

# DIVERSIDADE DO COMPONENTE ARBÓREO EM FLORESTA PLUVIAL ATLÂNTICA SECUNDÁRIA, SÃO PAULO, BRASIL\*

Antonio Cecilio DIAS\*\*

Alcebiades CUSTODIO FILHO\*\*

Geraldo Antonio Daher Corrêa FRANCO\*\*

## RESUMO

O presente estudo foi realizado em trecho da floresta pluvial atlântica em estágio secundário, com o objetivo de determinar a diversidade em espécies arbóreas, através do emprego de seis diferentes índices de diversidade (Margalef, Menhinick, Berger-Parker, McIntosh, Shannon e Simpson) e a sensibilidade destes índices à variação no tamanho da amostra. Para a amostragem da vegetação foi empregado o método de quadrantes e considerados os indivíduos arbóreos pertencentes a duas classes de diâmetro: classe 1 ( $DAP \geq 0,10$  m) e classe 2 ( $0,05 \text{ m} \leq DAP < 0,10$  m). Foram amostrados 1248 indivíduos arbóreos para as duas classes de diâmetro, sendo 75 árvores mortas em pé e 1173 indivíduos distribuídos por 45 famílias e 219 espécies. Foi detectada uma maior diversidade de espécies na classe 2, para todos os índices empregados. Com relação à sensibilidade dos índices de diversidade à variação no tamanho da amostra, observou-se que o índice de Margalef foi o mais sensível e os índices de McIntosh e Simpson foram os menos sensíveis. Verificou-se que grupos com 8 pontos de quadrantes cada, correspondem à amostragem mínima para aplicação dos índices de diversidade, para a comunidade estudada.

Palavras-chave: índices; diversidade; floresta pluvial atlântica.

## 1 INTRODUÇÃO

Medidas de diversidade de espécies são consideradas como bons indicadores de sistemas ecológicos e uma das aplicações dessas medidas está na conservação da natureza e monitoramento ambiental. Em ambos os casos a diversidade é tida como sinônimo de qualidade ecológica.

O uso de índices ou modelos para definir diversidade como indicadores de danos ambientais, é pouco utilizado. Todavia, é comum observar que em ambientes perturbados ocorre inicialmente uma redução na riqueza de espécies. Sabe-se, também, que a redução na diversidade parece estar ligada ao aumento da ação antrópica (Magurran, 1988). A extraordinária riqueza de espécies das florestas tropicais tem sido alvo da atenção de muitos pesquisadores, principalmente,

## ABSTRACT

This study is a vegetation survey of a secondary formation in the atlantic rain forest in order to determine the arboreal species diversity using six indexes (Margalef, Menhinick, Berger-Parker, McIntosh, Shannon e Simpson) and the sensibility of these indexes to sample size variation. The point centred quarter method (Quadrant method) was used in the vegetation sampling, considering arboreal specimens of two diameter classes: class 1 ( $DBH \geq 0.10$  m) and class 2 ( $0.05 \text{ m} \leq DBH < 0.10$  m). A total of 1248 specimens were sample for the two diameter classes: 75 dead standing trees and 1173 distributed in 45 families and 219 species. For all the indexes applied diameter class 2 showed a greater species diversity. As to the diversity indexes sensibility to the sample size variation, Margalef index was the most sensible. McIntosh and Simpson indexes were the least sensible. Groups with 8 quadrant points each are the minimum sampling to which the diversity indexes are applicable in this community.

Key words: index; diversity; atlantic rain forest.

quando comparada com aquela das florestas temperadas. No entanto, os mecanismos responsáveis por estas diferenças, ainda permanecem obscuros. Um dos aspectos ecológicos mais discutidos está relacionado com os possíveis processos que geram ou mantêm a elevada diversidade, ou seja, alta riqueza de espécies e uma equitativa abundância relativa dos indivíduos (Armesto *et al.*, 1986; Martinez-Ramos, 1985).

Whitmore (1983) considera que alguns dos atributos da floresta pluvial tropical podem ser encontrados em outros climas e tipos de vegetação, concluindo que nem todas as florestas tropicais possuem alta riqueza de espécies. Porém, todas apresentam: uma longa história de estabilidade versus longos períodos sem episódios de extinção; presença de ambientes uniformes, de muitos nichos ecológicos e coevolução com os animais.

(\*) Aceito para publicação em novembro de 2000.

(\*\*) Instituto Florestal, Caixa Postal 1322, 01059-970, São Paulo, SP, Brasil.

Segundo Diamond (1988), os fatores que determinam a diversidade de espécies são a quantidade e a qualidade de recursos, interação entre as espécies e a dinâmica das populações. Entretanto, esses fatores não são considerados igualmente importantes para explicar a diversidade de espécies de diferentes taxas ou em diferentes locais. Para uma interessante interpretação da diversidade de árvores neotropicais, consideram-se diferenciações de nichos e segregação pela utilização de recursos, em vez de enfatizar a dinâmica de especiação, imigração e extinção. Por outro lado Hubbell (1979) salienta que uma teoria amplamente mantida a respeito das espécies arbóreas tropicais é que a maioria ocorre com baixa densidade de adultos e é de dispersão relativamente uniforme, de forma que os adultos das espécies arbóreas são espaçados e igualmente distribuídos.

Uma ou ambas as partes desta teoria (baixa densidade e distribuição uniforme) são encontradas na maioria dos textos ecológicos e muitas propostas têm sido feitas para estudar tanto as causas como as consequências desta situação. Janzen (1970) e Connell *apud* Hubbell (1979), independentemente, propuseram teorias para explicar a baixa densidade e espaçamento entre adultos. Enquanto Janzen enfocava os efeitos dos herbívoros hospedeiros específicos que atacam sementes que caem em um ponto, Connell preocupava-se com a dispersão e sobrevivência de plântulas jovens. Em estudo efetuado na floresta pluvial australiana, este autor observou que a maior sobrevivência das plântulas era obtida quando plantadas sob adultos de espécies diferentes, que sob adultos da mesma espécie.

Outra característica importante a ser analisada nas florestas tropicais, segundo Hubbell (1979), é a frequência de dioécia entre as árvores, maior que nas florestas temperadas. Neste caso a polinização cruzada é mais eficiente quando efetuada por animais que pelo vento. Por outro lado, o fato da polinização cruzada ser efetuada por animais possibilita que os indivíduos fiquem mais distantes entre si que nas florestas temperadas.

Outras explicações têm sido atribuídas à alta diversidade de espécies em florestas tropicais. Dentre estas encontra-se a hipótese do equilíbrio e não equilíbrio, apresentada por Connell (1978), que aceita ser a alta diversidade mantida por freqüentes perturbações ocorridas nestas florestas. Entre estas perturbações encontra-se a dinâmica de abertura de clareiras que segundo Rickles *apud* Martinez-Ramos (1985), propicia a heterogeneidade ambiental, que pode conduzir a uma maior diversidade em algumas regiões.

Poulson & Platti (1989), estudando o regime de luz em clareiras, mostraram que o tamanho e orientação da clareira determinam o regime de luz e como este interage com a arquitetura das plântulas para influenciar a diversidade de espécies que atinge o dossel superior. Discutem também como as variações na latitude podem influenciar o regime de luz na clareira e, então modificar padrões de árvores de dossel em florestas temperadas e tropicais.

Runkle (1989) sugere um caminho pelo qual características de clareiras podem resultar em diferenças de diversidade de espécies arbóreas entre zonas de florestas tropicais e temperadas. Acredita-se que devam existir influências latitudinais na habilidade das espécies responderem às condições de clareiras. Uma vez estabelecidas as clareiras, as espécies, indubitavelmente, crescem em diferentes populações, segundo um grande número de influências ambientais. A relação entre o tamanho da clareira e diferentes capacidades de crescimento é uma forma pela qual as espécies podem diferir.

Haffer (1982) aponta a alta diversidade da floresta tropical como o resultado do somatório da: produtividade elevada dos ecossistemas; redução da área de nicho; sobreposição de espécies em um mesmo nicho e aumento de competição e produção em um ambiente heterogêneo e estável. No entanto, devido às diferentes formas de pressões, os ecossistemas tropicais, que possuem como característica mais notável a sua biodiversidade, foram, quase sem exceção, comprometidos, em menor ou maior grau, conforme salientam Reis *et al.* (1992).

Para Cox (1976) diversidade de espécies é uma medida biológica, característica única a nível de comunidade de organizações ecológicas. Além do mais, é uma característica que reflete padrões organizacionais importantes no funcionamento da comunidade. Composição em diversidade de espécies está relacionada ao grau de estabilidade da comunidade, desde que uma comunidade com maior riqueza ou diversidade de espécies, possui uma rede trófica mais complexa ao longo da qual mecanismos de controle da densidade-dependência possam operar.

Um grande número de diferentes índices de diversidade tem sido sugerido por ecologistas interessados na estrutura da comunidade. Estes índices decorrem de diferentes suposições acerca da abundância relativa das espécies em comunidades naturais e sensibilidade para diferentes tipos de variações na estrutura da comunidade.

Flenley (1979) define diversidade como sendo medida de riqueza de espécies de uma área, de uma comunidade ou flora. Seja qual for o critério usado, florestas de terras baixas tropicais aparecem como mais ricas, quando comparadas com aquelas dos habitats semi-áridos, temperados ou montanhosos.

Para Whittaker (1965) relações numéricas das espécies expressam a importância da competição em função da comunidade e evolução. Duas aproximações para medidas necessitam ser distinguidas, embora elas estejam freqüente e rigorosamente relacionadas. A diversidade de espécies pode ser medida tomando como base o número de espécies em unidades de amostragem suficientes para incluir também aquelas com menor número de indivíduos. Em comunidades terrestres, relações do número de espécies com a área das amostras são complexas, mas, dentro de certos limites, o número de espécies aumenta aproximadamente como o logaritmo da área da amostra.

Para Brower & Zar (1977) uma comunidade é de alta diversidade se muitas espécies igualmente abundantes estiverem presentes. Por outro lado, se a comunidade é composta de poucas espécies, ou se apenas poucas espécies são abundantes, a diversidade é baixa. Alta diversidade indica uma comunidade altamente complexa, pois uma maior variedade de espécies permite uma maior variedade de interações.

Para Whittaker (1965) a diversidade é tão alta em florestas perturbadas e imaturas quanto em florestas estáveis e maduras, de ambientes correspondentes. Pode ser assumido que produtividade e composição de espécies de uma comunidade vegetal são determinadas por fatores ambientais como luz, umidade, temperatura e nutrientes. Salienta, também, que a diversidade de espécies de uma comunidade é uma resultante de, no mínimo, três determinantes interrelacionadas: característica de ambiente, período em que as espécies têm envolvimento na diferenciação do nicho em relação a uma outra e características das espécies particulares que estão envolvidas na formação da comunidade naquele ambiente, especialmente características das dominantes que afetam as condições ambientais de espécies subordinadas.

Segundo Odum (1983) são utilizadas duas amplas abordagens para analisar a diversidade de espécies em situações diferentes: curva de abundância relativa do componente dominância da diversidade ou curva de importância de espécies, e índices de diversidade, os quais são proporções ou

outras expressões matemáticas das relações de importância das espécies.

A ilustração gráfica da importância das espécies, além de ressaltar a riqueza e a abundância da diversidade, também explica como é repartido o espaço do nicho. Quanto mais inclinada a curva, menor a diversidade em termos gerais e maior a abundância por parte de uma ou poucas espécies. O estresse natural ou antropogênico, tende a tornar a curva mais inclinada, de modo que a curva do componente dominância da diversidade pode ser usada para avaliar o efeito das perturbações sobre a estrutura das espécies.

Não se encontra em lugar algum na natureza a diversidade máxima teórica: muitas espécies sendo todas igualmente importantes; algumas espécies sempre são menos abundantes que outras. Em situações de alta diversidade, a média de uniformidade parece estar em torno de 80% do máximo. A diversidade de espécies tende a aumentar durante a sucessão ecológica. Paine *apud* Odum (1983), concluiu que a diversidade local de espécies relaciona-se diretamente com a eficiência com que os predadores impedem a monopolização por uma espécie, de requisitos ambientais importantes.

Segundo Peet (1974) os ecólogos têm devotado considerável energia para explicar o padrão de diversidade nos sistemas ecológicos. No nível de síntese de comunidade, muitos fenômenos são complexos e permitem múltiplas interpretações. Desta forma muitos autores têm sugerido índices de diversidade próprios para seus estudos, nenhum dos quais pode ser considerado correto para uma aplicação geral.

Diversidade, em essência, tem sido definida pelo índice utilizado para medi-la e isto não tem favorecido o tipo de uniformidade que permita um claro estabelecimento de idéias e hipóteses.

Medidas de diversidade levam em conta dois fatores: riqueza de espécies - número de espécies e regularidade ou equidade - igualdade de abundância das espécies, sendo a abundância considerada como o número de indivíduos da espécie.

As medidas de diversidade de espécies podem ser divididas em: índice de riqueza de espécies que são, essencialmente, medidas dos números de espécies em uma unidade de amostragem definida; modelo de abundância de espécies que descrevem a distribuição da abundância das espécies e índices baseados na abundância proporcional de espécies, como os índices de Shannon e de Simpson, que procuram reunir riqueza de espécies e regularidade.

Segundo Magurran (1988) a riqueza de espécies é uma medida de diversidade extremamente útil, se todos os indivíduos da área de estudo puderem ser amostrados e identificados. No entanto, no caso de emprego de amostras, o pesquisador deve distinguir entre riqueza numérica de espécies, que é definida como o número de espécie por um número determinado de indivíduos ou biomassa e densidade de espécies, que é o número de espécies por uma área especificada, sendo esta a medida de riqueza de espécies mais comumente adotada pelos botânicos.

Riqueza de espécies tem um grande interesse intuitivo e evita muitas das armadilhas que podem ser encontradas quando modelos e índices são empregados. Estas medidas têm sido usadas com sucesso em muitos estudos, muito embora, conforme salienta Kempton (1979), sejam pouco sensíveis às perturbações ambientais.

Um grande número de índices pode ser derivado usando simples combinações do número de espécies registradas (S) e o número total de indivíduos de todas as espécies (N). Nestes incluem-se os índices de diversidade de Margalef e o índice de diversidade de Menhinick. Estes índices não permitem diferenciar diversidade de comunidades, tendo o mesmo S e N. A melhor medida de diversidade seria aquela que levasse em consideração tanto o número de espécies como a regularidade de ocorrência dos indivíduos nas várias espécies.

Considerando-se que em uma comunidade encontram-se poucas espécies muito abundantes, algumas espécies com abundância média e, a maioria representada por apenas um ou poucos indivíduos, desenvolveram-se modelos de abundância, que são fortemente defendidos por muitos pesquisadores, incluindo May (1975) e Shouthwood *apud* Magurran (1988). Para estes autores uma distribuição de abundância de espécies utiliza todas as informações colhidas em uma comunidade e é a mais completa distribuição matemática dos dados. Ao mesmo tempo que os modelos de abundância de espécies fornecem uma completa descrição da diversidade dos dados, eles dependem da utilização de modelos de ajuste razoavelmente tediosos. Além do mais, podem surgir alguns problemas quando as comunidades estudadas não se ajustam a um modelo e necessita-se compará-las pela média de um índice de diversidade. Índices baseados na abundância proporcional de espécies fornecem uma alternativa aproximada para as medidas de diversidade. Peet (1974) denominou estes índices de "Índices de Heterogeneidade", por levarem em conta tanto a regularidade como a riqueza de espécies.

Shouthwood (1978) refere-se a estes índices como não paramétricos. Duas categorias de índices não paramétricos podem ser examinadas. Os índices de informações e estatísticas e medidas de abundância são baseados numa justificativa de que a diversidade ou informações, em um sistema natural, podem ser medidas de uma forma simples como aquelas informações contidas em um código de mensagem. O segundo grupo de índices de heterogeneidade é referido para medidas de dominância, desde que elas sejam consideradas através da abundância das espécies mais comuns. Um dos mais conhecidos é o índice de Simpson. Este índice dá a probabilidade de quaisquer dois indivíduos retirados aleatoriamente de uma comunidade infinitamente grande pertencerem a diferentes espécies.

Shannon e Wiener, independentemente, derivaram a função que tem se tornado conhecida como índice de diversidade de Shannon, conforme salienta Magurran (1988). Este índice admite que os indivíduos são aleatoriamente amostrados de uma população infinitamente grande (Peilou, 1975). Admite também que todas as espécies estão representadas na amostra. Segundo Odum (1983) o índice de Shannon atribui um peso maior às espécies raras, sendo relativamente independente do tamanho da amostra, apresentando distribuição normal, contanto que N seja um número inteiro.

A mais substancial fonte de erro deste índice é a inclusão de todas as espécies de uma comunidade em uma amostra. Este erro aumenta caso diminua a proporção das espécies representadas em uma amostra.

Os valores do índice de diversidade de Shannon usualmente ficam entre 1,5 e 3,5 e apenas raramente pode superar 4,5 (Margalef *apud* Magurran 1988).

Berger & Parker (1970) propuseram uma medida de dominância simples e intuitiva, denominada índice de Berger-Parker. Além da facilidade de cálculo, este índice expressa a importância proporcional da espécie mais abundante. Por outro lado, este índice é independente do número de espécies (S), mas é influenciado pelo tamanho da amostra. Para May (1975), este índice é uma das medidas de diversidade mais satisfatórias, dentre as disponíveis.

Segundo Odum (1983) a maior parte da diversidade biológica ainda é encontrada em ecossistemas naturais, cuja sobrevivência depende, em grande parte, da diversidade neles contida.

DIAS, A. C.; CUSTODIO FILHO, A. & FRANCO, G. A. D. C. Diversidade do componente arbóreo em floresta pluvial atlântica secundária, São Paulo, Brasil.

Muitos conceitos ecológicos relacionados com a diversidade são controversos e precisam de maiores pesquisas, porém todos estão de acordo que a diversidade é necessária para a futura sobrevivência dos seres humanos e da natureza.

Portanto, preservar áreas naturais é preservar e salvaguardar a diversidade necessária para a adaptação e sobrevivência no futuro.

No presente trabalho foi estudado um trecho da floresta pluvial tropical secundária, com a finalidade de determinar a diversidade de espécies arbóreas da comunidade, através da aplicação de seis diferentes índices de diversidade; determinar a sensibilidade de cada índice à variação do tamanho da amostra e definir parâmetros de diversidade que possam ser comparados em diferentes tipos de florestas nativas no Estado de São Paulo.

## 2 MATERIAL E MÉTODO

O trabalho foi desenvolvido no Parque Estadual de Carlos Botelho, localizado na região sul do Estado de São Paulo, entre as coordenadas geográficas 24°00' a 24°15' latitude Sul e 47°45' a 48°10' longitude Oeste. O parque, com uma área de 37.797,43 hectares, possui cobertura vegetal classificada como floresta pluvial atlântica (Dias *et al.*, 1995).

Dados meteorológicos identificaram para a área temperatura média no mês mais quente de 22,4°C e a temperatura no mês mais frio de 15,4°C. A precipitação média anual atinge 1683,2 mm, sendo que o mês mais seco apresenta índice pluviométrico médio de 72,8 mm. Os dados evidenciam a ausência de déficit hídrico, e a classificação do clima como Cfa, subtropical úmido (Dias *et al.*, 1995).

A grande variedade de espécies e suas abundâncias relativas têm muitas vezes dificultado os estudos de diversidade nas florestas tropicais. Investigações de diversidade ecológica estão frequentemente restritas à riqueza de espécie que é uma simples contagem de número de espécies.

Através de 156 pontos, ao longo de 6 linhas, pelo método de quadrantes foram amostradas 1248 árvores, sendo 624 pertencentes a classe 1 de diâmetro (DAP  $\geq$  0,10 m) e 624 pertencentes a classe 2 de diâmetro (0,05 m  $\leq$  DAP < 0,10 m). Foram identificadas na classe 1, 152 espécies pertencentes a 41 famílias vegetais.

Na classe 2 foram identificadas 163 espécies pertencentes a 43 famílias. No total foram identificadas 219 espécies e 45 famílias, conforme relacionado na TABELA 1 (Dias *et al.*, 1995).

Foram utilizadas diferentes medidas de diversidade, tanto as ligadas à riqueza de espécies, como aquelas baseadas na abundância proporcional de espécies. Dentre os índices de riqueza de espécies, índices que podem ser derivados, usando uma combinação de números de espécies registradas (S) e o número de indivíduos somados de todas as espécies (N), empregaram-se o índice de diversidade de Margalef (Dmg) e o índice de Menhinick (Dmn). Dentre os índices de heterogeneidade utilizaram-se os índice de diversidade de Shannon, o índice de diversidade de Simpson, o índice de diversidade de McIntosh e o índice de diversidade de Berger-Parker.

### 2.1 Sensibilidade dos Índices de Diversidade

Os 156 pontos de quadrantes empregados no levantamento foram agrupados com diferentes números de pontos por grupo. O número de pontos de cada grupo definiu o tamanho da amostra.

Determinou-se a diversidade de cada amostra, empregando-se os diferentes índices de diversidade estudados. Para efeito de cálculo foram considerados os seguintes grupos: 39 grupos com 4 pontos de quadrantes cada; 19 grupos com 8 pontos de quadrantes cada; 13 grupos com 12 pontos de quadrantes cada; 9 grupos com 16 pontos de quadrantes cada e 7 grupos com 20 pontos de quadrantes cada.

Os parâmetros utilizados na análise foram os valores médios de cada índice de diversidade determinado para cada grupo de pontos.

A eficiência de cada índice de diversidade empregado foi avaliada através do teste "t" de Student para comparação de médias de amostragem através de observações não pareadas, conforme descrito por Steel & Torrie (1960).

### 2.2 Cotejo dos Dados

Definido o número de pontos de quadrantes necessários para que se possa determinar com segurança a diversidade de espécies arbóreas da comunidade, através dos índices de diversidades empregados, procederam-se a determinação da diversidade de espécies arbóreas, para cada grupo de pontos de quadrantes, empregando os diferentes índices de diversidade descritos anteriormente.

TABELA 1 - Relação das famílias e espécies amostradas nas classes 1 (indivíduos com DAP  $\geq$  0,05 m ou DAP < 0,10 m) e classe 2 (DAP  $\geq$  0,10 m), em floresta pluvial atlântica secundária, Parque Estadual de Carlos Botelho, SP.

Famílias	Espécies	Classes	
1 Anacardiaceae	1 <i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	1	2
2 Annonaceae	2 <i>Guatteria australis</i> St. Hil	1	2
	3 <i>Xylopia langsdorffiana</i> A. St. Hill & Tul.	1	
	4 <i>Rollinia sericea</i> R. E. Fries	1	2
	5 <i>Rollinia sylvatica</i> (A. St. Hill) Mart.	1	
3 Aquifoliaceae	6 <i>Ilex amara</i> (Vell.) Loesener	1	2
	7 <i>Ilex paraguariensis</i> St. Hil	1	2
	8 <i>Ilex</i> sp1	1	
	9 <i>Ilex</i> sp2	1	
4 Araliaceae	10 <i>Didymopanax angustissimum</i> E. Cham.	1	
	11 <i>Didymopanax navarroii</i> Sampaio		2
	12 <i>Didymopanax</i> sp	1	2
5 Bignoniaceae	13 <i>Jacaranda puberula</i> Cham	1	2
6 Boraginaceae	14 <i>Cordia</i> sp	1	
	15 <i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. & St.	1	2
7 Burseraceae	16 <i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) March.	1	2
8 Canellaceae	17 <i>Capsicodendron dinizii</i> (Schw.) Occhioni		2
9 Celastraceae	18 <i>Maytenus robusta</i> Reiss.	1	2
	19 <i>Maytenus distichophylla</i> Mart. ex Reiss	1	2
	20 <i>Maytenus</i> sp1	1	
10 Chrysobalanaceae	21 <i>Chrysobalanaceae</i> sp		2
	22 <i>Hirtella hebeclada</i> Moric.		2
	23 <i>Licania hoehnei</i> Pilger		2
	24 <i>Parinari excelsa</i> Sabine		2
11 Clethraceae	25 <i>Clethra scabra</i> Pers.	1	2
12 Combretaceae	26 <i>Combretum</i> sp	1	2
	27 <i>Terminalia triflora</i> (Griseb.) Lillo.	1	
13 Compositae	28 <i>Piptocarpha axillaris</i> Backer	1	2
	29 <i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Backer	1	2
	30 <i>Vernonia discolor</i> Gard.		2
	31 <i>Vernonia puberula</i> Less.	1	

continua

## continuação - TABELA 1

Famílias	Espécies	Classes	
14 Cunoniaceae	32 <i>Weinmannia paulliniifolia</i> Pohl ex Ser.	1	2
15 Cyatheaceae	33 <i>Alsophila atrovirens</i> (Langsd. & Fisch.) Pr.	1	
	34 <i>Alsophila corcovadensis</i> (Radd.) C. Chr.		2
	35 <i>Alsophila leptoclada</i> Fee	1	2
	36 <i>Alsophila nitida</i> Kze.	1	2
	37 <i>Alsophila paleolata</i> Mart.	1	2
	38 <i>Alsophila</i> sp		2
	39 <i>Cyathea schanschim</i> Mart.	1	2
	40 <i>Nephelea setosa</i> (Kaulf.) Tryon.	1	2
	41 <i>Nephelea stenibergii</i> (Pohl.) Tryon.	1	2
16 Elaeocarpaceae	42 <i>Sloanea monosperma</i> Vell.	1	
17 Euphorbiaceae	43 <i>Actinostemon</i> sp	1	
	44 <i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Muell.	1	2
	45 <i>Croton macrobothrys</i> Baill.		2
	46 <i>Hieronima alchorneioides</i> Fr. Allem	1	2
	47 <i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax.	1	2
18 Flacourtiaceae	48 <i>Casearia decandra</i> Jacq.	1	2
	49 <i>Casearia</i> sp	1	
	50 <i>Casearia silvestris</i> Swartz	1	2
	51 <i>Xylosma pseudosalzmanii</i> Sleumer		2
	52 <i>Xylosma ciliatifolium</i> (Clos.) Eichler		2
19 Guttiferae	53 <i>Clusia parviflora</i> (Sald.) Engl.	1	
	54 <i>Clusia</i> sp	1	
20 Humiriaceae	55 <i>Vantanea compacta</i> (Schnizl.) Cuatr.	1	2
21 Icacinaceae	56 <i>Citronella paniculata</i> (Mart.) Howard	1	2
22 Lauraceae	57 <i>Aniba firmula</i> (Nees et Mart.) Mez.		2
	58 <i>Cryptocarya ashersoniana</i> Mez.		2
	59 <i>Cryptocarya moschata</i> Nees & Mart.		2
	60 <i>Cryptocarya</i> sp1	1	2
	61 <i>Cryptocarya</i> sp2	1	2
	62 <i>Cryptocarya</i> sp3		2
	63 <i>Endlicheria paniculata</i> (Spr.) Macbr.		2
	64 <i>Lauraceae</i> sp1	1	
65 <i>Lauraceae</i> sp2	1		
66 <i>Lauraceae</i> sp3		2	
	67 <i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	1	2

continua

continuação - TABELA 1

Famílias	Espécies	Classes	
22 Lauraceae	68 <i>Ocotea acyphyla</i> (Nees) Mez.		2
	69 <i>Ocotea bicolor</i> Vatt.		2
	70 <i>Ocotea brachybotra</i> (Meissn.) Mez.	1	
	71 <i>Ocotea catharinensis</i> Mez.	1	2
	72 <i>Ocotea corymbosa</i> (Meissn.) Mez.		2
	73 <i>Ocotea dispersa</i> (Nees) Mez.	1	
	74 <i>Ocotea elegans</i> Mez.		2
	75 <i>Ocotea glaziovii</i> Mez.	1	
	76 <i>Ocotea kuhlmanii</i> Vatt.	1	
	77 <i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer		2
	78 <i>Ocotea pulchra</i> Vatt.	1	2
	79 <i>Ocotea silvestris</i> Vatt.-Gil.	1	2
	80 <i>Ocotea</i> sp1	1	2
	81 <i>Ocotea</i> sp2		2
	82 <i>Ocotea</i> sp3	1	
	83 <i>Ocotea</i> sp4		2
	84 <i>Ocotea</i> sp5		2
	85 <i>Ocotea</i> sp6		2
	86 <i>Ocotea</i> sp7	1	
	87 <i>Ocotea</i> sp8	1	
88 <i>Ocotea</i> sp9	1		
89 <i>Ocotea</i> sp10		2	
23 Leguminosae	90 <i>Andira anthelmia</i> (Vog.) Benth.	1	2
	91 <i>Copaifera trapezifolia</i> Hayne		2
	92 <i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton.	1	
	93 <i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	1	
	94 <i>Inga marginata</i> Will.	1	2
	95 <i>Inga sellowiana</i> Benth.	1	2
	96 <i>Inga</i> sp1		2
	97 <i>Inga</i> sp2		2
	98 <i>Machaerium nictitans</i> (Vell.) Benth.		2
	99 <i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	1	2
	100 <i>Pithecellobium langsdorffii</i> Benth.		2
	101 <i>Platymiscium floribundum</i> Vog.	1	
	102 <i>Pterocarpus violaceus</i> Vog.	1	2
103 <i>Senna multijuga</i> Rich.	1		
104 <i>Sclerolobium denudatum</i> Vog.	1	2	
105 <i>Zollernia illicifolia</i> Vog.	1	2	
24 Malpighiaceae	106 <i>Byrsonima ligustrifolia</i> Juss.	1	2
	107 <i>Byrsonima</i> sp1	1	
25 Melastomataceae	108 <i>Leandra mosenii</i> Cogn.	1	
	109 <i>Leandra</i> sp	1	

continua



DIAS, A. C.; CUSTODIO FILHO, A. & FRANCO, G. A. D. C. Diversidade do componente arbóreo em floresta pluvial atlântica secundária, São Paulo, Brasil.

continuação - TABELA 1

Famílias	Espécies	Classes	
25 Melastomataceae	110 <i>Miconia cabucu</i> Hoehne	1	
	111 <i>Miconia rigidiuscula</i> Cogn.	1	
	112 <i>Miconia</i> sp	1	
	113 <i>Miconia theezans</i> Cogn.		2
	114 <i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.	1	2
26 Meliaceae	115 <i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	1	2
	116 <i>Cedrella fissilis</i> Vell.	1	
27 Monimiaceae	117 <i>Mollinedia schottiana</i> (Spr.) Perk.	1	2
	118 <i>Mollinedia</i> sp1	1	2
	119 <i>Mollinedia</i> sp2	1	
28 Moraceae	120 <i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott.) Ruzz.	1	2
	121 <i>Ficus enormis</i> (Mart. & Miq.) Miq.	1	2
	122 <i>Ficus</i> sp	1	
	123 <i>Pourouma</i> sp		2
	124 <i>Sorocea bomplondii</i> (Baill.) Burger Boer	1	2
29 Morta	125 Morta	1	2
30 Myrsinaceae	126 <i>Ardisia cauliflora</i> Mart. & Miq.	1	2
	127 <i>Ardisia handroi</i> Toledo	1	
	128 <i>Cybianthus</i> sp1	1	
	129 <i>Cybianthus</i> sp2	1	2
	130 <i>Myrsinaceae</i> sp		2
	131 <i>Rapanea ferruginea</i> (R. & P.) Mez.	1	2
	132 <i>Rapanea</i> sp		2
	133 <i>Rapanea umbellata</i> (Mart. ex A.DC.) Mez.	1	2
	134 <i>Stylogyne</i> sp	1	2
	31 Myrtaceae	135 <i>Calycorectes australis</i> Legr.	1
136 <i>Calyptranthes lucida</i> Mart. ex DC.		1	
137 <i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.		1	2
138 <i>Campomanesia</i> sp		1	2
139 <i>Eugenia beaurepaireana</i> (Kiaersk.) Legr.		1	
140 <i>Eugenia</i> sp1		1	2
141 <i>Eugenia</i> sp2			2
142 <i>Eugenia</i> sp3			2
143 <i>Eugenia</i> sp4		1	
144 <i>Eugenia</i> sp5		1	2
145 <i>Eugenia</i> sp6		1	2
146 <i>Eugenia verrucosa</i> Legr.		1	2
147 <i>Gomidesia fenzliana</i> Berg.		1	
148 <i>Gomidesia</i> sp		1	

continua

## continuação - TABELA 1

Famílias	Espécies	Classes	
Myrtaceae	149 <i>Marlierea antonia</i> (Berg.) Legr.		2
	150 <i>Marlierea obscura</i> Legr.	1	2
	151 <i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	1	2
	152 <i>Myrceugenia myrcioides</i> (Camb.) Berg.	1	2
	153 <i>Myrceugenia</i> sp1	1	2
	154 <i>Myrceugenia</i> sp2	1	
	155 <i>Myrceugenia</i> sp3		2
	156 <i>Myrceugenia</i> sp4	1	
	157 <i>Myrcia rostrata</i> DC.	1	2
	158 <i>Myrcia</i> sp1	1	
	159 <i>Myrcia</i> sp2	1	2
	160 <i>Myrcia</i> sp3	1	
	161 <i>Myrcia tenuivenosa</i> Kiaersk.	1	2
	162 <i>Myrtaceae</i> sp1	1	
	163 <i>Myrtaceae</i> sp2	1	
	164 <i>Myrtaceae</i> sp3		2
	165 <i>Myrtaceae</i> sp4	1	
	166 <i>Myrtaceae</i> sp5		2
	167 <i>Myrtaceae</i> sp6	1	
	168 <i>Myrtaceae</i> sp7	1	2
169 <i>Myrtaceae</i> sp8		2	
170 <i>Myrtaceae</i> sp9		2	
171 <i>Myrtaceae</i> sp10		2	
172 <i>Myrtaceae</i> sp11		2	
173 <i>Myrtaceae</i> sp12		2	
174 <i>Phylloclalyx</i> sp		2	
175 <i>Psidium cattleianum</i> Sabine	1		
32 Nyctaginaceae	176 <i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz.	1	2
33 Olacaceae	177 <i>Heisteria silvianii</i> Schw.	1	2
	178 <i>Olacaceae</i> sp	1	
34 Palmae	179 <i>Euterpe edulis</i> Mart.	1	2
35 Polygonaceae	180 <i>Coccoloba latifolia</i> Lam.	1	2
	181 <i>Ruprectia</i> sp	1	
36 Proteaceae	182 <i>Roupala brasiliensis</i> Kl.	1	2
37 Quiinaceae	183 <i>Quiina glaziovii</i> Engl.	1	
38 Rosaceae	184 <i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	1	2

continua

DIAS, A. C.; CUSTODIO FILHO, A. & FRANCO, G. A. D. C. Diversidade do componente arbóreo em floresta pluvial atlântica secundária, São Paulo, Brasil.

continuação - TABELA 1

Famílias	Espécies	Classes	
39 Rubiaceae	185 <i>Alseis floribunda</i> Schott.	1	2
	186 <i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	1	2
	187 <i>Bathysa meridionalis</i> Smith & Downs	1	2
	188 <i>Posoqueria acutifolia</i> Mart.	1	
	189 <i>Psychotria nuda</i> (Mart.) Wawra.	1	
	190 <i>Psychotria</i> sp	1	2
	191 <i>Psychotria stachioides</i> Benth.	1	
	192 <i>Psychotria suterella</i> Mull. Arg.	1	
	193 <i>Psychotria velloziana</i> Benth.	1	2
	194 <i>Rubiaceae</i> sp1	1	2
	195 <i>Rubiaceae</i> sp2	1	
	196 <i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Mull. Arg.	1	2
40 Rutaceae	197 <i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	1	2
	198 <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	1	
41 Sapindaceae	199 <i>Allophylus petiolulatus</i> Rad.	1	
	200 <i>Cupania oblongifolia</i> Camb.	1	2
	201 <i>Cupania vernalis</i> Camb.		2
	202 <i>Matayba elaeagnoides</i> Rad.	1	2
	203 <i>Matayba juglandifolia</i> (Cam.) Rad.	1	2
42 Sapotaceae	204 <i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eich.)		2
	205 <i>Chrysophyllum</i> sp	1	2
	206 <i>Chrysophyllum viride</i> Mart. & Eichl. ex Mart.	1	2
	207 <i>Pouteria ramiflora</i> Mart.		2
	208 <i>Pouteria</i> sp	1	2
	209 <i>Pouteria venosa</i> (Mart.) Baehni	1	2
210 <i>Sideroxylon gardnerianum</i> (Mart. & Eichl.)		2	
43 Solanaceae	211 <i>Solanum excelsum</i> St. Hil.		2
	212 <i>Solanum inaequale</i> Vell.		2
	213 <i>Solanum rufescens</i> Sendtn.	1	
44 Symplocaceae	214 <i>Symplocos celastrinea</i> Mart.	1	2
	215 <i>Symplocos</i> sp1	1	2
	216 <i>Symplocos</i> sp2	1	2
	217 <i>Symplocos</i> sp3	1	
45 Verbenaceae	218 <i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.		2
	219 <i>Vitex poligama</i> Cham.		2
46 Winteraceae	220 <i>Drymis winterii</i>	1	

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nos 156 pontos de quadrantes foram amostradas 1248 árvores, sendo 624 na classe 1 de diâmetro ( $DAP \geq 0,10$  m) e 624 na classe 2 de diâmetro ( $0,05 \text{ m} \leq DAP < 0,10$  m). Foram identificadas na classe 1, 152 espécies pertencentes a 41 famílias vegetais. Na classe 2 foram identificadas 163 espécies pertencentes a 43 famílias. No total foram identificadas 219 espécies e 45 famílias, conforme relacionado na TABELA 1 (Dias *et al.*, 1995).

As curvas de incremento do número de espécies por pontos de quadrantes, para os indivíduos amostrados nas classes 1 e 2, são mostradas nas FIGURAS 1 e 2. Na classe 1, 78 pontos de quadrantes foram suficientes para amostrar 104

espécies (FIGURA 1). No entanto, com o aumento da amostragem em 100%, houve um acréscimo no número de espécies novas de 47,12%.

A FIGURA 2 mostra que na classe 2, 78 pontos de quadrantes amostraram 116 espécies, enquanto com o dobro da amostragem, 156 pontos, o acréscimo no número de espécies novas foi de apenas 41,38%.

Os dados apresentados não caracterizam uma suficiência de amostragem, mas mostram um acréscimo contínuo de espécies novas à medida que a amostragem é aumentada, confirmando o aspecto dinâmico da floresta secundária.

Uma vez definida a composição florística, foi possível avaliar a diversidade da comunidade.

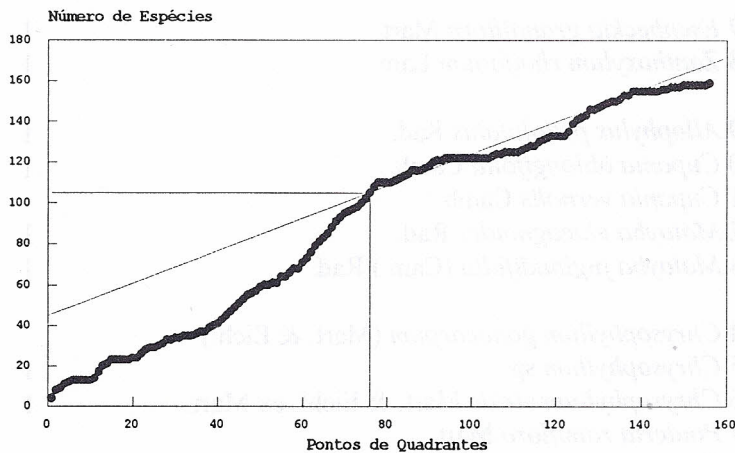


FIGURA 1 - Curva do número de espécies por ponto, calculada para os indivíduos da classe 1 de diâmetro ( $DAP \geq 0,10$  m) amostrados em floresta pluvial atlântica secundária, Parque Estadual de Carlos Botelho, SP.

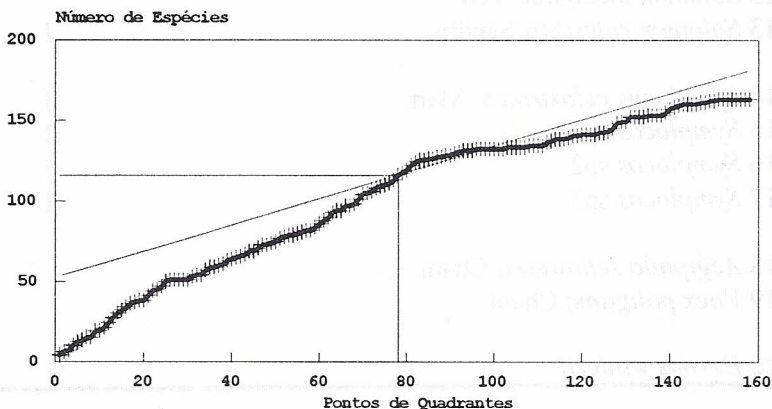


FIGURA 2 - Curva do número de espécies por ponto, calculada para os indivíduos da classe 2 de diâmetro ( $0,05 \text{ m} \leq DAP < 0,10$  m) amostrados em floresta pluvial atlântica secundária, Parque Estadual de Carlos Botelho, SP.

DIAS, A. C.; CUSTODIO FILHO, A. & FRANCO, G. A. D. C. Diversidade do componente arbóreo em floresta pluvial atlântica secundária, São Paulo, Brasil.

Segundo Berger-Parker (1970), muitos índices estão disponíveis para medir diversidade. Alguns dependem de observações de que o número de espécies encontrado em qualquer amostra tende a ser proporcional ao logaritmo do número de indivíduos contados, alguns são baseados na teoria da probabilidade e outros são arbitrários. Todos, no entanto, são funções do número de espécies presentes e suas abundâncias relativas.

Na TABELA 2 são apresentados os valores de diversidade calculados para cada classe diamétrica, através dos seis índices de diversidade empregados. Observa-se que apenas os valores determinados pela equação de Berger-Parker, apresentam diferenças significativas entre as duas classes diamétricas.

Na classe 1 de diâmetro obteve-se o valor de 6,71 e na classe 2 o valor obtido foi de 16,86 uma diferença de 151,2%.

Os valores dos índices calculados pelas fórmulas de Margalef, Menhinick, McIntosh, Shannon e Simpson, foram semelhantes para as duas classes de diâmetros consideradas.

Estes valores devem ter sido fortemente influenciados pela *Tibouchina pulchra*, espécie mais abundante na classe 1 de diâmetro e *Nephelea setosa*, espécie mais abundante na classe 2 de diâmetro (TABELAS 3 e 4), pois de acordo com Magurran (1988) o índice de Berger-Parker é independente da riqueza das espécies, mas está sujeito a desvios causados pela flutuação na abundância da espécie mais comum.

TABELA 2 - Valores dos índices de diversidade calculados para os indivíduos amostrados nas duas classes diamétricas consideradas, em floresta pluvial atlântica secundária, Parque Estadual de Carlos Botelho, SP.

Índices de Diversidade	CLASSES DE DAP	
	DAP $\geq$ 0,10 m	0,05 m $\leq$ DAP $\leq$ 0,10 m
MARGALEF	24,2381	26,1026
MENHINICK	6,2850	6,7654
McINTOSH	0,8419	0,8929
BERGER-PARKER	6,7100	16,860
SHANNON	4,2582	4,4607
SIMPSON	0,9632	0,9796

TABELA 3 - Relação das espécies amostradas na classe 1 de diâmetro (DAP  $\geq$  0,10 m) em ordem decrescente de IVI, em floresta pluvial atlântica secundária, Parque Estadual de Carlos Botelho, SP.

ESPÉCIE	DR	DOR	FR	IVI
<i>Tibouchina pulchra</i>	14,90	12,55	8,37	35,82
Morta	7,21	7,89	7,79	22,90
<i>Guapira opposita</i>	2,56	6,61	2,66	11,84
<i>Rapanea umbellata</i>	3,53	3,14	3,04	9,70
<i>Nephelea stenibergii</i>	4,17	2,21	3,04	9,42
<i>Cabrlea canjerana</i>	1,76	3,94	1,90	7,61
<i>Casearia silvestris</i>	2,24	1,97	2,28	6,49
<i>Hieronima alchorneoides</i>	2,40	1,40	2,28	6,08
<i>Alchornea triplinervia</i>	0,80	4,26	0,95	6,01
<i>Nephelea setosa</i>	2,56	0,64	2,28	5,49
<i>Ocotea</i> sp2	0,16	3,80	0,19	4,15
<i>Eugenia</i> sp1	1,60	0,79	1,71	4,10
<i>Tapirira guianensis</i>	0,64	2,66	0,76	4,06
<i>Cordia trichotoma</i>	1,44	0,70	1,71	3,85
<i>Symplocos celastrinea</i>	1,12	1,22	1,33	3,67
<i>Eugenia verrucosa</i>	1,28	0,85	1,52	3,66
<i>Jacaranda puberula</i>	0,96	1,51	0,95	3,42
<i>Bathysa meridionalis</i>	0,80	1,61	0,95	3,36
<i>Sideroxylon gardnerianum</i>	0,80	1,73	0,76	3,29
<i>Campomanesia guaviroba</i>	0,64	1,81	0,76	3,21
<i>Chrysophyllum</i> sp	0,64	1,95	0,57	3,16
<i>Matayba elaeagnoides</i>	0,80	1,32	0,95	3,07
<i>Clethra scabra</i>	1,12	0,48	1,33	2,94
<i>Guatteria australis</i>	1,12	0,67	1,14	2,93
<i>Myrcia rostrata</i>	1,12	0,57	1,14	2,83
<i>Stylogyne</i> sp	0,80	0,92	0,95	2,67
<i>Prunus myrtifolia</i>	0,96	0,51	1,14	2,61
<i>Roupala brasiliensis</i>	0,64	1,17	0,76	2,58
<i>Ocotea elegans</i>	0,80	0,68	0,95	2,43
<i>Pterocarpus violaceus</i>	0,80	0,84	0,76	2,40
<i>Vantanea compacta</i>	0,64	0,90	0,76	2,30
<i>Rollinia sericea</i>	0,80	0,52	0,95	2,27
<i>Marlierea antonia</i>	0,48	1,22	0,57	2,27
<i>Ocotea pulchra</i>	0,96	0,33	0,95	2,25
<i>Mollinedia schottiana</i>	0,80	0,47	0,95	2,22
<i>Rudgea blanchetiana</i>	0,64	0,79	0,76	2,19
<i>Piptocarpha axilaris</i>	0,80	0,41	0,95	2,17
<i>Maytenus distichophylla</i>	0,64	0,76	0,76	2,16

continua

DIAS, A. C.; CUSTODIO FILHO, A. & FRANCO, G. A. D. C. Diversidade do componente arbóreo em floresta pluvial atlântica secundária, São Paulo, Brasil.

continuação - TABELA 3

ESPÉCIE	DR	DOR	FR	IVI
<i>Solanum excelsum</i>	0,96	0,41	0,76	2,13
<i>Cyathea schanschim</i>	0,96	0,25	0,76	1,97
<i>Alsophila leptoclada</i>	0,80	0,29	0,76	1,85
<i>Cupania oblongifolia</i>	0,64	0,33	0,76	1,73
<i>Eugenia</i> sp5	0,64	0,50	0,57	1,71
<i>Heisteria silvianii</i>	0,64	0,67	0,76	1,67
<i>Posoqueria acutifolia</i>	0,64	0,24	0,76	1,64
<i>Rapanea ferruginea</i>	0,64	0,21	0,76	1,61
<i>Amaioua guianensis</i>	0,48	0,75	0,38	1,61
<i>Marlierea racemosa</i>	0,48	0,55	0,57	1,60
<i>Coussapoa microcarpa</i>	0,16	1,22	0,19	1,57
<i>Symplocos</i> sp2	0,48	0,52	0,57	1,57
<i>Alsophila paleolata</i>	0,64	0,13	0,76	1,54
<i>Myroxylon peruiferum</i>	0,48	0,48	0,57	1,53
<i>Ocotea catharinensis</i>	0,48	0,45	0,57	1,50
<i>Cryptocaria</i> sp3	0,48	0,45	0,57	1,50
<i>Ocotea aciphyla</i>	0,32	0,76	0,38	1,46
<i>Solanum inaequale</i>	0,48	0,33	0,57	1,38
<i>Pouteria</i> sp	0,48	0,33	0,57	1,38
<i>Aniba firmula</i>	0,48	0,31	0,57	1,36
<i>Inga</i> sp1	0,48	0,29	0,57	1,34
<i>Parinari excelsa</i>	0,48	0,27	0,57	1,32
<i>Myrtaceae</i> sp12	0,16	0,93	0,19	1,28
<i>Esenbeckia glandiflora</i>	0,48	0,22	0,57	1,27
<i>Ocotea odorifera</i>	0,48	0,21	0,57	1,27
<i>Inga marginata</i>	0,48	0,19	0,57	1,25
<i>Machaerium nictitans</i>	0,16	0,88	0,19	1,23
<i>Sorocea bomplondii</i>	0,48	0,17	0,57	1,23
<i>Matayba juglandifolia</i>	0,48	0,17	0,57	1,23
<i>Marlierea obscura</i>	0,48	0,17	0,57	1,22
<i>Euterpe edulis</i>	0,48	0,15	0,57	1,20
<i>Campomanesia</i> sp	0,32	0,48	0,38	1,18
<i>Didymopanax</i> sp	0,32	0,46	0,38	1,17
<i>Phyllocalyx</i> sp	0,16	0,78	0,19	1,13
<i>Myrsinaceae</i> sp	0,32	0,35	0,38	1,05
<i>Alsophila</i> sp	0,48	0,18	0,38	1,04
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	0,16	0,67	0,19	1,02
<i>Ocotea</i> sp6	0,16	0,62	0,19	0,97
<i>Eugenia</i> sp2	0,32	0,21	0,38	0,91
<i>Myrceugenia</i> sp1	0,32	0,20	0,38	0,90

continua

continuação - TABELA 3

ESPÉCIE	DR	DOR	FR	IVI
<i>Coccoloba latifolia</i>	0,32	0,18	0,38	0,89
<i>Casearia decandra</i>	0,32	0,17	0,38	0,87
<i>Byrsonima ligustrifolia</i>	0,32	0,16	0,38	0,86
<i>Hirtella hebeclada</i>	0,32	0,16	0,38	0,86
<i>Psychotria</i> sp	0,32	0,16	0,38	0,86
<i>Chrysophyllum viride</i>	0,32	0,15	0,38	0,85
<i>Ilex amara</i>	0,32	0,14	0,38	0,84
<i>Sapium glandulatum</i>	0,32	0,14	0,38	0,84
<i>Weinmannia paulliniifolia</i>	0,32	0,14	0,38	0,84
<i>Andira anthelminthica</i>	0,32	0,13	0,38	0,84
<i>Myrtaceae</i> sp7	0,32	0,13	0,38	0,83
<i>Alseis floribunda</i>	0,32	0,13	0,38	0,83
<i>Sclerobium denudatum</i>	0,32	0,12	0,38	0,82
<i>Citronella paniculata</i>	0,32	0,11	0,38	0,81
<i>Ocotea silvestris</i>	0,32	0,11	0,38	0,81
<i>Protium heptaphyllum</i>	0,32	0,11	0,38	0,81
<i>Mollinedia</i> sp1	0,32	0,09	0,38	0,79
<i>Ocotea</i> sp5	0,16	0,44	0,19	0,79
<i>Psychotria velloziana</i>	0,32	0,07	0,38	0,77
<i>Rapanea</i> sp	0,32	0,07	0,38	0,77
<i>Nectandra oppositifolia</i>	0,32	0,17	0,19	0,68
<i>Licania hoehnei</i>	0,16	0,31	0,19	0,66
<i>Cryptocaria ashersoniana</i>	0,16	0,27	0,19	0,62
<i>Capsicodendron dinizii</i>	0,16	0,26	0,19	0,61
<i>Combretum</i> sp	0,16	0,18	0,19	0,53
<i>Maytenus robusta</i>	0,16	0,18	0,19	0,53
<i>Vitex poligama</i>	0,16	0,18	0,19	0,53
<i>Croton macrobothrys</i>	0,16	0,16	0,19	0,51
<i>Myrcia</i> sp2	0,16	0,16	0,19	0,51
<i>Chrysobalanaceae</i> sp	0,16	0,14	0,19	0,49
<i>Ocotea</i> sp10	0,16	0,14	0,19	0,49
<i>Vernonia discolor</i>	0,16	0,13	0,19	0,48
<i>Cryptocaria</i> sp1	0,16	0,12	0,19	0,47
<i>Endlicheria paniculata</i>	0,16	0,12	0,19	0,47
<i>Pourouma</i> sp	0,16	0,12	0,19	0,47
<i>Cryptocaria</i> sp2	0,16	0,11	0,19	0,46
<i>Myrtaceae</i> sp5	0,16	0,11	0,19	0,46
<i>Ocotea corymbosa</i>	0,16	0,11	0,19	0,46
<i>Alsophila nitida</i>	0,16	0,10	0,19	0,45
<i>Inga</i> sp2	0,16	0,10	0,19	0,45

continua



DIAS, A. C.; CUSTODIO FILHO, A. & FRANCO, G. A. D. C. Diversidade do componente arbóreo em floresta pluvial atlântica secundária, São Paulo, Brasil.

continuação - TABELA 3

ESPÉCIE	DR	DOR	FR	IVI
<i>Myrtaceae</i> sp8	0,16	0,10	0,19	0,45
<i>Pouteria ramiflora</i>	0,16	0,10	0,19	0,45
<i>Myrceugenia myrcioides</i>	0,16	0,09	0,19	0,44
<i>Pouteria venosa</i>	0,16	0,08	0,19	0,43
<i>Myrceugenia</i> sp3	0,16	0,08	0,19	0,43
<i>Myrtaceae</i> sp11	0,16	0,08	0,19	0,43
<i>Piptocarpha macropoda</i>	0,16	0,08	0,19	0,43
<i>Myrtaceae</i> sp3	0,16	0,07	0,19	0,42
<i>Ocotea</i> sp1	0,16	0,07	0,19	0,42
<i>Inga sellowiana</i>	0,16	0,06	0,19	0,41
<i>Cryptocaria moschata</i>	0,16	0,06	0,19	0,41
<i>Miconia theezans</i>	0,16	0,06	0,19	0,41
<i>Eugenia</i> sp3	0,16	0,05	0,19	0,40
<i>Xylosma ciliatifolium</i>	0,16	0,05	0,19	0,40
<i>Copaifera trapezifolia</i>	0,16	0,04	0,19	0,40
<i>Ficus enormis</i>	0,16	0,04	0,19	0,39
<i>Symplocos</i> sp1	0,16	0,04	0,19	0,39
<i>Zollernia illicifolia</i>	0,16	0,04	0,19	0,39
<i>Cupania vernalis</i>	0,16	0,04	0,19	0,39
<i>Ocotea</i> sp4	0,16	0,04	0,19	0,39
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i>	0,16	0,04	0,19	0,39
<i>Alsophila corcovadensis</i>	0,16	0,04	0,19	0,39
<i>Cybianthus</i> sp2	0,16	0,04	0,19	0,39
<i>Didymopanax navarroii</i>	0,16	0,04	0,19	0,39
<i>Lauraceae</i> sp3	0,16	0,04	0,19	0,39
<i>Eugenia</i> sp6	0,16	0,03	0,19	0,38
<i>Myrcia termivenosa</i>	0,16	0,03	0,19	0,38
<i>Myrtaceae</i> sp10	0,16	0,03	0,19	0,38
<i>Ocotea bicolor</i>	0,16	0,03	0,19	0,38
<i>Rubiaceae</i> sp1	0,16	0,03	0,19	0,38
<i>Aegiphila sellowiana</i>	0,16	0,03	0,19	0,38
<i>Ardisia cauliflora</i>	0,16	0,03	0,19	0,38
<i>Ilex paraguariensis</i>	0,16	0,03	0,19	0,38
<i>Pithecelobium langsdorffii</i>	0,16	0,03	0,19	0,38
<i>Myrtaceae</i> sp9	0,16	0,03	0,19	0,38
	100,00	100,00	100,00	300,00

TABELA 4 - Relação das espécies amostradas na classe 2 de diâmetro ( $0,05 \text{ m} \leq \text{DAP} < 0,10 \text{ m}$ ) em ordem decrescente de IVI, em floresta pluvial atlântica secundária, no Parque Estadual de Carlos Botelho, SP.

ESPÉCIE	DR	DOR	FR	IVI
<i>Nephelea setosa</i>	5,93	6,36	4,08	16,37
<i>Tibouchina pulchra</i>	5,29	6,21	2,97	14,47
Morta	4,97	4,53	4,82	14,32
<i>Bathysa meridionalis</i>	4,17	6,00	3,34	13,50
<i>Casearia silvestris</i>	2,08	8,65	2,04	12,78
<i>Jacaranda puberula</i>	3,04	4,60	2,60	10,24
<i>Rudgea blanchetiana</i>	3,69	2,59	3,34	9,62
<i>Rapanea umbellata</i>	3,21	3,03	2,97	9,21
<i>Clethra scabra</i>	2,88	2,12	2,41	7,42
<i>Cyathea schanschim</i>	2,24	1,98	2,23	6,45
<i>Hieronima alchorneoides</i>	2,08	2,58	1,67	6,34
<i>Guatteria australis</i>	1,92	1,26	2,04	5,23
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	1,60	1,53	1,67	4,80
<i>Marlierea obscura</i>	1,76	1,31	1,67	4,74
<i>Euterpe edulis</i>	1,60	1,14	1,86	4,59
<i>Prunus myrtifolia</i>	1,60	1,12	1,67	4,39
<i>Myrcia rostrata</i>	1,60	0,90	1,86	4,35
<i>Rollinia sericea</i>	1,28	1,49	1,48	4,26
<i>Eugenia</i> sp1	1,28	1,15	1,30	3,73
<i>Campomanesia guaviroba</i>	1,12	1,03	1,30	3,45
<i>Andira anthelminthica</i>	1,12	0,96	1,30	3,38
<i>Matayba juglandifolia</i>	0,96	1,39	0,93	3,28
<i>Guapira opposita</i>	1,12	0,69	1,30	3,11
<i>Alsophila nitida</i>	0,96	0,98	1,11	3,06
<i>Alsophila atrovirens</i>	1,12	0,73	1,11	2,97
<i>Psychotria stachioides</i>	0,96	0,98	0,93	2,87
<i>Cupania oblongifolia</i>	0,80	0,95	0,93	2,68
<i>Miconia</i> sp	0,48	1,53	0,56	2,57
<i>Mollinedia schottiana</i>	0,80	0,68	0,93	2,41
<i>Campomanesia</i> sp	0,64	0,90	0,74	2,28
<i>Cordia trichotoma</i>	0,80	0,52	0,93	2,25
<i>Citronella paniculata</i>	0,80	0,52	0,93	2,25
<i>Sorocea bomplondii</i>	0,80	0,49	0,93	2,22
<i>Pouteria</i> sp	0,64	0,67	0,74	2,05
<i>Psychotria</i> sp	0,64	0,55	0,74	1,94
<i>Allophylus petiolulatus</i>	0,48	0,80	0,56	1,84
<i>Roupala brasiliensis</i>	0,64	0,43	0,74	1,82
<i>Inga sessilis</i>	0,64	0,41	0,74	1,79
<i>Miconia rigidiuscula</i>	0,64	0,38	0,74	1,76
<i>Cabralea canjerana</i>	0,48	0,72	0,56	1,76
<i>Ocotea brachybotra</i>	0,16	1,38	0,19	1,73
<i>Tapirira guianensis</i>	0,64	0,34	0,74	1,72

continua

continuação - TABELA 4

ESPÉCIE	DR	DOR	FR	IVI
<i>Eugenia</i> sp5	0,64	0,32	0,74	1,71
<i>Psychotria suterella</i>	0,48	0,64	0,56	1,68
<i>Alsophila paleolata</i>	0,48	0,54	0,56	1,58
<i>Maytenus</i> sp1	0,48	0,40	0,56	1,43
<i>Protium heptaphyllum</i>	0,48	0,37	0,56	1,41
<i>Esenbeckia glandiflora</i>	0,48	0,36	0,56	1,40
<i>Posoqueria acutifolia</i>	0,48	0,35	0,56	1,39
<i>Sclerolobium denudatum</i>	0,48	0,33	0,56	1,37
<i>Sloanea monosperma</i>	0,48	0,33	0,56	1,36
<i>Didymopanax angustissimum</i>	0,48	0,32	0,56	1,35
<i>Stylogyne</i> sp	0,48	0,29	0,56	1,33
<i>Chrysophyllum viride</i>	0,48	0,43	0,37	1,28
<i>Alsophila leptoclada</i>	0,48	0,43	0,37	1,28
Rubiaceae sp1	0,48	0,24	0,56	1,28
<i>Myrceugenia</i> sp1	0,48	0,24	0,56	1,28
<i>Pterocarpus violaceus</i>	0,48	0,19	0,56	1,23
<i>Mollinedia</i> sp1	0,32	0,47	0,37	1,16
<i>Clusia parviflora</i>	0,48	0,24	0,37	1,09
<i>Psidium cattleianum</i>	0,32	0,36	0,37	1,05
<i>Nephelea stenibergii</i>	0,32	0,34	0,37	1,03
<i>Symplocos</i> sp3	0,32	0,34	0,37	1,03
<i>Eugenia verrucosa</i>	0,32	0,32	0,37	1,02
<i>Ocotea glaziovii</i>	0,32	0,32	0,37	1,01
<i>Ficus enormis</i>	0,32	0,32	0,37	1,01
<i>Weinmannia paulliniifolia</i>	0,32	0,32	0,37	1,01
<i>Cryptocaria</i> sp1	0,16	0,64	0,19	0,99
<i>Leandra</i> sp	0,32	0,29	0,37	0,99
<i>Casearia decandra</i>	0,32	0,29	0,37	0,98
<i>Cybianthus</i> sp2	0,32	0,29	0,37	0,98
<i>Myrcia</i> sp1	0,32	0,29	0,37	0,98
<i>Platymiscium floribundum</i>	0,32	0,29	0,37	0,98
<i>Eugenia</i> sp6	0,32	0,28	0,37	0,98
<i>Casearia</i> sp	0,32	0,28	0,37	0,97
<i>Myrcia</i> sp2	0,32	0,26	0,37	0,95
<i>Gomidesia</i> sp	0,16	0,60	0,19	0,95
<i>Maytenus distichophylla</i>	0,32	0,24	0,37	0,93
<i>Alchornea triplinervia</i>	0,32	0,24	0,37	0,93
<i>Byrsonima lygustrifolia</i>	0,32	0,23	0,37	0,92
<i>Matayba eleagnoides</i>	0,32	0,22	0,37	0,91
<i>Symplocos</i> sp1	0,32	0,21	0,37	0,90
<i>Ocotea dispersa</i>	0,32	0,19	0,37	0,88
<i>Didymopanax</i> sp	0,32	0,19	0,37	0,88
<i>Calycorectes australis</i>	0,32	0,16	0,37	0,86
<i>Psychotria muda</i>	0,32	0,16	0,37	0,86

continua

## continuação - TABELA 4

ESPÉCIE	DR	DOR	FR	IVI
<i>Myrceugenia</i> sp2	0,32	0,16	0,37	0,85
<i>Solanum rufescens</i>	0,32	0,16	0,37	0,85
<i>Alseis floribunda</i>	0,32	0,15	0,37	0,84
<i>Senna multijuga</i>	0,32	0,15	0,37	0,84
<i>Cedrella fissilis</i>	0,32	0,15	0,37	0,84
<i>Myrcia tenuivenosa</i>	0,32	0,15	0,37	0,84
Rubiaceae sp2	0,32	0,29	0,19	0,80
<i>Coccoloba latifolia</i>	0,16	0,37	0,19	0,72
<i>Mollinedia</i> sp2	0,16	0,29	0,19	0,64
<i>Vernonia puberula</i>	0,16	0,22	0,19	0,57
<i>Chrysophyllum</i> sp	0,16	0,20	0,19	0,55
<i>Piptocarpha axillaris</i>	0,16	0,20	0,19	0,55
<i>Ilex amara</i>	0,16	0,19	0,19	0,54
<i>Ilex</i> sp2	0,16	0,18	0,19	0,53
<i>Ardisia cauliflora</i>	0,16	0,18	0,19	0,53
<i>Cybianthus</i> sp1	0,16	0,18	0,19	0,53
<i>Myrcia</i> sp3	0,16	0,18	0,19	0,53
<i>Symplocos celastrine</i>	0,16	0,18	0,19	0,53
<i>Amaioua guianensis</i>	0,16	0,16	0,19	0,51
<i>Ocotea silvestris</i>	0,16	0,16	0,19	0,51
<i>Quiina glaziovii</i>	0,16	0,16	0,19	0,51
<i>Rollinea sylvatica</i>	0,16	0,16	0,19	0,51
<i>Inga marginata</i>	0,16	0,14	0,19	0,49
<i>Inga sellowiana</i>	0,16	0,14	0,19	0,49
<i>Maytenus robusta</i>	0,16	0,14	0,19	0,49
Myrtaceae sp4	0,16	0,14	0,19	0,49
<i>Rapanea ferruginea</i>	0,16	0,14	0,19	0,49
<i>Calyptranthes lucida</i>	0,16	0,14	0,19	0,49
<i>Clusia</i> sp	0,16	0,14	0,19	0,49
<i>Eugenia beaurepaireana</i>	0,16	0,14	0,19	0,49
<i>Heisteria silvianii</i>	0,16	0,14	0,19	0,49
<i>Drymis winterii</i>	0,16	0,13	0,19	0,47
Myrtaceae sp2	0,16	0,13	0,19	0,47
<i>Ocotea silvestris</i>	0,16	0,13	0,19	0,47
Olacaceae sp	0,16	0,13	0,19	0,47
<i>Symplocos</i> sp2	0,16	0,13	0,19	0,47
<i>Psychotria velloziana</i>	0,16	0,11	0,19	0,45
<i>Cordia</i> sp	0,16	0,09	0,19	0,44
<i>Ficus</i> sp	0,16	0,09	0,19	0,44
Lauraceae sp2	0,16	0,09	0,19	0,44
<i>Myrceugenia myrcioides</i>	0,16	0,09	0,19	0,44
Myrtaceae sp1	0,16	0,09	0,19	0,44
Myrtaceae sp6	0,16	0,09	0,19	0,44
<i>Ocotea pulchra</i>	0,16	0,09	0,19	0,44

continua

continuação - TABELA 4

ESPÉCIE	DR	DOR	FR	IVI
<i>Ocotea</i> sp3	0,16	0,09	0,19	0,44
<i>Ocotea</i> sp9	0,16	0,09	0,19	0,44
<i>Sapium glandulatum</i>	0,16	0,09	0,19	0,44
<i>Cryptocaria</i> sp2	0,16	0,08	0,19	0,43
<i>Dalbergia frutescens</i>	0,16	0,08	0,19	0,43
<i>Xylopia langsdorffiana</i>	0,16	0,08	0,19	0,43
<i>Ilex paraguariensis</i>	0,16	0,08	0,19	0,43
<i>Leandra mosenii</i>	0,16	0,08	0,19	0,43
<i>Myroxylon peruiferum</i>	0,16	0,08	0,19	0,43
<i>Nectandra oppositifolia</i>	0,16	0,08	0,19	0,43
<i>Ocotea</i> sp7	0,16	0,08	0,19	0,43
<i>Ocotea kuhlmanii</i>	0,16	0,08	0,19	0,43
<i>Ruprectia</i> sp	0,16	0,08	0,19	0,43
<i>Zollernia illicifolia</i>	0,16	0,08	0,19	0,43
<i>Byrsonima</i> sp1	0,16	0,07	0,19	0,41
<i>Coussapoa microcarpa</i>	0,16	0,07	0,19	0,41
<i>Gomidesia fenzliana</i>	0,16	0,07	0,19	0,41
<i>Marlierea racemosa</i>	0,16	0,07	0,19	0,41
<i>Ocotea catharinensis</i>	0,16	0,07	0,19	0,41
<i>Ocotea</i> sp8	0,16	0,07	0,19	0,41
<i>Piptocarpha macropoda</i>	0,16	0,07	0,19	0,41
<i>Terminalia triflora</i>	0,16	0,07	0,19	0,41
<i>Vantanea compacta</i>	0,16	0,07	0,19	0,41
<i>Actinostemon</i> sp	0,16	0,06	0,19	0,41
<i>Ardisia handroi</i>	0,16	0,05	0,19	0,40
<i>Combretum</i> sp	0,16	0,05	0,19	0,40
<i>Eugenia</i> sp4	0,16	0,05	0,19	0,40
<i>Ilex</i> sp1	0,16	0,05	0,19	0,40
<i>Lauraceae</i> sp1	0,16	0,05	0,19	0,40
<i>Miconia cabucu</i>	0,16	0,05	0,19	0,40
<i>Myrceugenia</i> sp4	0,16	0,05	0,19	0,40
<i>Myrtaceae</i> sp4	0,16	0,05	0,19	0,40
<i>Ocotea</i> sp1	0,16	0,05	0,19	0,40
<i>Pouteria venosa</i>	0,16	0,05	0,19	0,40
	100,00	100,00	100,00	300,00

Um problema associado com medidas de diversidade é o tamanho da amostra a ser adotado. Magurran (1988) salienta que é essencial que um mesmo tamanho de amostra seja usado em todos os locais sob investigação, para que se obtenham resultados comparáveis entre si. Para a definição do tamanho da amostra a autora sugere a elaboração de uma curva de diversidade, à semelhança da curva espécie-área.

Neste trabalho, como foi empregado o método de quadrantes para a amostragem da vegetação,

a curva de diversidade deveria ser elaborada com relação aos pontos de quadrantes. No entanto, dado o reduzido número de árvores amostradas em cada ponto de quadrante, 4 indivíduos por ponto, a determinação dos índices de diversidade por ponto não apresentou resultados satisfatórios. Desta forma, o cálculo dos índices de diversidade por grupos de pontos foi o caminho encontrado para definir o tamanho de amostra, ou seja, qual o número de pontos de quadrantes necessários para calcular a diversidade da comunidade.

Os valores médios de diversidade calculados para diferentes tamanhos de amostras ou grupo de pontos de quadrantes, são mostrados nas TABELAS 5 e 6, para as classes 1 e 2 de diâmetro, respectivamente.

Os resultados apresentados na TABELA 5 mostram que o índice de Margalef foi o que apresentou maior coeficiente de variação (CV = 31,82), entre os valores de diversidade calculados para os diferentes tamanhos de grupos, passando de 3,6 quando calculado com grupos de 4 pontos de quadrantes cada, para 8,9 quando foram empregados grupos com 20 pontos de quadrante cada. O segundo lugar foi ocupado pelo índice de Berger-Parker (CV = 17,26), seguido pelo índice

de Menhinick (CV = 17,01) e pelo índice de Shannon (CV = 14,03). As menores variações foram detectadas para os índices de Simpson (CV = 4,43) e McIntosh (CV = 3,05).

Na classe 2 de diâmetro, como mostrado na TABELA 6, foi também o índice de Margalef que apresentou a maior variação (CV = 30,93), entre os valores de diversidade, seguido pelo índice de Menhinick (CV = 17,23) e o índice de Shannon (CV = 13,86). O índice de Berger-Parker apresentou um coeficiente de variação (CV = 14,16) bem inferior ao da classe 1 de diâmetro (CV = 17,26). Os índices de Simpson e McIntosh foram os que apresentaram os menores coeficientes de variação, ou seja, CV = 2,86 e CV = 1,78, respectivamente.

TABELA 5 - Valores médios de diversidade calculados para diferentes tamanhos de grupos, considerando os indivíduos com DAP  $\geq$  0,10 m, em floresta pluvial atlântica secundária, Parque Estadual de Carlos Botelho, SP.

Índices de Diversidade	QUANTIDADE DE PONTOS POR GRUPO					CV
	4	8	12	16	20	
MARGALEF	3,6530	5,3759	6,3759	7,6566	8,9326	31,82
MENHINICK	2,7820	3,4704	3,8638	3,9079	4,4841	17,01
McINTOSH	0,8314	0,8264	0,8234	0,7756	0,8387	3,05
BERGER-PARKER	5,1882	7,1210	7,7677	7,6214	8,5048	17,26
SHANNON	2,1943	2,6588	2,9069	2,8907	3,2518	14,03
SIMPSON	0,8347	0,8709	0,8952	0,8411	0,9280	4,43

TABELA 6 - Valores médios de diversidade calculados para diferentes tamanhos de amostras (grupos com diferentes números de pontos de quadrantes) para os indivíduos com DAP  $\geq$  0,05 m e DAP  $<$  0,10 m, em floresta pluvial atlântica secundária, Parque Estadual de Carlos Botelho, SP.

Índices de Diversidade	QUANTIDADE DE PONTOS POR GRUPO					CV
	4	8	12	16	20	
MARGALEF	3,9212	5,9464	7,2962	8,2219	9,5515	30,93
MENHINICK	2,9814	3,8317	4,2345	4,4470	4,8110	17,23
McINTOSH	0,8824	0,8814	0,8701	0,8453	0,8791	1,78
BERGER-PARKER	6,0154	7,1850	7,4059	8,2454	8,7975	14,16
SHANNON	2,3297	2,8592	3,0920	3,1580	3,4248	13,86
SIMPSON	0,8782	0,9175	0,9278	0,9099	0,9501	2,86

DIAS, A. C.; CUSTODIO FILHO, A. & FRANCO, G. A. D. C. Diversidade do componente arbóreo em floresta pluvial atlântica secundária, São Paulo, Brasil.

Os valores médios obtidos para cada índice de diversidade e para cada grupo de pontos de quadrantes, foram plotados em gráficos, produzindo assim a curva de diversidade conforme mostrado nas FIGURAS 3 e 4, para as classes 1 e 2, respectivamente. Analisando as curvas apresentadas nestas figuras, pode-se inferir que os índices de Margalef e Berger-Parker são mais sensíveis à variação no tamanho da amostra que os demais índices,

apresentando curvas inclinadas ascendentes. Já as curvas apresentadas pelos índices de McIntosh e Simpson, são aproximadamente paralelas ao eixo horizontal, mostrando não serem estes índices sensíveis à variação no tamanho da amostra.

Os índices de Shannon e Menhinick apresentaram sensibilidade à variação no tamanho da amostra, porém esta sensibilidade foi inferior à dos índices de Margalef e Berger-Parker.

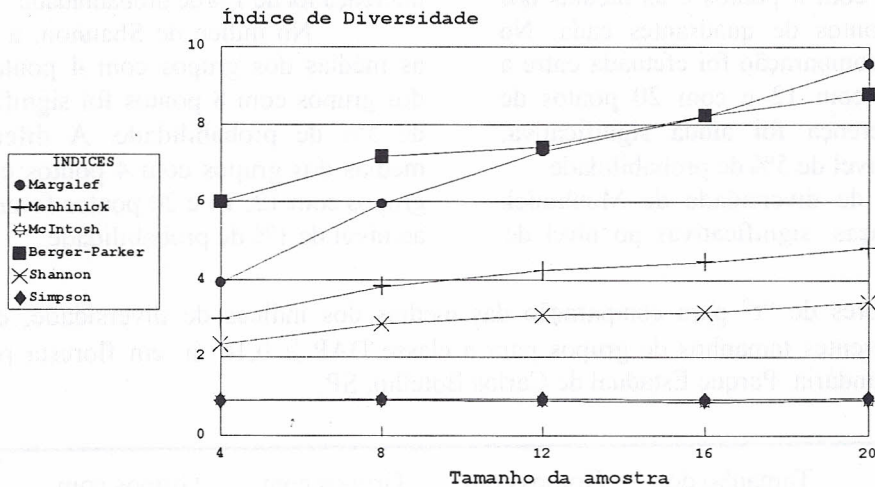


FIGURA 3 - Relação entre o tamanho da amostra (grupos com diferentes números de pontos de quadrantes) e os índices de diversidade, calculados para os indivíduos da classe 1 de diâmetro ( $DAP \geq 0,10$  m), em floresta pluvial atlântica secundária, Parque Estadual de Carlos Botelho, SP.

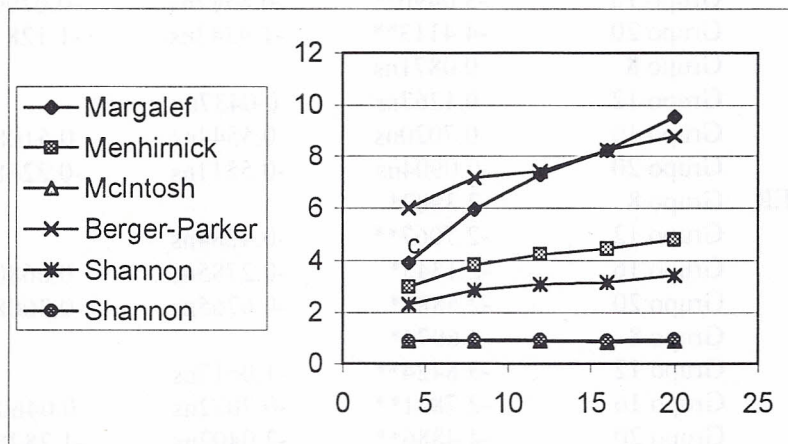


FIGURA 4 - Relação entre o tamanho da amostra (grupos com diferentes números de pontos de quadrantes) e o índices de diversidade, calculados para os indivíduos da classe 2 de diâmetro ( $0,05 \leq DAP \leq 0,10$  m), amostrados em floresta pluvial atlântica secundária, Parque Estadual de Carlos Botelho, SP.

A comparação das médias através do teste "t" de Student, mostrou que para os indivíduos da classe I de diâmetro (TABELA 7) os índices de diversidade de McIntosh e Simpson não foram sensíveis à variação do tamanho da amostra. O índice de diversidade de Margalef apresentou diferenças significativas ao nível de 1% de probabilidade entre as médias dos grupos com 4 pontos de quadrantes e as médias dos grupos com 8, 12, 16 e 20 pontos. O mesmo aconteceu com as médias dos grupos com 8 pontos e as médias dos grupos com 20 pontos de quadrantes cada. No entanto, quando a comparação foi efetuada entre a média dos grupos com 12 e com 20 pontos de quadrantes, a diferença foi ainda significativa, porém, apenas ao nível de 5% de probabilidade.

O índice de diversidade de Menhinick apresentou diferenças significativas ao nível de

1% de probabilidade, entre os grupos com 4 pontos de quadrantes e as médias dos grupos com 12, 16 e 20 pontos de quadrantes; entre as médias dos grupos com 4 pontos e 8 pontos, a diferença foi significativa apenas ao nível de 5% de probabilidade. Para o índice de Berger-Parker as diferenças entre os grupos com 4 pontos de quadrantes e as médias dos grupos com 8, 16 e 20 pontos foram significativas ao nível de 5% de probabilidade enquanto com a média do grupo com 12 pontos esta diferença foi de 1% de probabilidade.

No índice de Shannon, a diferença entre as médias dos grupos com 4 pontos e as médias dos grupos com 8 pontos foi significativa ao nível de 5% de probabilidade. A diferença entre as médias dos grupos com 4 pontos e as médias dos grupos com 12, 16 e 20 pontos foram significativas ao nível de 1% de probabilidade.

TABELA 7 - Valores de "t" para comparação das médias dos índices de diversidade, calculados para diferentes tamanhos de grupos para a classe DAP  $\geq 0,10$  m, em floresta pluvial atlântica secundária, Parque Estadual de Carlos Botelho, SP.

Índices de Diversidade	Tamanho dos Grupos	Grupos com 4 pontos	Grupos com 8 pontos	Grupos com 12 pontos	Grupos com 16 pontos
MARGALEF	Grupo 8	-4.3251**			
	Grupo 12	-6.7436**	-1.9606ns		
	Grupo 16	-5.7465**	-2.0504ns	-0.5719ns	
	Grupo 20	-8.2514**	-3.7746**	-2.7746*	-1.0983ns
MENHINICK	Grupo 8	-2.6445*			
	Grupo 12	-3.7869**	-1.0192ns		
	Grupo 16	-3.0496**	-0.8587ns	-0.0790ns	
	Grupo 20	-4.4113**	-1.9343ns	-1.1281ns	-0.7547ns
McINTOSH	Grupo 8	0.0871ns			
	Grupo 12	0.1267ns	0.0437ns		
	Grupo 16	0.7020ns	0.5544ns	0.5108ns	
	Grupo 20	-0.0904ns	-0.5511ns	-0.2268ns	-0.5579ns
BERGER-PARKER	Grupo 8	-2.3982*			
	Grupo 12	-2.7067**	-0.4284ns		
	Grupo 16	-2.1343*	-0.2785ns	0.0680ns	
	Grupo 20	-2.5888*	-0.6765ns	-0.3008ns	-0.3002ns
SHANNON	Grupo 8	-2.6974*			
	Grupo 12	-3.8424**	-1.0617ns		
	Grupo 16	-2.7841**	-0.7022ns	0.0460ns	
	Grupo 20	-4.4886**	-2.0402ns	-1.2828ns	-0.8010ns
SIMPSON	Grupo 8	-0.6963ns			
	Grupo 12	-1.1107ns	-0.4288ns		
	Grupo 16	-0.0847ns	0.3218ns	0.6030ns	
	Grupo 20	-1.3213ns	-0.7952ns	-0.7187ns	-0.7578ns



Em relação aos indivíduos da classe 2 de diâmetro (TABELA 8), os resultados obtidos pela comparação das médias através do teste “t” mostraram que os índices de diversidade de McIntosh e Berger-Parker não apresentaram diferenças significativas entre as médias da diversidade calculada para os diferentes tamanhos de grupos. Para o índice de Margalef, apenas as médias dos grupos com 12 pontos versus grupos com 16 pontos e média dos grupos com 16 pontos e grupos com 20 pontos não apresentaram diferenças significativas. Para o índice de diversidade de Menhinick e Shannon, as médias dos grupos com 4 pontos apresentaram diferenças significativas ao nível de 1% de probabilidade com as médias dos grupos com 8, 12, 16 e 20 pontos de quadrantes. O grupo com 8 pontos apresentou diferenças significativas ao nível de 1% de probabilidade apenas com as médias dos grupos com 20 pontos de quadrantes.

O índice de diversidade de Simpson, as médias dos grupos com 4 pontos de quadrantes diferiram significativamente ao nível de 5% de probabilidade das médias dos grupos com 8 e 12 pontos. No entanto com as médias dos grupos com 20 pontos a diferença foi ao nível de 1% de probabilidade.

Com exceção dos índices de Margalef e McIntosh que apresentaram resultados semelhantes para as duas classes de diâmetro, houve um comportamento diferente para os demais índices.

O índice de Menhinick na classe 1 de diâmetro (TABELA 7) apresentou diferenças significativas apenas para as médias dos grupos com 4 pontos de quadrantes, com as médias dos grupos com 8, 12, 16 e 20 pontos de quadrantes. Na classe 2 de diâmetro (TABELA 8), também as médias dos grupos com 8 pontos de quadrantes diferiram significativamente ao nível de 1% de probabilidade das médias dos grupos com 20 pontos de quadrantes.

TABELA 8 - Valores de “t” para comparação das médias dos índices de diversidade, calculados para diferentes tamanhos de grupos para a classe de DAP  $\geq 0,05$  m e DAP  $< 0,10$  m, amostrados em floresta pluvial atlântica secundária, Parque Estadual de Carlos Botelho, SP.

Índices de Diversidade	Tamanho dos Grupos	Grupos com 4 pontos	Grupos com 8 pontos	Grupos com 12 pontos	Grupos com 16 pontos
MARGALEF	Grupo 8	-7.5510**			
	Grupo 12	-9.9675**	-2.9527**		
	Grupo 16	-8.7472**	3.3252**	-1.0785ns	
	Grupo 20	-12.8655**	-6.1153**	-2.9685**	-1.1559ns
MENHINICK	Grupo 8	-4.8324**			
	Grupo 12	-5.8885**	-1.5149ns		
	Grupo 16	-5.3187**	-1.7151ns	-0.4863ns	
	Grupo 20	-6.8001**	-2.9868**	-1.4402ns	-0.6438ns
McINTOSH	Grupo 8	0.0323ns			
	Grupo 12	0.3694ns	0.3163ns		
	Grupo 16	0.8831ns	0.7440ns	0.4589ns	
	Grupo 20	-0.0794ns	0.0575ns	-0.2292ns	-0.5357ns
BERGER-PARKER	Grupo 8	-1.3068ns			
	Grupo 12	-1.3526ns	-0.1977ns		
	Grupo 16	-1.8368ns	-0.7819ns	-0.5592ns	
	Grupo 20	-2.0236ns	-1.0922ns	-0.8696ns	-0.2727ns
SHANNON	Grupo 8	-5.6861**			
	Grupo 12	-6.9307**	-1.7548ns		
	Grupo 16	-5.4449**	-1.5200ns	-0.2811ns	
	Grupo 20	-8.3221**	-3.8140**	-0.2811ns	-0.9239ns
SIMPSON	Grupo 8	-2.1195*			
	Grupo 12	-2.3846*	-0.4588ns		
	Grupo 16	-1.0690ns	0.2101ns	0.4385ns	
	Grupo 20	-2.8019**	-1.2922ns	-0.9686ns	-0.7900ns

O índice de Shannon, além das diferenças detectadas na classe 1 de diâmetro (TABELA 7), mostrou diferenças entre as médias dos grupos com 8 pontos de quadrantes e as médias dos grupos com 20 pontos de quadrantes, significativos ao nível de 1% de probabilidade. Para o índice de diversidade de Simpson não foram detectadas diferenças significativas entre as médias na classe 1 de diâmetro (TABELA 7). No entanto na classe 2 de diâmetro (TABELA 8), observou-se diferenças significativas entre as médias dos grupos com 4 pontos de quadrantes e as médias dos grupos com 8, 12 e 20 pontos de quadrantes.

Estas diferenças estão provavelmente relacionadas com a composição florística de cada uma das classes diamétricas consideradas no levantamento.

A classe 2 de diâmetro, amostrou indivíduos com DAP entre 0,05 m e 0,10 m. A maioria dos espécimens amostrados nesta classe de diâmetro pertence aos estratos inferior e intermediário da floresta, onde além de espécies pioneiras como a *Tibouchina pulchra*, fazem parte da composição florística, espécies secundárias iniciais como *Casearia silvestris* e *Rapanea umbellata* e espécies secundárias tardias como *Jacaranda puberula* e *Ocotea* sp, dentre outras.

Na classe 1 de diâmetro onde foram amostrados indivíduos com DAP igual ou superior a 0,10 m, a maioria das espécies faz parte do estrato superior da floresta, que apresenta como espécie dominante a *Tibouchina pulchra*, espécie pioneira característica da região. Esta espécie ocupa o primeiro lugar na classificação em ordem decrescente de IVI, na classe 1 de diâmetro e o segundo lugar na classe 2.

#### 4 CONCLUSÕES

Dos seis índices de diversidade empregados, Margalef, Menhinick, McIntosh, Berger-Parker, Shannon e Simpson, o índice de Berger-Parker foi o que apresentou maior diferença entre os valores de diversidade determinados para os indivíduos amostrados na classe 1 de diâmetro ( $DAP \geq 0,10$  m) e na classe 2 de diâmetro ( $0,05 \text{ m} \leq DAP < 0,10$  m).

Através do teste "t" de Student não pareado, foi possível determinar para cada índice de diversidade o número mínimo de pontos de quadrantes necessários para caracterizar a diversidade em nível de espécie.

A definição da sensibilidade dos índices de diversidade à variação no tamanho da amostra, pela metodologia empregada, foi importante para definir: a) o índice de Margalef como o mais sensível à variação no tamanho da amostra; b) os índices de Simpson e McIntosh, como os menos sensíveis a esta característica; c) que os índices de Shannon e Menhinick apresentam sensibilidade à variação no tamanho da amostra; d) há necessidade do emprego de um mesmo tamanho de amostra, para que se obtenham valores comparáveis de diversidade, e e) que, diante dos resultados obtidos no presente trabalho, os índices de Simpson e McIntosh são os mais indicados para determinar a diversidade de espécies arbóreas, quando se pretende comparar resultados provenientes de diferentes locais.

#### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARMESTO, J.J.; MITCHELL, J.D.; VILLAGRAN, C. A comparison of Spatial Patterns of trees in some tropical and temperate forests. *Biotropica*, v.18, p.1-11, 1986.
- BERGER, W.H.; PARKER, F.L. Diversity of planktonic foraminifera in deep-sea seamounts. *Science*, v.168, p.345-347, 1970.
- BROWER, J.E.; ZAR, J.H. Species diversity. In: **Field and laboratory manual of general ecology**. W.C.B. Company Publishers, 1977. p.136-142.
- CONNELL, J.H. Diversity in Tropical Rain Forests and coral reefs. *Science*, v.199, p.1302-1310, 1978.
- COX, G.W. Measurement of species diversity. In: **LABORATORY manual of general ecology**. Dubuque: W.C.B. Company Publishers, 1976. p.162-164.
- DIAMOND, J. Factors controlling species diversity: overview and synthesis. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, v.75, n.1, p.553-555, 1988.
- DIAS, A.C. *et al.* Estrutura do componente arbóreo de um trecho de Floresta Atlântica Secundária, Parque Estadual de Carlos Botelho, SP. *Rev. Inst. Flor.*, v.7, p.93-119, 1995.
- FLENLEY, J. Present vegetation and its biogeographical problems. In: **The Equatorial Rain Forest: a geological history**. Boston: Butterworths, 1979. p.1-14.

- DIAS, A. C.; CUSTODIO FILHO, A. & FRANCO, G. A. D. C. Diversidade do componente arbóreo em floresta pluvial atlântica secundária, São Paulo, Brasil.
- HAFFER, J. General aspects of the refuge theory. In: PRANCE, G.T. **Biological diversification in the tropics**. New York: Columbia University Press, 1982. p.6-24.
- HUBBELL, S.P. Tree dispersion, abundance and diversity in a Tropical Dry Forest. **Science**, v.203, p.1299-1309, 1979.
- JANZEN, D. H. Herbivores and the number of tree species in tropical forest. **The American Naturalist**, v.104, p.501-528, 1970.
- KEMPTON, R.A. The structure of species abundance and measurement of diversity. **Biometrics**, v.35, p.307-322, 1979.
- MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. Croom-Heim Ltd., 1988. 176p.
- MARTINEZ-RAMOS, M. 1985. Claros, ciclos vitales de los arbores tropicales y regeneracion natural de las selvas altas perenifolias. In: GOMES-POMPA, A; AMO R., S. del (Ed.) **Investigaciones sobre primeira regeneration de selvas altas en Vera Cruz, Mexico**. Ed. Alhambra Mexicana SA de CV, 1985. v.II, p.191-239.
- MAY, R.M. Patterns of species abundance and diversity. In: CODY, M.L.; DIAMOND, J.M. (Ed.) **Ecology and evolution of communities**. Cambridge: Harvard University Press, 1975. p.81-120.
- ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Ed. Guanabara, 1983. 431p.
- PEET, R.K. The measurement of species diversity. **Ann. Rev. Ecol. System.**, v.5, p.285 -307, 1974.
- PEILOU, E.C. **Ecological diversity**. New York: Wiley & Sons, 1975. 156p.
- POULSON, T.L. & PLATTI, W.J. Gap regimes influence canopy tree diversity. **Ecology**, v.70, n.3, p.553-555, 1989.
- REIS, A. *et al.* Aspectos sobre a conservação da biodiversidade e manejo da Floresta Tropical Atlântica. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2, São Paulo, 1992. **Anais**. São Paulo: Unipress, 1992. pt.1, p.169-173.
- RUNKLE, J.R. Synchrony of regeneration, gaps, and latitudinal differences in tree species diversity. **Ecology**, v.70, n.3, p.546-547, 1989.
- SHOUTHWOOD, T.R.E. **Ecological methods**. London: Chapman and Hall, 1978.
- STEEL, R.G.D.; TORRIE, J.H. **Principles and procedures of statistics**. New York: McGraw-Hill Book Company Inc., 1960. 481p.
- WHITMORE, T.C. Secondary succession from seed in Tropical Rain Forest. **Forestry Abstracts**, v.4, n.12, p.767-779, 1983.
- WHITTAKER, R.H. Dominance and diversity in land plant communities. **Science**, v.147, p.250-260, 1965.