

See discussions, stats, and author profiles for this publication at:
<https://www.researchgate.net/publication/216755255>

Suficiência amostral em inventários florísticos e fitossociológicos

Chapter · January 2011

DOI: 10.13140/2.1.2869.1524

CITATION

1

READS

1,881

2 authors, including:



[Rodrigo de Andrade Kersten](#)

Pontifícia Universidade Católica do ...

27 PUBLICATIONS 214 CITATIONS

SEE PROFILE

Capítulo 5

Suficiência Amostral em Inventários Florísticos e Fitossociológicos

Rodrigo de Andrade Kersten^{1,3} e Franklin Galvão²

Introdução

Amostra, por definição, é o subconjunto de uma população por meio do qual se estabelecem ou estimam as propriedades ou características dela. Assim, uma amostra não é a população, mas espera-se que a represente o mais fielmente possível. Para calcular a altura média exata de *Hymenaea courbaril* L., por exemplo, seria necessário, pelo menos em tese, medir não só todos os jatobás existentes, mas também todos os indivíduos que já existiram e os que ainda vão existir, o que se constituiria em tarefa impossível.

Nas ciências ambientais, a compilação de censos ou inventários completos normalmente requer esforços muito grandes e é, na prática, quase inatingível. Por isso, a amostragem é necessária. Assim, tomam-se informações de alguns indivíduos (amostra) para se inferir algo sobre toda a população.

Ao tomar um conjunto de medidas de uma amostra não é possível saber se coincidem ou não com as da população. É plausível que se tenham, inadvertidamente, sorteado indivíduos com parâmetros maiores que a média do universo amostral. Ao aumentar o número de unidades amostrais, maiores as chances de se aproximar da média verdadeira. A dificuldade é saber em que ponto a relação custo-benefício de aumentar o esforço amostral deixa de ser justificável, ou seja, em que ponto o aumento do trabalho de campo deixa de resultar em aumento significativo da precisão das medidas tomadas.

¹ Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUC-PR), Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Herbário HUCP, Rua Imaculada Conceição, 1155, Prado Velho, 80215-182 Curitiba, PR, Brasil.

² Universidade Federal do Paraná (UFPR), Departamento de Ciências Florestais, Av. Lothário Meissner, 632, Jardim Botânico, Campus III, 80210-170 Curitiba, PR, Brasil.

³ Autor para contato: kersten@pop.com.br

Na Botânica, dois principais tipos de levantamentos são observados (WATT, 1947): florísticos, que tratam da diagnose e classificação das comunidades e têm como objetivo verificar quantas e quais espécies estão presentes; e ecológicos ou fitossociológicos, que têm como finalidade avaliar a dinâmica ou estrutura das comunidades vegetais. Os levantamentos fitossociológicos diferem dos florísticos por utilizarem medidas (tamanho, número de indivíduos etc.) como parâmetros analíticos, enquadrando-se principalmente em duas categorias: estimativa de medidas ou reconhecimento de padrões (PILLAR, 1998).

A riqueza específica é a maneira mais simples e intuitiva de descrever comunidades e a diversidade regional (CHAO, 2005). Sua variável – número de espécies – é a base de diversos modelos de estrutura de comunidades, estratégias de conservação e avaliação das taxas de extinção, sendo utilizada na comparação entre comunidades e na avaliação dos efeitos humanos sobre a diversidade (GOTELLI; COLWELL, 2001; MAGURRAN, 2004). Questões como “Quantas espécies sobreviverão em um remanescente fragmentado? Qual a área e o formato ideal de uma unidade de conservação? Como a perda de hábitat está relacionada à extinção em florestas tropicais?”, estão diretamente relacionadas a dados florísticos simples como a relação espécie x área (PLOTKIN *et al.*, 2000). Já a Fitossociologia, em vez de centrar na riqueza, como o faz a Florística, busca avaliar as relações entre espécies, dentro da comunidade vegetal, no espaço e no tempo. Refere-se, assim, ao estudo quantitativo da composição, estrutura, funcionamento, dinâmica, história, distribuição e relações ambientais da comunidade vegetal (MARTINS, 1989).

Dois aspectos devem, ou podem, ser considerados ao se procurar a suficiência amostral. O primeiro diz respeito à proporção de espécies amostradas em relação ao número total de espécies; o segundo, à precisão das medidas ou descritores ecológicos considerados (CAIAFA; MARTINS, 2007). A precisão das estimativas obtidas na amostragem é avaliada frequentemente com base em distribuições teóricas de frequência, como a distribuição normal, ou em limites de confiança ou probabilidades retiradas de tais distribuições teóricas. Mais recentemente, métodos que utilizam intensivamente a computação, como a reamostragem aleatória (*bootstrap*), têm-se mostrado também eficientes (PILLAR, 2004).

Tamanho e distribuição das unidades amostrais

Uma das características dos seres/sistemas vivos é sua entropia negativa (LOVELOCK, 1991), ou seja, sua capacidade de fugir da distribuição aleatória, de criar e se moldar a seu próprio ambiente. Exemplos são: ocorrência de espécies diferentes em solos diferentes, estratificação vertical de epífitas, espécies de borda e espécies de sombra, entre outros. Dessa forma, o primeiro passo para que um levantamento seja eficiente é a clara delimitação dos objetivos e dos métodos. Como consequência, o universo amostral abriga possibilidades infinitas

de potenciais unidades amostrais, levantando o problema de o delineamento interferir nos resultados conseguidos (PILLAR, 1998).

A unidade amostral é o espaço físico no qual são observadas e medidas as características quantitativas da população. Podem ser constituídas de parcelas de área fixa, circulares, quadradas, retangulares, por faixas, linhas, pontos ou árvores (PÉLLICO NETTO; BRENA, 1997).

Sabe-se que, quanto menor a variância, menor o número de unidades amostrais necessárias para atingir certa precisão da média. **Duas são as possibilidades para reduzir a variância entre unidades amostrais**: uma delas é diminuir a variação ambiental externa, **alocando pequenas parcelas em ambientes com o máximo de homogeneidade possível** (geológica, pedológica, hídrica, lumínica etc.) **ou aumentando a variação interna, com unidades maiores**, que abrangem maior diversidade ambiental. Assim, a variação *entre* parcelas será menor, homogeneizando-as (PILLAR, 2004). No entanto, se o objetivo é avaliar a riqueza de espécies, é preferível usar grande número de unidades amostrais pequenas em vez de um pequeno número de unidades amostrais grandes, mesmo que equivalentes em área (FELFILI *et al.*, 2005). Da mesma forma, se o objetivo é amostrar as variações ambientais, parcelas pequenas e corretamente alocadas serão mais eficientes, pois unidades amostrais grandes mascaram as variações locais.

A unidade amostral deve conter uma fração mínima representativa da vegetação em estudo, refletindo a estrutura da comunidade (FELFILI *et al.*, 2005). Estudos realizados por Moreira (2007) indicaram que, em estudos fitossociológicos de **espécies arbóreas** em florestas tropicais, **parcelas de 10 x 10 m são as mais recomendadas**. A parcela ideal deve conter um número mínimo de amostras, não sendo aceitáveis, por exemplo, parcelas que incluam apenas um indivíduo. O **número mínimo** já foi indicado como **10 indivíduos por parcela** (MATTEUCCI; COLMA, 1982), **entre 20 e 30 indivíduos** (IBGE, 1992), e como **30 indivíduos** (FELFILI; REZENDE, 2003; FELFILI *et al.*, 2005). Este último valor proveria do fato de o desvio-padrão decair com o aumento do número de amostras consideradas, sendo a assíntota comumente atingida com $n = 30$. **Casos excepcionais**, a exemplo de estudos de **efeito de borda** ou em remanescentes de florestas ciliares, demandam formas e tamanhos diferenciados.

Outro fator a influenciar a suficiência amostral é o método escolhido para a **alocação** das **unidades amostrais**, frequentemente **sistemático** (parcelas distribuídas homogeneamente em campo), **estratificado** (parcelas distribuídas com base em variações ambientais) ou, mesmo, **preferencial** (local das parcelas escolhido em campo) e quase nunca verdadeiramente aleatório (quando todos os indivíduos teriam a mesma probabilidade de serem amostrados). Levantamentos preferenciais tendem a facilitar o reconhecimento de padrões, enquanto a estratificação inclui comunidades raras ou restritas com menor esforço amostral (PILLAR, 1998). Assim, é possível também diminuir a variância pela alocação das unidades amostrais em ambientes homogêneos, do ponto de vista ambiental. Se alocadas sobre a mesma unidade geológica, tipo de solo e declividade do terreno, as parcelas tenderão a assemelhar-se mais entre si, diminuindo o esforço amostral necessário para se atingir a suficiência. Além disso, esse procedimento também

possibilita o reconhecimento de padrões de distribuição das espécies, dados de interesse da ecologia e da conservação.

Em um estudo hipotético **para comparar a flora arbórea de duas localidades**, uma em Floresta Ombrófila e outra em Floresta Estacional, por exemplo, é **mais eficiente empregar parcelas grandes, que abrangem toda a variação local**. No entanto, se o objetivo for verificar, por exemplo, as diferenças florístico-estruturais entre uma área de Floresta Submontana (constituída predominantemente por espécies méxicas) e outra de Floresta Aluvial (onde preponderam espécies higrófilas e hidrófilas), pequenas parcelas, que considerem as variações geopedológicas e de regime hídrico, surtirão muito mais efeito, e a suficiência será atingida mais rapidamente em cada uma das situações. É possível também comparar as duas Florestas Submontanas (Ombrófila e Estacional) e as duas Aluviais separadamente, o que surtiria ainda mais efeito. Não faz sentido que em uma listagem estejam incluídas espécies méxicas e hidrófilas ranqueadas entre as principais espécies por valor de importância. O correto seria compartimentar o ambiente e apresentar duas listagens, uma com as espécies mais importantes do ambiente méxico e outra com as mais importantes do ambiente hidrófilo.

Suficiência amostral florística

Para que um levantamento seja representativo, deve atender a duas condições: que a superfície seja homogênea, tanto nas condições ecológicas quanto na composição florística; e que sua extensão não seja inferior à área mínima da comunidade em questão (BOLÓS, 1990; ver explicação a seguir). Assim, para a obtenção de suficiência amostral, o primeiro passo é definir claramente quais os objetivos do levantamento. Embora a riqueza de espécies possa parecer um índice simples, é falacioso pensar que seja de obtenção fácil e incontroversa (MAY, 1988). O principal problema é que, **em regiões de elevada diversidade**, quanto mais indivíduos forem amostrados, maior será o número de espécies encontrado, sendo **difícil o estabelecimento de um limite claro para o esforço amostral**.

Outro problema é a detectabilidade: nem todas as espécies ou indivíduos são igualmente fáceis de amostrar, e a probabilidade de visualização não é diretamente relacionada com a frequência (MAGURRAN, 2004). Como exemplo, considerem-se duas espécies de epífitas ocorrendo com mesma frequência, ambas preferencialmente na copa. Uma delas é de pequeno porte, com flores verdes, com ocorrência nas porções superiores dos troncos; a outra é de médio porte, pendente e com flores vermelhas. A probabilidade de observação de ambas não é a mesma (FLORES-PALACIOS; GARCIA FRANCO, 2001).

Uma das maneiras de se detectar a suficiência florística é por meio do estabelecimento da **área mínima amostral**, definida como a menor área na qual a composição de espécies está adequadamente representada (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974). A área mínima, no entanto, **só pode ser estabelecida em comunidades homogêneas e não fragmentadas**. Ela é **determinada pelo estabelecimento de parcelas sucessivamente maiores, computando-se o número de espécies presentes em cada parcela** (Figura 1).

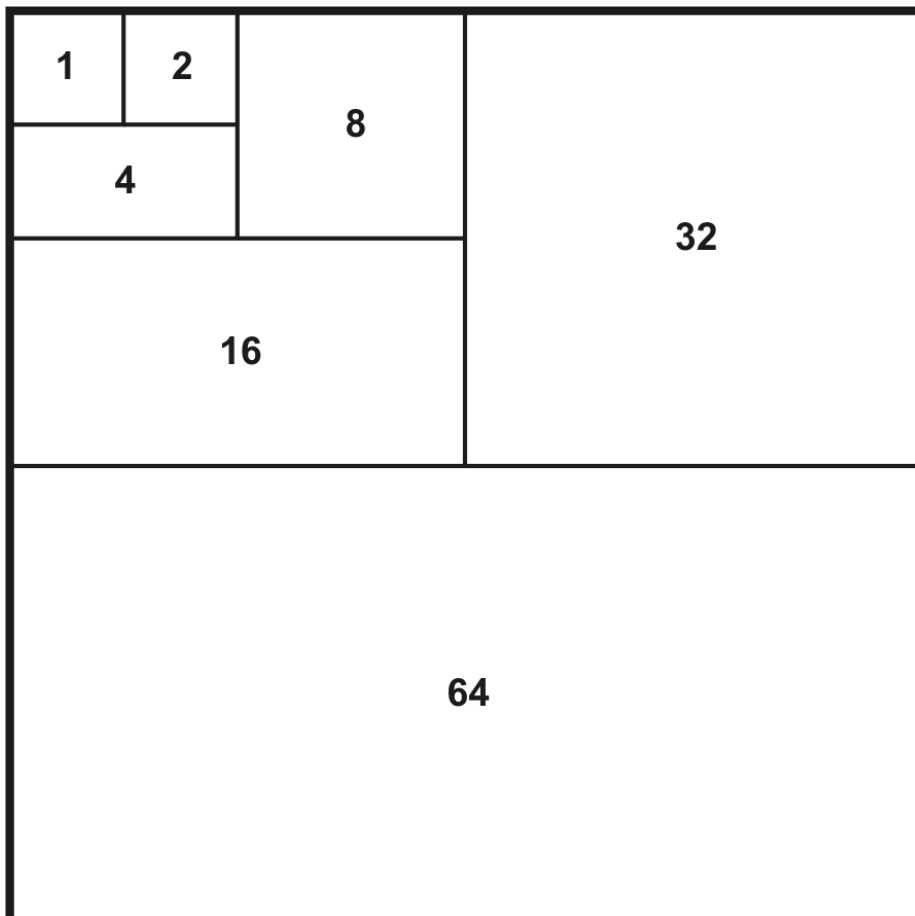
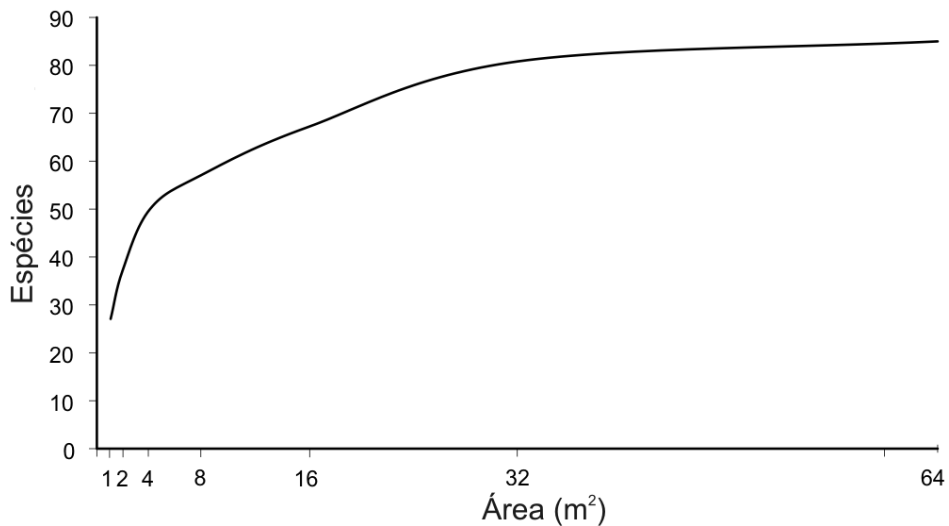


Figura 1 - Sistema de parcelas para estabelecimento de área mínima de uma comunidade. Cada parcela tem o tamanho das anteriores somadas.

Ao se construir um **gráfico do número de espécies em relação à área amostral**, obtém-se uma curva que se eleva rapidamente no início e mais lentamente em amostragens subsequentes, quando apenas espécies raras passam a ser incluídas (Figura 2). A princípio, é possível atingir-se a estabilidade, e nenhum novo táxon pode ser adicionado ao levantamento. No entanto, raramente isso é observado e dificilmente se atinge a assíntota (UGLAND et al., 2003; SCHILLING, 2007). Para efeito de análise da suficiência, considera-se que, quando a linha tende à assíntota horizontal, a relação custo x benefício entre o esforço amostral e o registro de novas espécies é desvantajosa e, portanto, atingiu-se a suficiência amostral. Cain e Castro (1959) sugeriram que o limite da superfície mínima de levantamento dá-se quando o aumento de 10% na área amostral corresponda a um aumento de 10% no número total de espécies. **Uma estimativa mais rigorosa da área mínima pode ser obtida quando um aumento de 10% na área amostral implica aumento de somente 5% de novas espécies**. Para explicações mais detalhadas, consultar Matteuci e Colma (1982) e Mueller-Dombois e Ellenberg (1974).



Fonte: Dados parciais retirados de KOZERA, 2008.

Figura 2 - Curva de espécie x área de um campo méxico sobre Neossolo Litólico de textura média, arenito furnas, no segundo planalto paranaense, PR, Brasil.

Mueller-Dombois e Ellenberg (1974) mencionaram, para diferentes comunidades vegetais de **regiões temperadas**, os seguintes valores aproximados de área mínima:

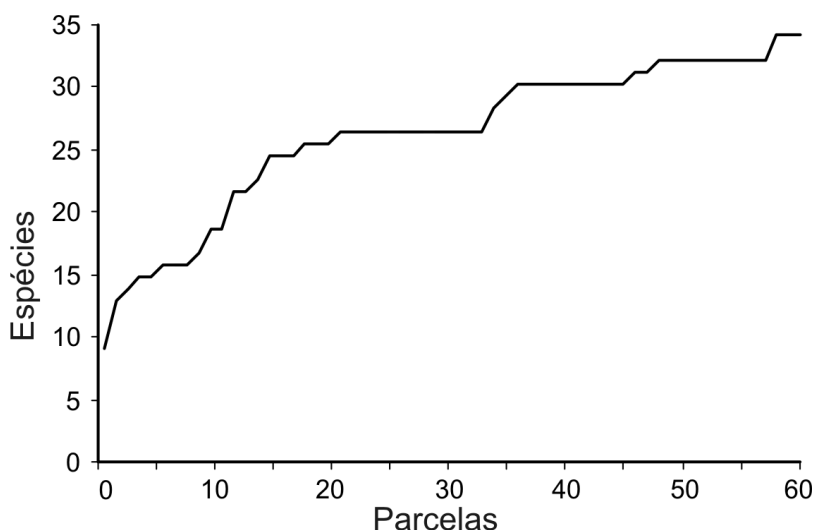
Floresta (incluindo três estratos)	200 – 500 m ²
Floresta (somente vegetação do sub-bosque)	50 – 200 m ²
Estepe	50 – 100 m ²
Savana arbustiva	10 – 25 m ²
Comunidade de musgos	1 – 4 m ²
Comunidade de líquenes	0,1 – 1 m ²

Para as **florestas tropicais**, em que os estratos arbóreos podem apresentar grande diversidade de espécies, a área mínima é **excepcionalmente maior e**, dependendo da diversidade, poderá chegar a 10.000 m² (BOLÓS, 1990) **ou, mesmo, não existir valor fixo**, sendo necessário avaliar-se caso a caso (CAIAFA e MARTINS, 2007).

Outra maneira possível de se calcular a área mínima é pela chamada curva de acumulação de espécies (**curva do coletor**), em que o **número total de espécies é calculado para cada nova unidade amostral levantada** (Figura 3). Enquanto no caso anterior o número de espécies é anotado para áreas consecutivamente duplicadas, nesse é anotado para cada nova parcela, mesmo que implique aumento de apenas 5% da área. Atinge-se a suficiência quando a linha tende à estabilidade, e a adição de novas espécies não altera significativamente o número de espécies observadas. O uso da curva do coletor para a determinação da suficiência amostral já foi **criticado por diversos autores** e apresenta uma série de **limitações**. A primeira delas está

relacionada à ordem de entrada das unidades amostrais na construção da curva, que leva à construção de diferentes gráficos baseados em um mesmo conjunto de dados. No entanto, essa curva pode mostrar dados interessantes. No exemplo dado (Figura 3), os “saltos” na linha, observados nas parcelas 34 e 46, podem denunciar alterações ambientais e indicar que o ambiente deva ser dividido em mais de um compartimento. Análise detalhada sobre a curva amostral e as limitações de seu uso podem ser conseguidas em Schilling e Batista (2008).

A suficiência florística, em estudos sobre comunidades arbóreas, está menos ligada à área levantada ou ao método empregado do que ao critério de inclusão dos menores indivíduos. Tanto o número de espécies quanto o de indivíduos tendem a diminuir com o aumento do tamanho dos menores indivíduos (CAIAFA; MARTINS, 2007).



Fonte: KERSTEN; BORGGO – dados não publicados.

Figura 3 - Curva de acumulação de espécies (curva do coletor) em área de Cerrado no Estado do Tocantins, Brasil.

Estimativa do tamanho da amostra com base em inventário-piloto

Uma maneira simples de verificar a intensidade do esforço de campo é pela análise da variabilidade da população que se está analisando e pela estimativa do tamanho da amostra. Em teoria, quanto menos variável a população, menor o esforço para analisá-la corretamente.

A intensidade amostral, ou fração da amostragem (f), é a razão entre o número de amostras (n) e o número total de unidades da população (N); ou, então, entre a área amostrada (a) e a área total da população (A). Assim, se foram inventariadas 15 parcelas de 10 x 10 m (0,01 ha) em uma área total de 50 ha, a intensidade de amostragem é a seguinte:

$$f = \frac{\text{número de parcelas} \cdot \text{área da parcela}}{\text{área total}}, f = \frac{15 \cdot 0,01 \text{ ha}}{50 \text{ ha}} = 0,003 \text{ ou } 0,3\%$$

Se a intensidade amostral for menor que 2% (PÉLLICO NETTO; BRENA, 1997), a população é considerada infinita; caso contrário, finita, cabendo fórmulas diferenciadas para cada situação.

Para determinar a variabilidade da população é necessário o levantamento de algumas parcelas, podendo-se, em seguida, estimar a variância da população. A partir da variância é possível calcular o número de amostras necessárias para que o levantamento atinja determinado nível de precisão (FELFILI; REZENDE, 2003). Recomenda-se que a amostra seja próxima a 30 unidades, situação em que o valor tabelado de “t” passa a se manter quase constante e não influenciar mais o cálculo da intensidade amostral. No entanto, como a variância muda de população para população, esse valor não é absoluto, e esforços amostrais bem menores podem gerar igual resultado. Esse tipo de análise é eficiente quando se deseja estimar um único parâmetro em populações, como o volume de madeira ou a área basal total por hectare.

O tamanho da amostra é derivado da variância da média, de acordo com as seguintes fórmulas (PÉLLICO NETTO; BRENA, 1997; SOARES et al., 2006):

$$\text{População finita: } n = \frac{N \cdot t^2 \cdot s^2}{N \cdot E^2 + t^2 \cdot s^2}, \text{ População infinita: } n = \frac{t^2 \cdot s^2}{E^2} \text{ e Expectância do erro: } E = LE \cdot \bar{x}$$

em que:

n = número ideal de unidades amostrais;

N = número total de unidades da população;

s^2 = variância da média da variável considerada;

E = expectância do erro;

LE = limite de erro, em geral 0,1 (=10%);

\bar{x} = média estimada para a variável considerada; e

t = valor tabelado para determinado nível de significância definido pelo usuário; para $p = 0,05$ e $0,01$, os valores são os seguintes, de acordo com o número de parcelas considerado:

		Valores de t para diferentes números de parcelas amostradas					
Número de parcelas →		5	10	15	20	25	30
Probabilidades →	0,05	2,776	2,261	2,145	2,093	2,064	2,045
	0,01	4,604	3,250	2,997	2,861	2,797	2,756

Por exemplo, para uma área de 4 ha de Floresta Ombrófila Mista Aluvial (RODERJAN *et al.* dados não publicados), na qual se procurava estabelecer a biomassa total do componente arbóreo, foram levantadas 10 parcelas de 10 x 10 m, obtendo-se os seguintes valores:

Média e desvio

$$\text{Perímetro médio da parcela 1} = \bar{x} = \frac{32 + 41 + 61 + \dots + 37}{30} = 32,3 \text{ cm}$$

Parcelas	Perímetro médio
1	32,3
2	29,7
3	32,2
4	43,9
5	48,9
6	32,4
7	31,8
8	29,5
9	28,9
10	32,1
Média (\bar{x}) =	34,2
Variância (s^2) =	44,7

Número total de unidades amostrais (N)

N corresponde à área total (4 ha) dividida pelo tamanho da parcela (0,01 ha); $\frac{4}{0,01} = 400$.
Ou seja, cabem 400 parcelas de 100 m² na área.

Erro de amostragem (E)

$$E = LE \cdot \bar{x} \rightarrow E = 0,1 \times 34,2 = 3,42$$

Fração da amostragem (f)

$$f = \frac{\text{número de parcelas} \cdot \text{área da parcela}}{\text{área total}} = \frac{10 \cdot 0,01 \text{ ha}}{4 \text{ ha}} = 0,025$$

Como o valor de f é menor que 0,2, a população é considerada infinita.

Número ideal de unidades amostrais (n)

$$n = \frac{t^2 \cdot s^2}{E^2} \rightarrow n = \frac{22,61^2 \cdot 44,7}{3,42^2} = 19,5$$

Os cálculos indicaram que, com 20 parcelas, a suficiência amostral é alcançada, para o parâmetro perímetro. Assim, bastaria inventariar outras 10 parcelas, somadas às 10 já levantadas.

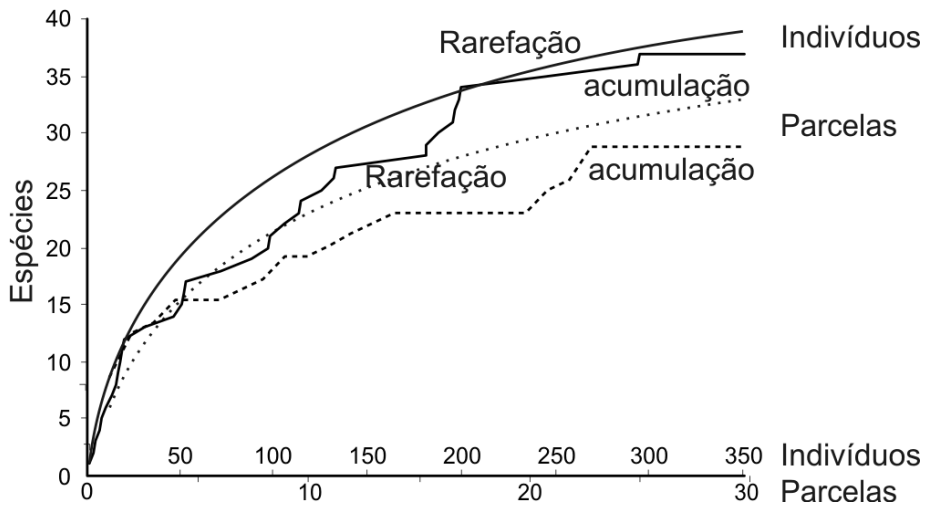
Autorreamostragem

Chamada de autorreamostragem por Pillar (2004), originalmente essa técnica recebeu o nome de *bootstrap* (“cadarço de bota”). O nome vem da expressão *pull up by your own bootstraps* (*erguer-se puxando o próprio cadarço*, ou seja, apoiar-se em seus próprios recursos). Foi desenvolvido por Efron (1979) e aplicava-se (SMITH; van BELLE, 1984) para amostragens em parcelas. Pode, no entanto, ser aplicada para qualquer conjunto de dados, independentemente de sua distribuição, tendo especial eficiência com pequenos números amostrais (EFRON; TIBSHIRANI, 1993). A técnica consiste em dados “n” indivíduos registrados no experimento, retira-se uma subamostra aleatória, com reposição (um mesmo valor pode ser sorteado mais de uma vez), e estimam-se seus parâmetros. Ao refazer-se isso um número elevado de vezes (50 ou mais), pode-se calcular a precisão das estimativas por meio de limites de confiança e probabilidades.

Um uso possível desse tipo de análise é na curva de acumulação de espécies. Segundo Gotelli e Colwell (2001), podem ser distinguidos quatro tipos distintos de curvas de riqueza de espécies, divididas em dois grupos (Figura 4). O primeiro é baseado na unidade amostral, que tanto pode ser o indivíduo (gráfico de espécies x indivíduos) ou a parcela (gráfico de espécies x parcelas). O segundo grupo difere pela análise estatística dos dados, sendo separado em curvas de acumulação e curvas de rarefação. A curva de acumulação mostra o acréscimo de espécies obtido a cada vez que uma nova unidade amostral ou indivíduo é amostrado (curva do coletor). A curva de rarefação é produzida pelo contínuo sorteio aleatório da ordem das parcelas ou dos indivíduos e pelo cálculo do número de espécies acumulado. A curva final é construída com base na média de “n” repetições calculadas. Esse procedimento evita a variação causada pela aleatoriedade da ordem das unidades amostrais na construção da curva (COLWELL; CODDINGTON, 1994; MARTINS; SANTOS, 1999). Outra vantagem da curva de rarefação é a possibilidade de construir intervalos de confiança (Figura 5).

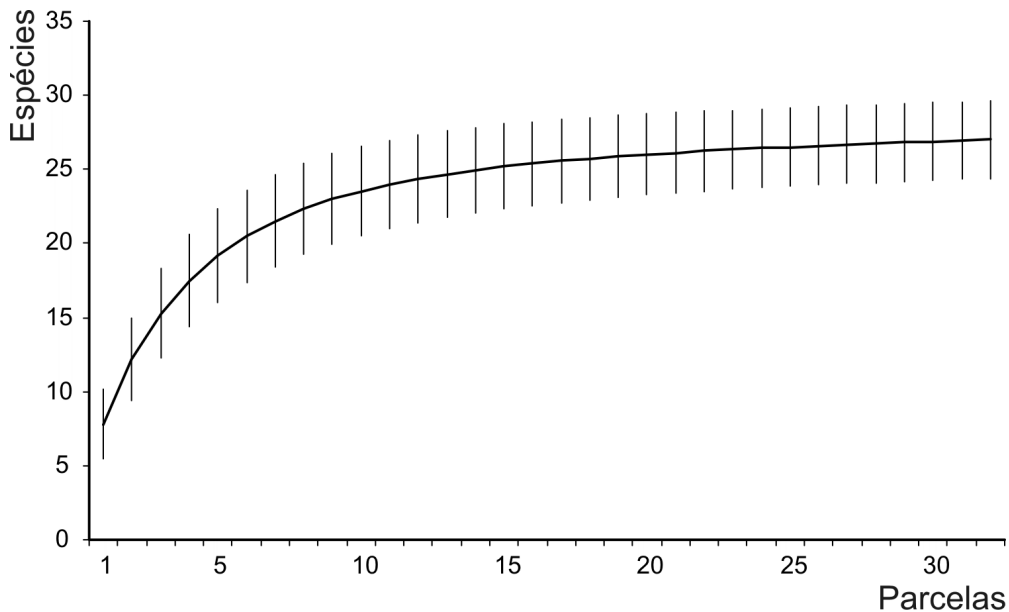
As curvas espécies x parcela, via de regra, são menos acentuadas que as curvas espécie x indivíduo, pois parcelas consideram indivíduos agregados próximos no espaço. Assim, quando um grupo de parcelas é amostrado, menos espécies estarão representadas por esses indivíduos do que por igual número de indivíduos aleatoriamente selecionados (GOTELLI; COLWELL, 2001).

A curva de indivíduos x espécies nem sempre é possível de ser construída. Em estudos sobre briófitas, herbáceas ou epífitas, por exemplo, nos quais ou são coletados diversos indivíduos ao mesmo tempo ou é impossível distinguir um indivíduo, as curvas baseadas em parcelas são a única solução. O mesmo fenômeno acontece em diversas amostragens por parcela, onde a ordem dos indivíduos não é conhecida ou é aleatória. Assim, sugere-se a padronização do uso de curvas de rarefação baseadas em unidades amostrais, facilitando a comparação entre diferentes localidades (GOTELLI; COLWELL, 2001).



Fonte: KERSTEN; BORGIO – dados não publicados; curvas de rarefação geradas com o software EstimateS v.8.0.0 – COLWELL, 2006.

Figura 4 - Comparação entre diferentes curvas (rarefação e acumulação) baseadas no número de indivíduos amostrados (linhas contínuas) e no número de parcelas amostradas (linhas tracejadas). Dados para uma área de Cerrado no Estado do Tocantins, Brasil.

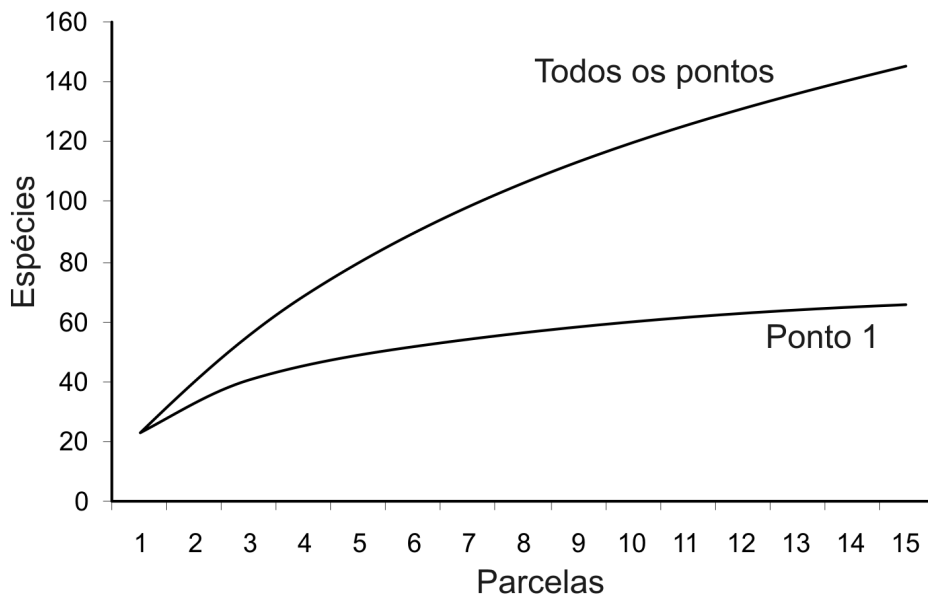


Fonte: Dados parciais retirados de RODERJAN, 1994; curva gerada com o software EstimateS v.8.0.0 – COLWELL, 2006.

Figura 5 - Curva de acumulação de espécies com os limites de confiança indicados pelas barras verticais.

Caiafa e Martins (2007) afirmaram que, na Floresta Ombrófila Densa, a similaridade florística entre diferentes localidades decai com a distância geográfica, ou seja, a flora é espacialmente heterogênea, e a curva do coletor continuaria a crescer em degraus, com o aumento da área de estudo, mesmo considerando-se áreas grandes. Sugeriram ainda que a amostragem considere o número de indivíduos e não a área total, visto que a densidade é extremamente variável (PALMER et al., 2000). As análises de Caiafa e Martins (2007) mostraram inflexão na curva de indivíduos x espécies em torno de 600 indivíduos, indicando que esse seria o número mínimo, embora sujeito a variações locais, indicado para amostragem do componente arbóreo. No entanto, Condit et al. (1996) afirmaram que, pelo menos, 1.000 indivíduos deveriam ser considerados para que haja suficiência florística.

A suficiência amostral florística não está ligada unicamente à densidade e à riqueza das espécies de uma área. A equidade de suas frequências também é fator importante (MAGURRAN, 2004). Imaginando-se duas comunidades com igual número de espécies e de indivíduos, mas distintas em suas frequências relativas, na comunidade em que as espécies são igualmente comuns a suficiência será atingida mais rapidamente do que na comunidade em que muitas espécies raras são observadas. Além disso, a homogeneidade da área estudada é de extrema relevância. Quanto menor a variação entre parcelas, mais rapidamente atinge-se a estabilidade. Por exemplo, Kozera (2008), em estudo da comunidade de herbáceas nos campos do segundo planalto paranaense, dividiu a área segundo os tipos de solos observados. Quando analisado apenas um dos pontos amostrais sobre um tipo específico de solo, a suficiência foi atingida muito mais rapidamente (Figura 6).



Fonte: KOZERA, 2008, envolvendo todas as parcelas alocadas ou apenas as localizadas em uma das unidades de solos consideradas; curvas geradas com o software EstimateS v.8.0.0 - COLWELL, 2006.

Figura 6 - Curva de rarefação em um estudo de campos naturais no Estado do Paraná, Brasil.

Outra aplicação é a estimativa de intervalos de confiança de médias. Por exemplo (Tabelas 1 e 2), a partir de um conjunto de valores retiram-se, com reposição, 10 unidades amostrais, e calcula-se a média desse novo conjunto. Repetindo esse processo inúmeras vezes, pode-se obter o intervalo de confiança a partir dos valores máximos e mínimos das médias calculadas. Para tanto, em um universo de 200 repetições e $\alpha = 0,05$ ($200 \times 0,05 = 10$), descartam-se os cinco menores e os cinco maiores valores (TEKNOMO, 2008).

Tabela 1 - Estimativa dos valores de autorreamostragem (*bootstrap*) das 20 repetições e $\alpha = 0,05$ (descartam-se os 2,5% maiores e menores valores das médias calculadas)

n	Valores originais										Média
	12,5	14,3	12,4	10,1	16,4	15,5	13,4	14,1	15,7	10,3	13,4
	Amostras <i>Bootstrap</i>										
1	14,1	15,5	15,5	13,4	16,4	13,4	16,4	15,7	15,7	12,4	14,9
2	14,3	12,4	10,3	12,5	14,1	10,1	14,3	14,3	15,7	15,5	13,4
3	16,4	14,1	10,1	15,5	13,4	10,3	16,4	10,3	12,4	14,3	13,3
4	14,1	14,3	10,1	10,3	14,1	10,3	15,7	15,5	10,1	12,4	12,7
5	12,5	10,1	16,4	12,5	13,4	14,1	12,5	13,4	10,3	16,4	13,2
6	16,4	15,7	14,3	13,4	12,5	15,7	15,7	10,3	10,3	10,1	13,4
7	13,4	10,3	15,7	12,4	10,1	15,7	10,3	10,3	16,4	14,1	12,9
8	10,1	14,3	10,3	15,7	10,1	16,4	15,5	12,4	16,4	13,4	13,5
9	14,3	14,3	12,5	15,5	15,5	10,3	12,5	14,1	16,4	12,4	13,8
10	16,4	14,1	15,7	14,1	14,3	14,3	14,1	10,1	14,1	14,3	14,2
11	15,7	10,1	14,3	13,4	14,1	12,5	12,4	12,5	15,7	10,3	13,1
12	15,5	15,5	10,1	14,1	10,3	15,7	16,4	15,7	16,4	10,3	14,0
13	16,4	12,4	13,4	10,1	12,4	14,3	12,4	13,4	12,4	13,4	13,1
14	15,5	10,1	15,5	12,4	12,4	14,1	12,4	10,3	14,1	13,4	13,0
15	10,1	15,7	12,4	14,3	13,4	15,5	14,3	12,5	15,7	12,4	13,6
16	16,4	14,1	12,4	14,1	12,5	14,3	12,5	16,4	16,4	14,3	14,3
17	12,4	14,1	12,5	15,7	10,3	10,3	15,5	10,1	10,1	12,5	12,4
18	13,4	14,1	12,5	14,1	14,3	10,1	12,4	13,4	10,3	10,1	12,5
19	12,4	15,7	16,4	16,4	10,1	12,4	14,1	15,7	14,3	15,5	14,3
20	15,5	14,1	16,4	14,1	14,1	12,5	12,4	15,5	10,3	12,5	13,7

Tabela 2 - Parâmetros calculados com a autorreamostragem (*bootstrap*) dos valores do exemplo da Tabela 1

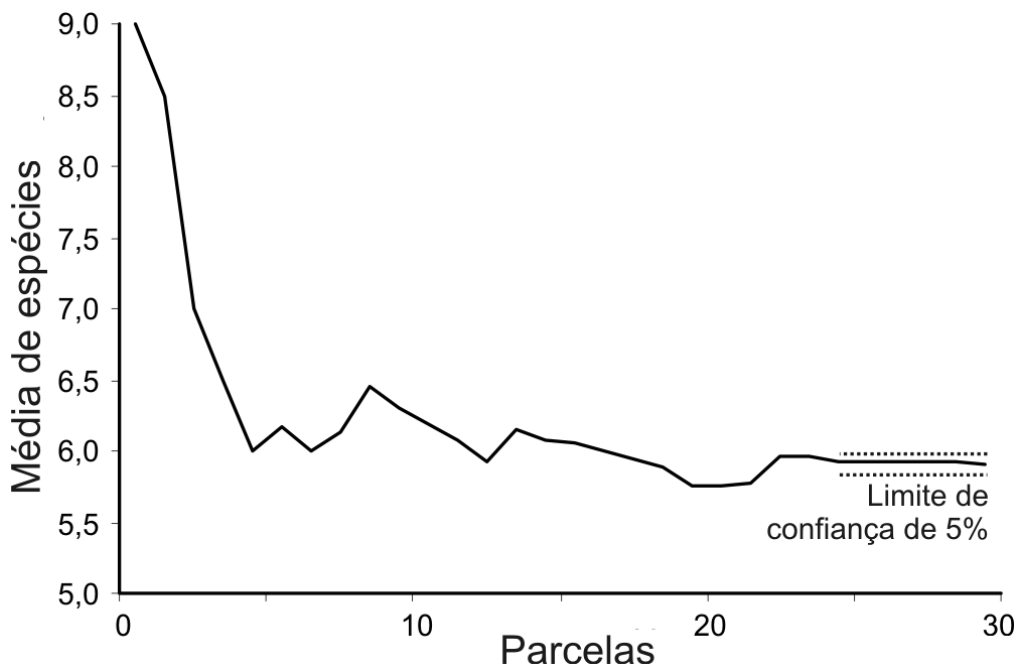
Parâmetros calculados		Classe de média	Número de observações	Frequência (%)
Número de iterações	20	11 a 12	0	0,0
α	0,05	12 a 13	3	16,7
Limite inferior*	12,5	13 a 14	11	61,1
Limite superior*	14,2	14 a 15	4	22,2
		15 a 16	0	0,0

* Valores descartados.

Curvas de estabilidade

Quando o estudo procura definir as comunidades a partir de suas espécies mais representativas com base em parâmetros quantitativos, nem sempre é necessária a obtenção de suficiência florística. Nesses casos, parâmetros como a área mínima ou a curva de rarefação tornam-se inapropriados, pois o objetivo é descobrir quantas vezes a parcela ou o ponto deve ser repetido. Isso normalmente é definido arbitrariamente, sendo comum estabelecer-se uma porcentagem-limite, como 1% da área total ou do número total estimado de indivíduos, por exemplo. Mueller-Dombois e Ellenberg (1974) afirmaram que, devido à diferença de densidade entre comunidades, a precisão de uma medida não é função da área amostrada, mas sim do número de indivíduos.

Uma maneira simples de se verificar a suficiência de amostragens é averiguar em que ponto a adição de parcelas cessa de afetar significativamente a média ou a abundância das espécies. O que é chamado de “grau de flutuação” por Matteucci e Colma (1982) e de “amostragem iterativa” por Pillar (2004) consiste em atingir-se a estabilidade de médias (Figura 7). Calcula-se a média para subconjuntos crescentes de unidades amostrais, acumulando os dados dos conjuntos anteriores. Com poucas unidades, a média flutua amplamente e, com o aumento do n amostral, a média tende a se estabilizar ou, ao menos, chegar próxima da estabilidade.



Fonte: KERSTEN; Borgo, dados não publicados.

Figura 7 - Curva da média corrente de espécies para uma área de Cerrado no Estado do Tocantins, Brasil.

Mueller-Dombois e Ellenberg (1974) sugeriram como parâmetro de suficiência em levantamentos fitossociológicos a “curva da média corrente de espécies”, podendo, no entanto, ser aplicada para quaisquer valores desejados, como densidade, dominância e área basal, entre outros. A curva é obtida com base no número médio acumulado de espécies nas parcelas por pontos amostrados. A partir da última média acumulada, delimita-se uma faixa de variação de 5% ($\alpha = 0,05$, sendo 2,5% traçados acima e abaixo da última média). Recomenda-se que essa faixa contenha mais de 10% das unidades amostrais (Figura 7).

Técnica semelhante foi utilizada no Capítulo 19 deste livro para avaliar a suficiência no cálculo do valor de importância de epífitas vasculares (Figura 8). Os autores procuraram a estabilização do valor de importância das principais espécies, pois as espécies raras têm pouca ou nenhuma influência em muitos resultados quantitativos, e sua eliminação reduz o montante de cálculos e os ruídos (CAUSTON, 1988). Nesse caso, os autores não se preocuparam com a suficiência amostral florística (curva do coletor) nem com a amostragem quantitativa de algum percentual das espécies listadas, uma vez que o objetivo do levantamento foi apenas caracterizar estruturalmente a comunidade. Assim, quando a importância das principais espécies se estabilizou, a suficiência foi atingida – neste caso, com cerca de 50 forófitos.

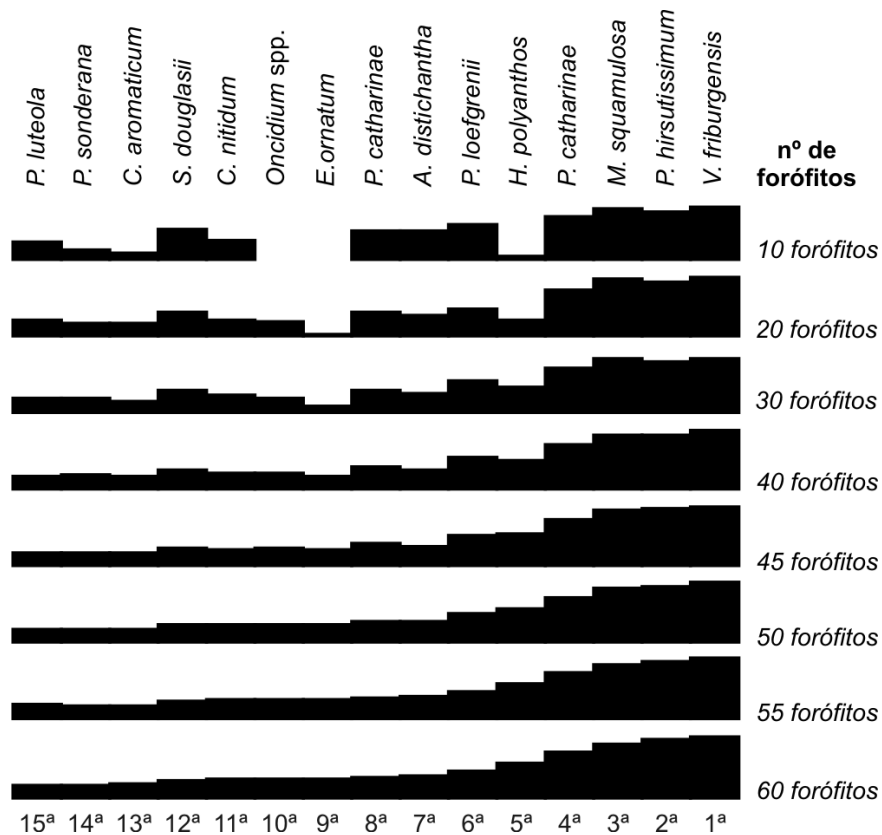


Figura 8 - Variação do valor de importância das 15 principais espécies epífitas em diferentes números de forófitos considerados. A altura das barras indica a importância relativa das espécies (Capítulo 19).

Considerações finais

Embora as técnicas estatísticas tenham, junto com a informática, avançado muito nas últimas décadas, contribuindo para aprimorar a nossa compreensão dos processos ecológicos, nem sempre é necessário o uso de ferramentas poderosas para o estabelecimento da suficiência florística amostral. Uma boa amostragem inicia-se no estabelecimento da metodologia adequada e na correta alocação das unidades amostrais em campo. Partindo-se disso, o uso de uma ou outra forma de avaliação da suficiência depende unicamente dos objetivos propostos para o estudo e da disposição para os trabalhos de campo.

Espera-se que este capítulo contribua com o trabalho de pesquisadores das mais diversas áreas, facilitando a compreensão dos diversos processos ecológicos e da estrutura das comunidades vegetais de todo o Brasil.

Agradecimentos

À Comissão de Especialistas em Fitossociologia da Sociedade Botânica do Brasil (SBB), pelo convite, e a todos que, de uma forma ou de outra, contribuíram para que este texto ficasse o melhor possível. Em especial, aos Professores Sebastião do Amaral Machado e Afonso Figueiredo Filho, do Curso de Engenharia Florestal da Universidade Federal do Paraná, e Cyntia Maria Wachowicz, da Pontifícia Universidade Católica do Paraná, pela paciência e dedicação com que leram e criticaram o texto.

REFERÊNCIAS

- BOLÓS, O. 1990. Fitocenologia, estudio de comunidades de plantas. p. 5-21. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 36., 1990, Brasília. **Anais...** Brasília: Universidade de Brasília.
- CAIAFA, A. N.; MARTINS, F. R. 2007. Taxonomic identification, sampling methods, and minimum size of the tree sampled: implications and perspectives for studies in the brazilian atlantic rainforest. **Functional Ecosystems and Communities**, 1:95-104.
- CAIN, S.A. & CASTRO, G.M.O. 1959. **Manual of vegetation analysis**. New York, Harper & Brothers.
- CAUSTON, D.R. 1988. **Introduction to vegetation analysis**. London, Unwin Hyman.
- CHAO, A. 2005. Species richness estimation. In: BALAKRISHNAN, N.; READ, C. B.; VIDAKOVIC, B. (Eds.). **Encyclopedia of statistical sciences**. New York: Wiley.
- COLWELL, R. K.; CODDINGTON, J. A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, B 345**:101-118.
- COLWELL, R. K. 2006. **EstimateS v.8.0.0**. Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS>>. Acesso em: jan. 2008.

- CONDIT, R.; HUBBELL, S. P.; LAFRANKIE, J. V.; SUKUMAR, R.; MANOKARAN, N.; FOSTER, R. B.; ASHTON, P.S. 1996. Species-area and species-individual relationships for tropical trees: a comparison of three 50-ha plots. **Journal of Ecology**, **84**:549-62.
- EFRON, B.; TIBSHIRANI, R. 1993. **An introduction to the bootstrap**. London: Chapman and Hall.
- EFRON, B. 1979. Bootstrap methods: another look at the jackknife. **The Annals of Statistics**, **7**:1-25.
- FELFILI, J. M.; CARVALHO, F. A.; HAIDAR, R. F. 2005. **Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas Cerrado e Pantanal**. Brasília: Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal.
- FELFILI, J. M.; REZENDE, R. P. 2003. Conceitos e métodos em fitossociologia. **Comunicações Técnicas Florestais**, **5**:1-68.
- FLORES-PALACIOS, A.; GARCÍA-FRANCO, G. 2006. The relationship between tree size and epiphyte species richness: testing four different hypotheses. **Journal of Biogeography**, **33**:323-330.
- GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, **4**:379-391.
- IBGE 1992. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE.
- KOZERA, C. 2008. **Herbáceas de uma região dos campos gerais no Paraná**. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- LOVELOCK, J. 1991. **As eras de Gaia**. Rio de Janeiro: Ed. Campus.
- MAGURRAN, A. E. 2004. **Measuring biological diversity**. Londres: Ed. Wiley-Blackwell.
- MARTINS, F. R. 1989. Fitossociologia de florestas no Brasil: um histórico bibliográfico. **Pesquisas (série Botânica)**, **40**:103-164.
- MARTINS, F. R.; SANTOS, F. A. M. 1999. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. **Holos**, **1**:236-267.
- MATTEUCCI, S. D.; COLMA, A. 1982. **Metodologías para el estudio de la vegetacion**. Washington: OEA/PRDCT.
- MAY, R. M. 1988. How many species on earth? **Science**, **241**:1441-1449.
- MOREIRA, C. M. 2007. **Avaliação de métodos fitossociológicos através de simulações de amostragens numa parcela permanente de cerradão, na Estação Ecológica de Assis, SP**. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.
- MUELLER-DOMBOIS, E. ; ELLENBERG, H. 1974. **Aims and methods of vegetation ecology**. Nova York: John Wiley & Sons.
- PALMER, M. W.; CLARK D. B.; CLARK D. A. 2000. Is the number of tree species in small tropical forest plots nonrandom? **Community Ecology**, **1**:95-101
- PÉLLICO NETTO, S.; BRENA, D. A. 1997. **Inventário florestal**. Curitiba: Editorado pelos autores.
- PILLAR, V. D. 1998. Sampling sufficiency in ecological surveys. **Abstracta Botanica**, **22**:37-48.
- PILLAR, V. D. 2004. Suficiência amostral. p. 25-43. In: BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. (Eds.). **Amostragem em Limnologia**. São Carlos: Editora Rima.

PLOTKIN, J. B.; POTTS, M. D.; YU, D. W.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; CONDIT, R.; FOSTER, R.; HUBBELL, S.; LAFRANKIE, J.; MANOKARAN, N.; SENG, L. H.; SUKUMAR, R.; NOWAK, M. A.; ASHTON, P. S. 2000. Predicting species diversity in tropical forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, **97**:10850-10854.

RODERJAN, C. V. 1994. **O gradiente da floresta ombrófila densa no morro Anhangava, Quatro barras PR** – Aspectos climáticos, Pedológicos e Fitossociológicos. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná.

SCHILLING, A. C.; BATISTA, J. L. F. 2008. Curva de acumulação de espécies e suficiência amostral em florestas tropicais. **Revista Brasileira de Botânica**, **31**:179-187.

SCHILLING, A. C. 2007. **Amostragem da diversidade de espécies arbóreas em florestas tropicais**: padrões e limitações de algumas medidas. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.

SMITH, E. P.; van BELLE, G. 1984. Nonparametric estimation of species richness. **Biometrics**, **40**:119-129.

SOARES, C. P. B.; PAULA NETO, F.; SOUZA, A. L. 2006. **Dendrometria e inventário florestal**. Viçosa, MG: Editora UFV.

TEKNOMO, K. 2008. **Bootstrap Sampling tutorial**. Disponível em: <<http://people.revoledu.com/kard/tutorial/bootstrap>>. Acesso em: jan. 2008.

UGLAND, K. I.; GRAY, J. S.; ELLINGSEN, K. E. 2003. The species–accumulation curve and estimation of species richness. **Journal of Animal Ecology**, **72**:888-897.

WATT, A. S. 1947. Pattern and process in the plant community. **Journal of Ecology**, **35**:1-22.