduous Forest and Semideciduous Forest in regeneration plot sizes of 200 m², 200 m² and 600 m² respectively should be used to estimate any of the dendrometric variables or plot size of 200 m² should be used for estimates of diversity only. These results are very useful for a number of environmental researches, improving forest inventory operations by preventing unnecessary sampling effort without jeopardizing accuracy.

Keywords: Sampling; Forest inventory; Plot size; Semideciduous forest; Cerrado; Forest Fragments

1 INTRODUÇÃO

O estado de São Paulo atualmente possui apenas cerca de 17,5% do seu território coberto por vegetação nativa remanescente, segundo o levantamento realizado no período entre os anos 2008/2009 pelo Instituto Florestal de São Paulo (ZORZETTO, 2010). Em relação à área total, 0,74% do Estado é composto por Savana (Cerrado), 2,57% por Floresta Estacional Semidecidual e 1,10% por áreas de contato entre estas duas fitofisionomias, como relatado por Kronka et al. (2005a) em levantamento anterior.

O processo de desmatamento iniciou-se historicamente pela colonização humana européia, seguido do uso de técnicas agrícolas arcaicas, que logo esgotavam a fertilidade do solo e exigiam a abertura de novas áreas, assim como pela expansão da agricultura através de incentivos econômicos (NEVES, 2006) e por São Paulo ter sido o principal pólo de desenvolvimento urbano e econômico do país, exercendo forte pressão sobre o uso da terra, que originalmente possuía 81,8% do território florestado no início do século XIX (VICTOR et al., 2005).

A Mata Atlântica e o Cerrado são alguns dos biomas mais biodiversos e ameaçados do mundo (“hotspots”), com grande percentual de endemismo, ou seja, de espécies que restritamente só ocorrem neles, fazendo com que seja prioritária a conservação destes ricos ecossistemas e de todos os seus recursos (MITTERMEIER et al., 2005). Os remanescentes florestais da Mata Atlântica e do Cerrado no interior do Estado de São Paulo são hoje representados por fragmentos pequenos, a maior parte com menos de 20 hectares (KRONKA et al., 2005b), de domínio privado em sua maioria e submetidos à diferentes pressões (RANTA et al., 1998), sendo que apenas 5% da Mata Atlântica fragmentada é composta por floresta pouco antropizada, limitadas à zona litorânea da Serra do Mar.

Viana e Pinheiro (1998) relatam que o processo de degradação dos fragmentos florestais surge como o grande desafio de se conservar a biodiversidade em paisagens já bastante perturbadas. Ainda segundo esses autores, o tamanho, a forma, tipo de vizinhança, grau de isolamento e as interferências provocadas no microecossistema do fragmento possuem relações com os fenômenos biológicos ali existentes, afetando a sua dinâmica.

Nas últimas décadas um número crescente de evidências vem mostrando que esses fragmentos não são auto-sustentáveis e que necessitam não apenas da

proteção de perturbações antrópicas, mas também de um manejo elaborado que possa auxiliar na preservação de suas populações exauridas (AMADOR; VIANA, 1998).

Neste contexto ambiental, se fazem necessários mais estudos para melhor conhecimento e gestão dos fragmentos florestais paulistas, a começar pelo processo de amostragem muito frequentemente usado na área ecológica, de fundamental importância em trabalhos onde os objetos de estudo são demasiado grandes para analisá-los por completo.

A Teoria da Amostragem apresenta que o processo de amostragem é o recolhimento aleatório de dados de uma parte representativa (amostra), usualmente pequena, de certo conjunto de elementos (população estatística), através da qual se pretende inferir informações para o todo (SILVA, 2001). Em levantamentos florestais, onde o censo é quase sempre inviável pelos povoamentos florestais serem geralmente extensos e de difícil acesso, busca-se constantemente que sua amostragem forneça a máxima precisão com os menores custos possíveis (PÉLLICO NETTO; BRENA, 1997), sendo estas duas variáveis funções do tamanho da amostra, do tamanho das unidades amostrais (parcelas) e da distância entre elas. Vale lembrar também que, de acordo com Bonetes (2003), o termo 'parcelas' refere-se a unidades amostrais de áreas fixas, geralmente de até um hectare, podendo ser das formas quadradas, retangulares, circulares ou até em faixas.

A variabilidade do ambiente florestal também influencia na eficiência do tamanho da unidade amostral, pois quando pequenas parcelas são usadas em povoamentos heterogêneos, nota-se uma grande variabilidade entre elas, recomendando-se assim parcelas maiores que incorporem a variância do objeto de estudo (HUSCH; BEERS; KERSHAW, 2002), assegurando maior representatividade amostral. É justamente neste ponto que o estudo de tamanhos de parcelas revela sua importância ao buscar delimitar uma dimensão grande o bastante para incluir a heterogeneidade necessária que garanta a precisão desejada e pequena o suficiente que torne o tempo de medição mínimo (HIGUCHI; SANTOS; JARDIM, 1982).

De forma geral, a literatura acadêmica sobre tamanhos de parcelas amostrais para levantamento de florestas naturais tropicais é relativamente pequena e incipiente, principalmente para as fisionomias vegetacionais do estado de São

Paulo em suas variadas formações de Floresta Estacional Semidecidual e de Cerrado, fazendo com que estudos desse tipo sejam essenciais por fornecerem um suporte sólido para ações de conservação e monitoramento destas áreas, agregando maior eficácia e eficiência no uso do método de inventário de área fixa.

Na busca de atender parcialmente esta demanda por pesquisa florestal de base, este trabalho tem como objetivo principal definir e propor o tamanho ideal de unidades amostrais (parcelas) para inventário de áreas remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Semidecidual em regeneração e Cerrado. Para tal fim, a pesquisa foi executada na Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga (EECFI/ESALQ/USP), visando à otimização da amostragem para as variáveis diâmetro à altura do peito (DAP), altura total, densidade populacional, área basal, volume total, volume de fuste, volume de galho, biomassa e índices de Shannon, de Simpson e de Riqueza.

Pois conhecer a diversidade de espécies de uma área (concomitantemente a sua riqueza e equabilidade) é fundamental para a tomada segura de decisões em casos onde a conservação de recursos naturais ou a recuperação de ecossistemas degradados são almejadas (MELO, 2008). As demais variáveis dendrométricas foram também adotadas por serem, respectivamente, importantes na verificação da distribuição diamétrica, na indicação do desenvolvimento da floresta e da densidade do povoamento, que possuem relação direta com o crescimento e produção (MACHADO; FIGUEIREDO FILHO, 2006). Além disso, a partir delas é possível derivar outras variáveis tais como volume, biomassa e carbono lenhoso, muito requisitadas atualmente quando se pretende conhecer o estoque de carbono fixado da atmosfera em projetos de mitigação de gases do efeito estufa.

Através destas estimativas é possível orientar práticas ajustadas de manejo e gerenciamento conservacionista de acordo com a saúde ecológica das comunidades florestais estudadas.

2 DESENVOLVIMENTO

2.1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1.1 Problemática ambiental da Mata Atlântica e Cerrado

2.1.1.1 Panorama do desflorestamento

De acordo com a Convenção das Nações Unidas sobre Mudança Climática (UNFCCC), o desflorestamento é a conversão de uma área florestada para uma área não-florestada (UNFCCC, 2001). A Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO) também dispõe que tal mudança só pode ser causada e mantida por ações contínuas do homem ou por outras perturbações de ordem natural (FAO, 2007). No contexto ambiental brasileiro, as causas da supressão da vegetação natural são conhecidas e a maior parte delas é ligada à interferência humana, ainda que os agentes envolvidos na fragmentação florestal nem sempre sejam fáceis de apontar devido às raras referências empíricas e a pouca prática de monitoramento da paisagem (FISZON et al., 2003).

A história mostra que, por volta de 500 anos atrás, a degradação florestal no Brasil se deu inicialmente com a exploração predatória de madeira pelos colonizadores, que além de usá-las para consolidação dos primeiros territórios, viram nas exuberantes florestas fonte fácil de riqueza. A retirada massiva do pau-brasil (*Caesalpinia echinata* Lam.) caracterizou o primeiro ciclo econômico do país, onde sua madeira era destinada para extração de corante natural na Europa, com 6 mil km² de Mata Atlântica afetados no primeiro século de colonização, levando esta espécie a quase total esgotamento (DEAN, 1996).

Paralelamente a esta primeira fase, os ciclos posteriores provocaram novos pontos de desmatamento, com intensidades diferentes em diversas regiões (FISZON et al., 2003). Atividades coloniais relacionadas à monocultura de cana-de-açúcar, mineração do ouro e diamante, pecuária, e a prática da agricultura itinerante que abastecia as primeiras cidades, baseada na queimada e derrubada, pressionaram gradativamente a flora em diferentes áreas (CAMPANILI; SCHÄFFER, 2010; DEAN, 1996). No estado de São Paulo, o desflorestamento em larga escala começou com a expansão da cultura cafeeira por volta da segunda metade do século XIX, avançando em direção ao interior sobre áreas de vegetação nativa e

ampliando a fronteira agrícola sempre que eram demonstrados os primeiros sinais de exaustão produtiva (VICTOR et al., 2005).

Esta dinâmica econômica implicou em grande atração e concentração populacional, que de forma geral acentuou a devastação ambiental notavelmente na região Sudeste, onde as florestas cederam lugar para a implantação da malha urbana e formação de grandes centros a níveis cada vez mais degradantes (CAMPANILI; SCHÄFFER, 2010; DEAN, 1996). O pico de destruição foi atingido durante o século XX quando, desde 1901 até os dias atuais, a população humana na região cresceu mais de dez vezes (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2014), gerando de média a alta densidade demográfica em locais originalmente ocupados pela Mata Atlântica e Cerrado (IBGE, 2013), chegando a um patamar alarmante de exploração das florestas primárias, sem nenhum respeito ou consideração acerca da importância dos ecossistemas, seus recursos e serviços ambientais (CAMPANILI; SCHÄFFER, 2010).

Segundo o mapa de aplicação da Lei da Mata Atlântica (Lei nº 11.428/2006 e Decreto nº 6.660/2008), este bioma possuía uma área de cobertura original de cerca de 131 milhões de hectares ao longo de 17 estados, restando atualmente apenas pouco mais de 16 milhões de ha, 12,5% do total (SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE, 2013). Apenas 8,5% deste restante corresponde a fragmentos de floresta primária ou em estágio de regeneração avançada, bem conservados e com mais de 100 ha, capazes de conservar a biodiversidade nos chamados maciços florestais (SOS MATA ATLÂNTICA, 2014). A área de Mata Atlântica cobria 69% da área total do estado de São Paulo, atualmente reduzida a 9,6% (13,9% da vegetação original deste bioma no estado) (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2013), sendo boa parte destes remanescentes constituída por vegetação secundária e restrita a relevos íngremes (IBGE, 2012).

No que tange à proteção, apenas 9,9% da área original da Mata Atlântica está incluída em Unidades de Conservação (UC), 2,5% em UC's de Proteção Integral e 7,4% em UC's de Uso Sustentável segundo os dados consolidados do Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA, 2015), que além de pouca, está desuniformemente distribuída entre as suas variadas formações (CAMPANILI; SCHÄFFER, 2010). Estas

fitofisionomias são as florestas ombrófilas densa, aberta e mista, as florestas estacionais decidual e semidecidual, os campos de altitude, o mangue e a restinga, que além das pressões históricas já mencionadas, hoje suportam cerca de 61% dos municípios brasileiros que estão total ou parcialmente inseridos no bioma, além da industrialização, expansão urbana desordenada, poluição e agricultura moderna (SOS MATA ATLÂNTICA, 2014), com taxas de desmatamento ainda elevadas em todas as unidades da federação (IBGE, 2012).

Por sua vez, o Cerrado, segundo maior bioma da América do Sul após a Amazônia, originalmente possuía uma área em torno de 204 milhões de ha, cobrindo quase um quarto de todo território nacional. Em monitoramento de desflorestamento, foi verificado que sua área remanescente estava por volta de 104 milhões de ha (50,84% do total) no ano de 2010. São Paulo englobava pouco mais de 8 milhões de ha da área original total de Cerrado, existindo hoje apenas 795.200 ha, ou seja, 9,8% do que existia no estado e 0,4% da área original (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA; INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS - IBAMA, 2011), cabendo-lhe o status de estado que mais desmatou este tipo de vegetação (IBGE, 2012).

O Cerrado juntamente com a Mata Atlântica, são os biomas brasileiros que mais sofreram com a presença humana. As principais pressões atuantes sobre o Cerrado na região central do Brasil são a expansão da fronteira agrícola para produção de carne e grãos, e a exploração ilegal de madeira para produção de carvão (MMA; IBAMA, 2011).

Em São Paulo, no estudo de Durigan, Siqueira e Franco (2007), ao analisar diversos fragmentos de Cerrado e seus entornos, foram verificadas que as ameaças mais presentes a este tipo de ecossistema eram gramíneas invasoras, presença de gado, ocorrência de fogo e desmatamento, os quais estão diretamente relacionados com o uso da terra circundante, sendo rodovias e zonas urbanas as vias de impacto mais relevantes.

Em soma, é agravante que apenas 8,6% da área original de Cerrado estejam protegidos por Unidades de Conservação (UC's), a menor porcentagem entre todos os ecossistemas mundiais altamente ameaçados ("hotspots"), sendo apenas 3,1% composto por UC's de Proteção Integral e 5,5% por UCs de Uso Sustentável (MMA, 2015). De modo geral, são críticas as situações do Cerrado e

Mata Atlântica, com pressões seculares, crescentes e, que constantemente ameaçam a sua já sofrida e muito pouco protegida biodiversidade.

2.1.1.2 Fragmentação e a importância da conservação

Em meio a toda problemática ambiental, a redução e divisão da cobertura florestal são preocupantes não somente pela perda de habitat natural, mas também pelo desequilíbrio funcional e estrutural que o efeito de borda provoca nas comunidades vegetais remanescentes (BIERREGAARD et al., 1992).

Os efeitos diretos do processo de fragmentação da paisagem são a evidente redução em área do habitat original, o aumento do número de fragmentos, a diminuição do tamanho desses fragmentos e o crescente grau de isolamento destes entre si (FAHRIG, 2003), que juntamente com os efeitos secundários tais como sua forma, idade, uso e matriz circundante, acentuam a ação dos fatores abióticos (vento, calor e luz) (SCARIOT et al., 2003), causando as alterações microclimáticas geradoras dos impactos revisados por Forero-Medina e Vieira (2007): prejuízo à riqueza de espécies, à abundância e distribuição das populações, diminuição do comprimento e da diversidade da cadeia trófica e alteração das relações entre espécies, agindo negativamente sobre a reprodução e dispersão, com influência nas taxas de predação e crescimento populacional.

Nesta linha, estudos mostram que paisagens fragmentadas podem ter os processos de polinização e dispersão de sementes interrompidos pela distância, implicando respectivamente, no declínio da produção de frutos (CUNNINGHAM, 2000) e na baixa frequência de indivíduos jovens, devido ao recrutamento deficiente advindo da extinção local do dispersor (RODRÍGUEZ-CABAL; AIZEN; NOVARO, 2007). Essas interferências, acrescidas do corte seletivo intenso de espécies comerciais de outrora, tem causado erosão genética e gerado sérias consequências demográficas, com claros distúrbios estruturais nas florestas remanescentes, de modo a pôr em risco a sustentabilidade de diversos organismos (SCHÄFFER; PROCHNOW, 2002).

Outra grave consequência é a homogeneização e empobrecimento de biomas pelo efeito de borda, quando algumas poucas espécies nativas mais resistentes desempenham papel ecológico semelhante à de plantas invasoras, em

detrimento de muitas outras, extintas localmente em efeito cascata. Estas são chamadas de “vencedoras” e caracterizam-se por se beneficiarem de muita luz, serem dispersas pelo vento ou pequenos animais, possuírem sementes diminutas, crescimento rápido e reprodução anual (TABARELLI; PERES; MELO, 2012). Bernacci et al. (2006) confirmam esta hipótese ao verificar que a fragmentação tende a constituir uma composição florística com maior ocorrência de espécies não-zoocóricas, pioneiras e secundárias iniciais, com menor riqueza, mesmo que os fragmentos analisados tenham exclusivamente apresentado espécies ameaçadas de extinção em relação à área de referência.

Toda esta contextualização visa apontar a grande importância dos fragmentos florestais, que apesar dos impactos das alterações na dinâmica ambiental e frequente descrédito ao seu valor ecológico, ainda constituem-se significativas reservas de biodiversidade, por mais que as mesmas pressões antrópicas que os causaram permaneçam.

Myers et al. (2000) estimaram que a Mata Atlântica e o Cerrado possuem grande riqueza de espécies vegetais e alto grau de endemismo, com cerca de 20 mil (40% endêmicas) e 10 mil (44% endêmicas) espécies, respectivamente, cujo endemismo de ambos biomas correspondem a 4,2% da flora global. Isto os coloca entre os 34 “hotspots” mundiais, ou seja, na condição de áreas prioritárias para conservação devido à alta riqueza endêmica de plantas vasculares e grande perda de cobertura vegetal (MITTERMEIER et al., 2005).

Existem algumas divergências quanto a estes números, que em parte são decorrentes da incerteza em relação à taxonomia, distribuição das espécies e das corretas delimitações das áreas dos biomas (MENDONÇA et al., 2008; CÂMARA, 2005). Pois numa listagem das espécies catalogadas da Mata Atlântica, realizada por centenas de taxonomistas, foram registradas 15.782 espécies de plantas, sendo 14.552 espécies vasculares (pteridófitas e fanerógamas), porém com uma endemicidade de 48% (STEHMANN et al., 2009). Em compilação semelhante feita pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) para o Cerrado, totalizou-se o registro de 12.356 espécies vegetais, sendo 11.627 espécies de plantas vasculares nativas (MENDONÇA et al., 2008).

Dentro deste panorama, apesar das variações numéricas, é incontestável a expressiva riqueza biológica presente nestes biomas, mesmo sem levar em conta a grande riqueza da fauna, em constante relação de interdependência com a

vegetação, resultando em ecossistemas extremamente dinâmicos. E frente à vultosa biodiversidade destes “hotspots” e grande pressão antrópica que sofrem, é natural que a lista vermelha de espécies ameaçadas também seja grande.

A mais recente fonte sobre a flora ameaçada mostra que a Mata Atlântica e Cerrado possuem, respectivamente, 1.544 e 645 espécies ameaçadas de extinção, distribuídas entre as categorias “criticamente em perigo”, “em perigo” e “vulneráveis” conforme os critérios da União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN), afirmando a posição de biomas em maior risco, sobretudo na região Sudeste (SP, RJ, ES e MG). Estados que também lideram o ranking de espécies não-ameaçadas, mas de alto interesse para conservação e pesquisa (MARTINELLI et al., 2013).

De acordo com Giulietti et al. (2005), a pesquisa científica brasileira sobre diversidade biológica e sua geografia ainda está em fase exploratória, com poucos espécimes coletados por área, resultando em baixa densidade de amostras que não permitem caracterizar uma flora regional. Além disto, estas coletas estão fortemente concentradas em poucas áreas, sendo necessária uma amostragem mais uniforme da biodiversidade (SHEPHERD, 2003). Para tanto, como ponto central do Projeto de Conservação e Uso Sustentável da Diversidade Biológica do Brasil (PROBIO), o Ministério do Meio Ambiente entre os anos de 1998 e 2000 determinou dentre todos os biomas brasileiros e zonas costeiras e marítimas um total de 900 áreas prioritárias para conservação e uso sustentável, executado com base no conhecimento que existe e na sua importância potencial, apesar da quase nula informação biológica em algumas delas (MMA, 2002).

Em defesa deste patrimônio genético, valioso e ameaçado, a esfera pública tem também buscado, além da priorização das áreas, a formulação e proposição das ações mais importantes e imediatas para identificação de “hotspots”, que deverão ter especial atenção em projetos voltados à conservação dos recursos naturais (GIULIETTI et al., 2005). Entre elas, os inventários biológicos foram os mais indicados como medida prioritária, mesmo que um volume relevante de informações já tenha sido levantado, ainda são necessários maiores esforços em pesquisa a respeito da biodiversidade (MMA, 2014). O que vem de encontro com o objetivo deste trabalho, que visa otimizar a amostragem da flora através do tamanho ideal de parcelas, mas antes de se falar sobre inventários florestais, é importante

entendermos mais a fundo o que é a diversidade biológica, este alvo de estudo tão importante para a compreensão de ecossistemas.

2.1.2. O desafio de conhecer a biodiversidade

2.1.2.1 Conceitos e componentes

Diversidade biológica ou biodiversidade é definida como a completa variabilidade de organismos vivos, de toda e qualquer origem, incluindo a diversidade intra-específica (de genes), inter-específica (de espécies) e de ecossistemas, conforme proposto na Convenção sobre Diversidade Biológica durante a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD), comumente conhecida como “ECO-92” (BRASIL, 1994). Algumas vezes o termo “ecossistema” é contestado por incluir nele o meio físico, que claramente não representa tipo de vida alguma, por isso, muitas vezes é sugerida a sua substituição por “comunidade” (diversidade de comunidades) para um escopo mais adequado (MAGURRAN, 2004).

De todo modo, a ideia de diversidade biológica está baseada em uma organização hierárquica e a indicação de qual nível está sendo analisado é de fundamental importância para seu entendimento (MAGURRAN, 2004). Ao abordar do nível genético ao ambiental, esta concepção apesar de funcional, se faz muito ampla e não se configura como uma definição sólida, devendo ela ser apoiada por informações empíricas através das quais se possa descrever melhor a estrutura de uma comunidade em estudo (HURLBERT, 1971).

Neste sentido, a definição pode ficar mais restrita se for tratada através de seus componentes fundamentais, que são a riqueza e a equabilidade de espécies (MAGURRAN, 2004). A partir deles, conceitua-se mais precisamente a biodiversidade como a riqueza de espécies e a abundância relativa destas ao longo do tempo e espaço (HUBBELL, 2001), entretanto, podem ser encontrados alguns estudos usando só a riqueza de espécies como sinônimo de biodiversidade (MARTINS; SANTOS, 1999).

Examinando mais a fundo estes elementos, podemos entender a riqueza de espécies simplesmente como sendo o número de espécies presentes em dada comunidade ou área de interesse, e equabilidade como a abundância relativa destas

espécies, ou seja, é a distribuição numérica dos indivíduos entre as espécies que ocorrem no local (RICKLEFS, 2010). Às vezes, é comum o emprego dos termos dominância e uniformidade, que opostos, dimensionam a equabilidade.

Um exemplo ilustrativo destas duas variáveis é dado por Odum e Barret (2011) ao pensar dois sistemas onde cada um possui 10 espécies e 100 indivíduos, neste caso é possível garantir que a riqueza de espécies é a mesma (S é igual ao número de espécies, S igual a 10). Mas podem diferir dependendo da equabilidade, ou como estão repartidos os 100 indivíduos entre as espécies, pois num caso poderia se ter cada espécie representada por 10 indivíduos (uniformidade máxima e sem dominância de espécie), e em outro uma única espécie representada por 91 indivíduos e as outras nove por apenas um indivíduo (uniformidade mínima e com dominância de espécie).

Estas variáveis fazem do termo “diversidade de espécies” alvo central das pesquisas ecológicas atualmente, pois são as espécies o fator em comum das três categorias hierárquicas que compõem a biodiversidade (MAGURRAN, 2004). O conceito de espécie é primordial para o seu estudo, dado que é a unidade natural da biologia sistemática que não permite transpassar arbitrariamente do nível de comunidade ao de genes (WILSON, 1994).

Medir a biodiversidade de maneira absoluta é bastante complicado e problemático, frequentemente o pesquisador se depara com desafios como a raridade de espécies, que faz com que algumas sejam mais difíceis de detectar em relação às outras. Deste modo, são registradas novas espécies mesmo depois de uma amostragem intensiva, o que dificulta a obtenção do número total de espécies na área, limitando-se às suas estimativas (MAGURRAN, 2004).

Ainda, alguns grupos são menos documentados do que outros, implicando em um banco de espécies que ainda necessitam ser descritas e catalogadas, pois são poucas as pesquisas que enumeram todas as espécies devido à limitação de tempo, recursos financeiros e escassez de especialistas em taxonomia. No geral, um grande agregado de dados existe somente para um restrito número de espécies e os obstáculos aumentam de acordo com a escala do levantamento e com a dificuldade de acesso ao local, sendo agravados quando a amostragem também leva em conta informações sobre a abundância das espécies (MAGURRAN, 2004).

Todavia, a demanda por levantamentos da diversidade biológica é crescente, considerando que sua degradação afeta negativamente uma série de processos biológicos dinâmicos e essenciais como a polinização (KEVAN; VIANA, 2003), havendo a necessidade de conhecê-la com urgência para promover meios de uso sustentável e conservação.

2.1.2.2 Técnicas de mensurar a biodiversidade

É possível medir a biodiversidade através de diversas formas, entre elas a própria quantificação direta da riqueza de espécies, ou também por meio de medidas de riqueza (tipo I) e medidas de heterogeneidade (tipo II e III) (MELO, 2008; MARTINS; SANTOS, 1999). Este último tipo de medida é composta por ferramentas de mensuração que captam de forma conjunta informações da riqueza e equabilidade das espécies de um local (MAGURRAN, 2004).

Alguns estudiosos, seguindo o trabalho de Hurlbert (1971), convencionaram associar as chamadas “medidas de diversidade” apenas às medidas de heterogeneidade, mas atualmente devido ao maior interesse pelas questões ambientais este termo também pode ser encontrado apenas como sinônimo de riqueza de espécies e seus tipos de medidas (MAGURRAN, 2004).

Segundo Peet (1974), as medidas de diversidade se firmam em três pressupostos básicos. O primeiro deles afirma que todas as espécies são tratadas igualmente, independente de qualquer valor ou contribuição diferenciada que algumas delas podem oferecer dentro da comunidade, assim, não recebendo nenhuma ponderação especial. É apenas a abundância relativa de uma espécie que determina o seu grau de importância em uma medida de diversidade. O segundo pressuposto considera todos os indivíduos iguais, não levando em conta distinção de qualquer ordem entre eles. Neste ponto, Magurran (2004) alerta para a seletividade que o tamanho do indivíduo pode implicar na amostragem, por exemplo, no ramo florestal é comum se determinar o diâmetro mínimo para inclusão de árvores na amostra. Por fim, pressupõe-se que a abundância de espécies foi analisada com o uso de unidades adequadas e passíveis de comparação.

Martins e Santos (1999) lembram que a diversidade é geralmente baseada em relação a um táxon de certa categoria biológica, aceitando a premissa de que sua diversidade represente toda a diversidade do ecossistema. Intuitivamente,

contar o número de espécies de certo táxon numa comunidade parece ser a medida de diversidade mais fácil e atrativa, no entanto, surgem primeiramente os entraves técnicos referentes ao conceito de espécie utilizado, que além do conceito biológico amplamente aplicado, alternativamente também podem ser utilizados o conceito filogenético de espécies e o conceito de coesão (MAGURRAN, 2004) em outras dimensões de análise.

A discriminação taxonômica através de uma abordagem “segregadora” ou “agregadora” também pode influenciar a riqueza de espécies através de uma revisão de sinonímias por exemplo. Além disso, alguns grupos são menos conhecidos do que outros, com muitas espécies que ainda precisam ser oficialmente descritas. Nestas situações, uma possibilidade prática é distinguir os indivíduos com base em suas morfologias, caracterizando-os como morfoespécie, a qual pode ser tratada de modo equivalente à espécie na medição (MAGURRAN, 2004).

Outro desafio da medição direta da riqueza de espécies diz respeito à amostragem, é muito dispendioso levantar todas as espécies existentes numa área de estudo e ao se tomar amostras gradativamente maiores, maior será o número de espécies registradas (MAGURRAN, 2004). Ainda, ecossistemas não são fechados, o que implica um fluxo contínuo de chegada e saída de migrantes na comunidade, sendo detectadas novas espécies mesmo depois de sucessivos inventários (LONGINO; CODDINGTON; COLWELL, 2002). Existem também as implicações que a distribuição da abundância das espécies pode causar, uma vez que se a uniformidade da floresta for baixa, maior esforço amostral será necessário porque a presença de espécies dominantes tende a subestimar a riqueza do local (LANDE; DEVRIES; WALLA, 2000).

Um dos padrões mais conhecidos da variação espacial da biodiversidade é o chamado “gradiente latitudinal”, onde é constatado o aumento do número de espécies ao passo que se aproxima da linha do Equador (PIANKA, 1966), sendo deste modo muito difícil obter a riqueza absoluta de espécies de uma floresta tropical. Assim, de acordo com Magurran (2004), diante de uma grande biodiversidade geralmente pouco estudada e financiada, a segunda alternativa metodológica mais plausível é estimar a riqueza de espécies (medidas tipo I).

Existem duas principais maneiras de se apresentar estimativas de riqueza de espécies, uma delas é a riqueza numérica de espécies, que se refere ao número

de espécies presentes em uma comunidade com certo número de indivíduos ou biomassa. A outra é a densidade de espécies, sendo o número de espécies por área ou unidade amostral, muito útil para trabalhos de cunho botânico (MAGURRAN, 2004).

Estimativas da riqueza de espécies continuam a ser dependentes do esforço amostral, o qual é pouco relatado nos estudos e dificulta tentativas de se deduzir a riqueza absoluta de uma área em razão da taxa de inclusão com que novas espécies entram na amostra ser essencial para métodos estimativos, tais como curvas de acumulação de espécies (curva de espécie-área), estimadores não-paramétricos e inferência por modelos de distribuição de abundância de espécies (MAGURRAN, 2004). Esta falta de informação também impossibilita a comparação da riqueza estimada entre locais diferentes.

Ainda que altamente dependentes do tamanho da amostra, para amenizar estes efeitos estão disponíveis alguns índices de riqueza de espécies de simples cálculo, que buscam repartir o número de espécies amostradas (S) pelo número total de indivíduos na amostra (N), estimulando o pesquisador a demonstrar sua metodologia e esforço amostral usado. Os dois índices mais conhecidos são o Índice de Margalef (D_{Mg}) (1) e o Índice de Menhinick (D_{Mn}) (2), cujas equações são dadas abaixo:

$$D_{Mg} = \frac{(S-1)}{\ln N} \quad (1)$$

$$D_{Mn} = \frac{S}{\sqrt{N}} \quad (2)$$

Para melhor capturar toda a complexidade da biodiversidade de um local, é desejado que as informações da riqueza de espécies fossem avaliadas juntamente com os dados de abundância, levando em conta como esta se distribui entre elas. A riqueza pode ser um explicador deficiente da diversidade se considerada como um componente isolado (WILSEY et al., 2005). Logo, é conveniente o uso das medidas de heterogeneidade, que podem ser agrupadas em duas categorias, a de medidas paramétricas (tipo II) e a de não-paramétricas (tipo III) (MAGURRAN, 2004).

As medidas paramétricas de heterogeneidade se baseiam em parâmetros de modelos de abundância de espécies. É também apontada como a mais completa descrição matemática dos dados ao utilizar todas as informações coletadas de uma comunidade (MAGURRAN, 2004). Existem diversos modelos criados com o objetivo de descrever a distribuição de abundância de espécies (TOKESHI, 1993), pois cada espécie possui uma abundância diferente e a distribuição de abundância entre as espécies é também diferente em comunidades distintas. Desta forma, poderiam existir tantas equações possíveis quanto possíveis comunidades diferentes, o que explica a ampla variedade de modelos disponíveis (MARTINS; SANTOS, 1999).

De modo geral, todo este conjunto de modelos existentes pode ser resumido classicamente por quatro modelos de abundância mais extremos, que apresentam uma diminuição gradativa da equabilidade entre si. O primeiro deles é o modelo da vara quebrada ("broken stick," MacARTHUR, 1957), que apresenta maior equabilidade entre as espécies, depois se tem o modelo lognormal (PRESTON, 1948), a logsérie (FISHER et al., 1943) e o modelo geométrico (MOTOMURA, 1932 ap. WHITTAKER, 1965), este último apresentando baixa equabilidade (MARTINS; SANTOS, 1999).

Dentre as medidas paramétricas de heterogeneidade, existe o Índice de diversidade α , um parâmetro do modelo da série logarítmica de Fisher (FISHER et al., 1943), cujo cálculo faz parte do ajuste da distribuição de abundância. Estudos averiguando as propriedades do Índice α valorizam a sua utilização, pois é robusta e informativa mesmo em casos onde a série logarítmica não descreve da melhor maneira o padrão de abundância de espécies em análise, além de ser possível incluir limites de confiança para α e este ser pouco afetado por variação no esforço amostral ou até independente quando N (número total de indivíduos) for maior que 1000 (MAGURRAN, 2004).

Também existe a medida λ do modelo log-normal, dada pela razão de S por σ (desvio padrão da distribuição), que é bastante eficiente e fornece uma caracterização adequada da comunidade, apresentando resultados próximos ao Índice α (MAGURRAN, 2004). O uso destes modelos é útil por permitir interpretações ecológicas devido ao fato de muitos serem baseados em teorias de divisão de recursos (TOKESHI, 1993), embora um conjunto de dados possa ser bem ajustado por mais de um tipo de modelo. O uso deste tipo de medida tem sido

desestimulado porque é possível que hipóteses biológicas diferentes e até mesmo antagônicas gerem uma mesma distribuição de abundância (COHEN, 1968; CIELO FILHO; MARTINS; GNERI, 2002), restringindo o uso destes modelos a comparações quantitativas de comunidades.

Nestes casos, só devem ser utilizados apenas em situações onde se podem ter dados bem ajustados pela abundância relativa (MAGURRAN, 2004) e quando diferentes comunidades em comparação tenham aderência a um mesmo modelo, o que nem sempre acontece (MARTINS; SANTOS, 1999). Quando isso ocorre, é mais conveniente usar alguma medida de riqueza vista anteriormente (tipo I) ou de heterogeneidade não-paramétrica (tipo III).

As medidas não-paramétricas não fazem suposição de qualquer ordem sobre a distribuição da abundância de espécies, ainda que seus desempenhos sejam frequentemente influenciados por ela, o que não as torna necessariamente robustas frente alterações nos padrões de abundância (MAGURRAN, 2004). Uma limitação das medidas de heterogeneidade não-paramétricas, é que estas são substancialmente reducionistas ao expressar toda a complexidade de informações da estrutura da comunidade em apenas um número, ao invés de gráficos e equações, porém, os cálculos são bem mais simples e rápidos do que um índice de abundância, onde os testes de ajuste são extensos e demorados (MARTINS; SANTOS, 1999).

Uma das vantagens deste tipo de medida é que estas não são estritamente dependentes do esforço amostral, interessante por possibilitar através de amostras pequenas o encontro de um valor de diversidade que sofre poucas alterações com o aumento do tamanho da amostra (MAGURRAN, 2004; MELO, 2008). Além disto, podem-se comparar diretamente duas ou mais comunidades levantadas com tamanhos diferentes de amostras, sendo situações comparativas o seu maior diferencial em relação às outras técnicas (PIELOU, 1975). Possivelmente, os índices de Simpson e Shannon-Wiener são as medidas de heterogeneidade não-paramétricas mais utilizadas (MENDES et al., 2008).

O índice de Simpson foi proposto com o intuito de se comparar diferentes comunidades de maneira independente de modelos paramétricos de abundância, pois raramente ocorria de um mesmo modelo ser bem aderido por comunidades distintas. Para tanto, calcula a probabilidade de dois indivíduos pertencentes à uma mesma comunidade (infinitamente grande) serem da mesma espécie, ao serem

amostrados aleatoriamente (SIMPSON, 1949). Seu valor pode ser obtido pela expressão abaixo:

$$D = \sum p_i^2 \quad (3)$$

Para comunidades finitas (4):

$$D = \sum \frac{n_i \cdot [n_i - 1]}{N \cdot [N - 1]} \quad (4)$$

Onde:

p_i = proporção de indivíduos na i-ésima espécie.

n_i = número de indivíduos da i-ésima espécie.

N = número total de indivíduos

Ele indica menor diversidade quando o seu valor aumenta, sendo assim, é comumente apresentado por $1-D$ ou $1/D$ para se ter uma relação diretamente proporcional entre o valor numérico do índice e diversidade. É fortemente afetado pela presença de espécies dominantes na amostra, assim, menos sensível à riqueza de espécies e mais focado na equabilidade entre elas. Basicamente, ele percebe a variação da distribuição da abundância de espécies, com o seu valor aumentando conforme a comunidade amostrada se torna mais uniforme.

É também apontado por Magurran (2004) como uma das medidas mais significativas e sólidas em disposição, é intuitivamente compreensível e pode ser mais eficiente para a ordenação de comunidades do que curvas de acumulação de espécies segundo Lande, DeVries e Walla (2000). Como opção, também é possível a obtenção de seu valor por meio da expressão abaixo, conforme proposto por Rosenzweig (1995), de modo a evitar problemas de variância, além de refletir bem a diversidade e ser independente do tamanho amostral.

$$-\ln(D) \quad (5)$$

Onde:

$\ln$ = logaritmo neperiano

Seguindo o raciocínio de Simpson, existe também o índice de diversidade de Shannon-Wiener, derivado da teoria da informação (SHANNON; WEAVER, 1949) por Margalef (1957). Este índice entende a biodiversidade de um ecossistema como passível de medição de forma semelhante à informação existente em uma mensagem, assumindo a amostragem aleatória dos indivíduos de uma comunidade infinitamente grande, com todas as espécies representadas nela (MAGURRAN, 2004). Sua equação é dada da seguinte forma:

$$H' = - \sum p_i \cdot \ln p_i \quad \text{sendo} \quad p_i = \frac{n_i}{N} \quad (\text{estimador de verossimilhança}) \quad (6)$$

Onde:

p_i = proporção de indivíduos na i-ésima espécie.

n_i = número de indivíduos da i-ésima espécie.

N = número total de indivíduos

$\ln$ = logaritmo natural

O valor do índice de Shannon-Wiener aumenta quanto maior for a diversidade do local, geralmente fica entre 1,5 e 3,5 e dificilmente ultrapassa o valor de 4, pois precisaria existir na amostra um número de espécies imensamente alto para se obter valores superiores (MAGURRAN, 2004).

As unidades que o índice de Shannon-Wiener trabalha derivam do campo da informação e dependem do tipo do logaritmo escolhido, pois bits/indivíduo é para quando $\log_2$ é utilizado, nats/indivíduo e decits/indivíduo para quando se aplica o $\log_e$ e $\log_{10}$, respectivamente (HUTCHESON, 1970; MARTINS; SANTOS, 1999). A tendência é que se padronize o cálculo com o uso do logaritmo natural por serem matematicamente mais coerentes e concisos (MARTINS; SANTOS, 1999) e que estes termos unitários deixem de ser usados, já que não auxiliam na interpretação da diversidade. Também é imprescindível atentar para a escolha da base logarítmica quando se compara a diversidade entre amostras ou estudos, pois nestes casos elas devem ser a mesma (MAGURRAN, 2004).

Algumas críticas semelhantes ao Índice α do modelo logaritmo são também dirigidas ao Índice de Shannon-Wiener (H') pelo fato de apresentar valores numéricos restritos, que quando próximos dificultam a interpretação se duas ou mais

comunidades são semelhantes ou completamente distintas entre si. Existem casos em que se recorre à expansão da amplitude destes valores por meio da fórmula $e^{H'}$, o qual é interessante por também revelar quantas espécies existiriam na amostra se todas elas fossem igualmente comuns, mas ainda assim não solucionam as críticas quando se deseja comparar valores (MAGURRAN, 2004).

Nestes casos, deve-se recorrer a um teste estatístico para verificar se os valores de H' obtidos são significativamente diferentes. Além do teste “t” de Hutcheson (1970) que era bastante difundido para esta finalidade no passado, recomenda-se também o uso da análise de variância (ANAVA), pois Taylor (1978) constatou que quando este índice é calculado para um conjunto de locais, seus valores se distribuem normalmente, permitindo a aplicação de técnicas estatísticas paramétricas robustas como a análise de variância. Assim, é possível comparar diferentes comunidades, esclarecendo a crítica acerca da dificuldade de análise quando valores próximos são observados por meio da significância da diferença (MAGURRAN, 2004).

2.1.3 Amostragem

2.1.3.1 Amostragem por área fixa

Péllico Netto e Brena (1997) afirmam que métodos de amostragem devem ser entendidos como as diferentes maneiras que uma unidade amostral pode ser configurada, onde a seleção dos indivíduos que a compõem seja baseada em critérios probabilísticos previamente estabelecidos que definam o método. De acordo com estes autores, existem vários métodos de amostragem e os mais importantes são o método de área fixa, método de Bitterlich, método de Strand, método 3P de Grosenbaugh, método em Linhas e o método de 6 árvores (Prodan).

A metodologia de área fixa é bastante tradicional e conhecida, sendo o mais clássico dos métodos, o qual consiste na distribuição de parcelas relativamente pequenas pela área de estudo, de modo a possibilitar uma representação adequada das características do local (DURIGAN, 2003). Uma vez alocadas, pode-se mensurar as árvores contidas dentro dos seus limites em função das variáveis que se deseja, sendo possível expandir os atributos da parcela para uma unidade de área como o hectare por meio de um fator de expansão. Desta maneira, a seleção

dos indivíduos é proporcional à área da unidade amostral e consequentemente à frequência em que ocorrem na floresta (SANQUETTA et al., 2006).

Sua aplicação é muito corrente por permitir absoluto controle das informações obtidas e por não exigir um alto grau técnico para a sua implantação no campo (PÉLLICO NETTO; BRENA, 1997). Estas qualidades tornam o método de área fixa o mais empregado, embora muitos trabalhos tenham sido realizados com o objetivo de superá-lo, principalmente em termos de custo, ao comparar com outros métodos de amostragem para obtenção de estimativas de parâmetros quantitativos e qualitativos (TÉO et al., 2014).

Suas vantagens são a obtenção de todos os estimadores diretamente na unidade amostral levantada, alocação fácil e prática das parcelas no campo, sua adequação para inventários florestais contínuos para fins de manejo e monitoramento e a alta correlação oferecida entre medições sucessivas (PÉLLICO NETTO; BRENA, 1997). Em contrapartida, as desvantagens são o maior custo para instalação e manutenção dos limites das parcelas e o maior número de indivíduos mensuráveis (HUSCH; BEERS; KERSHAW, 2002).

2.1.3.2 Tamanhos de parcelas

O tamanho da parcela é uma característica fundamental de ser analisada quando se pretende empregar o método de área fixa, o qual tem sido geralmente determinado mais pela praticidade e operacionalidade do que por qualquer outro motivo (MOSCOVICH; BRENA; LONGHI, 1999). A dimensão da parcela, junto de sua forma, possui relação direta com o custo e precisão desejada no processo de inventário florestal (SHIVER; BORDERS, 1996; FREESE, 1971), o que faz a sua investigação tão importante.

Nesta linha, existem alguns trabalhos interessados em otimizar a amostragem, sendo a diferença de tamanhos propostos bastante divergente entre eles, variando muito pelas circunstâncias individuais e típicas de cada estudo. A eficiência do tamanho é influenciada em grande parte pela fisionomia florestal, pela condição de degradação da floresta, topografia da área e outros fatores, logo, a adequação do método amostral às condições vistas no campo possibilita um aumento na precisão nas estimativas das variáveis de interesse e,

consequentemente, uma redução do tempo de medição que refletirá em custos mais baixos (NAKAJIMA, 1997).

Vianna et al. (2010) definiu parcelas de 2.000 m² para inventário do estoque de carbono da parte área lenhosa de diferentes fisionomias florestais na Amazônia. Ainda no mesmo bioma, Cavalcanti, Machado e Hosokawa (2009) sugerem a aplicação de unidades amostrais de 20.000 m² para estimativas de abundância de espécies, área basal e volume.

Buscando determinar tamanhos ideais de parcelas para avaliação de diferentes categorias diamétricas de espécies arbóreas na Amazônia, Oliveira et al. (2014) testou por simulação 23 tamanhos com variação entre 100 e 10.000 m². Verificou que os melhores resultados foram parcelas de 1.000 m², 800 m², 1.200 m², 2.000 m² e 10.000 m², respectivamente, para os DAP mínimos de 5, 10, 20, 25 e 45 centímetros, sugerindo o uso de tamanhos diferentes para DAP maior e igual a 45 cm, dado que este é geralmente tido como DAP mínimo em projetos de exploração madeireira.

Em estudo de quantificação de biomassa, carbono e volume em floresta ombrófila densa em São Paulo, Bais (2009) propôs parcelas de 900 m² para o levantamento destas variáveis. Também em área de Mata Atlântica, Vieira e Couto (2001) consideraram o tamanho de 10 x 60 m (600 m²) adequado para amostrar a densidade de árvores neste tipo de vegetação, e notaram que para avaliar a densidade das principais espécies apontadas na análise fitossociológica os tamanhos variavam grandemente, advertindo para o fato de que adotar um único tamanho de parcela para amostrar uma comunidade pode conduzir a erros ao inferir estimativas sobre espécies.

Em florestas nativas na localidade de Salamanga, em Moçambique, Magalhães (2004) mostrou que parcelas de 2400 m² são ideais para estimativas dos volumes totais e comerciais, verificando a relação negativa entre o desvio padrão (dp) e o tamanho de parcela, com o dp diminuindo com o aumento desta última.

Referente a estudos de regeneração natural, Nappo, Fontes e Oliveira Filho (1999) analisaram diferentes tamanhos de parcelas em amostragem florística de regeneração no sub-bosque de povoamentos de *Mimosa scabrella* Benth. em áreas usadas para mineração, verificando que pequenas parcelas de 41 m² são suficientes para uma boa estimativa da composição florística nas três classes de tamanhos

definidas. Gama et al. (2001) relata tamanhos ótimos de unidades amostrais entre 70 a 90 m² dependendo das classes que variam em função do DAP e altura para regeneração natural de florestas de várzea em zona de estuário na floresta amazônica.

No estudo de Augustynczyk et al. (2013), foram obtidas estimativas de área basal, número de árvores e valor de cobertura de um fragmento de floresta ombrófila mista no Paraná por meio de cinco tamanhos de parcela, que em seguida foram comparadas com os parâmetros levantados pelo censo. Suas análises apontaram que os melhores resultados foram conseguidos ao se utilizar parcelas de 1000 m², dimensão que gerou estimativas bastante confiáveis.

Nesta mesma proposta de pesquisa em que estimativas são comparadas com o censo, interessante por não possuir erro amostral, Müller (2011) usando unidades amostrais de 100 a 1.000 m² constatou que para áreas de Cerrado a menor e maior estimativa de riqueza florística foi dada na amostragem por parcela de 100 m² (10 x 10 m) e 600 m² (10 x 60 m), respectivamente. A maior diversidade encontrada utilizando o Índice de Shannon-Wiener foi dada pela amostra com parcelas de 500 m² (10 x 50 m). Segundo ele, com exceções das parcelas de 300 m² (10 x 30 m) e 900 m² (10 x 90 m), todos os demais tamanhos tiveram erro amostral inferior a 10% para as variáveis de área basal, volume e carbono.

É possível verificar facilmente que objetivos distintos exigem operações amostrais também distintas, onde o tamanho ideal de parcela deve ser definido pela variável mais exigente nos casos em que mais de uma variável de interesse é avaliada, levando em conta todas as características e circunstâncias do local a ser inventariado.

Estão disponíveis muitos trabalhos que se dedicam a variados métodos de amostragem, mas são realmente poucos os que visam otimizar o tamanho da unidade amostral ideal em cada um deles, principalmente para as florestas nativas do estado de São Paulo e suas fitofisionomias como a Floresta Estacional Semidecidual e o Cerrado, sendo primordial a realização deste tipo de estudo para apoiar atividades de monitoramento e conservação da vegetação remanescente.

2.2 Material e métodos

2.2.1 Descrição da área de estudo

A pesquisa foi desenvolvida no município de Itatinga, localizado no interior do estado de São Paulo, Brasil, região fisiográfica denominada Planalto Ocidental Paulista, na microrregião de Avaré. Especificamente, se executou o estudo na Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga (EECFI - 23°02'52,42" S; 48°38'17,14" O), pertencente à Universidade de São Paulo (USP) e administrada pelo Departamento de Ciências Florestais da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (LCF/ESALQ/USP), com área total de 2119,6 ha.

Os remanescentes de vegetação natural encontrados na EECFI são constituídos por Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado, algumas manchas de Campo Úmido (várzea) e zonas de transição ecológica, além de grandes áreas onde houve regeneração da mata em meio a antigos povoados comerciais e experimentais de espécies exóticas, na maior parte composto por *Eucalyptus* spp. e *Pinus* spp.. Ao todo, as áreas de mata nativa somam 517,18 ha entre vegetação primária e secundária. O restante do uso da área é dado predominantemente por talhões arrendados para plantios de *Eucalyptus* spp. como também experimentos florestais e infra-estrutura (sede, alojamentos, barracões, carregadores e estradas).

O clima da área de estudo segundo a classificação de Köppen é o Cwa, típico da porção central do estado e caracterizado pelo clima tropical de altitude, com verão chuvoso e inverno seco (Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura – CEPAGRI/Unicamp, 2014). A média das temperaturas mínimas do mês mais frio é 3°C e das máximas do mês mais quente é 32° C, com temperatura média anual de 20° C e regime médio de precipitação de 1350 mm por ano (posto meteorológico local).

A elevação do terreno é de 850 m, com topografia suavemente ondulada. Solos dos tipos latossólicos e argissólicos são os mais comuns na fazenda (Departamento de Ciências Florestais – USP/ESALQ, 2014) e na região predominam as litologias areníticas e basálticas, respectivamente dos grupos Bauru e São Bento. Em estudo realizado na EECFI foram apontados Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico de textura média, Latossolo Vermelho Distrófico de textura argilosa, Latossolo Vermelho Distrófico de textura média, Latossolo Vermelho

Distroférrico de textura argilosa, Gleissolo e Neossolo Flúvico como alguns tipos presentes (GONÇALVES et al., 2012).

2.2.2 Processo de amostragem e delineamento experimental

As áreas de vegetação nativa foram primeiramente delimitadas, estratificadas e classificadas nas fisionomias de interesse para o estudo, são elas: Floresta Estacional Semidecidual - FES (Figura 1), Floresta Estacional Semidecidual em regeneração - FESreg (Figura 2) e Cerrado - CER (Figura 3). Para esta tarefa, foi utilizado o programa ArcGIS 10.1. Em seguida, a partir do sorteio de uma coordenada entre os limites da propriedade (23°04'02.9" S; 48°39' 32,6"O) foi aplicada uma malha amostral regular com intersecção a cada 370 metros sobre os fragmentos alvos, dispondo a densidade de um ponto amostral para cerca de 14 hectares de vegetação remanescente ou em processo de regeneração, ao longo de toda a área da EECFI.

Figura 1 - Vista do interior de uma unidade amostral de Floresta Estacional Semidecidual (FES)

Figura 2 – Vista do interior de uma unidade amostral de Floresta Estacional Semidecidual em regeneração (FESreg)

Figura 3 - Vista do interior de uma unidade amostral de Cerrado (CER)

Com esta primeira rede amostral não foi possível plotar nenhum ponto na área de Cerrado (CER), pois inicialmente esta formação não foi contemplada com nenhuma unidade amostral. Desta forma, foi necessário definir uma segunda amostragem para a categoria CER, o qual consistiu em uma malha mais adensada com pontos a cada 70 metros, proporcionando uma parcela a cada 0,5 ha. Assim, em cada uma destas três categorias, realizou-se a aleatorização de cinco unidades amostrais para levantamento, totalizando 15 parcelas (Figura 4). Em cada um dos 15 pontos de amostragem, foi instalada uma parcela retangular de 20 x 50 m (1.000 m² ou 0,1 ha), subdividida em dez subparcelas de 100 m² cada, que permitiu analisar um gradiente espacial de 100 até 1000 m², variando de 100 em 100 m² através das dimensões de 10x10m, 10x20m, 10x30m, 10x40m, 10x50m, 20x20m, 20x30m, 20x40m e 20x50m. Portanto, estes são os nove tamanhos de parcela (tratamentos), que foram analisados através de cinco repetições para cada categoria de vegetação (Tabela 1) visando otimizar a amostragem da densidade populacional, DAP, altura total, área basal, volume total, volume de fuste, volume de galhos, biomassa e medidas de diversidade.

Tabela 1 - Delineamento experimental usado para as fitofisionomias FES, FES-reg e CER

Tamanho (m)	Área (m ²)	Nº de repetição
10X10	100	5
10X20	200	5
10X30	300	5
10X40	400	5
10X50	500	5
20X20	400	5
20X30	600	5
20X40	800	5
20X50	1000	5

Para tal fim, as parcelas consistiram na instalação permanente de seis estacas marcadoras espaçadas em dez metros entre si no eixo central, as dividindo entre os lados esquerdo e direito. Esta disposição no campo foi adotada por auxiliar sua delimitação correta, evitando irregulares de posição e viés de amostragem, como também facilitar a visualização em mata fechada. Assim, com o auxílio de balizas, as unidades amostrais foram alocadas e subdivididas em dez seções de 100 m² cada, codificadas para melhor gerenciamento dos dados conforme a Figura 5.

Figura 4 – Remanescentes de cada fisionomia com suas parcelas de amostragem. Detalhe para a base da grade específica para o Cerrado

Figura 5 – Croqui das unidades amostrais

2.2.3 Coleta e processamento de dados

No campo, todos os indivíduos arbóreos com mais de 16 cm de circunferência à altura do peito (CAP), inclusos ou tangenciados pelos limites da parcela, foram identificados com placas numeradas e tiveram suas medidas de CAP e altura total (Ht) tomadas (Figura 6). Foi utilizada fita dendrométrica para a mensuração da CAP e hipsômetro eletrônico Vertex IV para a altura total. Em seguida, todos os indivíduos tiveram seus materiais vegetativos coletados, prensados e secos em estufa de ventilação forçada a 60° C para identificação botânica, conforme técnicas de herborização indicadas pelo Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE, 2012b).

Figura 6 - À esquerda, detalhe da estaca usada para demarcação das parcelas e à direita, modelo de placas de cadastramento utilizadas nas árvores amostradas

No escritório, foi calculada a área transversal diretamente em metros de cada árvore amostrada (7) para estimar a área basal do povoamento (8) e derivar o DAP médio quadrático (9), de interesse para viabilizar o cálculo de volume e biomassa para os indivíduos com vários fustes.

$$g = \frac{CAP^2}{125.664} \quad (7)$$

$$G = \sum_{i=1}^n g_i \quad (8)$$

$$d_g = \sqrt{\frac{40000 \cdot g}{\pi}} \quad (9)$$

O volume total e de fuste, ambos com casca, e o peso de matéria seca foram respectivamente estimados em m³ e em tonelada com base no modelo logarítmico de Schumacher e Hall, ajustado na realização do inventário florestal do estado de Minas Gerais (SCOLFORO; OLIVEIRA; ACERBI JR., 2008). Dentre as equações disponíveis, foram adotadas as ajustadas para uso no conjunto de sub-bacias hidrográficas do Rio Grande e do Rio Piracicaba, região mais próxima e semelhante com o local do estudo. Para o Cerrado, os volumes foram estimados por equações específicas para o Cerrado *Sensu Stricto* e Campo Cerrado:

$$\ln(VTcc) = -9,7157262192 + 2,3511009017 \cdot \ln(DAP) + 0,5055600674 \cdot \ln(Ht) \quad (10)$$

$$R^2 = 95,76; \text{ Erro padrão dos resíduos (Syx-\%) = 24,20}$$

$$\ln(VFcc) = -8,9855447174 + 1,7454703354 \cdot \ln(DAP) + 0,56274693 \cdot \ln(Ht) \quad (11)$$

$$R^2 = 86,05; \text{ Erro padrão dos resíduos (Syx-\%) = 33,48}$$

$$\ln(PS) = -10,2250784897 + 2,0204541469 \cdot \ln(DAP) + 0,9297685811 \cdot \ln(Ht) \quad (12)$$

$$R^2 = 97,15; \text{ Erro padrão dos resíduos (Syx-\%) = 63,52}$$

Nas áreas de Floresta Estacional Semidecidual, os valores de volumes e biomassa também foram estimados com equações propriamente calibradas para este tipo de vegetação:

$$\ln(VT_{cc}) = -9,7394993677 + 2,3219001043 \cdot \ln(DAP) + 0,5645027997 \cdot \ln(Ht) \quad (13)$$

$$R^2 = 98,46; \text{ Erro padrão dos resíduos (Syx-\%) = 29,92}$$

$$\ln(VF_{cc}) = -9,9937991773 + 1,712849378 \cdot \ln(DAP) + 1,2203976442 \cdot \ln(Ht) \quad (14)$$

$$R^2 = 96,89; \text{ Erro padrão dos resíduos (Syx-\%) = 39,39}$$

$$\ln(PS) = -10,9532786932 + 2,5464820134 \cdot \ln(DAP) + 0,4667754371 \cdot \ln(Ht) \quad (15)$$

$$R^2 = 95,71; \text{ Erro padrão dos resíduos (Syx-\%) = 41,74}$$

O volume de galhos com casca foi calculado pela simples diferença entre o volume total com casca e volume de fuste com casca. Segundo Scolforo, Oliveira e Acerbi Jr. (2008), este procedimento evita a ocorrência de inconsistências devido à independência dos ajustes caso uma equação de volume de galhos com casca também fosse criada, que ao somar com os valores obtidos pela equação ajustada de volume de fuste não resultaria na estimativa fornecida pela equação de regressão para toda a árvore, sendo assim um método bastante tradicional e consistente.

A etapa de identificação dos materiais foi realizada com o auxílio da equipe do Herbário E.S.A., do Departamento de Ciências Biológicas da ESALQ/USP, onde especialistas das principais famílias botânicas auxiliaram na catalogação das amostras vegetais até os níveis de espécie e de apenas gênero em alguns poucos casos. Numa segunda etapa, a consistência da identificação se deu por comparação com várias exsicatas de outros herbários, principalmente por meio da plataforma REFLORA, do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JBRJ), considerada instituição de melhor referência na área de taxonomia vegetal no Brasil. Com as informações de todos os táxons amostrados (ANEXO A), foram calculados os índices de Shannon, Simpson (por 1-D) e de Riqueza (n° espécies/ha) através dos nove tamanhos de parcela analisados.

2.2.4 Análise de dados

Para analisar os diferentes tamanhos de parcela, existem várias metodologias para determinação do tamanho ótimo de unidades amostrais, sempre baseadas na variabilidade existente. A seguir, estão expostos os três métodos que foram adotados dentre a literatura técnica para a análise dos dados e definição da dimensão ideal.

2.2.4.1 Análise de variância (FISHER, 1918)

É um tipo de prova de significância da diferença utilizada para comparar múltiplos tratamentos por estimativas de variâncias. Baseada no teste F, de Snedecor, equivalente substitutivo do teste z de Fisher (PIMENTEL-GOMES, 2009), determina se a hipótese 'H₀: Não há diferença entre os tratamentos' deve ser rejeitada. Caso F tabelado (obtido ao nível α de probabilidade para graus de liberdade do tratamento e graus de liberdade do resíduo) seja menor que F calculado, rejeita-se H₀. Considerando que cada tamanho de parcela seja um tratamento, caso haja diferença significativa entre eles, adota-se o menor tamanho pela vantagem operacional e econômica intrínseca.

Tabela 2 - Estrutura da Análise de Variância (ANAVA)

Causas de variação	Graus de liberdade	Soma de quadrados	Quadrados médios	F calculado
Tratamento	I-1	SQTrat	QMTrat	QMTrat/QMRes
Resíduo	I.(J-1)	SQRes	QMRes	
Total	IJ-1	SQTotal		

Onde:

I = é o número de tratamentos;

J = é o número de repetições do tratamento;

$$SQTrat = \sum_{i=1}^I y_i^2 - (\sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J y_{ij})^2$$

$$SQTotal = \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J y_{ij}^2$$

$$SQRES = SQTotal - SQTrat$$

$$QMTrat = SQTrat/(I-1)$$

$$QMRes = SQRes/I(J-1)$$

A análise de variância é aplicada apenas a dados com distribuição normal. Por meio do teste Box-Cox, onde os valores de x são transformados para x^λ , é possível avaliar se os dados devem sofrer transformação para se tornarem normais. Caso algum dos valores de λ indicados pelo teste seja igual a um, há normalidade.

2.2.4.2 Método da curvatura máxima (FEDERER, 1955)

Este método permite combinar unidades básicas de área para formar parcelas experimentais de vários tamanhos, não levando em conta a sua forma, os quais podem ter o coeficiente de variação calculado e plotados graficamente junto com o tamanho correspondente. Federer (1955) propôs este método ao notar que assim como a variância, o coeficiente de variação também decrescia em função do aumento do tamanho da parcela, e deste modo, pode-se apontar visualmente o tamanho ótimo de parcela para a variável analisada de acordo com o ponto de máxima curvatura. Para tal análise, o resultado gráfico foi elaborado no programa Excel 2010 unindo os valores de coeficiente de variação por segmentos de reta como realizado por Viana et al. (2002).

2.2.4.3 Método do esforço amostral (FREESE, 1962)

Por fim, este último método permite através de uma fórmula iterativa verificar qual é o esforço amostral necessário para obtenção da precisão desejada de uma estimativa a partir do coeficiente de variação (CV) calculado para o número inicial de observações (n). Assim:

$$n^* = \frac{t_\alpha^2 CV^2}{E^2} \quad (16)$$

Onde:

n^* = é o número de observações necessárias;

t_α = é o t de Student para nível de significância α e $(n - 1)$ graus de liberdade;

CV = é o coeficiente de variação;

E = é o erro amostral desejado.

2.3 Resultados e discussão

2.3.1 Testes de significância

Inicialmente foram calculadas as médias de todas as variáveis para os nove tamanhos de parcela experimental nas três categorias de vegetação definidas (Tabela 3). Em seguida, foram realizadas análises de normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk e de homogeneidade de variância pelo teste de Box-Cox para os dados no programa SAS 9.3. As variáveis resposta que não atenderam as pressuposições do modelo do teste F de análise de variância foram transformadas de acordo com o lambda sugerido pelo teste de Box-Cox.

Efetuu-se a análise de variância para determinar a existência de diferença estatística entre os tratamentos. Conforme estão dispostos da Figura 7 a 14, a análise de variância feita pelo teste F a 5% de probabilidade mostrou que não houve diferença significativa entre os tamanhos de unidades amostrais utilizados para mensuração de DAP, Altura total (Ht), Densidade populacional (D), Área basal (G), Volume total com casca (VTcc), Volume de fuste com casca (VFcc), Volume de galho com casca (VGcc) e Peso de matéria seca (PS).

O teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade mostrou que com exceção das variáveis Ht, VTcc, VFcc e VGcc, as demais não tiveram diferença estatística entre as categorias Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Estacional Semidecidual em regeneração, mas que ambas diferem significativamente do Cerrado em todas as outras variáveis.

Em relação às medidas de diversidade, os dados para o índice de Shannon-Wiener demonstraram ter homogeneidade de variância pelo teste de Box-Cox, ao contrário do índice de Simpson e Riqueza (IR), que tiveram a transformação sugerida por $\lambda=3$ e $\lambda=0$, respectivamente. Após transformação dos dados, a análise de variâncias pelo teste F para o Índice de Shannon-Wiener e para Riqueza indicou diferença significativa ($\alpha=0,01$) entre as fitofisionomias e entre os tamanhos das parcelas, porém não houve interação entre estes dois fatores com nível de significância de 5%. Para os dados do índice de Simpson, procedeu-se com a análise não paramétrica de Friedman, na qual se obteve diferença estatística significativa ($\alpha=0,01$) entre as categorias de vegetação, mas não significativa entre os tamanhos de parcela.

Tabela 3 - Médias obtidas para cada tamanho de parcela amostral para Cerrado e Floresta Estacional Semidecidual

Fisionomia	Tamanho (m)	Área (m ²)	Médias										
			DAP (cm)	Ht (m)	D (ind/ha)	G (m ² /ha)	VTcc (m ³ /ha)	VFcc (m ³ /ha)	VGcc (m ³ /ha)	PS (t/ha)	ISHA	ISIMP	IR
Cerrado	10X10	100	13,4	6,2	180	4,20	30,23	10,84	19,39	16,47	-	-	100
	10X20	200	13,2	6,0	260	4,49	26,77	10,38	16,39	14,07	0,520	0,681	100
	10X30	300	12,0	5,4	247	4,50	26,31	10,28	16,03	13,78	0,693	1,000	67
	10X40	400 ^a	12,0	5,2	235	4,31	24,90	9,74	15,17	12,94	0,562	0,500	50
	20X20	400 ^b	11,3	4,6	295	5,06	28,06	10,99	17,07	14,10	0,644	0,467	75
	10X50	500	12,3	5,4	232	4,74	28,63	10,79	17,84	14,63	0,802	0,600	60
	20X30	600	10,9	4,5	273	4,80	26,77	10,45	16,32	13,52	1,037	0,574	67
	20X40	800	11,2	4,7	248	4,56	25,64	9,89	15,75	12,89	0,996	0,543	50
	20X50	1000	11,5	4,8	248	4,87	28,12	10,63	17,49	13,98	1,265	0,612	60
Floresta Estacional Semidecidual	10X10	100	16,4	12,2	1060	32,06	378,31	218,10	160,21	193,21	1,748	0,933	600
	10X20	200	15,1	12,0	1060	33,95	440,66	242,56	198,10	231,31	2,082	0,882	500
	10X30	300	15,2	11,9	1033	31,87	387,05	221,29	165,76	198,85	2,095	0,869	367
	10X40	400 ^a	14,8	11,6	975	28,77	340,40	197,53	142,87	173,46	2,260	0,874	350
	20X20	400 ^b	15,7	12,1	1045	38,63	528,66	267,76	260,90	291,62	2,374	0,900	400
	10X50	500	14,7	11,6	936	26,88	311,31	183,50	127,80	157,34	2,360	0,884	320
	20X30	600	15,5	12,0	1020	35,37	454,35	242,30	212,06	243,89	2,524	0,885	267
	20X40	800	15,1	11,8	973	31,69	400,15	216,90	183,25	213,08	2,552	0,891	263
	20X50	1000	15,0	11,9	972	30,13	370,03	205,65	164,38	194,45	2,672	0,896	230
Floresta Estacional Semidecidual em regeneração	10X10	100	11,8	13,7	1380	27,82	338,74	277,61	61,14	154,70	1,241	0,745	500
	10X20	200	12,1	13,9	1340	29,72	408,49	304,01	104,48	197,21	2,016	0,860	550
	10X30	300	13,3	15,1	1340	39,88	649,16	497,91	151,26	319,10	1,916	0,849	400
	10X40	400 ^a	13,0	15,0	1320	36,45	569,72	444,10	125,62	277,26	1,902	0,839	375
	20X20	400 ^b	12,0	14,2	1260	30,66	468,44	354,96	113,49	227,50	2,169	0,863	350
	10X50	500	13,1	15,2	1288	34,34	520,91	413,63	107,28	251,11	1,895	0,835	320
	20X30	600	13,0	15,1	1280	36,20	584,21	453,85	130,36	284,54	2,087	0,827	283
	20X40	800	13,2	15,3	1233	35,27	557,92	432,55	125,37	271,87	1,992	0,821	263
	20X50	1000	13,3	15,5	1190	33,28	513,73	405,07	108,66	248,22	1,956	0,812	220

Onde DAP = diâmetro tomado à altura do peito (1,30m); Ht = altura total; D = densidade populacional; G = área basal do povoamento; VTcc = volume total com casca; VFcc = volume de fuste com casca; VGcc = volume de galhos com casca; PS = peso de matéria seca; ISHA = índice de Shannon-Wiener; ISIMP = índice de Simpson e IR = riqueza de espécies.

Figura 7 - Teste de média de Tukey a 5% de probabilidade para DAP (cm)

Figura 8 - Teste de média de Tukey a 5% de probabilidade para altura total (m)

Figura 9 - Teste de média de Tukey a 5% de probabilidade para densidade populacional (ind./ha)

Figura 10 - Teste de média de Tukey a 5% de probabilidade para área basal (m²/ha)

Figura 11 - Teste de média de Tukey a 5% de probabilidade para volume total com casca (m³/ha)

Figura 12 - Teste de média de Tukey a 5% de probabilidade para volume de fuste com casca (m³/ha)

Figura 13 - Teste de média de Tukey a 5% de probabilidade para volume de galhos com cascas (m³/ha)

Figura 14 - Teste de média de Tukey a 5% de probabilidade para peso seco (t/ha)

Deste modo, por praticidade e custo, é conveniente adotar o menor tamanho de parcela disponível para estimar as variáveis dendrométricas e de povoamento, que no caso deste estudo foi o de 100 m², ótimo o bastante por oferecer estimativas com baixo custo financeiro sem implicar em nenhum prejuízo ao processo de amostragem. Em contrapartida, a análise gráfica dos índices de diversidade mostra melhor o que foi constatado pela análise de variância e teste não-paramétrico de Friedman. Através das figuras 15, 16 e 17, percebe-se que o Índice de Shannon tende a subir sem aparentar estabilização conforme aumenta o tamanho de parcelas, indicando maior diversidade, ao modo que o Índice de Riqueza diminui com aumento da área amostrada, o que revela uma detecção gradativamente maior da dominância com o uso de parcelas maiores. Isto pode ser também confirmado pela estabilidade do Índice de Simpson, que dá maior peso a espécies comuns.

Figura 15 – Comportamento gráfico dos índices de diversidade para Cerrado

Figura 16 – Comportamento gráfico dos índices de diversidade para Floresta Estacional Semidecidual

Figura 17 – Comportamento gráfico dos índices de diversidade para Floresta Estacional Semidecidual em regeneração

Tabela 4 - Teste de Tukey para índice de Shannon e Riqueza em função dos tamanhos de parcelas, nível α : 0.05 de significância

Tamanho	ISHA			IR				
10X10	1,07		c	466,7	a			
10X20	1,50		b	380,0	a	b		
10X30	1,61	a	b	295,6		b	c	
10X40	1,69	a	b	260,0		b	c	
20X20	1,73	a	b	270,0			c	d
10X50	1,73	a	b	230,7			c	d e
20X30	1,85	a	b	217,9			c	d e
20X40	1,91	a		188,6				d e
20X50	1,95	a		170,7				e

Levando em consideração a tabela 4 referente ao teste de comparação de médias de Tukey, é possível ver que para o índice de Shannon apenas as duas maiores parcelas (20x50 m e 20x40 m) diferiram estatisticamente das duas menores (10x10 m e 10x20 m). Constatando-se que pequenas variações nos tamanhos de unidades amostrais não irão influenciar na estimativa de diversidade através deste índice.

O índice de riqueza diminui com o aumento do tamanho da parcela, conforme é esperado da relação espécie-área e o teste estatístico mostra que há uma estreita ligação entre o desempenho do índice e pequenos acréscimos de área amostrada. Isto indica que pequenas unidades amostrais tendem a superestimar a riqueza de espécies no local, ao passo que o aumento da unidade amostral capta gradativamente o componente equabilidade da diversidade.

2.3.2 Curvatura máxima do coeficiente de variação

Por esta metodologia, os dados foram trabalhados através do método gráfico da curvatura máxima, buscando determinar o tamanho ótimo de parcela pelo menor coeficiente de variação oferecido. Na tabela 5 estão expostos todos os valores de coeficiente de variação calculados para variáveis dendrométricas e de povoamento, a partir dos quais foram projetados gráficos para cada variável buscando melhor visualização do comportamento do CV em relação aos tamanhos das unidades amostrais.

Tabela 5 - Coeficiente de variação das variáveis dendrométricas e de povoamento em função dos tamanhos de parcela

Fisionomia	Tamanho (m)	Área (m ²)	Coeficiente de variação (%)							
			DAP	Ht	D	G	VTcc	VFcc	VGcc	PS
Cerrado	10X10	100	61,00	65,63	99,38	140,18	143,33	139,96	145,32	139,14
	10X20	200	58,05	64,92	101,21	122,46	124,17	124,71	124,13	123,07
	10X30	300	30,48	33,92	100,04	123,31	127,43	126,99	127,84	127,89
	10X40	400 ^a	23,02	20,65	78,75	99,25	104,01	103,62	104,33	104,12
	20X20	400 ^b	11,34	15,02	70,24	95,17	101,72	100,42	102,59	102,03
	10X50	500	15,70	13,77	65,82	79,34	80,91	82,48	80,09	82,37
	20X30	600	16,43	18,84	76,96	112,23	122,30	118,73	124,61	123,70
	20X40	800	14,30	15,39	63,22	89,19	95,87	94,58	96,72	96,96
	20X50	1000	13,22	15,28	52,22	75,39	81,14	80,18	81,73	83,46
Floresta Estacional Semidecidual	10X10	100	26,15	9,32	49,29	41,68	70,96	56,52	90,77	80,05
	10X20	200	24,20	16,60	31,89	37,42	53,32	49,64	65,11	57,26
	10X30	300	16,98	12,79	40,87	33,28	44,08	42,94	54,04	47,26
	10X40	400 ^a	17,44	12,40	33,58	37,31	48,49	49,14	55,11	50,80
	20X20	400 ^b	18,51	17,21	44,19	46,45	56,02	39,68	77,26	65,51
	10X50	500	15,79	11,88	39,90	34,46	42,66	44,43	48,49	44,55
	20X30	600	14,67	12,57	32,42	35,12	43,11	31,97	61,77	51,16
	20X40	800	16,45	12,90	27,47	24,84	30,58	27,70	44,38	36,66
	20X50	1000	16,52	12,24	34,50	27,70	32,04	28,42	43,51	37,22
Floresta Estacional Semidecidual em regeneração	10X10	100	15,08	14,96	38,82	49,22	62,01	59,75	83,82	64,44
	10X20	200	17,11	17,70	42,49	57,22	77,90	75,18	100,59	81,36
	10X30	300	15,91	11,69	36,36	30,40	45,53	48,92	47,78	47,67
	10X40		19,00	12,22	29,08	24,15	37,98	40,41	48,89	40,55
	20X20		15,03	23,07	43,01	49,33	56,16	58,61	67,40	56,28
	10X50	500	16,63	9,56	30,32	14,01	26,78	30,82	39,79	28,98
	20X30	600	15,36	17,53	37,48	30,49	36,55	42,87	32,22	36,36
	20X40	800	18,01	17,66	33,92	19,89	25,21	34,21	34,25	24,18
	20X50	1000	17,26	14,63	33,88	19,13	23,34	32,46	34,84	22,04

Onde DAP = diâmetro tomado à altura do peito (1,30m); Ht = altura total; D = densidade populacional; G = área basal do povoamento; VTcc = volume total com casca; VFcc = volume de fuste com casca; VGcc = volume de galhos com casca e PS = peso de matéria seca.

Pela figura 18, é possível notar que no Cerrado o CV do DAP só começa a se estabilizar a partir de 400 m², especificamente na dimensão de 20x20 metros, a partir da qual se mantem mais ou menos constante com o aumento da unidade amostral. O CV para FES e FESreg são mais baixos nas parcelas menores em relação ao Cerrado, se tornando estáveis respectivamente de 300 e 100 m² em diante, se mantendo em torno de 16,6%.

Figura 18 - Máxima curvatura do coeficiente de variação para DAP

Para a altura total (Ht), também pode se ver que no Cerrado o CV só estabiliza a partir de 400 m² na dimensão de 20x20 metros, tamanho a partir do qual segue uma média de 15,7%. Nas fisionomias de FES e FESreg, a altura se comporta de forma relativamente constante a partir do menor tamanho, 100m², apenas a FESreg apresenta algumas oscilações sem grande magnitude (Figura19).

Figura 19 – Máxima curvatura do coeficiente de variação para altura total (Ht)

Verificando a densidade populacional (Figura 20), nota-se que no Cerrado o CV é alto e só começa a diminuir a partir de parcelas de 300 m², mas não apresenta nenhuma tendência de estabilização até a maior unidade amostral utilizada, de 1.000 m², o que indica a necessidade de talvez utilizar parcelas maiores em áreas campestres. Em FES e FESreg, o CV não mostra grande curvatura, apenas um ligeiro declínio a partir de 100 m², com seus valores girando em torno de 37%.

Figura 20 – Máxima curvatura do coeficiente de variação para densidade populacional (D)

Na análise de área basal, o CV no Cerrado também é alto e não mostra estabilização nítida, apesar de uma oscilação no tamanho de 600 m², aparenta uma maior constância do CV a partir de 500 m². Na FES e FESreg existe um ligeiro declínio do CV, havendo menor flutuação a partir de parcelas de 800 m² (Figura 21).

Figura 21 – Máxima curvatura do coeficiente de variação para a área basal (G)

Possuindo estreita relação com a área basal, o comportamento do CV para o volume total com casca segue um padrão muito parecido (Figura 22), onde em todas as fisionomias não há uma estabilização muito clara. Em FES e FESreg as oscilações diminuem a partir de 800 m², e em Cerrado o CV possivelmente estabiliza só a partir de parcelas um pouco maiores do que as analisadas.

Figura 22 – Máxima curvatura do coeficiente de variação para volume total com casca (VTcc)

O CV segue o mesmo padrão para o volume de fuste e de galho com casca, pois são os compartimentos que compõem o volume total. Desta maneira, como pode se mostrado pelas figuras 23 e 24, em FES e FESreg o CV também só apresenta ligeira estabilização a partir de unidades amostrais de 800 m².

Figura 23 – Máxima curvatura do coeficiente de variação para volume de fuste com casca (VFcc)

Figura 24 – Máxima curvatura do coeficiente de variação para volume de galho com casca (VGcc)

Para peso de matéria seca, o coeficiente de variação mostrou o mesmo padrão gráfico visto para os volumes, pois também está estreitamente correlacionado com a área basal. Deste modo, o CV não atingiu estabilização dentre os tamanhos de parcelas estudadas no Cerrado, apresentando o menor valor na parcela de 1.000 m². Em FES e FESreg, o CV aparenta atingir um patamar a partir de parcelas de 800 m² (Figura 25).

Figura 25 – Máxima curvatura do coeficiente de variação para peso de matéria seca (PS)

O método da curvatura máxima para as medidas de diversidade mostra que o CV dos índices de Shannon e Simpson (Figura 26 e 27) permanece praticamente constante com o aumento do tamanho das parcelas a partir de 200 m², tanto em Floresta Estacional Semidecidual como Floresta Estacional Semidecidual em regeneração. Nestas duas categorias o CV do índice de Shannon flutua entre 30 e 10%, enquanto o CV do índice de Simpson situa-se entre 4 e 20%, aproximadamente.

Bem diferente, o comportamento destes dois índices no Cerrado é bastante irregular, pois além de alto, não possui qualquer tendência de estabilização, sendo necessárias unidades amostrais maiores para obter menores valores de coeficiente de variação.

Figura 26 – Máxima curvatura do coeficiente de variação o índice de Shannon

Figura 27 – Máxima curvatura do coeficiente de variação o índice de Simpson

Para o índice de Riqueza (Figura 28), o CV se mantém bastante constante a partir de 200 m² em FESreg e com algumas flutuações em FES. No Cerrado novamente não é vista qualquer regularidade ou tendência, muito provavelmente devido a sua fisionomia campestre, onde a baixa densidade de indivíduos por hectare pode ter influenciado a grande amplitude destas oscilações.

Figura 28 – Máxima curvatura do coeficiente de variação o índice de Riqueza

A partir destes dados é fácil perceber que para a vegetação de Cerrado é preciso utilizar parcelas com mais de 1.000 m² se o objetivo é obter a menor variabilidade na amostragem para a maior parte das variáveis analisadas. Pois apenas com exceção do DAP e altura total, que podem ser bem levantadas com parcelas de 400 m², todas as outras variáveis exigem o uso de parcelas maiores do que 1.000 m².

Em área de Floresta Estacional Semidecidual, tanto primária como em regeneração, a utilização de parcelas de 100 m² são adequadas para altura total e densidade populacional, enquanto é preciso de 200 m² para os índices de Shannon, de Simpson e de Riqueza, 300 m² para DAP e 800 m² para área basal, volumes e peso seco.

2.3.2 Esforço amostral

Com base no coeficiente de variação, foram calculados os esforços amostrais necessários para se atingir um limite de erro de amostragem de 10%, com valor de significância t da distribuição de Student igual a 2. Esta metodologia permitiu verificar o esforço preciso em área amostrada com o uso de cada tamanho de parcela analisado, para uma mesma precisão.

As tabelas 6 e 7 expõem a área total necessária de ser amostrada para estimar com a mesma precisão estatística as principais variáveis dendrométricas e de diversidade para as três categorias de vegetação estudadas.

Tabela 6 – Esforço amostral necessário em função dos tamanhos de parcela, com erro de 10% e $t=2$

Fisionomia	Tamanho (m)	Área (m ²)	Esforço amostral (m ²)							
			DAP	Ht	D	G	VTcc	VFcc	VGcc	PS
Cerrado	10X10	100	14.886	17.228	39.506	78.602	82.176	78.352	84.467	77.435
	10X20	200	26.957	33.712	81.953	119.970	123.353	124.415	123.258	121.172
	10X30	300	11.146	13.805	120.089	182.467	194.849	193.530	196.126	196.276
	10X40	400	8.481	6.821	99.230	157.612	173.099	171.787	174.149	173.462
	20X20	400	2.056	3.611	78.943	144.908	165.548	161.344	168.402	166.572
	10X50	500	4.932	3.793	86.653	125.894	130.942	136.062	128.282	135.703
	20X30	600	6.475	8.516	142.148	302.278	358.957	338.324	372.664	367.246
	20X40	800	6.547	7.583	127.905	254.538	294.138	286.240	299.371	300.865
	20X50	1000	6.990	9.343	109.065	227.364	263.341	257.134	267.185	278.630
Floresta Estacional Semidecidual	10X10	100	2.736	348	9.719	6.949	20.141	12.776	32.957	25.635
	10X20	200	4.686	2.205	8.135	11.205	22.744	19.713	33.916	26.228
	10X30	300	3.459	1.964	20.042	13.287	23.313	22.129	35.045	26.803
	10X40	400	4.867	2.461	18.041	22.273	37.616	38.629	48.587	41.297
	20X20	400	5.481	4.737	31.245	34.527	50.204	25.192	95.502	68.657
	10X50	500	4.988	2.822	31.841	23.755	36.403	39.485	47.033	39.694
	20X30	600	5.167	3.794	25.228	29.606	44.605	24.532	91.583	62.819
	20X40	800	8.657	5.327	24.145	19.746	29.920	24.558	63.038	43.004
	20X50	1000	10.922	5.993	47.596	30.691	41.071	32.319	75.736	55.407
Floresta Estacional Semidecidual em regeneração	10X10	100	910	895	6.028	9.689	15.383	14.281	28.102	16.610
	10X20	200	2.343	2.507	14.446	26.189	48.551	45.215	80.944	52.952
	10X30	300	3.037	1.639	15.868	11.091	24.879	28.714	27.394	27.271
	10X40	400	5.777	2.389	13.527	9.331	23.077	26.126	38.247	26.312
	20X20	400	3.613	8.512	29.592	38.938	50.457	54.956	72.680	50.687
	10X50	500	5.529	1.830	18.388	3.923	14.346	18.995	31.666	16.798
	20X30	600	5.661	7.375	33.720	22.307	32.068	44.113	24.920	31.723
	20X40	800	10.380	9.984	36.826	12.658	20.345	37.451	37.547	18.717
	20X50	1000	11.913	8.559	45.915	14.638	21.789	42.145	48.542	19.439

Onde DAP = diâmetro tomado à altura do peito (1,30m); Ht = altura total; D = densidade populacional; G = área basal do povoamento; VTcc = volume total com casca; VFcc = volume de fuste com casca; VGcc = volume de galhos com casca e PS = peso de matéria seca.

Tabela 7 – Esforço amostral necessário para levantamento de medidas de diversidade em função dos tamanhos de parcela, com erro de 10% e $t=2$

Fisionomia	Tamanho (m)	Área (m ²)	Coeficiente de variação (%)			Esforço amostral (m ²)		
			ISHA	ISIMP	IR	ISHA	ISIMP	IR
Cerrado	10X10	100	-	-	-	-	-	-
	10X20	200	76,67	55,28	35,36	15.334	11.056	7.071
	10X30	300	57,61	36,13	44,05	17.283	10.839	13.216
	10X40	400 ^a	94,96	54,76	86,60	37.982	21.902	34.641
	20X20	400 ^b	64,24	54,62	36,51	25.694	21.849	14.606
	10X50	500	50,19	29,79	54,77	25.095	14.896	27.386
	20X30	600	44,07	43,00	30,47	26.440	25.799	18.281
	20X40	800	55,49	46,60	45,31	44.395	37.282	36.246
	20X50	1000	40,29	34,82	36,13	40.295	34.821	36.132
Floresta Estacional Semidecidual	10X10	100	21,40	5,46	56,03	2.140	546	5.603
	10X20	200	11,86	4,85	27,02	2.371	970	5.404
	10X30	300	12,10	5,07	38,38	3.629	1.520	11.514
	10X40	400 ^a	12,05	5,46	29,88	4.818	2.185	11.952
	20X20	400 ^b	13,49	7,91	26,88	5.394	3.166	10.753
	10X50	500	12,81	4,75	40,65	6.407	2.374	20.325
	20X30	600	9,08	4,69	35,46	5.448	2.814	21.279
	20X40	800	10,19	5,30	30,22	8.152	4.239	24.174
	20X50	1000	9,58	4,51	33,73	9.580	4.515	33.734
Floresta Estacional Semidecidual em regeneração	10X10	100	27,72	9,84	48,17	2.772	984	4.817
	10X20	200	13,17	10,63	19,71	2.634	2.126	3.942
	10X30	300	14,45	12,55	20,92	4.334	3.764	6.275
	10X40	400 ^a	15,90	11,17	23,29	6.362	4.467	9.314
	20X20	400 ^b	18,96	17,58	22,81	7.585	7.033	9.125
	10X50	500	14,28	10,06	22,27	7.139	5.031	11.137
	20X30	600	18,08	15,39	22,73	10.850	9.235	13.640
	20X40	800	19,25	14,31	24,44	15.400	11.444	19.550
	20X50	1000	18,55	12,69	26,39	18.555	12.689	26.387

Onde ISHA = índice de Shannon; ISIMP = índice de Simpson e IR = índice de Riqueza.

Com estes resultados, é possível conferir para o Cerrado que utilizando parcelas de 20x20 metros (400m²) se tem o menor esforço amostral requerido para estimar DAP e altura total. Para as demais variáveis dendrométricas, a dimensão de 10x10 metros (100 m²) é suficiente para se ter estimativas consistentes com a precisão desejada. As medidas de diversidade e riqueza podem ser obtidas com o menor esforço amostral adotando-se o uso de parcelas de 10x20 metros (200 m²) para os índices de Shannon e Riqueza e 10x30 metros (300 m²) para o índice de Simpson.

Estas informações mostram que parcelas menores, mesmo não captando toda a variabilidade de campo, compensam em termos de esforço de área amostrada, e consequentemente em tempo, mão-de-obra e recursos financeiros. É claro que ao determinar o uso de pequenas parcelas, maior será a quantidade de unidades amostrais a serem alocadas no local, mas ainda assim terá menor área absoluta a ser inventariada.

Na Floresta Estacional Semidecidual, exceto para densidade populacional, todas as variáveis podem ser bem estimadas com o uso de parcelas de 10x10 metros (100 m²), inclusive as medidas de diversidade de Shannon e Simpson. O menor esforço amostral preciso para levantamento da densidade populacional e do índice de Riqueza foi dado pelo tamanho de 10x20 metros (200 m²), sendo estas as variáveis mais exigentes quando se deseja mensurar todas as variáveis juntas.

Em Floresta Estacional Semidecidual em regeneração, muito possivelmente pela existência de um maior dinamismo ecológico, é visto que houve maior heterogeneidade dos resultados, pois parcelas de 10x10 metros (100 m²) são adequadas para levantamento das variáveis DAP, altura total, densidade populacional, volume de fuste e peso seco, ao passo que só parcelas maiores, de 500 m² e 600 m², permitem o menor esforço de amostragem para área basal e volume total, e volume de galhos, respectivamente. Os índices de Shannon e Riqueza podem ser medidos com o menor esforço através de parcelas de 10x20 metros (200 m²) e o índice de Simpson com parcelas de 10x10 metros (100 m²).

3 CONCLUSÃO

A escolha do tamanho de unidade amostral deve ser apoiada pela máxima precisão e pelo menor custo possível, ambos os fatores alinhados à variável mais exigente em termos de variação.

Com este objetivo, propõem-se para a fisionomia Cerrado o uso de unidades amostrais de 10x20 metros (200 m²) quando se deseja qualquer uma das variáveis dendrométricas e de povoamento, este tamanho compensa em termos de esforço amostral os altos valores de coeficiente de variação apresentados. Para medição da diversidade usando índice de Shannon e de Riqueza, o método da máxima curvatura indicou parcelas de 200 m², mas recomenda-se parcelas maiores com mais de 1.000m², pois o índice de Shannon aumentou em média com o aumento do tamanho das unidades amostrais sem indício de estabilização, ao mesmo tempo que o índice de riqueza diminuiu, significando que há dominância de espécies a ser detectada na amostra. O índice de Simpson se mostrou bastante regular, podendo ser utilizado em parcelas pequenas de 300 m².

Para inventário de Floresta Estacional Semidecidual, é indicada a utilização de parcelas de 10x20 metros (200m²), tanto para as variáveis dendrométricas e de povoamento como também para medidas de diversidade e riqueza. Nesta mesma vegetação, mas ainda em regeneração, é proposto o uso de parcelas de 20x30 metros (600 m²) para as variáveis dendrométricas e de 10x20 metros (200 m²) para estimativas de diversidade. Para ambos os casos, é lembrado que não houve indício de estabilização dos índices de Shannon e de Riqueza em todo o gradiente de área amostral utilizada, ainda que com base no coeficiente de variação compense operacionalmente utilizar parcelas menores.

REFERÊNCIAS

- AMADOR, D.B.; VIANA, V.M. Sistemas agroflorestais para recuperação de fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 12, n. 32, p. 105-110, dez. 1998.
- AUGUSTYNICZIK, A.L.D.; MACHADO, S.A.; FIGUEIREDO FILHO, A.; PÉLLICO NETO, S. Avaliação do tamanho de parcelas e de intensidade de amostragem em inventários florestais. **Scientia forestalis**, Piracicaba, v. 41, n. 99, p. 361-368, set. 2013.
- BAIS, C.R. **Tamanho de parcelas para quantificação de biomassa e carbono em uma floresta ombrófila densa na Mata Atlântica**. 2009. 74p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.
- BERNACCI, L.C.; FRANCO, G.A.D.C.; ÀRBOCZ, G.F.; CATHARINO, E.L.M.; DURIGAN, G.; METZGER, J.P. O efeito da fragmentação florestal na composição e riqueza de árvores na região da reserva Morro Grande (planalto de Ibiúna, SP). **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 18, p. 121-166, dez. 2006.
- BIERREGAARD, R.O.; LOVEJOY, T.E.; KAPOV, V.; SANTOS, A.A. dos; HUTCHINGS, R.W. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. **BioScience**, Washington, v. 42, n. 11, p. 859-866, Dec. 1992.
- BONETES, L. **Tamanhos de parcelas e intensidade amostral para estimar o estoque e índices fitossociológicos em uma floresta ombrófila mista**. 2003. 111p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.
- BRASIL. Decreto Legislativo n. 2, de 4 de fevereiro de 1994. Dispõe sobre a conservação da diversidade biológica, uso sustentável dos seus componentes e divisão justa e equitativa dos benefícios decorrentes dos seus recursos genéticos. **Diário Oficial da União**, Brasília, 4 fev. 1994. Seção 1, p. 1.693.
- CÂMARA, I.G. Parte II: Brasil / Breve história da conservação da Mata Atlântica. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. (Ed.). **Mata Atlântica: Biodiversidade, ameaças e perspectivas**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica - Belo Horizonte: Conservação Internacional, 2005. cap. 4, p. 31-42.
- CAMPANILI, M.; SCHÄFFER, W.B. (Org.). **Mata Atlântica: Patrimônio nacional dos brasileiros**. 2.ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2010. 408p.
- CAVALCANTI, F.J.B.; MACHADO, S.A.; HOSOKAWA, R.T. Tamanho de unidade de amostra e intensidade amostral para espécies comerciais da Amazônia. **Floresta**, Curitiba, v. 39, n. 1, p. 207-214, jan. / mar. 2009.
- CIELO FILHO, R.; MARTINS, F.R.; GNERI, M.A. Fitting abundance distribution models in tropical arboreal communities of SE Brazil. **Community Ecology**, Budapest, v. 3, n. 2, p. 169-180, 2002.
- COHEN, J.E. Alternate derivations of a species-abundance relation. **The American Naturalist**, Chicago, v. 102, n. 924, p. 165-172, Mar / Apr 1968.

CUNNINGHAM, S.A. Depressed pollination in habitat fragments causes low fruit set. **Proceedings... The Royal Society / Biological Sciences**, London, v. 267, p. 1149-1152, 2000.

DEAN, W. **A ferro e fogo: A história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. Tradução de Cid Knipel Moreira. São Paulo: Companhia das Letras, 1996.484p.

DURIGAN, G. Métodos para análise de vegetação arbórea. In: CULLEN Jr., L.; RUDRAN, R.; PADUA-VALLADARES, C. (Org.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR/Fundação o Boticário de Proteção à Natureza, 2003. cap. 17, p.455-479.

DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M.F.; FRANCO, G.A.D.C. Threats to the Cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 4, p. 355-363, ago. 2007.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentaion on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 34, n. 1, p. 487-515, Nov. 2003.

FAO. **Forests and climate change working paper 5: Definitional issues related to reducing emissions from deforestation in developing countries**. Roma, 2007. 29p.

FEDERER, W.T. **Experimental design: theory and application**. 3rd. ed. New York: Oxford & IBH Publishing, 1955. 593p.

FISHER, R.A.; CORBERT, A.S.; WILLIAMS, C.B. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of animal population. **Journal of Animal Ecology**, Oxford, v. 12, p. 42-58, 1943.

FISZON, J.T.; MARCHIORO, N.P.X.; BRITEZ, R.M.; CABRAL, D.C.; CAMELY, N.C.; CANAVESI, V.; CASTELLA, P.R.; CASTRO, E.B.V.; CULLEN JR., L.; CUNHA, M.B.S.; FIGUEIREDO, E.O.; FRANKE, I.L.; GOMES, H.; GOMES, L.J.; HREISEMNOU, V.H.V.; LANDAU, E.C.; LIMA, S.M.F.; LOPES, A.T.L.; MARIANO NETO, E.; MELLO, A.L.; OLIVEIRA, L.C.; ONO, K.Y.; PEREIRA, N.W.V.; RODRIGUES, A.S.; RODRIGUES, A.A.F.; RUIZ, C.R.; SANTOS, L.F.G.L. dos; SMITH, W.S.; SOUZA, C.R. Causas da fragmentação/Causas antrópicas. In: RAMBALDI, D.M.; OLIVEIRA, D.A.S. (Org.). **Fragmentação de ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Serviço Florestal Brasileiro, 2003. cap. 3, p. 66-99.

FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M.V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 4, p. 493-502, dez. 2007.

FREESE, F. **Elementary forest sampling**. Washington: USDA Forest Service, 1971. 91p.

GAMA, J.R.V., BOTELHO, S.A., BENTES-GAMA, M.M.; SCOLFORO, J.R.S. Tamanho de parcela e suficiência amostral para estudo da regeneração natural de floresta de várzea na Amazônia. **Cerne**, Lavras, v. 7, p. 1-11, 2001.

GIULIETTI, A.M.; HARLEY, R.M.; QUEIROZ, L.P.; WANDERLEY, M.G.L.; BERG, C.V.D. Biodiversidade e conservação das plantas no Brasil. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 52-61, jul. 2005.

PIMENTEL-GOMES, F. Curso de estatística experimental. 15. ed. Piracicaba: FEALQ, 2009. 451p.

GONÇALVES, J.L.M.; ALVARES, C.A.; GONÇALVES, T.D.; MOREIRA, R.M.; MENDES, J.C.T.; GAVA, J.L. Mapeamento de solos e da produtividade de plantações de *Eucalyptus grandis*, com uso de sistema de informação geográfica **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 40, n. 94, p. 187-201, jun. 2012.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J.; JARDIM, F.C.S. Tamanho de parcela amostral para inventários florestais. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 12, n. 1, p. 91-103, 1982.

HUBBELL, S.P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. 1 ed. Princeton: Princeton University Press, 2001. 392p.

HURLBERT, S.H. The nonconcept of species diversity: A critique and alternative parameters. **Ecology**, Tempe, v. 52, n. 4, p. 577-586, Jul. 1971.

HUSCH, B.; BEERS, T.W.; KERSHAW JR., J.A. **Forest mensuration**. 4th . ed. New Jersey: John Wiley , 2002. 456p.

HUTCHESON, K. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. **Journal of Theoretical Biology**, London, v. 29, p. 151-154, 1970:

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Atlas do Censo Demográfico 2010**. Rio de Janeiro: IBGE, 2013. 156p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Estudos & Pesquisas - Informação geográfica**: Indicadores de desenvolvimento sustentável. Rio de Janeiro, n. 9, 2012. 306p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2.ed. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2012b. 271p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Sistema IBGE de Recuperação Automática. **SIDRA**: banco de dados agregados. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/popul/>>. Acesso em: 13 jun. 2014.

KEVAN, P.G.; VIANA, B.F. The global decline of pollination services. **Biodiversity**, Ottawa, v. 4, n. 4, p. 3-8. 2003.

KRONKA, F.J.N.; NALON, M.A.; MATSUKUMA, C.K.; KANASHIRO, M.M.; YWANE, M.S.S.; PAVÃO, M.; LIMA, L.M.P.R.; GUILLAUMON, J.R.; BORGIO, S.C.; MANETTI, L.A.; BARRADAS, A.M.F. Monitoramento da vegetação natural e do reflorestamento no Estado de São Paulo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2005a. p. 1569-1576.

KRONKA, F.J.N.; NALON, M.A.; MATSUKUMA, C.K.; KANASHIRO, M.M.; YWANE, M.S.S.; PAVÃO, M.; DURIGAN, G.; LIMA, L.M.P.R.; GUILLAUMON, J.R.; BAITELLO, J.B.; BORGIO, S.C.; MANETTI, L.A.; BARRADAS, A.M.F.; FUKUDA, J.C.; SHIDA, C.N.; MONTEIRO, C.H.B.; PONTINHA, A.A.S.; ANDRADE, G.G.; BARBOSA, O.; SOARES, A.P.; JOLY, C.A.; COUTO, H.T.Z. **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente / Instituto Florestal, 2005b. 200p.

LANDE, R.; DEVRIES, P.J.; WALLA, T.R. When species accumulation curves intersect: implications for ranking diversity using small samples. **Oikos**, Copenhagen, v. 89, n. 3, p. 601-605, Jun. 2000.

LONGINO, J.T.; CODDINGTON, J.; COLWELL, R.K. The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness in three different ways. **Ecology**, Tempe, v. 83, n.3, p. 689-702, Mar. 2002.

MacARTHUR, R.H. On the relative abundance of bird species. **Proceedings... National Academy of Sciences / United States of America**, v. 43, n. 3, p. 293-295, 1957.

MACHADO, S.A.; FIGUEIREDO FILHO, A. **Dendrometria**. 2.ed. Guarapuava: Editora Unicentro, 2006. 316p.

MAGALHÃES, T.R. **Influência do Tamanho da parcela de amostra no desvio padrão num inventário em florestas nativas: caso da floresta comunitária de Madjadjane**. Maputo:Universidade Eduardo Mondlane, , 2004. 63p.

MAGURRAN, A.E. **Measuring biological diversity**.Oxford: Blackwell Publishing, 2004. 264p.

MARGALEF, R. La teoría de la información en ecología. **Memórias de la Real Academia de Ciencias y Artes de Barcelona**, Barcelona, v.32, p. 373-449, 1957.

MARTINELLI, G.; VALENTE, A.S.M.; MAURENZA, D.; KUTSCHENKO, D.C.; JUDICE, D.M.; SILVA, D.S.; FERNANDEZ, E.P.; MARTINS, E.M.; BARROS, F.S.M.; SFAIR, J.C.; SANTOS FILHO, L.A.F.; ABREU, M.B.; MORAES, M.A.; MONTEIRO, N.P.; PIETRO, P.V.; FERNANDES, R.A.; HERING, R.L.O.; MESSINA, T.; PENEDO, T.S.A. Avaliações de risco de extinção de espécies da flora brasileira. In: MARTINELLI, G.; MORAES, M.A. (Org.). **Livro vermelho da flora do Brasil**. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013. cap. 5, p. 60-84.

MARTINS, F.R.; SANTOS, F.A.M. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. **Holos Environment**, Rio Claro, edição especial, p. 236-267, 1999.

MELO, A.S. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, Campinas, v. 8, n. 3, p. 21-27, 2008.

MENDES, R.S.; EVANGELISTA, L.R.; THOMAZ, S.M.; AGOSTINHO, A.A. GOMES, L.C. A unified index to measure ecological diversity and species rarity. **Ecography**, Copenhagen, v. 31, n. 4, p. 450-456, 2008.

MENDONÇA, R.C.; FELJILI, J.M.; WALTER, B.M.T.; SILVA JR., M.C.; REZENDE, A.V.; FILGUEIRAS, T.S.; NOGUEIRA, P.E.; FAGG, C.W. Flora vascular do bioma Cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P.; RIBEIRO, J.F. (Ed.). **Cerrado: Ecologia e flora**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. 2 v. cap. 15, 1279p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Áreas prioritárias**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado/areas-prioritarias>>. Acesso em: 16 mai. 2014.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Áreas protegidas**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/dados-consolidados>>. Acesso em: 20 mar. 2015.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Biodiversidade brasileira**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-brasileira>>. Acesso em: 28 mai. 2014.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Biodiversidade brasileira**: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília, 2002. 404p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE; INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite. Monitoramento do bioma Cerrado, 2009 a 2010**. Brasília, 2011. 65p.

MITTERMEIER, R.A.; GIL, P.R.; HOFFMAN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOREUX, J.; FONSECA, G.A.B. **Hotspots Revisited**: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Chicago: University of Chicago, 2005. 392p.

MOSCOVICH, F.A.; BRENA, D.A.; LONGHI, S.J. Comparação de diferentes métodos de amostragem, de área fixa e variável, em uma floresta de *Araucaria angustifolia*. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 9, n. 1, p. 173-191, 1999.

MÜLLER, V.R. **Análise comparativa de parcelas para amostragem da florística e produção de vegetação lenhosa em área de cerrado sensu stricto**. 2011. 77p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, 2011.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, n. 6772, p. 853-858, Feb. 2000.

NAKAJIMA, N.Y. **Comparison of four ground-survey methods when used as permanent samples in the continuous forest inventory for forest management**. 1997. 91p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - The United Graduate School of Agricultural Sciences, Kagoshima University, Kagoshima, 1997.

NAPPO, M.E.; FONTES, M.A.L.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Suficiência amostral e análise do tamanho de parcelas para o estudo da regeneração natural do sub-bosque de povoamentos homogêneos de *Mimosa scabrella* Benth, em área minerada, em Poços de Caldas, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 23, n. 4, p. 443-453, 1999.

NEVES, A.C.M. **Determinantes do desmatamento na Mata Atlântica**: Uma análise econômica. 2006. 86 p. Dissertação (Mestrado em Economia da Indústria e Tecnologia) – Instituto de Economia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

ODUM, E.P.; BARRETT, G.W. **Fundamentos de ecologia**. São Paulo: Cengage Learning, 2011. 612p.

OLIVEIRA, M.M; HIGUCHI, N.; CELES, C.H.; HIGUCHI, F.G. Tamanho e formas de parcelas para inventários florestais de espécies arbóreas na Amazônia central. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 3, p. 645-653, jul. / set., 2014.

PEET, R.K. The measurement of species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 5, p. 285-307, 1974.

PÉLLICO NETTO, S.; BRENA, D.A. **Inventário Florestal**. Curitiba: Editado pelos autores, 1997. 316p.

PIANKA, E.R. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. **The American Naturalist**, Chicago, v. 100, n. 910, p. 33-46, Jan. / Feb. 1966.

PIELOU, E.C. **Ecological diversity**. New York: Wiley, 1975. 165p.

PRESTON, F.W. The commonness, and rarity, of species. **Ecology**, Tempe, v. 29, n. 3, p. 254-283, 1948.

RANTA, P.; BLOM, T.; NIEMELÄ, J.; JOENSUU, E.; SIITONEN, M. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 7, n. 3, p. 385-403, Mar. 1998.

RICKLEFS, R.E. **Economia da natureza**. Tradução de Pedro P. de Lima e Silva. 6. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2010. 546p.

RODRÍGUEZ-CABAL, M.; AIZEN, M.; NOVARO, A. Habitat fragmentation disrupts a plant-disperser mutualism in the temperate forest of South America. **Biological Conservation**, Essex, v. 139, n. 1-2, p. 195-202, Sept. 2007.

ROSENZWEIG, M.L. **Species Diversity in Space and Time**. Cambridge: Cambridge University Press. 1995. 436p.

SANQUETTA, C.R.; WATZLAWICK, L.F.; CORTE, A.P.D.; FERNANDES, L.A.V. **Inventários florestais: planejamento e execução**. Curitiba: Editado pelos próprios autores, v.1. 270p. 2006.

SCARIOT, A.; FREITAS, S.R.; MARIANO NETO, E.; NASCIMENTO, M.T.; OLIVEIRA, L.C.; SANAIOTTI, T.; SEVILHA, A.C.; VILLELA, D.M. Efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade/Vegetação e flora. In: RAMBALDI, D.M.; OLIVEIRA, D.A.S. (Org.). **Fragmentação de ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Serviço Florestal Brasileiro, 2003. cap. 4, p. 104-123.

SCHÄFFER, W.B.; PROCHNOW, M. (Org.). **A Mata Atlântica e Você: como preservar, recuperar e se beneficiar da mais ameaçada floresta brasileira**. Brasília: Apremavi, 2002.

SCOLFORO, J.R.; OLIVEIRA, A.D.; ACERBI JÚNIOR, F.W. **Inventário Florestal de Minas Gerais: Equações de volume, peso de matéria seca e carbono para diferentes fitofisionomias da flora nativa**, 2008. 216p.

SHANNON, C.E.; WEAVER, W. **The mathematical theory of communication**. Urbana: University of Illinois Press, 1949. 117p.

SHEPHERD, G.J. **Plantas terrestres**. 2003. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/Aval_Conhec_Cap7.pdf>. Acesso em: 12 dez. 2014.

SHIVER, B.D.; BORDERS, B.E. **Sampling techniques for forest resource inventory**. New York: John Wiley, 1996. 356p.

SILVA, N.N. **Amostragem Probabilística**: Um curso introdutório. 2.ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo (EDUSP), 2001. 128p.

SIMPSON, E.H. Measurement of diversity. **Nature**, London, v. 163, p. 688, 1949.

SOS MATA ATLÂNTICA. **A Mata Atlântica**. Disponível em: <<http://www.sosma.org.br/nossa-causa/a-mata-atlantica/>>. Acesso em: 20 mai. 2014.

SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Relatório técnico - Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica**: período 2011-2012. São Paulo, 2013. 61p.

STEHMANN, J.R.; FORZZA, R.C.; SALINO, A.; SOBRAL, M.; COSTA, D.P.; KAMINO, L.H.Y. Floresta Atlântica: riqueza, endemismo e conservação / Diversidade taxonômica na Floresta Atlântica. In: _____. **Plantas da Floresta Atlântica**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2009. cap. 1, p. 3-12.

TABARELLI, M.; PERES, C.A.; MELO, F.P.L. The “few winners and many losers” paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, Essex, v. 155, p. 136-140, Oct. 2012.

TAYLOR, L.R. Bates, Williams, Hutchinson – a variety of diversities. In: SYMPOSIUM OF THE ROYAL ENTOMOLOGICAL SOCIETY, 9. 1978, London. **Diversity of Insect Faunas** Mound L.A.; WALOFF, N. (Ed.), London, p. 1-18.

TÉO, S.J.; SCHNEIDER, C.R.; FIORENTIN, L.D.; COSTA, R.H. Comparação de métodos de amostragem em fragmentos de floresta ombrófila mista, em Lebon Régis, SC. **Floresta**, Curitiba, v. 44, n. 3, p. 393-402, jul. / set. 2014.

TOKESHI, M. Species abundance patterns and community structure. **Advances in Ecological Research**, London, v. 24, p. 111-186, 1993.

UNFCCC. **Report of the conference of the parties on its seventh session, held at Marrakesh from 29 October to 10 November 2001**. Part two: Action taken by the conference of the parties. Marrakesh, 2001. 69p.

VIANA, V.M.; PINHEIRO, L.A.F.V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 12, n. 32, p. 25-42, dez. 1998.

VIANA, A.E.S.; SEDIYAMA, T.; CECON, P.R.; LOPES, S.C.; SEDIYAMA, M.A.N. Estimativas de tamanho de parcela em experimentos com mandioca. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v.20, p.58-63, 2002.

VIANNA, A.L.M.; VIDAL, E.J.; GORENSTEIN, M.R.; BATISTA, J.L.F. Tamanho ótimo de parcela para estimativa de estoque de carbono da parte aérea lenhosa de fitofisionomias florestais na Amazônia oriental. **Floresta**, Curitiba, v. 2, p. 447-456, 2010.

VICTOR, M.A.M.; CAVALLI, A.C.; GUILLAUMON, J.R.; SERRA FILHO, R. **Cem anos de devastação: revisitada 30 anos depois**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. 72p.

VIEIRA, M.G.L.; COUTO, H.T.Z. Estudo do tamanho e número de parcelas na Floresta Atlântica do Parque Estadual de Carlos Botelho, São Paulo. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 60, p. 11-20, 2001.

WHITTAKER, R.H. Dominance and diversity in land plant communities. **Science**, Washington, v. 147, p. 250-260, 1965.

WILSEY, B.J.; CHALCRAFT, D.R.; BOWLES, C.M.; WILLIG, M.R. Relationships among indices suggest that richness is an incomplete surrogate for grassland biodiversity. **Ecology**, Tempe, v. 86, n. 5, p. 1178-1184, 2005.

WILSON, E.O. **Diversidade da Vida**. São Paulo: Cia das Letras, 1994.504p.

ZORZETTO, R. O verde clandestino. **Pesquisa FAPESP**, São Paulo, n. 170, p. 50-53, abr. 2010.

ANEXOS

Anexo A - Lista de espécies amostradas na Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga – SP

(continua)

Família	Nome científico	Nomes comuns
Anacardiaceae	<i>Lithrea molleoides</i> (Vell.) Engl.	Aroeira-branca; Aroeira-brava; Aroeirinha
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> L.	Mangueira
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Peito-de-pomba; Camboatá; Tapiriri
Annonaceae	<i>Annona sylvatica</i> A. St.-Hil.	Araticum; Embira-vermelha; Biribá
Annonaceae	Annonaceae sp. 1	-
Annonaceae	<i>Duguetia lanceolata</i> A. St.-Hil.	Pindaíva; Pindaúva; Pindaíba
Annonaceae	<i>Guatteria australis</i> A. St.-Hil.	Pindaíba-preta
Apocynaceae	<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	Guatambu-do-cerrado; Peroba-cetim; Pereira
Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	Peroba-rosa; Peroba; Peroba-rajada
Aquifoliaceae	<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	Erva-mate; Mate; Congonha
Araliaceae	<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	Maria-mole; Pau-de-tamanco
Araliaceae	<i>Schefflera</i> cf. <i>calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	Mandiocão; Mandioqueiro; Pau-mandioca
Arecaceae	Arecaceae sp. 1	-
Asteraceae	<i>Moquiniastrium polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	Candeia; Cambará
Asteraceae	<i>Piptocarpha</i> cf. <i>macropoda</i> (DC.) Baker	Cambará
Asteraceae	<i>Piptocarpha</i> cf. <i>regnellii</i> (Sch. Bip.) Cabrera	-
Asteraceae	<i>Piptocarpha</i> cf. <i>quadrangularis</i> (Vell.) Baker	Cambará; Braço-forte-de-quatro-quinas
Asteraceae	<i>Vernonanthura</i> cf. <i>petiolaris</i> (DC.) H. Rob.	Vassourão; Pau-toucinho
Bignoniaceae	Bignoniaceae sp. 1	-
Bignoniaceae	<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	Ipê-verde; Caroba-de-flor-verde; Cinco-chagas
Bignoniaceae	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	Caroba; Carobinha; Jacarandá-branco
Calophyllaceae	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	Pau-santo; Folha-santa; Saco-de-boi
Celastraceae	<i>Maytenus gonoclada</i> Mart.	Cafezinho; Coração-de-bugre; Seca-ligeiro
Chrysobalanaceae	<i>Licania humilis</i> Cham. & Schltdl.	Marmelito-do-campo; Marmelinho-do-cerrado
Combretaceae	<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	Pau-sangue; Maria-preta; Cerne-amarelo
Cunoniaceae	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	Guaperê; Cangalheiro; Salgueiro-do-mato
Ebenaceae	<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	Fruta-de-jacú; Marmelinho; Maria-preta
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	Ouriceiro; Carrapicheiro
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Tapi; Tapiá; Tapiá-guaçu; Tamanqueiro
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Capixingui; Velame; Tapixingui
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	Leiteiro; Leiteira; Branquinho
Fabaceae	Fabaceae sp. 1	-
Fabaceae - Caesalpinioideae	<i>Cassia ferruginea</i> (Schrud.) Schrad. ex DC.	Canafístula; Chuva-de-ouro; Tapira-coiana
Fabaceae - Caesalpinioideae	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Copaíba; Pau-de-óleo; Bálsamo
Fabaceae - Cercideae	<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	Unha-de-vaca; Pata-de-vaca
Fabaceae - Faboideae	<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth.	Angelim-amargoso; Angelim-pedra; Angelim-de-morcego
Fabaceae - Faboideae	<i>Dahlstedtia muehlbergiana</i> (Hassl.) M. J. Silva & A. M. G. Azevedo	Embira-de-sapo; Guaianã; Timbó

Anexo A - Lista de espécies amostradas na Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga – SP

(continuação)

Família	Nome científico	Nomes comuns
Fabaceae - Faboideae	<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	Jacarandá-do-campo; Caviúna-do-cerrado; Sapuvuçu
Fabaceae - Faboideae	<i>Leptolobium elegans</i> Vogel	Perobinha-do-campo; Leptolóbio; Amendoim-falso
Fabaceae - Faboideae	<i>Luetzelburgia guaissara</i> Toledo	Guaiçara; Guajuçara; Pau-ripa
Fabaceae - Faboideae	<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Jacarandá-do-campo; Bico-de-pato; Guaximbé
Fabaceae - Faboideae	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	Jacarandá-cipó; Jacarandá-sangue; Pau-sangue
Fabaceae - Faboideae	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	Sapuva; Sapuvuçu; Farinha-seca
Fabaceae - Faboideae	<i>Machaerium villosum</i> Vogel	Jacarandá-paulista; Jacarandá-do-cerradão; Jacarandá-pardo
Fabaceae - Mimosoideae	<i>Anadenanthera peregrina</i> var. <i>falcata</i> (Benth.) Altschul	Angico-do-cerrado; Angico-do-campo; Arapiraca
Fabaceae - Mimosoideae	<i>Inga striata</i> Benth.	Ingá-banana; Ingá-facão; Ingá-caixão
Fabaceae - Mimosoideae	<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby & J.W. Grimes	Corticeira; Angico-rajado; Sucupira-do-campo
Fabaceae - Mimosoideae	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	Pau-jacaré; Angico-branco; Monjoleiro
Lamiaceae	<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	Tamanqueiro; Papagaio
Lauraceae	<i>Cinnamomum</i> cf. <i>stenophyllum</i> (Meisn.) Vattimo-Gil	Canela-vassoura
Lauraceae	Lauraceae sp. 1	-
Lauraceae	Lauraceae sp. 2	-
Lauraceae	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	Canela; Canela-fedida; Canela-amarela
Lauraceae	<i>Nectandra lanceolata</i> Ness	Canela-amarela; Canela-louro; Canela-sassafrás
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	Canela-ferrugem; Canela-de-folha-grande
Lauraceae	<i>Ocotea</i> cf. <i>velutina</i> (Nees) Rohwer	Canelão-amarelo; Canela-amarela
Lauraceae	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	Canela-de-corvo; Canela-fedida; Canela-preta
Lauraceae	<i>Ocotea</i> sp. 1	-
Lauraceae	<i>Persea wilddenovii</i> Kosterm.	Maçaranduba; Canela-rosa; Pau-andrade
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	Paineira; Paineira-rosa; Barriguda
Malvaceae	<i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A.Robyns	Paineirinha; Paineira-do-campo; Bingueiro
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Guaxima-torcida; Cabeça-de-negro; Araticum-bravo
Malvaceae	<i>Luehea candicans</i> Mart. & Zucc.	Açoita-cavalo; Mutamba-preta
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Açoita-cavalo; Pau-de-canga; Ibatingui
Melastomataceae	<i>Miconia</i> cf. <i>sellowiana</i> Naudin	Pixirica
Melastomataceae	<i>Miconia</i> sp.1	-
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Canjerana; Canjarana; Caierana
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro; Cedro-cetim; Cedro-rosa
Meliaceae	<i>Trichilia</i> cf. <i>pallida</i> Sw.	Catiguá; Murici; Baga-de-morcego
Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	Pau-de-ervilha; Catiguá; Catinguá
Monimiaceae	<i>Mollinedia</i> cf. <i>clavigera</i> Tul.	Pimenteira; Pimenteirinha; Capixim
Myrtaceae	<i>Calyptranthes clusiifolia</i> O. Berg	Araçarana
Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O. Berg	Guabiroba; Gabirobeira; Guabirova
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> cf. <i>dodonaeifolia</i> Cambess.	Eugenia

Anexo A - Lista de espécies amostradas na Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga – SP

(conclusão)

Família	Nome científico	Nomes comuns
Myrtaceae	<i>Myrcia cf. bella</i> Cambess.	Mercurinho; Murta
Myrtaceae	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Guamirim
Myrtaceae	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	Cambuí; Cambuim; Camboí
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Guamirim; Guamirim-chorão
Myrtaceae	Myrtaceae sp. 1	-
Myrtaceae	Myrtaceae sp. 2	-
Myrtaceae	Myrtaceae sp. 3	-
Myrtaceae	<i>Psidium</i> sp. 1	-
Nyctaginaceae	<i>Guapira cf. hirsuta</i> (Choisy) Lundell	Caixeta; Maria-mole
Nyctaginaceae	<i>Guapira cf. opposita</i> (Vell.) Reitz	Farinha-seca; Maria-mole; Pau-piranha
Ochnaceae	<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart.) Engl.	Folha-de-serra
Opiliaceae	<i>Agonandra excelsa</i> Griseb.	Umbuzinho
Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	Sapateiro; Coração-de-bugre; Tabocuva
Polygonaceae	<i>Coccoloba</i> sp. 1	-
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult.	Capororoquinha; Capororoca-mirim; Azeitona-do-mato
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Capororoca; Capororocão; Capororoca-branca
Proteaceae	<i>Roupala montana</i> Aubl.	Canjica; Carne-de-vaca; Carvalho-do-brasil
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Pessegueiro-bravo; Coração-de-negro
Rubiaceae	<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	Carvoeiro; Canela-de-veado; Marmelada-brava
Rubiaceae	<i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schtdl.	Viuvinha
Rubiaceae	<i>Coussarea cf. bocainae</i> M. Gomes	-
Rubiaceae	<i>Rudgea cf. jasmínoides</i> (Cham.) Müll. Arg.	Casca-d'anta; Jasmin-do-mato; Café-do-mato
Rutaceae	<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	Guaxupita; Chupa-ferro; Pau-de-cutia
Rutaceae	<i>Helietta apiculata</i> Benth.	Amarelinho; Osso-de-burro; Canela-de-veado
Rutaceae	<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	Mamicão; Laranjeira-brava; Mamica-de-porca
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Guaçatonga; Pau-de-lagarto; Cafezeiro-do-mato
Salicaceae	<i>Xylosma prockia</i> (Turcz.) Turcz.	Sucará
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Hieron. ex Niederl.	Fruta-de-paraó; Três-folhas-do-mato; Fruto-do-rei
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Arco-de-peneira; Arco-de-barril; Rabo-de-bugio
Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Camboatã; Camboatá; Mataiba
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	Guatambu-de-sapo; Aguaí; Peroba-branca
Sapotaceae	<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	Grão-de-galo; Guapeva; Abiu-piloso
Solanaceae	<i>Cestrum</i> sp. 1	-
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis cf. fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	Embira-branca; Embira-de-sapo
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Embaúba; Embaúva; Árvore-da-preguiça
Vochysiaceae	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Pau-terra; Pau-terra-do-campo; Pau-terra-do-cerrado
Vochysiaceae	<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	Pau-de-tucano; Cinzeiro; Amarelinho