

EDUARDO PAGEL FLORIANO

FITOSSOCIOLOGIA FLORESTAL

**São Gabriel
Edição do Autor**

2014

EDUARDO PAGEL FLORIANO

FITOSSOCIOLOGIA FLORESTAL

1ª edição

**São Gabriel
Edição do Autor
2014**

© Eduardo Pagel Floriano
eduardofloriano@unipampa.edu.br

F132f Floriano, Eduardo Pagel.
Fitossociologia florestal / Eduardo Pagel Floriano. --
São Gabriel: 2014.
136 p., il.

ISBN 97885918170

1. Fitossociologia. 2. Vegetação. 3. Estrutura vertical.
4. Estrutura horizontal. 5. Diversidade. 6. Similaridade.
I. Título

CDU 581.5

(Hábitos dos vegetais; Comportamento vegetal; Ecologia vegetal; O vegetal e seu meio ambiente; Binômica dos vegetais)

Catálogo na fonte: CRB 10/1980 Francine da Silva

Universidade Federal do Pampa - Campus São Gabriel

PREFÁCIO

A escassez de textos didáticos sobre fitossociologia em língua portuguesa para o curso de Engenharia Florestal foi o maior motivador para a realização deste trabalho, escrito no intuito de servir como guia ao estudante. Não possui a abrangência global da disciplina, que é extremamente complexa e ampla, compondo somente uma breve introdução.

Embora já se tenha realizado estudos fitossociológicos sobre quase todas as comunidades vegetais existentes, esta é uma ciência nova, ainda em formação, tendo começado a tomar corpo durante o Século XX. Em conseqüência, existem muitas controvérsias sobre como devem ser coletados os dados, analisá-los, descrever e comparar as diferentes comunidades vegetais. Portanto, nem tudo o que é dito neste trabalho será aceito por todos os fitossociologistas. A abordagem que se fez neste compêndio tem como objetivo servir de subsídio para o manejo florestal, tendo-se procurado abranger o essencial das metodologias mais utilizadas.

São Gabriel, 26 de agosto de 2014.

Eduardo Pagel Floriano

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	1
1 EVOLUÇÃO DA FITOSSOCIOLOGIA	6
1.1 Escolas de fitossociologia	7
1.1.1 Escola de Uppsala	9
1.1.2 Escola de Zurique-Montpellier	9
1.1.3 Escola americana das comunidades seriais	10
1.1.4 Escola de Toulouse	12
1.2 Florística sistemática fitossociológica	14
1.3 Classificação fitossociológica da vegetação	15
1.4 Classificação fisionômica da vegetação	16
1.5 Cartografia das vegetações	16
1.6 Indicadores e grupos ecológicos	17
1.7 Fitossociologia e dinâmica da vegetação	17
2 ECOLOGIA E FITOSSOCIOLOGIA	19
2.1 Ambiente	19
2.2 População	22
2.3 Comunidade	22
2.4 Nicho ecológico	23
2.5 Biocenose	23
2.6 Fitocenose	23
2.7 Ecossistema	24
2.8 Paisagem	24
2.9 Fisionomia	24
2.10 Associação	25
2.11 Formação	25
2.12 Bioma	25
2.13 Sinecologia	25
2.14 Sinúsia	26

2.15 Fitossociologia	26
2.16 Elementos	26
2.17 Processos	27
2.18 Sistemas	27
3 ESTUDOS DE VEGETAÇÃO	29
3.1 Fatores de distribuição das plantas	30
3.1.1 Princípios da limitação na distribuição de espécies	31
3.1.2 Fatores limitantes na distribuição de espécies	31
3.2 Escala de estudo	32
3.3 Interações vegetais	34
3.3.1 Competição (- / -)	35
3.3.2 Coexistência (+ ou 0 / + ou 0)	37
3.3.3 Sucessão e clímax	38
3.4 Distribuição das comunidades vegetais	49
3.5 Sistema de Classificação da Cobertura Terrestre (LCCS)	52
4 COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA	57
4.1 Diversidade de espécies	57
4.2 Índices de diversidade α	58
4.2.1 Riqueza de espécies	58
4.2.2 Abundância relativa de espécies	59
4.2.3 Índice de Berger-Parker	59
4.2.4 Índice de Entropia de Rényi	59
4.2.5 Índice de diversidade de Shannon-Wiener	60
4.2.6 Índice de diversidade de Brillouin	60
4.2.7 Quociente de mistura de Jentsch	61
4.2.8 Índice de uniformidade de Pielou	61
4.2.9 Índice de Simpson	62
4.3 Índices de diversidade β	62
4.3.1 Similaridade entre comunidades	63
4.3.2 Índice de similaridade de Jaccard	64
4.3.3 Índice de similaridade de Sørensen	65
4.3.4 Índice de similaridade de Czekanowski	65

4.3.5 Índice de Morisita-Horn	66
4.3.6 Medida de Whittaker	67
4.3.7 Diversidade por agrupamento	67
4.4 Agregação das espécies	70
4.4.1 Índice de agregação de MacGuinnes	71
4.4.2 Índice de Fracker e Brischle	71
4.4.3 Índice de Payandeh	72
4.5 Índice de fidelidade	72
4.6 Índice de eqüitabilidade	75
5 ESTRUTURA HORIZONTAL	76
5.1 Densidade	76
5.2 Frequência	77
5.3 Dominância	79
5.4 Valor de Cobertura	80
5.5 Índice de abundância	82
5.6 Valor de Importância	83
6 ESTRUTURA VERTICAL	84
6.1 Posição Sociológica	85
6.2 Regeneração Natural	87
7 ESTRUTURA DIAMÉTRICA	91
8 REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DA VEGETAÇÃO	93
9 FRAGMENTAÇÃO	97
10 MÉTODOS DE ESTUDOS FITOSSOCIOLOGICOS	102
10.1 Variáveis em levantamentos fitossociológicos	103
10.2 Tipos de unidades, tamanho e intensidade amostral	104
10.3 Métodos amostrais usados em fitossociologia	107
10.4 Sistema de amostragem em fitossociologia	108
10.5 Métodos de inventário em fitossociologia	108
10.6 Estimativas dos parâmetros fitossociológicos	108
10.6.1 Método de área fixa	110
10.6.2 Método de Bitterlich	111
10.6.3 Método de Strand	116

10.6.4 Método de Prodan	119
10.6.5 Método dos quadrantes	121
10.6.6 Método do vizinho mais próximo	124
10.6.7 Método da árvore mais próxima	125
10.6.8 Transectos	125
10.7 Método de Braun-Blanquet	127
REFERÊNCIAS	132

INTRODUÇÃO

Fitossociologia. [De fit (o)- + sociologia.] Substantivo feminino. 1. Parte da botânica que trata das comunidades vegetais no concernente à origem, estrutura, classificação e relações com o meio. (FERREIRA, 2004).

A cobertura vegetal natural de um determinado território é uma expressão local da vegetação em relação aos fatores ambientais como o solo, o clima e a topografia; é o resultado da adaptação, interação e evolução das espécies que se instalaram em determinado ambiente.

É necessário distinguir as duas principais abordagens dos estudos de vegetação: a concreta representada pela sinecologia e a abstrata representada pela fitossociologia. A área da ecologia que trata da organização, funcionamento e evolução de comunidades compostas por conjuntos de populações das diferentes espécies que convivem interativamente em determinada área, buscando estabelecer as relações fisiológicas entre espécies e sua relação com o ambiente, tomando por base a biofísica e a bioquímica, descrevendo cadeias tróficas e energéticas, numa abordagem concreta, é a sinecologia. A fitossociologia é o ramo da ecologia que trata do estudo abstrato das características, classificação, relações, distribuição e evolução

das comunidades vegetais, procurando estabelecer relações sociais matemáticas e estatísticas entre espécies e comunidades e destas com o ambiente, determinando suas afinidades e forma de agrupamento.

Os métodos abstratos de estudo da vegetação foram configurados e desenvolvidos principalmente durante o Século XX, formando duas correntes: a européia e a norte-americana. Em 1974, Mueller-Dombois e Ellenberg publicaram a obra "*Aims and methods of vegetation Ecology*"¹, em que procuram unir as metodologias dos dois continentes, criando uma nova sistemática de estudos da vegetação com objetivos e limites claros. Em sua concepção, os estudos da vegetação incluem a descrição das estruturas horizontal e vertical, da regeneração, das relações entre as espécies e a classificação da vegetação em função desses parâmetros; o que implica em determinar a organização, funcionamento e evolução de uma comunidade vegetal.

Os estudos fitossociológicos têm como objetivo a descrição das características quantitativas das comunidades vegetais naturais de maneira sistematizada, abrangendo a composição florística, a estrutura horizontal e vertical da vegetação, a regeneração natural, as associações e os relacionamentos entre espécies e sua distribuição e a distribuição e relacionamentos entre as associações ou grupos de espécies, a dinâmica populacional, a classificação e as relações das unidades de vegetação com o ambiente e sua evolução ao longo do tempo. Portanto, a fitossociologia deve ser definida como o estudo abstrato das comunidades vegetais nos ecossistemas.

¹ Objetivos e métodos de ecologia vegetal.

A fitossociologia, por ser baseada em métodos quantitativos de avaliação e inferência, também é chamada de ecologia quantitativa de comunidades vegetais, ou ecologia vegetal quantitativa, sendo estreitamente relacionada com a climatologia e edafologia, a sintaxonomia, a taxonomia vegetal, a fitogeografia e demais ciências ambientais ligadas à biologia (Figura 1). Entre as principais aplicações da fitossociologia estão o embasamento científico para a recuperação de áreas degradadas, o manejo de áreas silvestres e unidades de conservação (UC), a conservação de recursos naturais e o manejo de florestas heterogêneas, tanto para a produção de madeira, quanto para uso múltiplo.

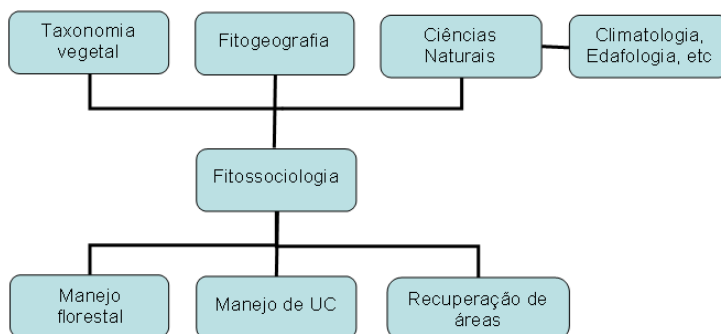


Figura 1 - Relacionamentos com outras disciplinas e as aplicações da fitossociologia.

A sintaxonomia é a ciência que trata da nomenclatura das unidades de vegetação, sendo uma ciência auxiliar da fitossociologia. As unidades sintaxonômicas são hierárquicas, partindo-se das menores e mais simples para as maiores e mais complexas. Um sistema sintaxonômico é uma representação abstrata da vegetação de um determinado território.

Os sistemas de classificação e denominação das unidades de vegetação e seus componentes têm evoluído, mas a despeito da necessidade de

padronização para que seja possível realizar comparações entre as comunidades vegetais descritas em diferentes estudos, até o final do Século XX, nenhum dos sistemas de classificação concebidos foi aceito internacionalmente. Alguns esforços nesse sentido foram realizados, como o sistema descrito por Weber *et al.* (2000) denominado de "Código Internacional de Nomenclatura Fitossociológica" e o sistema da FAO²/UNEP³ (FAO, 2000), mais abrangente, intitulado "*Land Cover Classification System*"⁴ (LCCS). No Brasil, Veloso *et al.* (1991) realizaram uma compilação dos sistemas de classificação da vegetação, existentes à época, para o IBGE e sugeriram uma metodologia para o país, adaptada aos sistemas globalmente mais empregados e, embora desatualizado e inadequado, ainda é o mais empregado. O LCCS da FAO/UNEP, dicotômico e baseado nas características da vegetação, passou a ser aceito por organizações conceituadas em todo o mundo por comportar o monitoramento de qualquer tipo de terreno e permitir a comparação de todas as classes de cobertura do solo em qualquer zona climática e condições ambientais, independentemente da fonte de dados, disciplina temática ou país. O LCCS foi submetido à aprovação da ISO⁵ como padrão internacional, havendo grande probabilidade de ser adotado internacionalmente.

Todos os métodos de amostragem utilizados em inventários florestais podem ser usados em estudos fitossociológicos, devendo-se preferir aqueles que se baseiam em sistemas estatísticos de amostragem, preferindo-se os métodos

² Food and Agriculture Organization.

³ United Nations Environment Programme – Programa Ambiental das Nações Unidas.

⁴ Sistema de Classificação da Cobertura da Terra.

⁵ *International Organization for Standardization* - Organização Internacional para Padronização.

probabilísticos como o de quadrantes, considerados empíricos, e os de parcelas únicas baseados em um só transector.

Este documento tem como objetivo servir de introdução às principais metodologias empregadas em estudos fitossociológicos.

1 EVOLUÇÃO DA FITOSSOCIOLOGIA

A fitossociologia tratava inicialmente da listagem florística detalhada das comunidades vegetais, posteriormente passou a abranger o estudo da sua estrutura, da relação entre as plantas de uma mesma espécie e entre as populações de diferentes espécies e dessas com o ambiente em que vivem, além de sua distribuição geográfica. Embora, a maioria dos estudos fitossociológicos se refira a uma situação temporal estática, um estudo fitossociológico completo na atualidade deve abranger a relação entre as plantas de uma comunidade considerando as dimensões espacial e temporal.

Os precursores da fitossociologia como Henri Lecoq, Charles Flahaut e Emile Castelo observaram que as diferentes espécies de plantas não são distribuídas de forma aleatória e muitas vezes uma mesma espécie é encontrada no mesmo tipo de ambiente em diferentes locais; assim, definiram as associações de espécies como unidades florístico-fisionômicas fundamentais da cobertura vegetal. Durante o Século XIX e início do Século XX, os primeiros

fitogeógrafos Alexander Von Humboldt e Aime Bonpland, Grisebach e Eugen Warming, gradualmente substituíram o conceito de florística da vegetação pelo conceito de fisionomia vegetal, tomando por base os tipos biológicos (WIKIPEDIA/FR, 2009).

Outros fitossociologistas, incluindo Josias Braun-Blanquet, Erich Oberdorfer e Tüxen Reinhold, construíram um sistema hierárquico de classificação, semelhante ao estabelecido para as espécies, definindo as associações vegetais representadas no terreno pelas "associações de indivíduos". Esse sistema constituiu a base teórica para o desenvolvimento de instrumentos práticos de conhecimento ecológico e tornou possível a compreensão das afinidades entre os vegetais e o ambiente natural ou comunidades artificiais.

Graças ao reconhecimento dos agrupamentos vegetais, que refletem a fertilidade e qualidade estrutural de um sítio, a fitossociologia tem mostrado aplicações práticas em Silvicultura e Agronomia. No que diz respeito à proteção da natureza, torna-se possível distinguir os diferentes hábitats, a fim de localizar as mais raras e ameaçadas, como também permite, no âmbito de operações de recuperação ecológica ambientais, expressar o diagnóstico do estado inicial e a evolução sob o efeito de um sistema de gestão ambiental conservacionista.

1.1 Escolas de fitossociologia

Grandes fitossociologistas criaram teorias que foram adotadas por diversos seguidores, formando correntes, chamadas de Escolas. A seguir, é

apresentado o rol das principais Escolas de Fitossociologia que se formaram, a partir de seus principais pesquisadores, ao longo do tempo (WIKIPEDIA/FR, 2009):

- Escola sueca de associações (Rietz) - Uppsala.
- Escola Inglesa de predominância (Smith / Tansley).
- Escola norte-americana do clímax (Gausson) - Toulouse.
- Escola livre suíça sigmatista (Braun-Blanquet) - Zurich–Montpellier.
- Escola suíça de sinúsias (Rubel / Gams).
- Escola americana do continuum (Gleason).
- Escola russa de fitocenoses (Sukachev).
- Escola estônio unistrate (Lippmaa).
- Escola belga dos grupos socioecológicos (Duvigneaud).
- Escola francesa dos grupos ecológicos estatísticos (Gounot / Gadroon / Daget).
- Escola francesa de fitossociologia sinusal integrada (Lippmaa / Gams / Braun-Blanquet);
- Escola americana das comunidades seriais (Clements).

Essas escolas diferem em seus conceitos, especialmente a cerca das unidades básicas (associações), escolhidos por uma abordagem sinusal fitocenótica ou, em função do peso atribuído à predominância, a constância e a fidelidade das espécies, a estratificação, a dinâmica dos agrupamentos vegetais, pelas suas técnicas de amostragem (quadrantes, de tamanho constante, amostragem aleatória, estratificada etc) e pelos seus métodos de síntese e de modelagem.

Entre as escolas mais importantes que consideram as formas de vegetação como equilibradas e aparentemente estáticas estão as de Uppsala e Zurique-Montpellier, enquanto que entre as que têm por base a dinâmica da vegetação estão a Escola das Comunidades Seriais e a Escola de Toulouse, descritas a seguir.

1.1.1 Escola de Uppsala

A escola de fitossociologia de Uppsala, iniciada em 1921, foi desenvolvida por uma equipe de fitossociologistas liderados por G. E. du Rietz, consistindo de um conjunto de métodos com a finalidade principal de classificação das comunidades vegetais. A escola de Uppsala usava a classificação com ênfase nas espécies preferenciais de alta constância ou dominância (ENCYCLOPEDIA, 2009).

Segundo a escola de Uppsala, a associação é baseada no princípio da constância-dominância, constituindo uma fitocenose estável, de composição florística homogênea, em que cada estrato é caracterizado por espécies constantes dominantes. As formações representam o nível mais alto de classificação, sendo compostas pelas diferentes associações da fisionomia considerada. As formações, portanto são definidas com base na fisionomia e as associações na composição florística.

A nomenclatura das associações é determinada pelo nome científico do gênero botânico da espécie dominante ou característica, acrescida do sufixo *etum*, seguido do nome da espécie; por exemplo, para representar uma associação em que o Espinilho (*Acacia caven* (Mol.) Mol.) é dominante, tem-se a seguinte denominação: Associação *Acacietum caven*.

1.1.2 Escola de Zurique-Montpellier

A escola de fitossociologia de Zurich–Montpellier foi formada por um grupo de fitossociologistas liderados por Josias Braun-Blanquet que, a partir de 1927,

desenvolveram uma série de métodos de estudos e classificação da vegetação em Zurich e Montpellier. Sua metodologia foi amplamente adotada por toda a Europa continental, mas pouco aceita em outros locais. O objetivo do grupo foi o de criar um método de classificação da vegetação para todo o Globo, mas na prática, é mais útil para a classificação em nível regional. A abordagem da escola exige amostragem detalhada da vegetação para permitir a identificação das unidades de vegetação, que são classificadas em variantes, sub-associações, associações, alianças, ordens e classes (ENCYCLOPEDIA, 2009).

A descrição da metodologia empregada pela escola de Zurich-Montpellier é descrita como o método de Braun-Blanquet na secção 10.7 (p.127).

1.1.3 Escola americana das comunidades seriais

Clements desenvolveu uma das mais influentes teorias de desenvolvimento da vegetação. Ele sugeriu que a vegetação não representa uma condição permanente, mas muda gradualmente com o passar do tempo, desenvolvendo-se numa seqüência de estágios previsíveis (SKIP, 2006), semelhantes ao desenvolvimento de um organismo. Após um distúrbio parcial ou completo sobre determinado ambiente, a vegetação retorna paulatinamente em direção à sua condição de maturidade ou "estágio clímax", que melhor se adapta ao ambiente local; qualquer situação atual da vegetação seguirá uma seqüência ideal em direção ao clímax (WIKIPEDIA/FR, 2009).

Para Clements, o clímax é considerado como um organismo complexo ligado a seu clima. O clímax é a principal característica da vegetação e forma a

base da classificação natural dos agrupamentos vegetais no seu sistema, baseado no desenvolvimento da vegetação, que é separado em estágios temporais característicos denominados de série (ou sere) (WIKIPEDIA/FR, 2009).

As séries podem ser secas ou úmidas, recebendo as denominações de xerosérie e hidrosérie, respectivamente.

O sistema considera dois tipos de sucessão, que recebem as denominações a seguir:

- prisere – é uma sucessão primária, terminando em clímax ideal (clímax propriamente dito);
- subsérie – é uma sucessão secundária, terminando no clímax potencial.

Os estágios seqüenciais de sucessão da vegetação podem acabar em dois tipos de clímax, desenvolvidos a partir de duas situações:

- clímax verdadeiro - desenvolvido a partir de solo nu;
- clímax potencial – é o clímax que pode se desenvolver a partir de uma sucessão secundária, aproximando-se do clímax verdadeiro.

Há casos especiais em que a vegetação passa por fases distintas denominadas de subclímax e disclímax, descritos a seguir:

- Subclímax – estágio anterior ao clímax que se mantém por muito tempo (sucessão lenta); exemplo: sucessão após incêndios.
- Disclímax – modificações da flora primitiva, pela introdução de espécies exóticas, que se adaptam facilmente.

No sistema de Clements a unidade da vegetação que corresponde ao clímax geral de uma área é a formação.

Exemplo de classificação para associações existentes nos EUA:

Formação de Quercus-Fagus: florestas de folhas caducas das planícies.

Associação de subunidades devido ao clima regional:

- a) Quercus - Castanea dentata;
- b) Fagus - Acer saccharum;
- c) Quercus – Carya.

1.1.4 Escola de Toulouse

Henry Marcel Gaussen é considerado o fundador da fitogeografia e desenvolveu várias técnicas para mapeamento da vegetação. Gaussen também é um dos cientistas que desenvolveram o conceito de fases sucessionais da vegetação, além das bases para o entendimento da xeroterminia e ombroterminia.

O sistema fitossociológico de Gaussen foi desenvolvido em regiões temperadas (Pirineus) em sucessões secundárias que conduzem ao clímax potencial (plesioclímax) e se estabeleceram após a ação humana (SMITH, 2007; WIKIPEDIA/FR, 2009). Nesse sistema existem dois tipos de séries:

- Regressiva: sob ação do homem (floresta → charneca → prado → cultura);
- Progressiva: sob ação da natureza (cultura abandonada → prado → charneca → floresta).

Os diversos estágios de uma série progressiva (ou *phyllum*) correspondem a formações em escala crescente de 0 a 10, quanto ao porte das espécies dominantes, iniciando-se com o solo nu e finalizando em floresta, como segue:

- 1 e 2 – prados ou estepes;
- 3, 4 e 5 - subarbustos (charnechas...)
- 7 – moitas;
- 9 – arbustos;
- 10 – floresta clímax.

Estas formações são sinécias: agrupamentos de fisionomia determinada, visíveis sobre o terreno. As sinécias, que formam os diversos estágios de uma

determinada série evolutiva, têm uma composição florística específica.

A fitocartografia de Gaussen representa a vegetação por cores em que cada cor é atribuída a uma série, como segue:

- Amarelo: sol;
- Negro: sombra;
- Azul: umidade;
- Negro: nebulosidade;
- Rosa: luz da alta montanha;
- Vermelho: calor;
- Ex: Vegetação da França;
- Vermelho: Oliveira, Alfarrobeira;
- Laranja: Sobreiro;
- Amarelo: Azinheira;
- Verde: Carvalhos;
- Azul: Faia;
- Índico: Pinheiro (azul + negro);
- Violeta: Pinheiro-silvestre;
- Negro: epícea;
- Rosa: séries alpinas.

As diversas sinécias que compõem um *phyllum* recebem uma cor correspondente ao *phyllum* na carta, distinguindo-se topograficamente por elementos gráficos de preenchimento sobre a cor, conforme o estágio de desenvolvimento, como a seguir:

- Ponteadado – estágio herbáceo;
- Tracejado – estágio subarbustivo;
- Quadriculado – estágio arbustivo;
- Cor simples – floresta clímax.

O sistema de classificação LCCS teve grande influência do sistema de mapeamento desenvolvido por Gaussen (FAO, 2009), assim como grande parte dos sistemas de mapeamento desenvolvidos até o presente.

1.2 Florística sistemática fitossociológica

Florística sistemática fitossociológica pode ser também denominada simplesmente de sociologia das plantas. As plantas não vivem de forma isolada, mas são associadas entre si e com os demais seres vivos de um ecossistema, podendo ser classificadas de acordo com vários aspectos, como os seguintes:

- estático – unindo os parâmetros abióticos do meio (luz, calor, umidade, etc);
- sucessão – quando os ecossistemas evoluem de um para outro estágio, estruturando-se em agrupamentos vegetais, em diferentes etapas para se chegar a um clímax homeostático;
- interação – relações entre as espécies de diferentes tipos como interações bióticas (predação, parasitismo, cooperação, mutualismo, simbiose, competição, etc), interações abióticas (sombra, intoxicação, adubação, etc).

Braun-Blanquet (1979) fez prevalecer o aspecto da florística mais do que a forma (ou aspecto) das plantas, como o principal critério de determinação das associações vegetais. Segundo o seu método, consideram-se amostras de biótopos uniformes, onde as espécies estão distribuídas de forma repetitiva. Seguidamente, elabora-se uma lista de semi-quantificação das espécies presentes numa superfície de florística aparentemente homogênea, maior do que o mínimo de superfície dos agrupamentos considerados. A escolha da forma e do tamanho da zona levantada depende do tipo de vegetação considerada. Por superfície floristicamente homogênea, entende-se uma superfície onde um rol de espécies não varia, independentemente do maior ou menor agregado de distribuição dos indivíduos (WIKIPEDIA/FR, 2009).

Pode-se considerar também a respectiva cobertura das espécies, de acordo com dois critérios:

- abundância-predomínio: superfície ocupada por cada espécie vegetal

proporcionalmente a toda a superfície ocupada pelo conjunto das plantas da zona levantada;

- sociabilidade: é a distribuição dos indivíduos de cada espécie presente no conjunto da área da amostra - dispersas regularmente, ou que aparecem de acordo com uma forma especial de distribuição espacial (este critério tende a ser hoje abandonado).

As diferentes leituras botânicas tomadas são e, então, comparadas com outras a fim de determinar o seu grau de similaridade: várias espécies encontradas sempre num determinado biótopo passam a compor as várias tipologias para, finalmente, formar unidades fitossociológicas floristicamente homogêneas. Assim, é possível comparar os grupos de espécies semelhantes com as dos biótopos de outros locais, de ambiente totalmente diferente.

1.3 Classificação fitossociológica da vegetação

Os fitossociologistas do Século XX construíram um sistema de classificação hierárquica (sintaxonômica). As associações vegetais formam a unidade básica e são reconhecidas pelas semelhanças dos agrupamentos. Os grupos semelhantes quanto à estrutura florística são agrupados em ordens e estas são agrupadas em classes. Cada nível desta hierarquia é chamado de "sintaxon".

Uma associação vegetal é denominada a partir do ou dos nomes de uma ou duas espécies características presentes, a qual se acrescenta um sufixo, sendo que em diferentes escalas se fala de uma classe, uma ordem, uma associação ou uma parte de uma associação:

- Classe (sufixo - etea): Querco-Fag "etea" (frondosas florestas de clima temperado dominada pelos carvalhos e pela faia);
- Ordem (sufixo - etalia): Fag etalia (frondosas florestas de clima frio temperado com Hêtra, *Fagus sylvatica*);
- Alliance (sufixo - íon): Fag íon (hêtraie e associações perto de montanha);
- Associação vegetal (sufixo - etum): Abi Eto ' - Fag "etum" (hêtraie com abetos de média montanha).

As possíveis subunidades específicas: utilizar o sufixos -etosum para a sub-associação, -enion para a sub-aliança, -enalia para a sub-ordem, -enea para a subclasse.

1.4 Classificação fisionômica da vegetação

Uma abordagem diferente, baseada no aspecto dos agrupamentos vegetais também pode ser realizada. Consideram-se todos os tipos biológicos e a espécie dominante num determinado local. A unidade passa a ser considerada a "formação vegetal", um conceito formulado desde 1838. As formações são inseridas num sistema hierárquico.

Este modelo tende a ser substituído com vantagem pelo sistema de classificação fitossociológica, porque esta última privilegia detalhes das várias espécies presentes em vez de se referir ao aspecto total. Além disso, o conhecimento das espécies inclui o conhecimento da questão, enquanto que o inverso não é verdadeiro.

1.5 Cartografia das vegetações

A caracterização da vegetação toma por base os inventários florísticos

realizados de acordo com normas precisas. O objetivo é descrever a diversidade do mundo vegetal e permitir a compreensão das relações funcionais entre as comunidades de plantas e os ambientes naturais ou artificiais.

A utilização de gráficos para a representação do espaço fitossociológico das unidades permite um estudo preciso das condições ecológicas do meio e da distribuição das espécies vegetais. Deve-se escolher o nível adequado da unidade de vegetação de acordo com a escala, representar em gráfico as fisionomias fitossociológicas e, em mapas, as formações, os tipos de biótopos, os recursos florestais, os valores florestais e agrônômicos, etc.

1.6 Indicadores e grupos ecológicos

A fitossociologia pode ser utilizada para a bioindicação. Algumas plantas são "indicadores biológicos" de certos tipos de fatores (acidófilo, calcário, úmido, arenoso, etc.). No sistema introduzido por Heinz Ellenberg (WIKIPEDIA/FR, 2009), o comportamento ecológico de uma espécie botânica é descrito por um indicador. Estes indicadores especificam certas variáveis do ambiente como a luz, a temperatura, a continentalidade, a umidade do solo, o pH, a quantidade de nutrientes no solo, a salinidade. Há que se considerar que há vários níveis possíveis de bioindicação: qualitativos, presença-ausência, importância quantitativa das populações, hereditários, modificações fisiológicas, adaptações fisiológicas temporárias.

1.7 Fitossociologia e dinâmica da vegetação

Sob o conceito de dinâmica da vegetação são reunidas todas as modificações quantitativas e qualitativas de associações vegetais ao longo do tempo: modificações fenológicas sazonais, flutuações plurianuais da vegetação, alterações cíclicas, devido principalmente às invasões de parasitas, sucessões autógenas ou alienígenas (sucessão serial da vegetação).

A realização de inventários fitossociológicos com diferentes intervalos de tempo no mesmo local permitem a análise das flutuações ou da evolução da vegetação. Esta evolução pode ser explicada pelo efeito de fenômenos internos (autógenos) ou externos (alógenos), para o ecossistema considerado. Estes fenômenos podem encontrar a sua origem em ações humanas, nas alterações climáticas e cicatrizações (como após um incêndio, ou queda de uma árvore frondosa).

2 ECOLOGIA E FITOSSOCIOLOGIA

Ecologia é a parte da biologia que estuda as relações entre os seres, o ambiente em que vivem e a influência que exercem uns sobre os outros. A fitossociologia é a parte ecologia que trata das relações entre as espécies vegetais das comunidades e para seu entendimento é necessário que se apreenda alguns conceitos em ecologia, relacionados neste capítulo.

2.1 Ambiente

A expressão "meio-ambiente", ou simplesmente "ambiente", que segundo o MEC (2001), tem sido utilizada desde sua origem como sinônimo de "natureza", ou de "recursos naturais", deve, entretanto, ser entendida como todo o AMBIENTE que nos cerca, ou seja: "a interdependência entre o meio natural, o socioeconômico e o cultural, sob o enfoque da sustentabilidade".

Podem-se distinguir três componentes principais do ambiente: o físico, o biótico e o resultado das interações entre os componentes físicos e bióticos do ambiente (Figura 2). Dois elementos abstratos podem ser considerados como

parte do ambiente, sem ser físicos ou bióticos, que são o espaço e o tempo.

O ambiente físico, ou abiótico, é o conjunto formado pela matéria, energia e suas interações (fenômenos e processos) no espaço considerado. Assim, os elementos que constituem o ambiente físico podem ser relacionados como segue:

- a matéria composta pelos elementos e substâncias químicas;
- a energia nas suas mais diferentes formas;
- o espaço físico (principalmente: a topografia como representação do espaço sólido, o ar e a água como representação do espaço fluido);
- as interações entre os elementos físicos, quais sejam: os fenômenos como a mudança de estado da matéria e descargas elétricas e os processos como a movimentação de massas e a radiação e irradiação de energia.

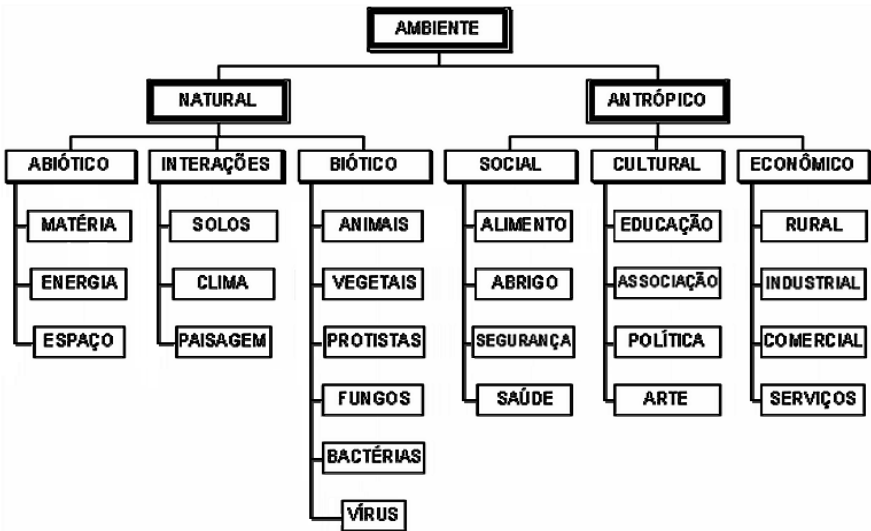


Figura 2 - Componentes ambientais.

Como resultado, pode-se dizer que fazem parte do ambiente físico os

quatro elementos a seguir: Matéria, Energia, Fenômenos e Processos.

O elemento biótico do ambiente é a sua parte viva; são todos os seres vivos que nele vivem e o utilizam para viver.

Os Solos, o clima e a paisagem são o resultado das interações entre o ambiente físico e o biótico ao longo do tempo. Podem ser consideradas tanto no ambiente físico como no biótico, pois ao menos uma parte deles é física e outra biótica.

O ambiente antrópico é o espaço em que os seres humanos vivem e que utilizam para viver, inclusive o espaço aéreo, o subsolo explorado pela civilização e tudo o que neles está contido. É a parte do ambiente que foi alterada pela civilização. Nos dias de hoje, poder-se-ia considerar como ambiente antrópico até mesmo toda a biosfera terrestre e aquática, o subsolo explorado e a parte do espaço usada para navegação, ou ocupada com satélites e estações. Entretanto, somente o ambiente modificado ou usado diretamente pelos seres humanos para viver é dito antrópico ou artificial. Como ambiente natural são admitidas todas as áreas que não foram alteradas, ou que foram minimamente alteradas pela civilização e que são conservadas, ou preservadas, inclusive áreas que foram abandonadas e apresentam vegetação que se estabeleceu naturalmente.

O tempo é um componente transversal do ambiente biofísico. Com o passar do tempo, o ambiente físico e o biótico se modificam e quanto maior o tempo transcorrido maior a transformação sofrida por ambos. É uma característica importante dos estudos sobre vegetação, sendo limitado a uma determinada ocasião ou período.

O espaço é um componente abstrato que limita o ambiente físico. Sem os limites espaciais, não se sabe onde inicia ou termina o ambiente a ser considerado. O espaço de um estudo é limitado geralmente pela ocorrência de determinadas características biofísicas, políticas ou variáveis antrópicas impostas ao ambiente. Juntamente com o tempo, situa e limita os estudos sobre a vegetação.

2.2 População

População é o conjunto de indivíduos de uma determinada espécie que vive em determinado local num determinado momento.

As populações de diferentes espécies que vivem interativamente em determinado biótopo, formam uma biocenose. Pode-se dizer que a biocenose é a parte viva dos ecossistemas.

2.3 Comunidade

São populações de diferentes espécies que convivem num mesmo espaço ao mesmo tempo. Uma comunidade vegetal pode representar uma comunidade concreta referente a uma fitocenose, ou uma comunidade abstrata com limites determinados por estudos sociológicos.

Comunidade biótica é um grupo de populações de várias espécies que vivem em determinada área com determinadas características. Uma comunidade biótica pode ser formada por uma ou mais biocenoses. Diferencia-se de biocenose, por que não é considerada a relação entre as

espécies, as espécies de uma comunidade simplesmente dividem o espaço em que vivem. Diferencia-se de ecossistema, pois são considerados somente os organismos vivos, enquanto que no ecossistema é considerado todo o ambiente, além dos organismos.

2.4 Nicho ecológico

É o ambiente, parte do ecossistema, em que um determinado organismo se alimenta e se reproduz. O estudo do nicho ecológico de um determinado organismo envolve o seu modo de alimentação, por quem é predado, como e onde se abriga e se reproduz.

2.5 Biocenose

É uma comunidade biótica concreta que vive num mesmo biótopo, cujos membros formam, em dependência recíproca, um equilíbrio biológico dinâmico (VASCONCELOS, 2006). É a vida de populações de várias espécies diferentes numa mesma área e que se relacionam entre si formando uma teia alimentar. Num mesmo ecossistema podem coexistir várias biocenoses; elas compõem a parte viva dos ecossistemas.

2.6 Fitocenose

É a comunidade vegetal concreta da biocenose, de composição florística determinada, apresentando uma fisionomia uniforme.

2.7 Ecossistema

Ecossistema é uma unidade que abrange todos os organismos que funcionam em conjunto (comunidade biótica) em uma área, interagindo com o ambiente físico e criando um fluxo de energia com estruturas bióticas interligadas através da cadeia alimentar, constituída de um ciclo de materiais entre as partes vivas e não vivas, com uma seqüência fundamental de atividades na seguinte ordem: recepção de energia; produção primária de matéria orgânica por organismos autotróficos; consumo desta matéria pelos organismos heterotróficos e sua ulterior elaboração; decomposição da mesma em seus componentes inorgânicos; transformação destes em formas aproveitáveis para a nutrição dos produtores. Os ecossistemas naturais como as florestas nativas podem ser considerados estáveis e auto-suficientes, pois todas as etapas de ações ocorrem dentro deles (POGGIANI, 1989).

2.8 Paisagem

É um espaço de terreno que se abrange com um lance de vista (FERREIRA, 2004); Considera-se a paisagem como sendo o resultado material de todos os processos (naturais e antrópicos) que ocorreram num determinado sítio (WIKIPÉDIA, 2009).

2.9 Fisionomia

Tipo ou aspecto da vegetação. São classes fisionômicas da vegetação: campo, mata ciliar, cerrado, etc.

2.10 Associação

Associações de espécies são as unidades florístico-fisionômicas fundamentais da cobertura vegetal. São grupos de plantas de determinada composição florística que se repetem sob determinadas condições ambientais em regiões de certa amplitude como uma microbacia ou sub-bacia hidrográfica, ou dentro de uma formação ou bioma.

2.11 Formação

Trata-se de um agrupamento vegetal em que há dominância de uma ou mais espécies, compondo uma fisionomia sem grande uniformidade. Também são denominadas de tipos biológicos. Alguns pesquisadores consideram que não é adequado utilizar o conceito de formação vegetal no estudo das fitocenoses, pois não são baseadas em unidades taxonômicas em seu estrito senso.

2.12 Bioma

É uma comunidade biótica que se caracteriza pela uniformidade fisionômica da flora e da fauna que a formam e se influenciam mutuamente (VASCONCELOS, 2006). Um bioma é formado por diferentes tipos de ecossistemas inter-relacionados.

2.13 Sinecologia

É a área da ecologia que trata da organização, funcionamento e evolução

de comunidades compostas por conjuntos de populações das diferentes espécies que convivem interativamente em determinado local.

2.14 Sinúsia

São as populações de diferentes espécies (comunidade) que se interrelacionam em determinado espaço, sendo estruturalmente definida pelas formas de vida das espécies consideradas; por exemplo:

- sinúsia arbórea – populações de espécies arbóreas presentes em uma comunidade que se interrelacionam em determinada área; também denominada de estande florestal;
- sinúsia epifítica – populações de espécies epifíticas presentes em uma comunidade;
- sinúsia arbustiva – populações de espécies arbustivas presentes em uma comunidade;
- sinúsia herbácea – populações de espécies herbáceas presentes em uma comunidade.

2.15 Fitossociologia

É o ramo da ecologia que trata do estudo das características, classificação, relações, distribuição e evolução das comunidades vegetais; também é chamada de ecologia quantitativa de comunidades vegetais, ou ecologia vegetal quantitativa.

Fitossociologia florestal – é a parte da fitossociologia que trata do estudo da sinúsia arbórea de uma comunidade vegetal.

2.16 Elementos

Elementos são coisas mensuráveis que podem ser ligadas entre si; são também chamados de objetos, eventos, padrões ou estruturas.

2.17 Processos

Processos são fenômenos que alteram os elementos de uma situação para outra. Os fenômenos como as mudanças de estado da matéria e as descargas elétricas, podem desencadear processos como a precipitação atmosférica, os deslizamentos de terreno, a radiação e irradiação de energia.

2.18 Sistemas

O termo sistemas significa dispor as partes ou os elementos de um todo, coordenados entre si, de forma que funcionem como estrutura organizada. Em termos técnico-científicos significa: classificação de grupos de elementos. Um sistema é um conjunto de elementos interconectados, de modo a formar um todo organizado. A abordagem sistemática tem por base quatro formas principais, denominadas de especialidade, agrupamento, coordenação e propriedades emergentes, como segue:

- Especialidade - um sistema é dividido em componentes menores, permitindo assim uma concentração mais especializada de cada componente.
- Agrupamento - para evitar gerar uma maior complexidade com o aumento da especialização, torna-se necessário agrupar disciplinas relacionadas.
- Coordenação - como os componentes e sub-componentes de um sistema são agrupados, é necessário coordenar as interações entre os grupos.
- Propriedades emergentes - dividir um sistema em subsistemas (grupos de componentes dentro do sistema) exige reconhecer e compreender as "propriedades emergentes" do um sistema, isto é, reconhecendo por isso que o sistema como um todo é maior do que a soma das suas partes; por

exemplo, dois povoamentos florestais podem conter as mesmas espécies de árvores, mas o arranjo espacial e tamanho da estrutura de árvores individuais irá criar diferentes habitats de espécies selvagens; neste caso, uma propriedade emergente de cada sítio é o habitat selvagem de cada uma.

3 ESTUDOS DE VEGETAÇÃO

Vegetação é o conjunto de populações vegetais que habitam determinado local. O ambiente onde essas espécies vivem pode ser aquático ou terrestre. Embora os métodos aqui descritos, em sua maioria, possam ser usados para ambos os casos, o escopo deste trabalho foi limitado à vegetação terrestre, principalmente, de porte arbóreo e o uso da metodologia descrita para vegetação de menor porte e para o ambiente aquático pode exigir adaptações.

Estudos fitossociológicos devem abranger as características de todos os componentes ambientais de forma integral, bem como a caracterização e classificação da vegetação e sua comparação com outros estudos. A vegetação terrestre é composta pelas comunidades de populações de espécies vegetais com determinadas características em cada escala considerada. Em nível de espécie, as características mais importantes são: a origem, o tipo, o porte e o estágio sucessional. No nível de populações, as principais características são a dominância, a frequência e a densidade de indivíduos de cada população. No

nível de comunidade são importantes a estrutura horizontal e vertical, os agrupamentos e os relacionamentos entre as populações das diferentes espécies que compõem a unidade de vegetação considerada.

Algumas espécies têm maiores restrições quanto ao ambiente, ocorrendo em áreas de condições ambientais mais específicas, outras são mais generalistas e menos exigentes, ocorrendo em áreas mais amplas. Os diversos estudos sobre a vegetação natural têm demonstrado que as espécies competem entre si e tendem a se associar em grupos que se complementam na utilização do espaço, buscando o uso integral da luz, da água e dos nutrientes. Os grupos, ou associações, tendem a se repetir quando as mesmas condições são encontradas, criando formações mais complexas em áreas maiores, até formar um bioma. Os biomas são as grandes formações, únicos em suas características e poucas de suas espécies ocorrem em outros biomas.

As unidades de vegetação natural são classificadas hierarquicamente partindo-se da mais simples definida como uma associação, passando pelos ecossistemas e formações, até atingir a escala de um grande bioma.

3.1 Fatores de distribuição das plantas

A distribuição das plantas é limitada por fatores do ambiente como a fertilidade, pH, estrutura e umidade dos solos, pelas condições climáticas e topográficas, entre outros, que podem favorecer ou desfavorecer a instalação de determinada espécie em determinado local.

A auto-ecologia é a ciência que estuda os seres vivos e suas

adaptações ao meio, considerando geralmente uma espécie em particular e analisando a sua reação a cada fator, sendo a adaptação das plantas ao habitat caracterizada em três níveis (DANSEREAU, 1946):

- exigências - cada espécie apresenta um nível diferente de necessidade quanto à mínima quantidade de cada fator para completar seu ciclo de vida;
- tolerância - cada espécie tem um nível de resistência diferente aos fatores desfavoráveis ou excessivos;
- capacidade de utilização - cada espécie tem uma capacidade diferente de utilização dos recursos do meio.

3.1.1 Princípios da limitação na distribuição de espécies

Segundo Costa (2007) os princípios ambientais que norteiam a distribuição das plantas são os seguintes:

- fator limitante de Liebig - qualquer processo é limitado pelo fator que se aproxima mais a um valor que o faça parar;
- meio holocenótico de Friederich - as relações entre a comunidade e o meio são holocenóticas, isto é, o sistema se relaciona como um todo integrado, como um superorganismo;
- fatores desencadeantes - a eliminação de um fator limitante ou a presença de um novo, cria uma reação em cadeia no ecossistema e em algumas ocasiões causa a substituição de um ecossistema por outro;
- substituição de fatores - a falta de um fator pode ser compensada pela presença de outros, com resultados equivalentes; exemplo: na falta de chuvas, algumas espécies de *Pinus* podem extrair umidade do ar pela condensação nas acículas em dias de alta umidade relativa.

3.1.2 Fatores limitantes na distribuição de espécies

Conforme Dansereau (1946) e Lousã *et al.* (2007), os principais fatores que limitam a presença das plantas em determinado local são os seguintes:

- globais - alguns fatores relativos à Terra podem ser limitantes para as plantas, como a radiação solar que é influenciada pela latitude, a circulação global do ar e as correntes oceânicas que promovem

redistribuição do calor, a inclinação do eixo e a distância do sol que causam variações sazonais da quantidade de luz recebida em cada ponto do globo, entre outros.

- fatores climáticos - cada espécie apresenta limites de temperatura máximo, mínimo e um valor ótimo de luz, água e temperatura em cada fase de seus ciclos anual e de vida; o vento pode ser importante principalmente em áreas litorâneas, montanhosas e muito planas, promovendo a distribuição e transporte, modificações morfológicas, dessecação e aumento da evapotranspiração, erosão da cutícula por fricção e abrasão provocadas por neve, pó, partículas ou sal, desenterrando raízes ou cobrindo as plantas com poeira e areia, modificando a temperatura e a humidade do ar, causando erosão do solo, transportando maresia ou neve.
- fatores fisiográficos do relevo - exposição solar, efeito de Föhn (encostas expostas ao mar são mais húmidas e chuvosas); barreiras orográficas como cadeias montanhosas com orientação transversal aos ventos dominantes podem impedir a passagem de nuvens de chuva; a altitude causa diminuição da temperatura (desce 0,55 °C a cada 100 m que se sobe) e aumento da pluviosidade (até certa altitude), provocando "andares" de vegetação nas montanhas; o declive exerce ação mecânica sobre o solo, favorecendo os deslizamentos; também aumenta o escoamento superficial, causando maior erosão e altera a circulação do ar.
- fatores edáficos - as plantas terrestres se desenvolvem, fixando-se ao solo, que possui propriedades biológicas (microorganismos), químicas (nutrientes, teor orgânico e pH), físicas (textura e estrutura) e de umidade, que influem diretamente sobre a capacidade de desenvolvimento das espécies vegetais.
- fogo - é um elemento que tanto pode ter origem natural quanto antrópica e pode promover o estabelecimento de algumas espécies ou levar à extinção de outras.
-
- fatores bióticos - estão ligados às cadeias alimentares, às interações bióticas, às ações e efeitos da fauna sobre as próprias plantas e sobre o ambiente e ao antropismo.

3.2 Escala de estudo

As escalas de estudo estão relacionadas com os fatores que alteram a composição florística em uma dada área. De uma escala mais geral para a mais

detalhada, os níveis de classificação dos estudos são relacionados à biosfera, biomas mundiais, ecossistemas regionais, ecossistemas locais e habitats ou organismos individuais. Por exemplo, se for considerada a escala em nível de bioma, pode ser que a latitude seja a variável que mais explica a diferenciação da vegetação, enquanto que em nível de fisionomias, as variáveis mais relevantes sejam a altitude e o relevo (FELFILI e RESENDE, 2003). Os diferentes níveis de estudo em ecologia são representados na Figura 3, em que os principais são de indivíduo à biosfera, embora possa ser necessário descer até o nível de moléculas na investigação do funcionamento dos ecossistemas.



Figura 3 - Escalas de estudo dos ecossistemas. Fonte: IB-USP (2009).

Até recentemente, analisando-se a escala de estudo em nível de comunidades, as variáveis explicativas poderiam ser a profundidade do lençol freático e as condições edáficas. Os objetivos do estudo, o alcance e a precisão que se pretendia obter com os dados a serem coletados é que determinavam a escala a ser adotada. Entretanto, há uma forte tendência para que o detalhamento seja o número de características da própria vegetação incluídas na

sua descrição, em detrimento de características edafo-climáticas.

3.3 Interações vegetais

As espécies vegetais que crescem próximas formam uma comunidade de plantas que competem pelos mesmos recursos ambientais. As plantas desenvolvem mecanismos próprios para se adaptarem a essas condições, relacionadas com a perpetuação, tais como o desenvolvimento de características fenológicas adequadas para o ambiente em que evoluem (polinização, floração, frutificação, dispersão), ou as condições de germinação e dormência de sementes, o tipo de competição e coexistência estabelecida com outras espécies ou indivíduos da mesma espécie.

As interações entre as plantas são resultantes das suas atividades para a obtenção de recursos (nutrientes, água, luz) e cada espécie afeta positiva ou negativamente as demais com as quais convive conforme a Tabela 1 e a Figura 4. As interações são significativas quando há efeito na dinâmica (aumento ou diminuição) de pelo menos uma das populações envolvidas. As interações podem regular a frequência das populações envolvidas, assim como podem atuar como forças seletivas na evolução das espécies envolvidas num processo chamado de co-evolução (IB-USP, 2009).

Tabela 1 - Tipos de interações possíveis entre espécies numa comunidade.

Tipo de interação	Espécie		Observações
	1	2	
Competição	-	-	Inibição mútua.
Predação	-	+	O predador mata ou explora a presa.
Parasitismo	-	+	O parasita explora o hospedeiro.
Amensalismo	-	0	Inibição unilateral.
Comensalismo	+	0	Benefício unilateral.
Protocooperação	+	+	Benefício mútuo (facultativa).
Mutualismo	+	+	Benefício mútuo (obrigatória).
Neutralismo	0	0	Sem efeito em ambas as populações.

Efeitos na população: 0 = sem alteração; - = decréscimo; + = incremento.

Fonte: Pinto-Coelho (2000).

3.3.1 Competição (- / -)

Caracteriza-se pelo uso de um mesmo recurso restrito em que há maior dispêndio de energia na aquisição do recurso, resultando em menos energia disponível para crescimento e reprodução (IB-USP, 2009). É a interação entre indivíduos de mesmo nível trófico para ocupar uma posição, podendo ser entre indivíduos da mesma espécie, denominada de competição intra-específica, ou de espécies diferentes, denominada de competição inter-específica. Uma espécie pode ser capaz de tirar maior proveito das condições do hábitat e causar o deslocamento de outras menos adaptadas àquelas condições (DANSEREAU, 1946).

A competição pode ocorrer por recursos ou interferência. Quando um conjunto de indivíduos usa um mesmo recurso escasso é dita por recurso, enquanto que a competição por interferência ocorre quando um organismo interfere na capacidade de uso de um recurso por parte de outros que pertençam

à mesma comunidade, mesmo que não seja escasso (Pinto-Coelho, 2000).



Figura 4 - Tipos de interações possíveis numa comunidade. Fonte: IB-USP (2009).

As plantas competem por luz procurando ocupar ao máximo o espaço aéreo, por nutrientes e água no solo, expandindo suas raízes. As diferentes formas de competição são estratégias para se estabelecer e se desenvolver que cada indivíduo de cada espécie adota (FELFILI e RESENDE, 2003). A estratégia de competição é própria das espécies pioneiras que produzem uma enorme quantidade de sementes a cada ano, muitas germinando imediatamente e outras ao longo do tempo, podendo manter-se viáveis por anos no solo até encontrar condições apropriadas para sobreviver. Assim que as sementes de espécies pioneiras germinam, encontrando luz, água e nutrientes em quantidade suficiente, disparam em crescimento acelerado, aproveitando ao máximo as condições favoráveis para se tornarem adultas o mais rápido possível e reproduzir-se.

Os mecanismos de competição podem ser de dois tipos:

- indireta – ocorre por exploração, quando uma espécie torna o recurso menos disponível para outra;
- direta – ocorre por interferência, quando uma espécie impede ativamente a utilização do recurso por uma outra (territorialidade; comportamento agressivo, alelopatia).

Existe, ainda, uma forma de competição denominada de exclusão competitiva, quando duas espécies utilizam os recursos ambientais de forma semelhante e uma impede a existência da outra numa determinada área no mesmo momento. A espécie que utiliza o recurso de forma mais eficiente exclui a outra.

3.3.2 Coexistência (+ ou 0 / + ou 0)

É a existência mútua de espécies vegetais que se integram em suas atividades vitais (FELFILI e RESENDE, 2003). Pode ser comensalismo, proto-cooperação, mutualismo ou neutralismo. Este tipo de estratégia é típico em florestas clímax ou em estágio avançado de regeneração. É um comportamento comum de espécies clímax, as quais são pouco competitivas, adotando uma estratégia inicial de coexistência; geralmente produzem uma quantidade limitada de sementes grandes e recalcitrantes que germinam logo após a dispersão; suas mudas crescem à sombra, tornando-se varas compridas com uma copa mínima, à espera de uma abertura no coberto, ou até o alcançar, para então engrossarem e tornarem-se árvores frondosas, adotando uma estratégia final de competição, dominando a recepção de luz e o terreno de uma forma geral, reduzindo ou impedindo o desenvolvimento de outras à sua sombra.

Coexistência é a diminuição da intensidade da competição por diminuição da sobreposição (diferenciação) do nicho ecológico. As populações sofrem diferenciações morfológicas, fisiológicas ou comportamentais, resultando em modos distintos de utilização (partilha) dos recursos por cada uma delas. Em longo prazo, o processo de partilha de recursos pode conduzir ao deslocamento de caracteres nas populações envolvidas.

3.3.3 Sucessão e clímax

Os conceitos de sucessão e clímax foram introduzidos por Clements em 1916, trazendo a idéia de que as espécies se sucedem no tempo até chegarem a um estado de equilíbrio determinado pelo clima da região (FELFILI e RESENDE, 2003). A sucessão ocorre quando plantas individuais e populações imigram, interagem e se extinguem ao longo do tempo. É o estabelecimento de uma nova espécie no lugar de outra removida ou modificada.

Quando uma comunidade vegetal sofre um processo de sucessão e atinge um estágio mais estável num determinado local, sob determinadas condições ambientais, em que a composição de espécies e a estrutura da comunidade biótica não mudam mais, ou mudam muito pouco com o passar do tempo, diz-se que a comunidade está em **clímax**. Portanto, o conceito de clímax depende do espaço e da escala de tempo considerados.

Sucessão são alterações graduais, ordenadas e progressivas no ecossistema resultantes da ação contínua dos fatores ambientais sobre os organismos e da interação destes últimos com o ambiente (IB-USP, 2009). A

sucessão ecológica pode ser definida como um processo gradual no qual uma comunidade se altera até que se estabeleça um equilíbrio, desenvolvendo-se em três fases seqüenciais, iniciando-se por uma comunidade pioneira, passando à comunidade intermediária e, finalmente, comunidade clímax, como se descreve a seguir:

- Comunidade pioneira – numa área de terra nua, a superfície está exposta à erosão, ao vento, à luz solar e à chuva; estas são condições inóspitas que somente organismos resistentes como as cianobactérias e líquens suportam; geralmente, são os colonizadores, são os primeiros organismos a se estabelecerem e formarem a base de uma comunidade pioneira; em seguida, vêm as ervas colonizadoras e em seguida os arbustos e, ao final da fase, estabelecem-se as árvores pioneiras; as condições ambientais adversas são o fator determinante para que esse tipo de comunidade apresente baixa diversidade.
- Comunidade intermediária – durante o desenvolvimento da comunidade pioneira, partes desprendidas dos organismos como folhas e os organismos mortos em decomposição por fungos e bactérias favorecem o desenvolvimento de um solo mais úmido e mais fértil que, em conjunto com a proteção proporcionada pelas plantas vivas, criam condições ambientais apropriadas para o estabelecimento de organismos mais sensíveis, fazendo com que as espécies pioneiras comecem a diminuir; é o início da fase intermediária; é quando as árvores secundárias iniciais começam a se estabelecer, proporcionando um ambiente mais protegido; no final da fase, as árvores secundárias tardias aparecem na comunidade; nesse estágio, o solo está bem desenvolvido, a umidade relativa é alta e a temperatura é mais estável no interior da floresta; então, as espécies pioneiras desaparecem quase que por completo e permanecem somente poucas secundárias iniciais.
- Comunidade clímax – nesse estágio, as espécies clímax se estabelecem e a composição de espécies se torna mais estável; a comunidade animal também se altera, passando a abrigar animais que se alimentam dos frutos e outros produtos vegetais, permitindo que os carnívoros também se estabeleçam, completando o desenvolvimento até o clímax.

Uma comunidade serial é um estágio intermediário encontrado na sucessão vegetal de um ecossistema, avançando para o

estágio de comunidade clímax. Um exemplo de uma comunidade serial em sucessão secundária seria uma floresta natural explorada recentemente e abandonada. Nos primeiro ano, proliferam gramíneas, plantas herbáceas e cipós; após o primeiro ano irão aparecer arbustos e algumas árvores pioneiras; posteriormente, as árvores secundárias irão se estabelecer mais esparsamente. Cada um desses estágios pode ser referido como uma comunidade serial.

Comunidade serial é o nome dado ao grupo de plantas presentes em determinado estágio sucessional. Uma comunidade primária é aquela que se estabelece num terreno nu, sem um solo formado ou qualquer tipo de vegetação, como uma área coberta por cinzas e lava vulcânica; também pode ser denominada de comunidade pioneira ou uma área onde o solo foi completamente removido, ficando somente a terra sem matéria orgânica na superfície, como uma área de empréstimo, usada como jazida de material utilizado em estradas.

Uma priserie é uma seqüência de séries compondo o desenvolvimento da vegetação de uma área desde a fase inicial sem vegetação até atingir a comunidade clímax.

A sucessão pode ser classificada em dois tipos com relação à situação do terreno em que a nova comunidade se estabelece:

- Primária – ocorre a partir de um novo substrato desprovido de organismos e matéria orgânica, ou a partir da rocha nua onde o solo não foi ainda formado; o processo mais importante e característico desta fase é a formação do solo (pedogênese), que é o resultado da interação entre o substrato mineral, clima e seres vivos que se estabelecem na área; as plantas pioneiras se estabelecem inicialmente, criando condições para que as plantas vasculares possam se estabelecer; posteriormente as pioneiras são dominadas e

freqüentemente substituídas por espécies mais adaptadas às condições menos inóspitas da derradeira fase inicial, incluindo plantas vasculares como as gramíneas e alguns arbustos aptos a viver a partir de um solo quase que absolutamente mineral; um dos exemplos mais clássicos é o da sucessão primária que se estabelece após um derrame de lavas vulcânicas; inicialmente, líquens e musgos se estabelecem sobre a rocha recém formada e vão desagregando-a com suas enzimas; em seguida algumas pteridófitas aparecem na comunidade, penetrando as ranhuras das rochas para se fixar e aproveitando os vestígios de solo raso inicial para se alimentar; aos poucos os vegetais estabelecidos com as enzimas produzidas por suas raízes, auxiliados pelas flutuações térmicas e de umidade, bem como pelos ácidos precipitados com a chuva, principalmente o ácido carbônico formado na atmosfera pela combinação do gás carbônico com o hidrogênio no ar. As raízes vão rompendo e decompondo a rocha matriz ativando o processo de pedogênese, permitindo que as plantas superiores encontrem um ambiente mais favorável para se estabelecer e participar da comunidade;

- Secundária – é a sucessão que ocorre após um distúrbio ambiental que não elimina o solo; como por exemplo, um incêndio, maremoto, ciclone, inundação, corte raso de uma floresta, ou numa área cultivada abandonada, em que o ecossistema natural pré-existente é reduzido a uma população mínima; uma sucessão secundária implica na existência prévia de solo formado por uma comunidade qualquer antecessora; um exemplo típico de sucessão secundária é a que se processa após o corte raso de uma floresta, independentemente de a floresta eliminada ter sido primária ou secundária.

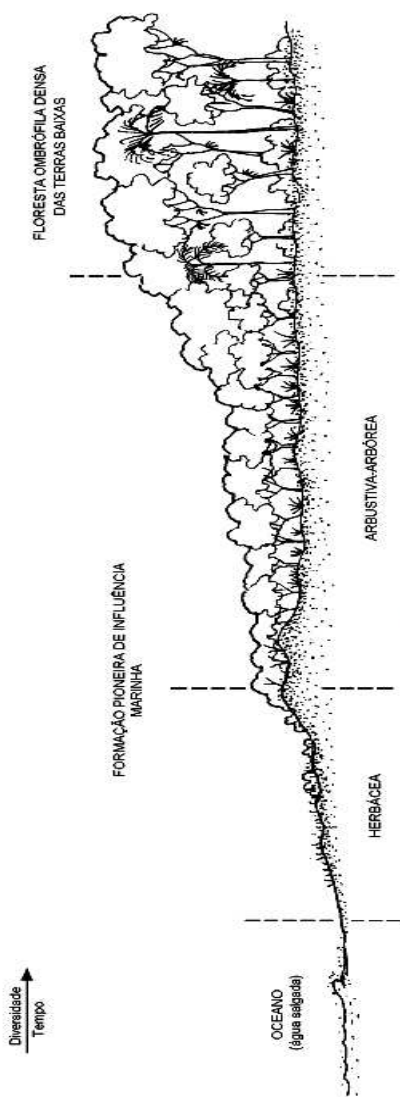
As comunidades formadas numa sucessão podem ser classificadas em função da fonte de estímulo para a sua evolução ou mudança de estágio sucessional, sendo ditas autógenas ou alógenas, como se descreve em seguida:

- Autógenas – neste tipo de sucessão os estímulos são internos, ou seja, promovidos pela própria vegetação estabelecida causando a modificação ambiental necessária, como a formação do solo, retenção de umidade e sombreamento, para que se estabeleçam novas espécies.
- Alógenas – numa sucessão alógena, o estímulo para a mudança é realizado por fatores externos como o ataque de pragas, enchentes, tempestades e processos geológicos.

Numa sucessão, primeiro se estabelece uma comunidade pioneira, com

predomínio de seres autótrofos de pequeno porte e fácil dispersão. Depois, é seguida por comunidades intermediárias que apresentam um nível maior de diversificação, até chegar ao estágio mais estável de comunidade clímax, quando atinge o seu maior grau de desenvolvimento e equilíbrio, em que há presença de seres autótrofos e heterótrofos com predomínio de espécies que necessitam de um ambiente mais protegido e solo bem desenvolvido para sobreviver, crescer e se reproduzir (Figura 6).

SUCCESSÃO VEGETAL NA PLANÍCIE LITORÂNEA PARANAENSE PSAMOSERE



Solo	Depósito Psamítico Neossolo Quartzarênico	Neossolo Quartzarênico Espodossolo Cárbico	Neossolo Quartzarênico Espodossolo Cárbico
Espécies	<i>Ipomea pes-caprae</i> <i>Hydrocotyle bonariensis</i> <i>Blutaparion portulacaoides</i> <i>Polygala cyparissias</i> <i>Renniera maritima</i> <i>Tibouchina clavata</i> <i>Rumortia adiantiformis</i>	<i>Symphycarpus casaretoi</i> <i>Dodonaea viscosa</i> <i>Cordia verbenacea</i> <i>Gaylussacia brasiliensis</i> <i>Dalbergia ecastophylla</i> <i>Clusia criuva</i> <i>Ilex frutescens</i> <i>Hibiscus pernambucensis</i> <i>Schinus terebinthifolius</i> <i>Gomidesia schaueriana</i>	<i>Neossolo Quartzarênico</i> Espodossolo Cárbico <i>Tapirira guianensis</i> <i>Andira antheleminthica</i> <i>Alchornea triplinervia</i> <i>Podocarpus sellowii</i> <i>Clethra scabra</i> <i>Ilex spp</i> <i>Inga spp</i> <i>Ficus organensis</i> <i>Euterpe edulis</i> <i>Ocotea pulchella</i>

Figura 5 - Sucessão vegetal na planície litorânea paranaense. Fonte: Galvão et al. (2007).

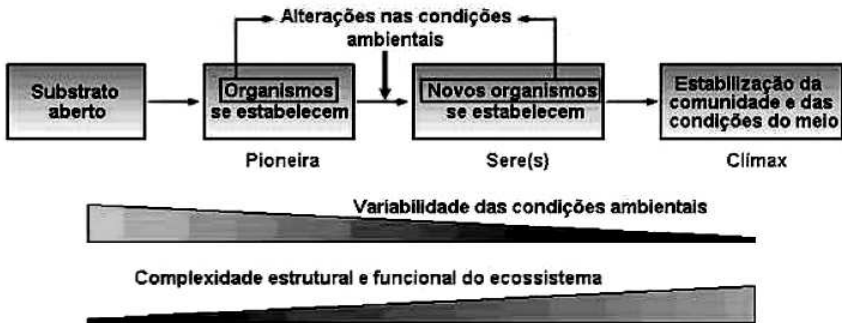


Figura 6 - Processos sucessionais. Fonte: (IB-USP, 2009).

Da Figura 7 até a Figura 13 é apresentado um exemplo hipotético de sucessão primária, representada por uma hidrosérie numa depressão rochosa preenchida pela água da chuva (IB-USP, 2009). Inicialmente a água é povoada por microorganismos planctônicos (Figura 7).

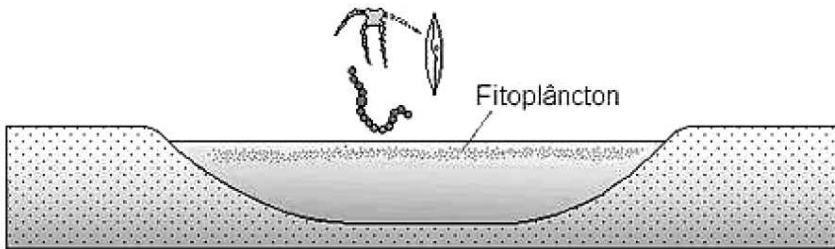


Figura 7 - Substrato original e primeira etapa da comunidade primária: depressão em superfície rochosa, preenchida pela água da chuva. Fonte: (IB-USP, 2009).

A seguir, indivíduos do fitoplâncton passam a ser predados e os indivíduos que morrem passam a ser decompostos por outras espécies, permitindo que exista alimento suficiente para sustentar protozoários e larvas de dípteros (Figura 8). Nas margens, estabelecem-se líquens e algas que iniciam a decomposição da rocha, formando os primórdios do futuro solo.

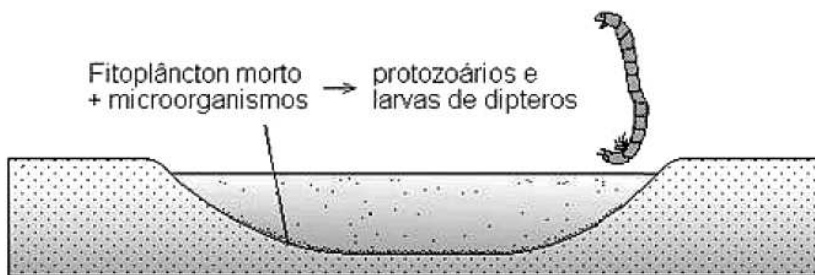


Figura 8 - Segunda etapa da comunidade primária: Instalação de microorganismos decompositores, protozoários e larvas de insetos. Fonte: (IB-USP, 2009).

No próximo passo, o substrato é decomposto pelas espécies já estabelecidas e enriquecido pela matéria orgânica resultante da decomposição dos organismos mortos, criando-se o ambiente necessário para a instalação de vegetais com raízes, microcrustáceos e larvas de outros insetos (Figura 9).

Nesse ponto, a comunidade já proporciona um ambiente com nutrientes e alimento que pode abrigar e sustentar anfíbios, plantas flutuantes e insetos predadores na lagoa e, nas margens, as gramíneas começam a aparecer, junto com outras plantas herbáceas resistentes (Figura 10).

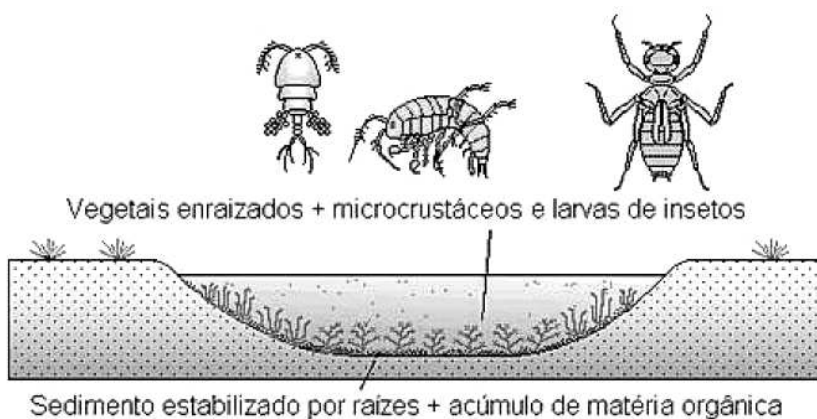


Figura 9 - Terceira etapa da comunidade primária. Fonte: (IB-USP, 2009).

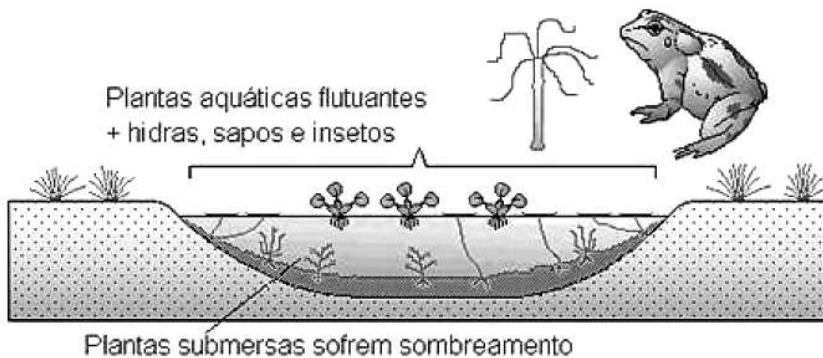


Figura 10 - Quarta etapa da comunidade primária. Fonte: (IB-USP, 2009).

Com o ambiente já bem desenvolvido, com substrato próprio e abrigo, algumas plantas superiores passam a se estabelecer, como arbustos e árvores pioneiras, compondo o início da fase de comunidade intermediária (Figura 11).

Neste momento, o ambiente interno da comunidade terrestre passa a ter condições ambientais de umidade e temperatura mais constantes, além de sombreamento necessário para o estabelecimento, primeiramente das espécies arbóreas iniciais que promovem maior condição de abrigo para as espécies arbóreas secundárias tardias. As espécies mais adaptadas aos solos úmidos começam a avançar sobre a borda do lago devido ao preenchimento e assoreamento com detritos do fundo que já é significativo. Começa, assim, a transformação do lago em charco (Figura 10).

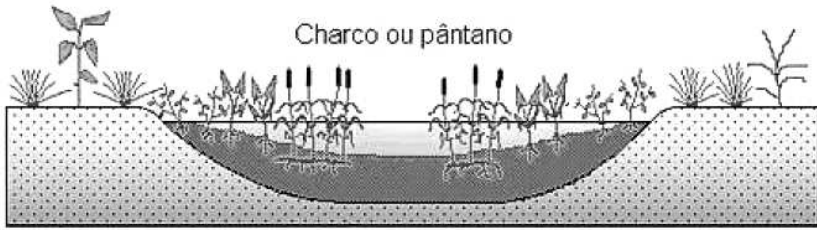


Figura 11 - Primeira etapa da comunidade secundária. Fonte: (IB-USP, 2009).

Nas margens, as espécies pioneiras começam a desaparecer, bem como algumas secundárias iniciais heliófilas, sendo dominadas pelas espécies secundárias, principalmente as tardias (Figura 12).

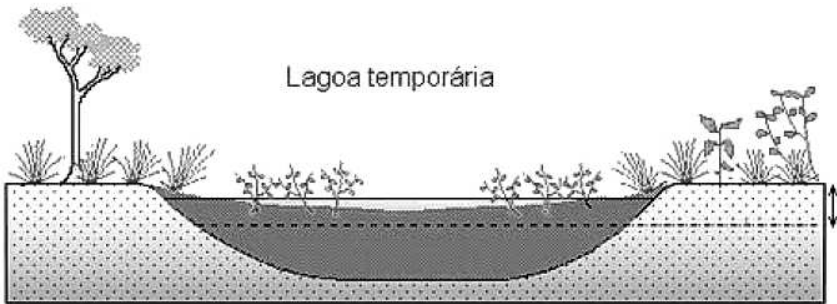


Figura 12 - Segunda etapa da comunidade secundária. Fonte: (IB-USP, 2009).

As árvores já instaladas e o solo bem desenvolvido, com uma camada de serrapilheira significativa, proporcionam o ambiente úmido e protegido o suficiente para o estabelecimento das espécies vegetais clímax e predadores do topo da cadeia trófica (Figura 13).



Figura 13 - Comunidade clímax. Fonte: (IB-USP, 2009).

Dependendo da escala de estudo, podem-se ter condições ambientais que variam pouco. Numa região limitada, com mesmas características de solo e topografia, espera-se a formação de um tipo de comunidade clímax homogênea, condicionada ao padrão climático local que leva ao clímax climático, sendo dita monoclímáxica. Quando há variação das características do solo, relevo, ou influência biológica externa diferenciada, espera-se que as comunidades clímax também sejam diferentes e a comunidade clímax heterogênea formada é dita policlimáxica em função do gradiente ambiental, onde ocorrem diversas comunidades clímax. Distúrbios recorrentes, às vezes provocados por atividades antrópicas, podem impedir a formação de uma comunidade clímax estável, mantendo a comunidade num estágio anterior ao clímax, sendo denominada de comunidade disclímax.

3.4 Distribuição das comunidades vegetais

A sincorologia é a divisão da ecologia que estuda a distribuição das comunidades no espaço e no tempo.

As comunidades geralmente possuem composição e estrutura complexas e o detalhamento do estudo depende da escala em que se está trabalhando, de nichos a biomas, sendo tão menos detalhado, quanto maior a unidade de vegetação considerada (Figura 14). Cada espécie evoluiu num determinado ambiente por milhões de anos, estando perfeitamente adaptada a ele, interagindo da mesma forma com as demais espécies por um longo período de tempo.

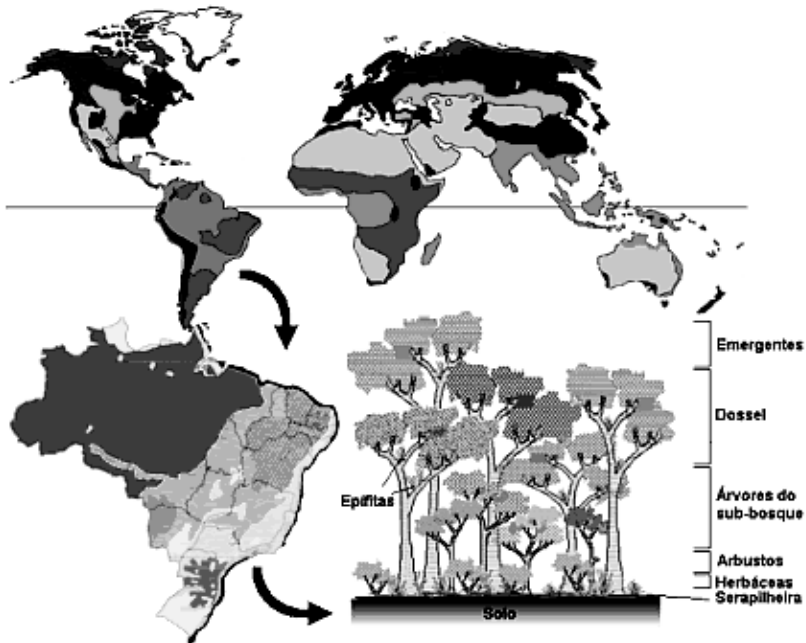


Figura 14 - Escalas de estudo da vegetação (biomas, formações e comunidades). Fonte: (IB-USP, 2009).

O comportamento das espécies pode ser considerado estável, formando grupos também estáveis. Quando as condições ambientais se apresentam semelhantes, os grupos tendem a se repetir, compondo formações de comunidades repetidas que também variam pouco com o tempo. Comunidades que evoluíram em ambiente tropical, com solos bem drenados, jamais irão aparecer em ambiente temperado ou com solos encharcados. Estas formações também se repetem, dependendo do clima, solo e topografia, compondo os grandes biomas. Um exemplo de mudança gradual da vegetação em função da mudança gradual das condições ambientais é apresentado na Figura 15.



Figura 15 - Gradiente da vegetação resultante das alterações ambientais graduais que ocorrem em região costeira. Fonte: Adaptado de IB-USP (2009).

As variáveis que caracterizam cada escala de estudo são diferentes e geralmente estão associadas ao ambiente, onde algumas espécies, determinadas ordens ou classes de vegetais são características. Nas zonas próximas aos pólos, as coníferas são mais comuns, enquanto que nos trópicos, as latifoliadas dominam o ambiente. Em zonas temperadas aparecem

espécies latifoliadas de folhas caducas, bem como em regiões tropicais onde há uma estação seca e uma chuvosa bem definidas. Em zonas subtropicais úmidas, por vezes, estão presentes espécies latifoliadas misturadas com coníferas. Nas zonas mais secas, desenvolve-se uma vegetação xerófito, estando presentes plantas como cactos e pequenas árvores com muitos espinhos, folhas coriáceas e casca espessa.

Em nível de bioma, as características mais importantes são geralmente as classes a que pertencem as espécies dominantes. No nível de formações, as famílias presentes geralmente é que as caracterizam. Enquanto que em nível de associação, as espécies dominantes geralmente as identificam.

Os estudos de Clementes e Gleason (FELFILI e RESENDE, 2003) foram a base do estudo da distribuição das comunidades vegetais. Clementes formulou a teoria de que as comunidades se repetem de acordo com um gradiente ambiental e com as características climáticas, apresentando distribuição geográfica limitada. As espécies existentes em dado ambiente raramente habitam outras regiões e distribuem-se em grupos que variam de acordo com as condições climáticas. Por outro lado, Gleason observou que as espécies têm características individuais e sua ocorrência está muito relacionada com o tempo e o espaço e uma espécie pode ocorrer em várias locais, desde que os sítios ecológicos sejam semelhantes e distribuem-se continuamente aparecendo em vários pontos da superfície terrestre.

A tendência atual de interpretação da distribuição geográfica de comunidades vegetais baseia-se nos estudos de Wittaker e Levin (1975) e está

mais voltada para a visão de Gleason. As espécies, quando submetidas a condições ambientais semelhantes, formam mosaicos (unidades de vegetação), que podem variar no tempo e no espaço. As condições diferentes de sítios dão origem a uma estrutura em mosaicos da vegetação e as espécies ocorrem em ampla escala geográfica. Segundo essa teoria, em qualquer região da terra pode ocorrer grandes áreas de condições semelhantes em termos de fatores ambientais e pressão biótica, onde essas condições se repetem e, também, o tipo de vegetação.

3.5 Sistema de Classificação da Cobertura Terrestre (LCCS)

De acordo com Di Costanzo e Ongaro (2004) o Sistema LCCS⁶ da FAO/UNEP criou uma nova abordagem para universalizar a descrição de qualquer tipo de cobertura terrestre.

Um dos princípios básicos do sistema é que uma determinada classe de cobertura vegetal é definida pela combinação de um conjunto de atributos diagnósticos independentes chamados classificadores, que nada mais são do que as características específicas de cada tipo ou unidade de vegetação. O aumento em detalhamento na descrição de uma classe de cobertura vegetal está ligada ao aumento do número de classificadores utilizados: quanto mais classificadores são adicionados, tão mais detalhada é a classe. O limite de classe é definido, quer pela quantidade de diferentes classificadores, ou pela presença de um ou mais tipos diferentes de classificadores. Assim, a ênfase não

⁶ LCCS - Land Cover Classification System (Sistema de Classificação da Cobertura da Terra).

está mais sobre o nome da classe, mas sobre o conjunto de classificadores utilizados para a definição de uma classe.

Há 4 domínios estruturais principais de vegetação no sistema LCCS (FAO, 2005), como se vê nas Figura 16 e Figura 17: arbóreo, arbustivo, herbáceo e de vegetação esparsa.

Os 4 domínios do LCCS são descritos a seguir:

- Arbóreo - pode se apresentar fechado (floresta) ou aberto (bosques);
- Arbustivo - também podendo ser fechado (cerrado) ou aberto (vegetação arbustiva);
- Herbáceo - pode ser fechado a aberto (prados);
- Cobertura vegetal esparsa – é qualquer tipo de vegetação aberta, com indivíduos distribuídos esparsamente.

A representação de unidades de vegetação natural em mapas no sistema LCCS é realizada com as cores relacionadas na Figura 17.

Conforme Veronese *et al.* (2007) o LCCS é um sistema hierárquico de classificação criado com a finalidade de uniformizar os critérios de classificação das coberturas e sua dinâmica para o mapeamento global.

A metodologia da FAO/GLCN envolve um sistema de classificação próprio que é implementado através de um software específico denominado LCCS – *Land Cover Classification System*. A classificação é definida através de critérios diagnósticos, organizados hierarquicamente, compondo desta forma fórmulas alfanuméricas representativas das classes. O mapeamento é implementado a seguir através de outro software denominado GEOVIS, baseado no formato vetorial.

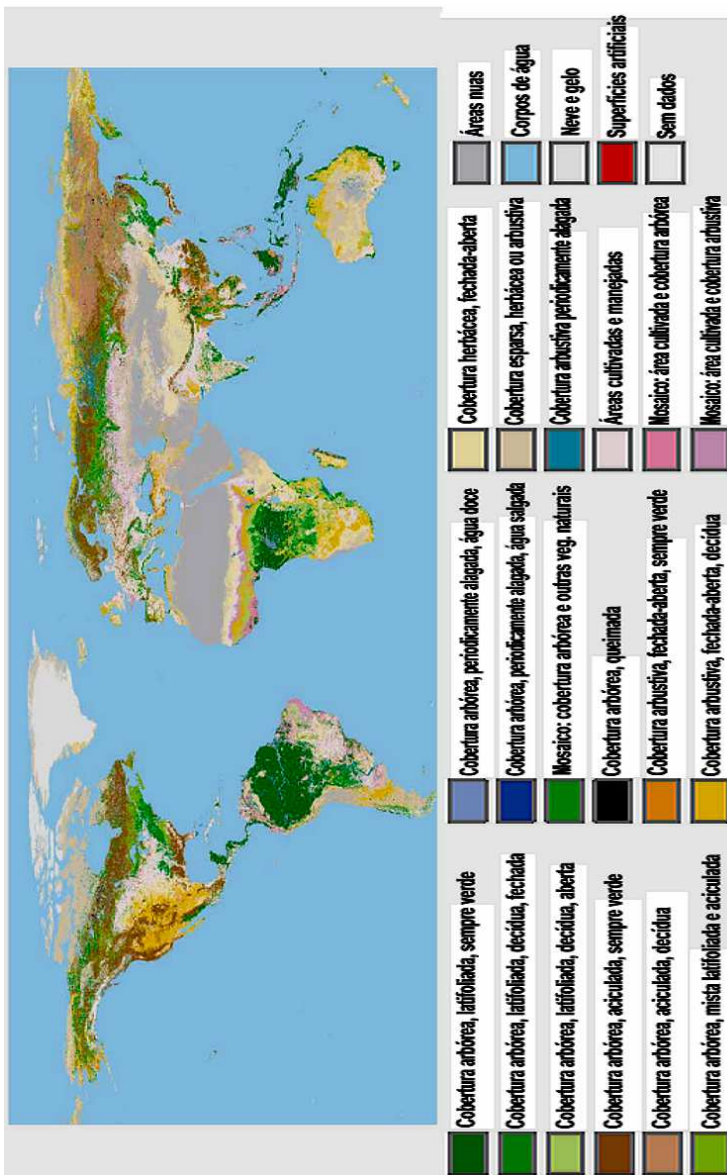


Figura 16 - Mapa de cobertura da Terra. Fonte: FAO (2005).

A padronização internacional pretendida com o LCCS é importante para que se possam comparar os resultados de diferentes estudos sobre vegetação

realizados ao redor do globo.

O LCCS usa critérios como a presença de vegetação, ambiente (terrestre ou aquático), artificialidade da cobertura, etc e os elementos diagnósticos são incorporados na descrição e na composição do código de identificação da tipologia que é formada por letras e números combinados segundo uma fórmula booleana.

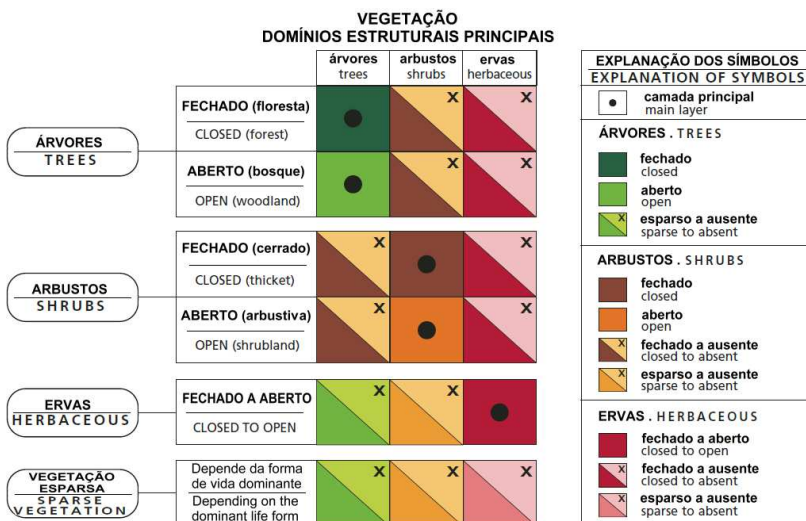


Figura 17 - Principais domínios estruturais da vegetação. Fonte: FAO (2005).

O objetivo do sistema é o de padronizar os produtos de forma independente da classificação adotada regionalmente e da escala de trabalho. Na Tabela 2 apresenta-se um exemplo da descrição e da fórmula booleana (codificação) das principais classes de vegetação e uso da terra da Folha SH-22-VB no LCCS.

Tabela 2 - Classes de vegetação e uso da terra da Folha SH-22-VB no LCCS

Cobertura	Classificação	LCCS
Agricultura mecanizada de curto ciclo, sazonal, com predominância de soja e milho (verão) ou trigo, aveia, azevem, cevada (inverno).	Cultivated and Managed Terrestrial: rain fed herbaceous crops (one additional crop) (herbaceous terrestrial crops sequentially). Dominant crops: pulses & vegetables – soybeans; second crop: cereals – wheat	A5B1B5 C2D1-B3 C3C7C19 -S0502 S0311
Floresta mista: vegetação secundária resultante de regeneração natural (altura até 15 metros) com araucária emergente.	Natural and Semi-Natural Primary Terrestrial Vegetation: Broad-leaved evergreen medium high trees with high emergent	A3A10B2 XXD1E1 F2F5F10 G2-B6G5
Estepe constituída essencialmente por gramíneas com presença de formações secundárias da Floresta Mista (floresta de galeria). O uso predominante é a pecuária extensiva	Natural and Semi-Natural Primary Terrestrial Vegetation: Continuous closed grassland / Broad-leaved evergreen medium high trees with high emergent	A6A10 B4C1/A3A1 0B2C2D1E1 F2F5F110G 2-B6G5
Áreas urbanas	Artificial Surfaces: urban areas	A4-A13
Represa Artificial	Water bodies, Snow and Ice: artificial perennial water bodies (standing)	A1B1-A5

Fonte: Veronese et al (2007).

4 COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA

A composição florística de um ecossistema é representada pela lista de espécies existente no mesmo, sendo quantificada principalmente pela diversidade e agregação de espécies.

4.1 Diversidade de espécies

Os índices de diversidade são indicadores da situação dos ecossistemas (MAGURRAN, 1988) e estimam dois elementos básicos: riqueza e uniformidade. Riqueza é a quantidade de espécies existentes em uma comunidade. Uniformidade é a quantidade de indivíduos existente por espécie. Os índices de diversidade podem ser divididos em três tipos:

- Riqueza – mede o número de espécies em uma unidade de amostra;
- Abundância – mede a quantidade de indivíduos de uma espécie em uma comunidade;
- Abundância proporcional – mede a riqueza e a uniformidade.

Os índices de diversidade são classificados em 5 níveis pela sua ordem

de abrangência de local para regional, como segue:

- Pontual – diversidade de um simples ponto, de uma única unidade amostral, ou de um micro ambiente;
- Alpha – dentro da diversidade de um hábitat; geralmente é composta por várias sub-amostras de um único hábitat; a diversidade alfa refere-se ao número e abundância de espécies de uma comunidade;
- Beta – diversidade de espécies de um hábitat, transecto ou de um gradiente; a diversidade beta expressa a diferença na composição e abundância de espécies entre ou dentro de comunidades;
- Gamma – diversidade de uma unidade geográfica de tamanho médio, como de uma ilha, ou microbacia hidrográfica; obtida pela contagem do número total de espécies dentro de uma área (IBGE, 2007);
- Epsilon – diversidade de uma ampla região, como um bioma, ou bacia hidrográfica de um grande rio, de 5ª ordem ou maior.

4.2 Índices de diversidade α

A diversidade alfa é determinada pela contagem do número de espécies e do número de indivíduos de cada espécie, ou por meio de curvas de dominância acumulada para as espécies amostradas (IBGE, 2007).

4.2.1 Riqueza de espécies

A riqueza de espécies é representada somente pelo número de espécies presentes num ecossistema. Comparações entre a riqueza de espécies de duas comunidades é válida se a intensidade amostral em cada uma tenha sido tal que a curva de espécies por área tenha atingido estabilidade em seu máximo; caso contrário pode ser que não se tenha obtido o número total verdadeiro de espécies das comunidades para realizar a comparação.

4.2.2 Abundância relativa de espécies

Representa a percentagem de indivíduos de cada espécie sobre o número total de indivíduos. É a equitabilidade da espécie ou uniformidade da abundância entre espécies.

4.2.3 Índice de Berger-Parker

O índice de diversidade de Berger-Parker é uma medida de dominância que expressa a importância proporcional da espécie mais abundante (NEWTON, 2007), sendo definido pela equação:

$$d = \frac{N_{\max}}{N}$$

onde: d = dominância da espécie considerada; N_{\max} = número de indivíduos da espécie mais abundante; N = número total de indivíduos de todas as espécies.

4.2.4 Índice de Entropia de Rényi

Entropia estatística é a medida da quantidade de incerteza que há num lote de dados.

Alfréd Rényi desenvolveu um índice de entropia de ordem α , generalizando o índice de entropia de Shannon e o índice de divergência de Kullback-Leibler, criando um índice de diversidade serial amplo.

A riqueza de espécies, o índice de Shannon, o índice de Simpson, e o índice de Berger-Parker podem ser classificados como casos particulares da entropia de Rényi (RÉNYI, 1961, *apud* BHAMIDIPATI, 2009). A entropia de Rényi de ordem α , onde $\alpha \geq 0$, é definida como:

$$H_{\alpha} = \frac{1}{1-\alpha} \log \sum_{i=1}^S \varphi_i^{\alpha}$$

Onde: $\varphi_i = n_i/N$, ou fração de indivíduos da espécie i ; $\alpha = 0, 1, 2, 3, \dots, \infty$.

4.2.5 Índice de diversidade de Shannon-Wiener

O índice de diversidade de Claude Shannon é o mais utilizado (NEWTON, 2007), podendo ser calculado por:

$$H' = -\sum_{i=1}^S \varphi_i \cdot \ln \varphi_i$$

onde: $\varphi_i = n_i/N$, ou fração de indivíduos que pertencem à espécie i ; n_i = número de indivíduos amostrados para a espécie i ; S = número de espécies amostradas; N = número total de indivíduos amostrados de todas as espécies.

O Índice de Shannon considera que os indivíduos são amostrados ao acaso a partir de uma população infinita de distribuição aleatória; considera que todas as espécies existentes na comunidade estejam representadas na amostra, o que geralmente não ocorre, sendo uma fonte de erro do método (MAGURRAN apud UFSM/SEMA-RS, 2001). Apesar disso, é o mais utilizado em fitossociologia, sendo recomendado para comparação com outras comunidades florestais. Quanto maior o valor de H' , maior a diversidade florística. O valor médio situa-se entre 1,5 e 3,5; abaixo de 1,5 pode ser considerado baixo e, acima de 3,5, é alto, sendo que raramente é maior do que 4,5. É sensível à presença de espécies de fraca cobertura.

4.2.6 Índice de diversidade de Brillouin

É um índice semelhante ao índice de Shannon-Wiener

(BARROS, 2007), sendo calculado por:

$$HB = (\ln N! - \sum_{i=1}^S \ln n_i!) / N$$

Onde: HB = índice de diversidade de Brillouin, n_i = número de indivíduos da espécie i ; S = número de espécies; N = número total de indivíduos de todas as espécies.

4.2.7 Quociente de mistura de Jentsch

Este índice mede a diversidade da população (UBIALLI, 2007), sendo calculado por:

$$QM = \frac{S}{N}$$

Onde: S = número de espécies amostradas; N = número total de indivíduos amostrados.

Quanto mais próximo de 1 (um) o valor de QM, mais diversa é a população. O valor de QM pode ser apresentado em forma de proporção, ou seja, executando-se a inversão da expressão original N/S , apresentando-se o resultado na forma de proporção do número de indivíduos em relação ao número de espécies para cada parcela e para o total.

4.2.8 Índice de uniformidade de Pielou

É um índice que mede a uniformidade entre comunidades (PIELOU, 1977), sendo calculado pela expressão:

$$C = \frac{H'}{\ln(S)}$$

Onde: C = índice de uniformidade de Pielou; $\ln(S)$ = H_{max} = diversidade máxima; S =

número de espécies amostradas = riqueza.

O valor de C tem amplitude entre 0 e 1, onde 1 representa a máxima diversidade, ou seja, todas as espécies são igualmente abundantes.

4.2.9 Índice de Simpson

Edward Hugh Simpson desenvolveu um índice de diversidade para os ecossistemas que indica a probabilidade de dois indivíduos colhidos aleatoriamente numa população pertencerem à mesma espécie (NEWTON, 2007), sendo calculado por:

$$D = \sum p_i^2$$

Onde: D = diversidade de Simpson; p_i = proporção de indivíduos da espécie i.

Para comunidade finita deve-se utilizar a seguinte equação:

$$D = \sum \left(\frac{n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)} \right)$$

Onde: n_i = número de indivíduos da espécie i; N = número total de indivíduos; $0 \leq D \leq 1$.

À medida que D aumenta, decresce a diversidade. Assim, o índice de Simpson é expresso normalmente como 1/D. É sensível à presença de espécies com elevada cobertura.

4.3 Índices de diversidade β

As medidas de diversidade β , ou medidas de diferencial de diversidade, descrevem o quanto às comunidades são distintas (ou similares) em termos de

composição de espécies. Ao se comparar duas comunidades distintas, a diversidade β é tanto maior quanto menor o número de espécies que ocorrem em ambas. Para sua obtenção é necessário garantir a suficiência amostral com a construção da curva espécie-área e realizar o cálculo de índices de similaridade entre unidades amostrais (IBGE, 2007). Os índices de diversidade β entre pares de comunidades podem ser qualitativos ou quantitativos.

São exemplos de medidas de diversidade β os índices de Jaccard e Sørensen, Morisita-Horn e Whittaker, descritos a seguir, e as medidas de Cody, Routledge, Wilson e Shmida. Os coeficientes de similaridade são medidas bastante úteis para comparação de três comunidades ou mais, permitindo verificar quais são as mais similares (ou dissimilares). Os índices são calculados para cada par de comunidades e os resultados podem ser comparados.

Ao se comparar um grande número de comunidades ou gradientes simultaneamente a determinação da diversidade β deve ser realizada por meio de análise de agrupamento.

4.3.1 Similaridade entre comunidades

Os índices de similaridade são usados para comparar a flora de duas ou mais comunidades vegetais, indicando o grau de semelhança entre elas. O conceito de similaridade entre comunidades vegetais foi desenvolvido por diversos pesquisadores, com diferentes interpretações subjetivas, até que começou a ser expresso matematicamente em função do número de espécies comuns entre duas comunidades, ou na forma inversa, expressando a

dissimilaridade pelo número de espécies diferentes que ocorrem na primeira e não ocorrem na segunda comunidade. Podem ser distintos dois grupos de índices de similaridade: os taxonômicos e os biocenóticos. Os primeiros consideram somente a presença ou ausência de cada espécie em cada comunidade, enquanto os biocenóticos levam em consideração a quantidade de indivíduos de cada espécie presentes em cada biocenose.

Entre os índices de similaridade taxonômicos mais conhecidos e utilizados estão o de Jaccard e o de Sørensen. Entre os biocenóticos estão o de Czekanowski e o de Morisita-Horn.

4.3.2 Índice de similaridade de Jaccard

O índice de similaridade de Jaccard é simples, sendo expresso somente pela percentagem de espécies comuns a duas comunidades em relação ao somatório de espécies presentes independentemente em ambas (MUELLER-DOMBOIS E ELLENBERG, 1974). O coeficiente de comunidade de Jaccard é calculado pela equação:

$$IS_j = 100 \cdot c / (a + b + c)$$

Onde: a = número de espécies existentes na comunidade A e ausentes na comunidade B; b = número de espécies existentes na comunidade B, e ausentes na comunidade A; c = número de espécies comuns a ambas as comunidades.

É comum encontrar a equação anterior reescrita da seguinte maneira e dando o mesmo resultado:

$$IS_j = 100 \cdot c / (A + B - c)$$

Onde: A = número total de espécies existentes na comunidade A; B = número total de espécies existentes na comunidade B; c = número de espécies comuns a

ambas as comunidades.

4.3.3 Índice de similaridade de Sørensen

Entre os muitos índices de similaridade derivados ou inspirados no de Jaccard, o mais conhecido é provavelmente o de Sørensen. É um índice qualitativo que se baseia na presença ou ausência das espécies (MUELLER-DOMBOIS E ELLENBERG, 1974), sendo calculado por:

$$IS_s = 100 \cdot c / (1/2) \cdot (A+B)$$
$$\text{ou, } IS_s = 200 \cdot c / (A+B)$$

Onde: A = número total de espécies existentes na comunidade A; B = número total de espécies existentes na comunidade B; c = número de espécies comuns a ambas as comunidades.

O índice pode ser expresso como dissimilaridade, ou Coeficiente de Distância (CD_s), pela seguinte equação:

$$CD_s = 100 - IS_s = 100 - \{ 200 \cdot c / (A+B) \}$$

4.3.4 Índice de similaridade de Czekanowski

O índice de Czekanowski é semelhante ao de Jaccard, entretanto utiliza dados qualitativos e quantitativos, variando entre 0 (dissimilaridade absoluta) a 1 (similaridade absoluta) (IBGE, 2007).

O índice de Czekanowski (HENRIQUES *et al.*, 1996) é calculado por:

$$IS_c = 2 \cdot \min(x_i, i) / (x_i + i)$$

Onde: $\min(x_i, i)$ = menor número de indivíduos para as espécies encontradas em ambas as comunidades; x_i e i = número de indivíduos da espécie "i" encontrados nas duas áreas.

$$Ps_{1,2} = \frac{2 \sum_{i=1}^N \min(X_{i1}, X_{i2})}{\sum_{i=1}^N (X_{i1} + X_{i2})}$$

Onde: X_{i1} e X_{i2} = número indivíduos da espécie i nas comunidades 1 e 2, respectivamente; $\min(X_{i1}, X_{i2})$ = mínima quantidade da espécie i comum a ambas as comunidades.

Ou, considerando-se as proporções do número de espécies:

$$Ps'_{1,2} = \sum_{i=1}^N \min(Y_{i1}, Y_{i2})$$

Onde: $Y_{i1} = X_{i1} / \sum_{i=1}^N X_{i1}$; $Y_{i2} = X_{i2} / \sum_{i=1}^N X_{i2}$.

4.3.5 Índice de Morisita-Horn

Este índice é pouco influenciado pelo tamanho da unidade amostral e pela riqueza de espécies, apresentando boa aproximação do grau de dispersão (BARROS, 2007; HENDERSON, 2003, *apud* NEWTON, 2007). O índice de Morisita-Horn é mais complexo que os de Jaccard e Sørensen e considera a abundância das espécies, sendo calculado pela equação:

$$C_H = \frac{2 \cdot \sum X_{ij} \cdot X_{ik}}{\left[\left(\frac{\sum X_{ij}^2}{N_j^2} \right) + \left(\frac{\sum X_{ik}^2}{N_k^2} \right) \right] \cdot N_j \cdot N_k}$$

Onde: C_H = índice de Morisita-Horn; X_{ij} = número de indivíduos da espécie i na comunidade j ; X_{ik} = número de indivíduos da espécie i na comunidade k ; N_j = número total de indivíduos na comunidade j ; N_k = número total de indivíduos na comunidade k .

A percentagem de similaridade é calculada por:

$$P = 100 - 0,5 \sum_{i=1}^S (P_{ai} - P_{bi})$$

Onde: P = percentagem de similaridade; P_{ai} = abundância percentual da espécie i na comunidade a; P_{bi} = abundância percentual da espécie i na comunidade b; S = número total de espécies.

O coeficiente de similaridade varia de 0, quando não há uma só espécie comum entre as comunidades, até 1, quando todas as espécies que ocorrem na comunidade 1 estão presentes na comunidade 2 e vice-versa. A similaridade tende a diminuir quando a abundância de espécies é considerada, caso deste índice.

4.3.6 Medida de Whittaker

A medida de Whittaker (NEWTON, 2007), como os coeficientes de similaridade, tem o objetivo de avaliar o quanto à composição de espécies muda ao longo de um gradiente ou transecto, sendo obtida pela equação:

$$\beta_w = \left(\frac{S}{\alpha} \right) - 1$$

Onde: β_w = medida de Whittaker; S = número total de espécies; α = número médio de espécies por unidade amostral.

4.3.7 Diversidade por agrupamento

A análise de agrupamento é realizada por meio de uma matriz de similaridade (ou dissimilaridade) de pares de amostras (BARROS, 2007). Geralmente é realizada para agrupar unidades amostrais ou comunidades

semelhantes com a intenção de definir as diferentes associações presentes na área de levantamento. As unidades de maior similaridade são combinadas formando grupos, originando um dendograma. Um exemplo de levantamento fitossociológico é apresentado Tabela 3, com cinco unidades amostrais. Foi utilizado o índice de Jaccard para determinar o coeficiente de dissimilaridade, cuja matriz está na Tabela 4. Na Figura 18 é apresentado o dendograma resultante. Os grupos são formados com as unidades de menor dissimilaridade.

Tabela 3 - Matriz de ocorrência (1) ou ausência (0) de espécies por unidade amostral (Locais).

LOCAIS	ESPÉCIES											
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
Local 1	1	1	0	1	1	1	1	0	1	0	1	1
Local 2	1	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	0
Local 3	0	1	1	1	0	0	1	0	1	0	1	0
Local 4	1	0	1	1	1	1	0	1	0	1	0	0
Local 5	0	1	0	1	0	0	1	1	1	0	1	1

Tabela 4 - Matriz de dissimilaridade de Jaccard (ou distâncias de Jaccard)

	Local1	Local2	Local3	Local4	Local5
Local1	0.00000
Local2	0.75000	0.00000	.	.	.
Local3	0.50000	0.66667	0.00000	.	.
Local4	0.66667	0.55556	0.81818	0.00000	.
Local5	0.40000	0.70000	0.37500	0.83333	0

O Programa SAS para análise é apresentado no quadro 1 a seguir:

```

DATA A;
  INPUT LOCAL $6. SP1 SP2 SP3 SP4 SP5 SP6 SP7 SP8 SP9 SP10 SP11 SP12;
CARDS;
LOCAL1 1 1 0 1 1 1 1 1 0 1 0 1 1
LOCAL2 1 0 1 0 0 0 1 1 0 1 1 0
LOCAL3 0 1 1 1 0 0 1 0 1 0 1 0
LOCAL4 1 0 1 1 1 1 0 1 0 1 0 0
LOCAL5 0 1 0 1 0 0 1 1 1 0 1 1
;
PROC DISTANCE DATA=A METHOD=DJACCARD ABSENT=0 OUT=DIJACC;
  VAR ANOMINAL(SP1--SP12);
  ID LOCAL;
PROC PRINT DATA=DIJACC;
  Title1 "Matriz de distancias de Jaccard";
  ID LOCAL;
GOPTIONS VSIZE=6IN HTEXT=3PCT HTITLE=3PCT;
AXIS1 ORDER=(0 TO 1 BY 0.1);
PROC CLUSTER DATA=DIJACC METHOD=WARD SIMPLE TREE=TREE PRINT=14;
  TITLE1 'AGRUPAMENTO DAS UNIDADES PELO METODO DE WARD';
  TITLE2 'EM FUNCAO DA DISTANCIA DE JACCARD';
  ID LOCAL;
  VAR LOCAL1-LOCAL5;
PROC TREE DATA=TREE NCLUSTERS=14 GRAPHICS HAXIS=AXIS1;
RUN;
QUIT;

```

Quadro 1 – Programa SAS (v. 9) para análise de agrupamento.

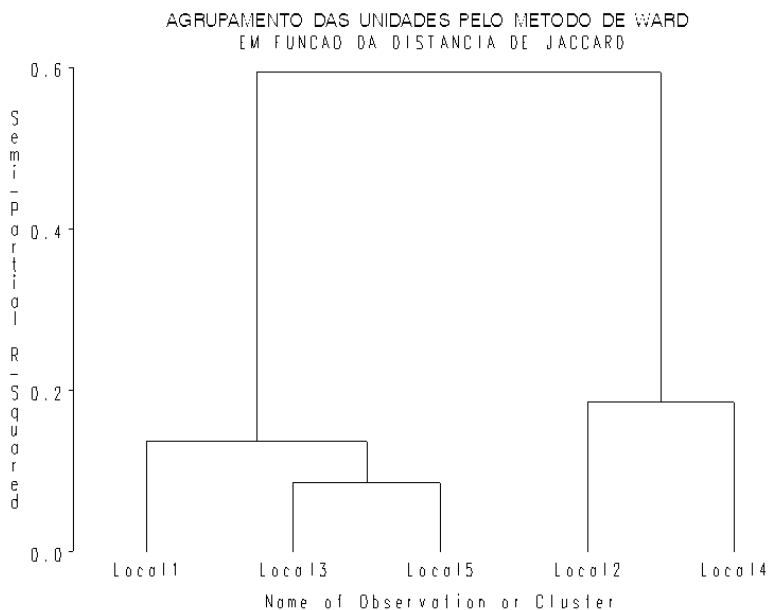


Figura 18 - Agrupamento, pelo método de Ward, dos locais (unidades amostrais) em função da matriz de distâncias de Jaccard.

Entre outras medidas utilizadas para análise de agrupamento está a Distância Euclidiana (DE) (GARCIA e LOBO-FARIA, 2007), considerada um índice quantitativo, calculado por:

$$DE = \sqrt{(x^2+y^2)}$$

Onde: DE = Distância Euclidiana; x = diferença entre a abundância da espécie A e a espécie B na comunidade ou unidade amostral 1; y = diferença entre a abundância da espécie A e a espécie B na comunidade ou unidade amostral 2.

4.4 Agregação das espécies

Os índices de agregação estimam o padrão de distribuição espacial dos indivíduos de cada espécie numa comunidade (Figura 19). Entre eles, encontram-se os índices de MacGuinnes, de Fracker e Brischle e o de Payandeh.

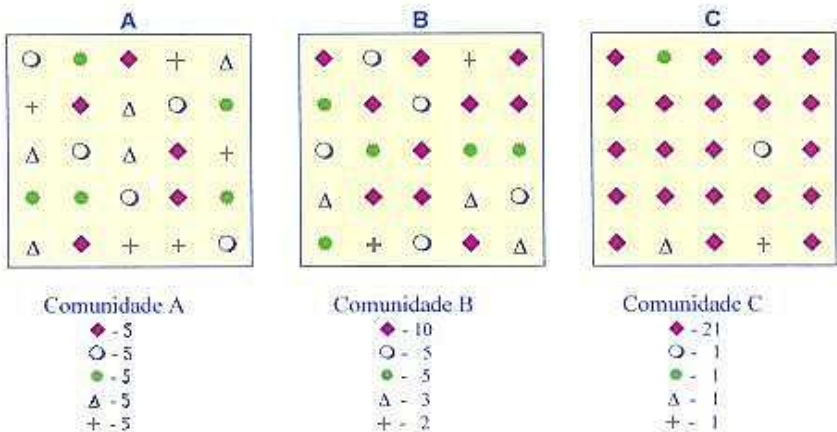


Figura 19 - Padrões de distribuição horizontal de espécies em diferentes comunidades. Fonte: IB-

4.4.1 Índice de agregação de MacGuinnes

Este índice estima o grau de agregação da espécie tomando por base as densidades observada (D_i) e esperada (d_i), sendo calculado por:

$$IGA_i = D_i / d_i$$

Onde: IGA_i = índice de agregação da espécie i ; $D_i = n_i / u_t$ = densidade observada da espécie i ; $d_i = - \ln(1-f_i)$ = densidade esperada da espécie i ; $f_i = u_i / u_t$ = frequência observada da espécie i ; n_i = número de indivíduos da espécie i ; u_i = número de unidades amostrais em que a espécie i ocorre; u_t = número total de unidades amostrais.

A distribuição dos indivíduos das espécies é classificada como:

- $IGA_i < 1$ – distribuição uniforme;
- $IGA_i = 1$ – distribuição aleatória;
- $1 < IGA_i \leq 2$ – distribuição com tendência ao agrupamento;
- $IGA_i > 2$ – distribuição agregada ou agrupada.

4.4.2 Índice de Fracker e Brischle

Estima a forma da distribuição espacial das espécies (UBIALLI, 2007), sendo expresso pela equação:

$$K_i = (D_i - d_i) / d_i^2$$

Onde: K_i = índice de de agregação de Fracker e Brischle para a espécie i ; D_i = densidade observada da espécie i ; d_i = densidade esperada para a espécie i .

A classificação do padrão de distribuição espacial dos indivíduos das espécies obedece a seguinte escala:

- $K_i \leq 0,15$ - distribuição aleatória;
- $0,15 < K_i \leq 1,0$ - tendência ao agrupamento;
- $K_i > 1$ - distribuição agregada ou agrupada.

4.4.3 Índice de Payandeh

Estimando-se este índice obtém-se o grau de agregação da espécie por meio da relação entre a variância do número de árvores por parcela (PAYANDEH, 1970), e a média do número de árvores:

$$P_i = \frac{S_i^2}{\bar{n}_i}$$
$$S_i^2 = \frac{\sum_{i=1}^n n_i^2 - \frac{\left(\sum_{i=1}^n n_i\right)^2}{n}}{n-1} \quad e \quad \bar{n}_i = \frac{\sum_{i=1}^n n_i}{n}$$

Onde: P_i = Índice de Payandeh para a espécie i ; S_i^2 = variância do número de árvores da espécie i ; n_i = número de árvores da espécie i na parcela j ; \bar{n}_i = média do número de árvores da espécie i ; n = número total de árvores da espécie i .

A classificação do padrão de distribuição espacial dos indivíduos das espécies obedece a seguinte escala:

- $P_i < 1$ – distribuição aleatória ou não-agrupamento;
- $1 \leq P_i \leq 1,5$ – tendência ao agrupamento;
- $P_i > 1,5$ – distribuição agregada ou agrupada.

4.5 Índice de fidelidade

Uma espécie fiel é aquela que só ocorre em determinado tipo de comunidade. Fidelidade pode ser definida, portanto, como o nível de restrição da ocorrência de uma espécie a determinada comunidade. As espécies que ocorrem em determinada comunidade e não ocorrem ou têm ocorrência muito pequena em outras, são chamadas de espécies características, e são

consideradas fiéis a tal comunidade. Assim como há plantas que vivem restritas a determinados solos ou climas, há também as estritamente confinadas a certas comunidades. Espécies de fidelidade absoluta são denominadas de exclusivas.

É possível então definir grupos de vegetais caracterizados pela fidelidade de espécies características pelo fato de que estas espécies só estão presentes em um ou mais grupos (onde seu grau de presença não é necessariamente grande) e ausentes em todos os outros.

Para que os valores da fidelidade sejam exatos, são importantes o reconhecimento e classificação da comunidade. Só devem ser usadas áreas de vegetação em estado de desenvolvimento completo. Áreas queimadas, inundadas ou sujeitas a recentes intervenções humanas apresentam mudanças na vegetação, ocorrendo aí associações ecologicamente instáveis e não representativas da comunidade original, devendo-se evitar sua classificação por meio da fidelidade estatística.

A Escola de Zurich-Montpellier reconhece cinco graus de fidelidade:

- Espécies exclusivas - aparecem restritas a determinadas comunidades, em uma região geográfica particular;
- Espécies seletivas - encontradas especialmente em uma comunidade, podendo ocorrer ocasionalmente em outra;
- Espécies preferenciais - presentes em várias comunidades, mas predominantes em uma delas;
- Espécies indiferentes ou companheiras – não apresentam afinidade especial por um tipo de comunidade;
- Espécies estranhas ou acidentais – são raras em uma comunidade particular.

A fidelidade é determinada pela presença de cada espécie nas unidades amostrais representativas das diferentes comunidades.

Segundo Matteucci (1982), Goodall propôs uma técnica para se definir quantitativamente a fidelidade. O grau de fidelidade se define como a diferença das freqüências da espécie em ambas as comunidades expressa na proporção da menor freqüência:

$$F = \frac{\frac{a}{a+c} - \frac{b}{b+d}}{\frac{b}{b+d}} = \frac{a(b+d)}{b(a+c)} - 1$$

Onde: a,b,c,d são unidades amostrais de duas comunidades A e B que se quer comparar; a=espécie x presente em A; b=espécie x presente em B; c=espécie x ausente em A; e d=espécie x ausente em B.

Quando F=0 a espécie é presente (em igual freqüência) em ambas as comunidades; quando F tende a infinito a espécie está confinada à comunidade A, ou seja, é fiel a A.

Segundo Braun-Blanquet são muito mais abundantes as espécies que não se limitam a determinadas áreas, pois não estão sociologicamente restritas a certas comunidades vegetais. O estreito confinamento social das espécies características são o resultado de causas tais como:

- mutações benéficas que possibilitaram maior vitalidade de certas populações representantes de algumas espécies separadas por isolamento geográfico ou por formação de pequenas comunidades de reprodução, fazendo com que tais populações se tornassem fiéis a uma comunidade, podendo estas populações se especiarem até constituir novas espécies endêmicas;
- isolamento geográfico permitindo uma endogamia persistente das espécies fazendo com que estas perdessem a capacidade de variação e expansão (disseminação) devido ao estreitamento das relações bióticas e abióticas na área (adaptações a condições físico-químicas do habitat, parasitismo, competição, etc.);

- algumas espécies podem ser generalistas em certos locais, mas apresentarem características exclusivistas em outras regiões, pois só nestas áreas podem satisfazer suas necessidades vitais;
- ausência de comunidades afins entre as grandes zonas fitogeográficas;
- algumas espécies que poderiam se desenvolver bem em determinadas áreas não o fazem, pois existe espécie melhor adaptada (competição).

4.6 Índice de equitabilidade

Este índice é obtido a partir do índice de Shannon. Traduz a relação entre a diversidade real e a diversidade máxima teórica. O cálculo é realizado com a equação:

$$J = H' / H' \text{ máx}$$

Onde: J = índice de equitabilidade; H' = índice de Shannon = $-\sum_{i=1}^S \pi_i \cdot \ln \pi_i$; H' máx

= valor máximo do índice de Shannon; $\pi_i = n_i/N$, ou fração de indivíduos que pertencem à espécie i; n_i = número de indivíduos amostrados para a espécie i; S = número de espécies amostradas; N = número total de indivíduos amostrados de todas as espécies.

O valor do índice varia entre 0 e 1. Quanto mais próxima de 1 maior a equitabilidade mais equilibrada é a distribuição de espécies na comunidade.

Valores próximos de 0 significam que todos ou quase todos os indivíduos são da mesma espécie.

5 ESTRUTURA HORIZONTAL

O estudo da estrutura horizontal de uma comunidade vegetal tem como principal objetivo determinar a importância fitossociológica de cada espécie tomando por base as variáveis densidade, frequência e dominância, que são utilizadas no cálculo do índice de cobertura de cada espécie e do seu valor de importância na comunidade.

5.1 Densidade

A densidade total de uma determinada comunidade é a expressão do número total de indivíduos nela existente em relação à área total considerada (UBIALLI, 2007), sendo calculada por:

$$DT = 10000 \cdot N / A$$

Onde: DT = densidade total da comunidade; N = número total de indivíduos da comunidade; A = área total da comunidade em m².

A densidade de uma espécie numa comunidade nada mais é do que o

número de indivíduos por unidade de área, sendo calculada por:

$$DA_s = 10000 \cdot n_s / A$$

Onde: DA_s = densidade absoluta da espécie s ; n_s = número de indivíduos da espécie s ; A = área considerada em m^2 .

As espécies podem ser classificadas com relação à densidade, em níveis de abundância, como segue:

- espécie muito rara - <1%;
- espécie rara – de 1% a <5%;
- espécie ocasional – de 5% a <25%;
- espécie abundante – de 25% a <75%;
- espécie muito abundante – 75% ou mais.

A densidade, quando expressa em porcentagem, compõe o índice de densidade relativa da espécie, sendo calculada pela expressão:

$$DR_s = 100 \cdot DA_s / DT$$

Onde: DR_s = densidade relativa da espécie s ; DA_s = densidade absoluta da espécie s ; DT = densidade total da comunidade.

5.2 Frequência

A avaliação da ocorrência de uma espécie ao longo de toda uma comunidade é realizada por amostragem, locando-se unidades amostrais de forma sistemática ou aleatória sobre a sua área. A frequência com que determinada espécie ocorre nas várias unidades amostrais é um indicador da uniformidade da sua distribuição espacial na comunidade em estudo. Se a espécie se dispersa homoganeamente, tenderá a aparecer em grande número de unidades amostrais. Quanto mais heterogênea for a sua distribuição, menor deverá ser o número de unidades amostrais em que irá aparecer e vice-versa.

A frequência absoluta de uma espécie em uma comunidade é simplesmente o número de unidades amostrais em que foi encontrada (UBIALLI, 2007), como segue:

$$FA_s = U_s$$

Onde: FA_s = frequência absoluta da espécie s ; U_s = número de unidades amostrais com presença da espécie s .

Não existe muito sentido nesse índice, pois quanto menores as unidades amostrais e maior a intensidade de amostragem, tanto maior o valor encontrado. Portanto, deve ser expresso sempre em percentagem de unidades amostrais em que a espécie ocorre em relação ao número total de unidades que compõem a amostra, podendo ser calculado pela seguinte equação:

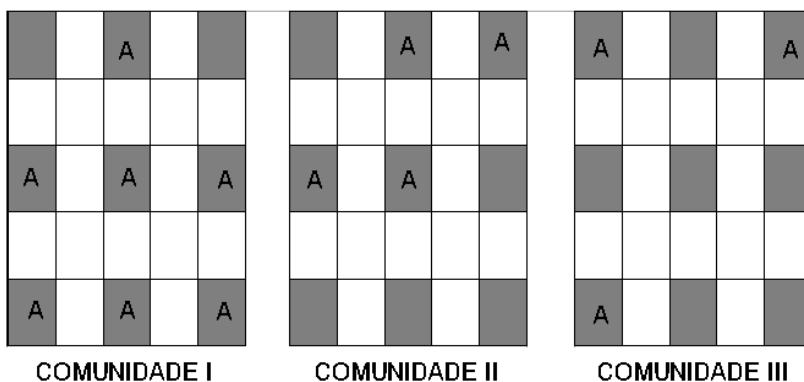
$$FR_s = FA_s / U$$

Onde: FR_s = frequência relativa da espécie s ; FA_s = frequência absoluta da espécie s (ou nº de unidades amostrais em que a espécie s ocorre); U = número total de unidades amostrais.

Na Figura 20 há três comunidades em que a espécie "A" ocorre, sendo que na comunidade I a distribuição é mais uniforme do que nas comunidades II e III, cujas frequências absolutas são, respectivamente, 7, 4 e 3 e os correspondentes índices de frequência relativa são 77,8%, 44,4% e 33,3%.

Braun-Blanquet (1979) criou a tabela de frequência a seguir:

- ou VI – quase sempre presente (entre 80-100%);
- 4 ou V - presente na maioria das vezes (60-80%);
- 3 ou IV – presente freqüentemente (40-60%);
- 2 ou III – pouco freqüente (20-40%);
- 1 ou II - rara (2-20%);
- ss ou I - esporádica (menos de 2%).



LEGENDA: ■ UNIDADES AMOSTRAIS
 A OCORRÊNCIA DA ESPÉCIE "A"

Figura 20 - Ocorrência da espécie "A" nas unidades amostrais de 3 comunidades de mesmo tamanho.

5.3 Dominância

A dominância expressa a ocupação do espaço por determinada espécie. Devido à alta correlação que a área transversal do tronco à altura do peito apresenta com a ocupação total de espaço por uma árvore, convencionou-se usar esta variável para representar a dominância de espaço. A soma das áreas transversais de todas as árvores de uma espécie por unidade de área representa a dominância absoluta (DoA) de uma espécie sobre as demais em determinada comunidade (UBIALLI, 2007).

O percentual da dominância absoluta de uma espécie sobre a área basal total é a sua dominância relativa (DoR). Para o cálculo, usam-se as equações a seguir:

$$DoA = \frac{\sum_{s=1}^S \sum_{i=1}^{n_s} g_{i,s}}{\sum_{p=1}^P Area_p} = G$$

Onde: DoA = G = dominância absoluta de todas as árvores de todas as espécies em m²/ha, ou área basal por unidade de área em m²/ha; g_{i,s} = área basal da árvore i da espécie s; S = número total de espécies; n_s = número de árvores da espécie s; Área_p = superfície da unidade amostral p em hectares (ha); P = número total de unidades amostrais.

$$DoA_s = \frac{\sum_{i=1}^n g_i}{Área_p}$$

Onde: DoA_s = dominância absoluta da espécie s em m²/ha na unidade amostral p; g_i = área basal da árvore i em m²/ha; Área = superfície da unidade amostral p em hectares (ha).

$$DoR_s = \frac{100 \cdot DoA_s}{DoA}$$

Onde: DoR_s = dominância relativa da espécie s; DoA_s = dominância absoluta da espécie s em m²/ha; DoA = dominância absoluta de todas as espécies em m²/ha.

5.4 Valor de Cobertura

A cobertura é representada pela superfície ocupada pelos indivíduos em relação à área total considerada, expressa em percentagem. Pode ser medida ou estimada. Segundo Dansereau (1946), a cobertura pode ser determinada por diversas formas, entre elas: pela densidade, volume, área basal e número de indivíduos. O mesmo autor recomenda que deve ser estimada independentemente para cada sinússia. A cobertura é expressa em percentagem e o total de uma sinússia raramente chega a 100% de cobertura.

Para estimar o valor do índice de cobertura de uma espécie, soma-se a densidade e a dominância relativa da mesma numa comunidade vegetal. Este valor é considerado por alguns fitossociologistas como o mais importante de uma espécie por expressar a sua ocorrência e dominância em relação às demais (UBIALLI, 2007). O valor de cobertura varia, portanto entre 0 e 200%, sendo calculado por:

$$VC_s = DR_s + DoR_s$$

onde: VC = valor de cobertura da espécie s; DR = densidade relativa da espécie s;
DoR = dominância relativa da espécie s.

É considerada medida de abundância, quando a determinação da densidade não é possível (caso das gramíneas e espécies estoloníferas). Braun-Blanquet (1979) desenvolveu uma escala de cobertura de seis níveis, como segue:

- = contínua ou dominante - mais de 75% de cobertura;
- 4 = freqüente ou interrompida - 50 a 75% de cobertura;
- 3 = dispersa ou comum - 25 a 50%;
- 2 = rara - 11 a 25%;
- 1 = muito rara - 1 a 10%;
- + = esporádica - menos de 1%.

Quando a vegetação é estruturada em estratos verticais, é necessário determinar a cobertura por estrato. Esta metodologia é recomendada para unidades amostrais de até 10 m²; em unidades maiores onde a diversidade é grande, é difícil estimar o valor de cobertura, exceto com auxílio de aerofotos em escala grande. Deve-se atentar para o fato de que em vegetação sazonal a cobertura pode variar de uma época do ano para outra.

Quando o inventário é realizado em parcelas de área fixa, pode-se

utilizar o método direto para cálculo da cobertura, medindo-se a superfície das copas das árvores, ou de forma indireta, estimando a percentagem de cobertura em função de pontos distribuídos de forma aleatória ou sistemática sobre a comunidade em estudo e determinando a ocorrência ou não de cada espécie em cada ponto. Este último método é útil principalmente quando não se pode identificar os indivíduos separadamente, como no caso das espécies estoloníferas e gramíneas, no levantamento de vegetação herbácea.

5.5 Índice de abundância

O valor da abundância é estimado para cada espécie em cada unidade amostral (DANSEREAU, 1946), sendo classificado na escala da Tabela 5, da mais abundante para a menos abundante.

Tabela 5 - Escala de abundância

Nível	Abundância	Dominância	Cobertura
5	Muito abundante	Dominante pelo menos na sua sinúsia - formação pura ou quase	Maior valor de cobertura 81 a 100%
4	Abundante	Dominante ou sub-dominante	Grande cobertura 61 a 80%
3	Comum	Comum	Notável cobertura 41 a 60%
2	Freqüente		Cobertura restrita 21 a 40%
1	Ocasional		Cobertura reduzida 1 a 20%
+	Rara		Cobertura insignificante 0,1%
-	Presente		Raros indivíduos <0,1%

5.6 Valor de Importância

O valor de importância ecológica de uma espécie numa comunidade vegetal é calculado pela soma do seu valor de cobertura e da sua frequência, como segue (UBIALLI, 2007):

$$VI_s = VC_s + FR_s$$

Onde: VI_s = valor de importância ecológica da espécie s; VC_s = Valor de cobertura da espécie s; FR_s = Frequência da espécie s.

6 ESTRUTURA VERTICAL

As espécies florestais podem formar diferentes arranjos horizontais que resultam em múltiplos arranjos verticais, dependendo do ambiente e da evolução da mesma ao longo do tempo. A vegetação tende a apresentar uma mesma estrutura, tanto horizontal quanto vertical, para uma mesma sucessão de eventos edafoclimáticos, mas a própria evolução da vegetação pode derivar em diferentes estruturas sob condições ambientais semelhantes. Há fatores de aleatorização que influenciam a formação da vegetação como a fauna, o vento e a chuva e, de outro lado há fatores limitantes como o microclima, a topografia, o solo (fertilidade, umidade e estrutura) e as características das próprias espécies.

Além de cada espécie ter um porte diferente da outra, ocupando estratos diferentes da vegetação (Figura 21), em determinadas situações uma espécie pode ter seu crescimento facilitado. Enquanto, noutras, pode ser prejudicado e embora presente em uma grande área existirão partes onde terá maior frequência e densidade devida a uma regeneração mais intensa, com

crescimento mais vigoroso e porte mais alto, enquanto que, em outras, será menos densa e de menor porte, sofrendo mais com a competição das demais espécies. Isso faz com que, não só a estrutura horizontal varie de um local para outro, mas também a estrutura vertical. Portanto, o estudo e caracterização da vegetação implicam em descrição da sua estrutura vertical, além da horizontal, para seu perfeito entendimento.

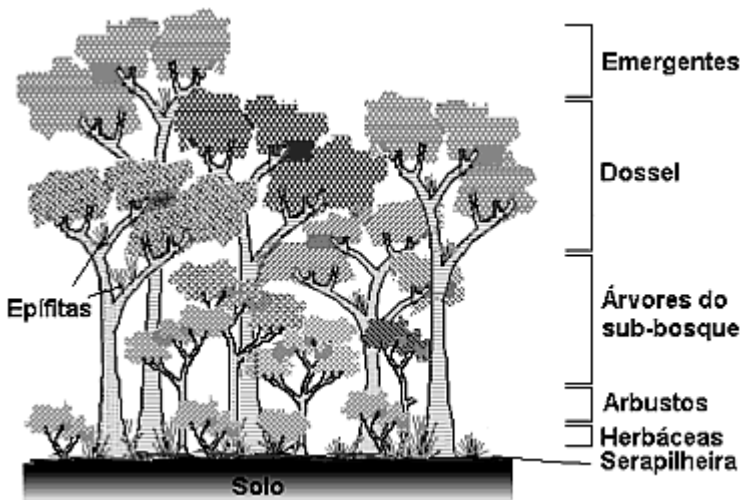


Figura 21 - Estrutura vertical de uma comunidade florestal hipotética. Fonte: IB-USP (2009).

A ocupação do espaço vertical de uma espécie é definida como a sua posição sociológica na comunidade vegetal. Unindo-se a posição sociológica das espécies com as características de sua regeneração, tem-se um estudo completo da estrutura vertical de uma comunidade vegetal.

6.1 Posição Sociológica

As diferentes espécies em diferentes estágios vitais presentes numa

comunidade vegetal formam estratos verticais característicos resultantes da composição de espécies num determinado ambiente representando a sua estrutura vertical sociológica ou expansão vertical das espécies da floresta. Numa comunidade florestal natural, a posição sociológica de uma árvore é determinada pela expansão vertical em relação aos seus vizinhos, que pode ser descrita em três estratos arbóreos, segundo Schneider (2002):

Estrato arbóreo superior - atinge as árvores cujas copas formam o dossel mais alto da floresta; compõe-se das copas emergentes;

Estrato arbóreo médio - corresponde às árvores cujas copas se encontram abaixo do dossel mais alto, mas na metade superior do espaço ocupado pela vegetação; é o dossel principal das copas;

Estrato arbóreo inferior - inclui as árvores cujas copas se encontram na metade inferior do espaço ocupado pela floresta; é composto pelas árvores e arbustos do sub-bosque.

Às vezes divide-se em 4 estratos, acrescentando-se um quarto estrato, abaixo do inferior, que pode ser uma das duas opções abaixo, para florestas nativas (sub-bosque) ou plantadas (dominadas), como a seguir:

Sub-bosque - arbustos e pequenas árvores abaixo do estrato inferior; usa-se com florestas nativas em clímax ou avançado estágio de sucessão;

Dominadas ou suprimidas – estrato abaixo do inferior composto por árvores pequenas, doentes, ou geneticamente inferiores que não conseguiram vencer a concorrência das demais; este tipo é utilizado mais comumente com florestas plantadas.

Matematicamente, separam-se as três classes empíricas por limites referentes a três classes de diâmetro, pois a altura das copas das árvores é de difícil medição em florestas naturais.

Tem-se aceito a teoria de que há espécies estáveis e instáveis numa comunidade vegetal. Entende-se por espécies estáveis aquelas presentes em todos os estratos verticais com uma distribuição de diâmetros

formando uma curva exponencial negativa. As espécies consideradas instáveis são as que apresentam distribuição irregular de nos diferentes estratos verticais, sendo tanto mais instáveis quanto mais irregular a sua distribuição e menor a sua regeneração, pois tendem a não permanecer na composição da comunidade vegetal.

6.2 Regeneração Natural

A regeneração natural de uma comunidade florestal pode ser entendida como todas as mudas de espécies arbóreas que ainda não atingiram o porte de árvore. Este é um limite que deve ser estabelecido de acordo com o porte da vegetação, mas, de uma forma geral, pode-se considerar como regeneração todas as árvores com menos de 5 cm de DAP. Deve-se considerar que as plantas com até 1,3 m de altura não possuem DAP e devem ser medidas em separado, criando duas classes de regeneração: a das plantas que podem ter seu DAP medido e as que não. Assim, para efeito prático, tem sido considerada a existência de pelo menos duas classes, como segue:

Regeneração 1 – mudas de árvores e arbustos com até 1,5 m de altura;

Regeneração 2 – mudas de árvores e arbustos com mais de 1,5 m de altura e menos de 5 cm de DAP.

Há situações em que o número de mudas de pequeno porte é muito grande e há necessidade de dividir a classe de Regeneração 1 em duas (Regeneração 1A e 1B, com até 0,75 m de altura e até 1,5 m de altura, respectivamente, por exemplo) para facilitar a amostragem, realizando-a em tamanhos diferentes de unidades amostrais para cada subclasse de regeneração (1,0 m² e 4,0 m², respectivamente, por exemplo).

Nesse caso, a experiência tem mostrado que se deve ater para que as unidades amostrais possuam tamanho suficiente para conter mais de 20 indivíduos mensuráveis com a finalidade de que a distribuição da regeneração seja bem caracterizada.

A avaliação da regeneração de uma comunidade pode ser realizada pela densidade e pela freqüência, da mesma forma que se faz para indivíduos adultos. Adicionalmente, é conveniente determinar a taxa de transferência ou ingresso de indivíduos das classes de menor para as classes de maior dimensão, utilizando-se uma distribuição de classes de altura com igual intervalo. Um exemplo de como se pode realizar a determinação da taxa de ingresso é dado na Tabela 6, onde a razão entre a freqüência de arvores entre as classes de maior e as de menor tamanho representa a taxa de plantas que se transferem de uma classe menor para outra maior (q), calculada como segue:

$$q = \frac{\sum_{c=1}^C \sum_{s=1}^S n_{s,c} / n_{s,(c-1)}}{C}$$

Onde: q = taxa de transferência das classes de menor para as de maior dimensão (razão média entre a freqüência de árvores nas classes de altura de maior e de menor tamanho); C = número de classes de altura; c = número de ordem da classe de altura; S = número de espécies; s = número de ordem da espécie; n = número de arvores; ns,c = número de árvores da espécie s na classe c; ns,(c-1) = número de árvores da espécie s na classe c-1.

O índice "q" é tanto maior quanto maior o ingresso das classes de menor nas de maior dimensão e pode ser expresso em percentagem. O intervalo de classe de altura deve ser constante, como no exemplo da Tabela 6, para que se

possa comparar uma comunidade com a outra.

Tabela 6 - Razão de transferência de árvores das classes de menor para as de maior dimensão (dados hipotéticos).

Espécie (s)	Classe (c)	Altura (m)	n _{s,c}	q _{s,c}	q _c
A	1	< 0,75	25	0,50	0,59
B			20	0,67	
C			40	0,80	
D			30	0,38	
A	2	≥ 0,75 e < 1,50	10	0,40	0,48
B			10	0,50	
C			20	0,67	
D			10	0,33	
A	3	≥ 1,50 e < 2,25	3	0,30	0,40
B			5	0,50	
C			10	0,50	
D			3	0,30	
A	4	≥ 2,25	1	0,33	0,36
B			3	0,60	
C			5	0,50	
D			0	0,00	
Médias			n_s	q_s	q
A			39	0,38	0,45
B			38	0,57	
C			75	0,62	
D			43	0,25	
Total			195		

Nas comunidades em fase inicial de colonização há intensa germinação de sementes de espécies pioneiras, mas poucas sobrevivem e, das que sobrevivem, poucas conseguem se transferir para as classes de maior tamanho; assim, espera-se um valor baixo de q. Por outro lado, nas comunidades clímax, há pouca germinação de sementes no solo da floresta e uma grande parte das sementes germinadas consegue formar

mudas que crescem e atingem as classes de maior dimensão, resultando numa maior taxa de transferência.

7 ESTRUTURA DIAMÉTRICA

Liocurt percebeu que a distribuição diamétrica das árvores de uma floresta natural segue um padrão que pode ser calculado por (SCHNEIDER, 2002):

$$\frac{N_1}{N_2} = \frac{N_2}{N_3} = \dots = \frac{N_{s-1}}{N_s} = q$$

Onde: q = quociente de Liocurt; N_i = Freqüência da classe de diâmetro de ordem i ou do estrato de ordem i ; $i = 1, 2, 3, \dots$, $s = n^\circ$ de ordem do estrato vertical ou da classe de diâmetro; $s = n^\circ$ de ordem do último estrato ou da classe de diâmetro de ordem mais alta.

Mayer estudou a distribuição de diâmetros das populações naturais verificando que as mesmas possuem distribuição exponencial negativa, podendo-se determinar a freqüência em cada classe pela equação a seguir:

$$N_i = K \cdot e^{-a \cdot d_i}$$

Onde: N_i = Freqüência da classe de diâmetro de ordem i ou do estrato de ordem i ; “ K ” e “ a ” = coeficientes da equação a estimar para cada povoamento; d_i = valor do centro de classe de diâmetro em cm.

Considerando-se a constante q de Liocurt como a proporção ideal de frequência entre uma classe e outra e a equação de Mayer como o modelo de distribuição ideal de diâmetros numa floresta natural, obtêm-se o sistema de balanceamento da distribuição de diâmetros de Mayer-Liocurt, como segue (SCHNEIDER, 1979):

$$a = \ln q / h$$

$$q = e^{-b_1 \cdot h}$$

$$\ln N_i = b_0 + b_1 \cdot d_i$$

$$K = \text{densidade} / (\sum (C_1 + C_2 \cdot d_i + C_3 \cdot d_i^2) \cdot e^{-d_i \cdot (\ln q)/h})$$

$$\text{densidade} = C_1 \cdot \sum N_i + C_2 \cdot \sum N_i \cdot d_i + C_3 \cdot \sum N_i \cdot d_i^2$$

$$G_i = Y = C_1 + C_2 \cdot d_i + C_3 \cdot d_i^2$$

$$y_i = b_0 + b_1 \cdot x_i$$

Onde: d_i = centro de classe de DAP; q = quociente de Liocurt; h = intervalo de classe de diâmetros; N_i = Frequência da classe i ; $Y = G_i$ = área basal da classe i em m^2/ha ; b_0, b_1, C_1, C_2, C_3 = coeficientes das equações; $y_i = \ln N_i$; $b_0 = \ln K$; $b_1 = \ln(e^a)$; $x_i = \ln(e^{d_i})$.

Ajustando-se as equações do sistema, obtêm-se os coeficientes balanceados da equação de Mayer, com a qual se calcula a frequência teórica para cada classe. Concluindo-se: quanto mais a frequência real de diâmetros de uma espécie se aproxima da distribuição balanceada, tanto mais estável é a espécie na comunidade.

8 REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DA VEGETAÇÃO

De posse dos dados sobre a estrutura horizontal e vertical de uma comunidade, é possível representá-la graficamente em esquemas de distribuição espacial horizontal (mapas) e vertical (perfis), ou ainda em mapas tridimensionais.

Perfis diagramas são freqüentemente utilizados para mostrar a estrutura estratificação vertical de formações vegetais. Davis e Richards (1933) foram os primeiros a utilizar um método sistemático para a construção dos perfis diagramas. Representa uma imagem fotográfica do perfil da vegetação, é feito a partir de uma amostra que, por exemplo, para florestas tropicais pluviais seria um retângulo do 60 x 8 m, segundo Davis e Richards (1933). Para se preparar um perfil diagrama em escala devemos medir os seguintes parâmetros de todas as árvores do retângulo diâmetro do tronco; altura total; altura da primeira ramificação importante; limite inferior da copa; diâmetro da copa. Um exemplo deste tipo de diagrama é apresentado na Figura 22.

Outro tipo de perfil diagrama foi proposto por Dansereau (1946) que designou símbolos gráficos para cada categoria fisionômica-estrutural. O perfil da vegetação representado por esses símbolos em um gráfico, no qual a altura colocada na ordenada. Uma representação esquemática que se complementa com uma fórmula para cada tipo de comunidade (Figura 23).

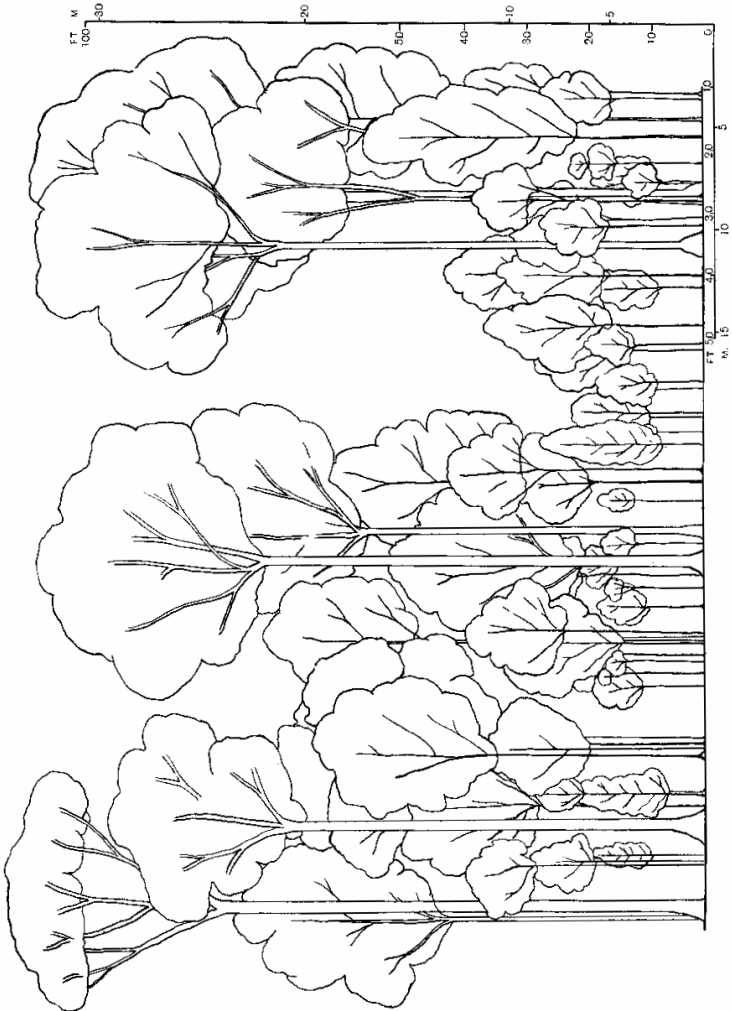


Figura 22 - Primeira aplicação do diagrama de perfil de vegetação - Floresta Equatorial, Guiana.
 Fonte: Davis, T.A.W. & Richards, P.W. 1933.

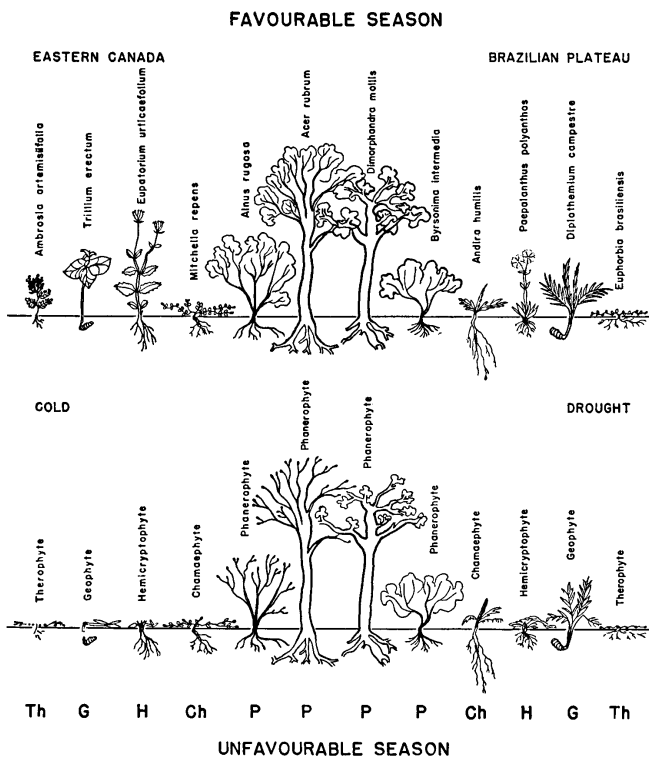


Figura 23 - Dansereau, P. 1951. Ecology 32: 172-229

O Serviço Florestal dos Estados Unidos distribui gratuitamente pela Internet programas computacionais como o SVS (Figura 24) que permite delinear gráficos de sítios e o EVS para delinear paisagens (USDA-FS, 2008) e o LMS para evolução da paisagem (UW, 2006).

Para que se possa delinear um gráfico de um sítio de forma manual, é necessário levar em consideração não só a estrutura horizontal e vertical, mas também, a distribuição e agregação das espécies. É necessário que se tenha em mãos, no mínimo, o número de árvores por hectare, o diâmetro e altura das copas por classe de idade e o índice de agregação de cada

espécie ocorrente no sítio considerado. Desenhando-se um gráfico somente pelas distâncias médias e alturas das árvores, ter-se-á somente uma representação grosseira da estrutura da vegetação.

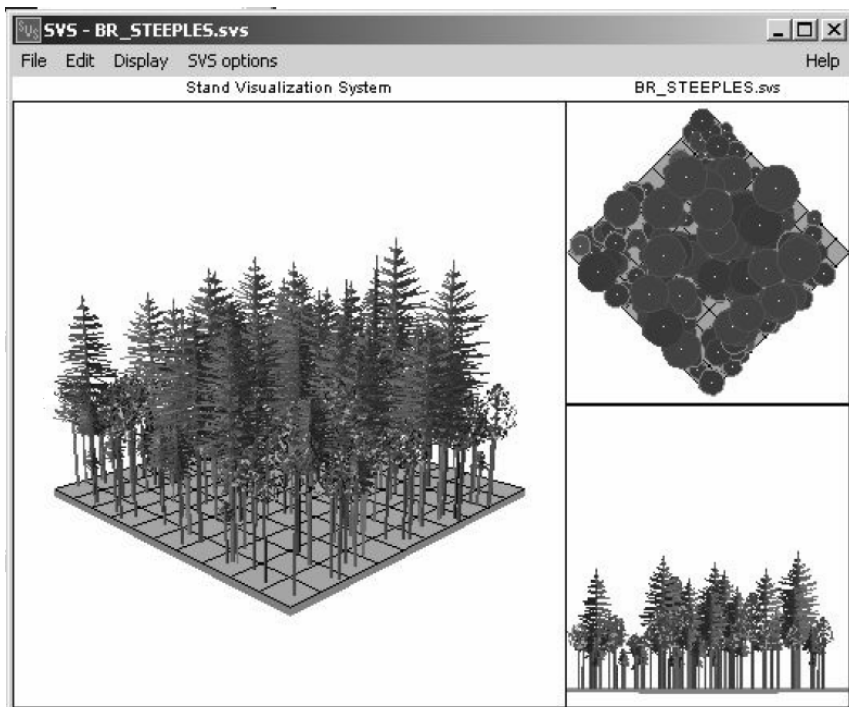


Figura 24 - Imagem tridimensional, em planta baixa e em perfil de uma comunidade florestal, produzida com o programa SVS (Fonte: USDA-FS, 2008).

9 FRAGMENTAÇÃO

A fragmentação da vegetação nativa por ação antrópica é realizada para muitos fins, sendo os principais a exploração madeireira, abertura de espaço para a produção rural, construção de vias de transporte e a urbanização (Figura 25). A extinção de espécies por ação antrópica está estreitamente relacionada com dois fatores principais: a poluição em geral e a fragmentação da vegetação natural.

Cada espécie apresenta um nível crítico populacional para não ser extinta. Além disso, os indivíduos da espécie necessitam ter contato para a reprodução, ou seja, uma população muito esparsa, embora possa ter um número de indivíduos acima do mínimo crítico vital, pode ainda assim não sobreviver pela falta de contato e de fluxo gênico necessário para evitar excessiva endogamia. A fragmentação da vegetação que serve de abrigo e de alimento para a fauna a põe em perigo, além de expor as próprias espécies vegetais ao risco de extinção.



Figura 25 - Causas da fragmentação da vegetação natural por ação antrópica em São Gabriel, RS.

A fragmentação apresenta vários aspectos que devem ser considerados para o manejo e conservação dos fragmentos com o objetivo de evitar a extinção de espécies, como a ligação entre os fragmentos, o seu tamanho e o efeito de borda e a composição florística. Portanto, quanto menores e mais esparsos os fragmentos de vegetação nativa, maior a extinção de espécies.

É de extrema importância que os fragmentos sejam interligados por corredores que permitam a migração das espécies vegetais e animais de um fragmento para o outro. Assim, se promove o contato e a transferência de genes de um fragmento para outro.

A borda de um fragmento é um ecótono onde vingam com facilidade espécies arbóreas pioneiras e heliófilas agressivas como cipós. O efeito da borda é tanto mais intenso quanto menor o fragmento e chega a atingir 20 50 metros para o interior a partir do seu limite externo. Se o fragmento for muito pequeno, as espécies da borda podem dominar as demais e impedir o seu desenvolvimento, levando-as à extinção. Portanto, os fragmentos devem ter dimensões que impeçam que o efeito de borda seja dominante sobre todo a sua superfície. Considerando-se dois sentidos de uma dimensão ou lado, o efeito de borda pode atingir 100 metros ou mais. Portanto, um fragmento com menos de 100 metros de largura tem poucas chances de abrigar espécies secundárias e clímax.

MacArthur e Wilson (1967) desenvolveram a teoria da biogeografia insular, tendo chegado a um modelo para prever o número de espécies que podem compor a comunidade de uma ilha recém formada, em função da migração, emigração e extinção. Sua teoria pode ser resumida nos três seguintes aspectos:

Relação espécies/área – o número de espécies aumenta com o aumento do tamanho da ilha;

Efeito do Isolamento – o número de espécies diminui com o a distância até o continente ou até a fonte biológica mais próxima;

Recolonização de espécies – a mudança na composição de espécies de uma ilha é contínua como resultado de colonizações recorrentes e extinções, mas o número de espécies tende a manter-se constante.

Estudos posteriores comprovaram parte da teoria de MacArthur e Wilson, mas sua teoria original é contestada, não sendo aplicável a qualquer situação. Diversos estudos posteriores têm mostrado que os fatores que influenciam a colonização e a diversidade de espécies que pode ser encontrada numa ilha, considerando-se aqui, como ilha, qualquer fragmento de vegetação isolado por áreas antropizadas ou por limites naturais, são principalmente os seguintes:

- grau de isolamento (distância ao vizinho mais próximo ou de terras continentais);
- período de isolamento (tempo);
- tamanho da ilha (área maior proporciona maior diversidade);
- clima (tropical, temperado ou ártico, úmido ou árido, ventos dominantes, etc);
- situação em relação a correntes oceânicas (influência de nutrientes, animais, fontes de dispersão de sementes);
- composição inicial de plantas e animais, se previamente anexado a uma grande massa de terra (por exemplo, marsupiais, primatas, etc);
- composição de espécies dos primeiros ingressos (se sempre isolado);
- probabilidade (impacto de chances de ingresso);
- atividade antrópica.

Outro aspecto importante dos fragmentos é que, geralmente, sofreram erosão gênica por exploração exaustiva de determinadas espécies de alto valor comercial ou medicinal. No manejo destes fragmentos é importante identificar a composição florística original e promover o seu enriquecimento com as espécies erodidas.

O efeito de borda ocorre em três níveis distintos de intensidade em relação aos fragmentos de vegetação (ZAÚ, 1998):

- estrutura física da vegetação – a vegetação da borda tende a apresentar menor altura total e menor sobreposição de copas, menor diâmetro médio das espécies arbóreas e maior espaçamento entre os indivíduos de maior diâmetro;

- composição florística – na borda são mais freqüentes as espécies com características pioneiras e típicas de clareiras, com muitos indivíduos de poucas espécies, características de estado sucessional inicial;
- dinâmica populacional – as espécies apresentam densidades e arranjos espaciais distintos do interior do fragmento, sendo tanto mais diferenciados quanto mais afastados do interior do mesmo.

10 MÉTODOS DE ESTUDOS FITOSSOCIOLOGICOS

Os métodos usados em estudos fitossociológicos são derivados da dendrologia, biometria, teoria da amostragem e inventário florestal.

Alguns sistemas de amostragem usados em fitossociologia foram propostos especificamente para esse tipo de estudo, como a transecção e alguns métodos de distâncias. Entretanto, deve-se ter cuidado na escolha, pois os métodos que não incluem repetição ou aqueles em que a escolha de unidades amostrais não é realizada por métodos estatísticos de aleatorização ou sistematização, não permitem realizar estimativas dos parâmetros e da variabilidade da vegetação, devendo ser evitados. É o caso do transecto simples, constituído de uma única unidade amostral atravessando uma determinada área, cuja locação pode ser tendenciosa, além de não permitir estimar o erro amostral e a variância das características observadas.

Os sistemas de amostragem podem ser baseados em unidades amostrais de área fixa, ou unidades pontuais. Em inventários florestais, os mais

utilizados são os métodos de amostragem com unidades de área fixa por permitirem maior precisão na maioria dos casos. Entre os métodos baseados em unidades pontuais o mais preciso é o de Bitterlich. Outros métodos pontuais, com uso mais restrito, são o das seis árvores de Prodan, do vizinho mais próximo, dos quadrantes e o de Strand.

10.1 Variáveis em levantamentos fitossociológicos

Em levantamentos fitossociológicos deve-se considerar os dados a respeito da localização, topografia, solo e clima, bem como o tipo de ecossistema local para delimitar as unidades de vegetação e, posteriormente, estudá-las.

Em relação a variáveis ambientais, procura-se identificar a topografia geral, exposição solar, inclinação do terreno, umidade e tipo de solo, presença e distância de corpos de água; às vezes, também são coletadas amostras para análise química (teor de matéria orgânica, pH e fertilidade) e física do solo (textura e estrutura).

Quando é possível estimar, anota-se o estágio sucessional da vegetação e se houve alteração antrópica, procura-se identificar a data da última intervenção.

No levantamento de árvores adultas nas unidades amostrais, em geral, são identificados o nome científico ou comum da espécie, a altura total e comercial, o diâmetro do tronco, a forma e diâmetro da copa, tipo e qualidade do fuste e aspectos de sanidade como danos físicos e ataque de pragas e doenças.

Nas unidades amostrais destinadas à avaliação de

regeneração, as mudas têm anotado o nome científico ou comercial da espécie e a altura total.

Em geral, são utilizados tamanhos diferentes de unidades amostrais para a regeneração e para indivíduos adultos, de forma que as unidades possuam um mínimo de 20 indivíduos.

10.2 Tipos de unidades, tamanho e intensidade amostral

A amostragem pode ser realizada por meio de unidades amostrais de área variável ou de área fixa.

As unidades de área variável são baseadas em métodos probabilísticos e podem ser pontuais ou lineares. As pontuais mais comuns são a do método de amostragem por quadrantes, da amostragem por contagem angular de Bitterlich e do método das 6 árvores de Prodan. Entre os métodos que utilizam parcelas lineares está o de Strand (PRODAN *et al.*, 1997).

Entre os métodos de parcelas fixas as unidades devem ter tamanho suficiente para que a variabilidade interna da unidade seja pequena o suficiente para que a variabilidade entre unidades não seja muito grande. Deve-se considerar que a forma das parcelas tem grande influência sobre a variabilidade interna das mesmas. Unidades alongadas apresentam maior variabilidade interna e são recomendadas para florestas heterogêneas, enquanto que unidades menos alongadas, quadradas ou circulares, tendem a apresentar menor variabilidade interna e maior entre si, sendo recomendadas para florestas homogêneas e equiâneas.

Ainda, sobre o tamanho de parcelas, Ubialli (2007) estudando uma floresta no norte de Mato Grosso demonstrou que o padrão de distribuição espacial da maioria das espécies foi aleatório quando empregou parcelas de área fixa de 400 m² e se tornou agregado quando as dimensões das parcelas foram de 1 ha, sendo que parcelas com área superior a 2000 m² foram necessárias para garantir confiabilidade estatística para os dois maiores grupos de espécies estudados e de 1 ha para o menor nas condições daquele estudo. Esses resultados indicam que para cada espécie estudada, há necessidade de um tamanho diferente de unidade amostral para determinar corretamente seu padrão de distribuição, sendo que quanto mais raras a espécie, maior deve ser a unidade amostral. Assim, para estudos de padrão de distribuição de espécies, amostras pontuais não são recomendadas, exceto pelo método de Bitterlich.

A intensidade amostral é representada pela quantidade amostrada em relação à população total. No caso de parcelas de área variável, a intensidade amostral é encontrada dividindo-se o número total de indivíduos amostrados pelo número total de indivíduos da população. Na amostragem por área fixa, a intensidade amostral pode ser calculada dividindo-se a área total de todas as unidades amostrais pela área ocupada por toda a população.

Em relação ao número de espécies, a intensidade de amostragem deve ser tal que contenha o maior número possível de espécies da população. Isso pode ser determinado graficamente pela curva de espécies-área ou espécies-nº de unidades, como no exemplo da Figura 26, onde o número de espécies praticamente não aumenta a partir de 14 unidades amostrais com 34 espécies amostradas para um máximo de 36. Nesse caso, o mínimo seria de

14 unidades e o máximo determinado pelo tempo e quantidade de recursos disponíveis.

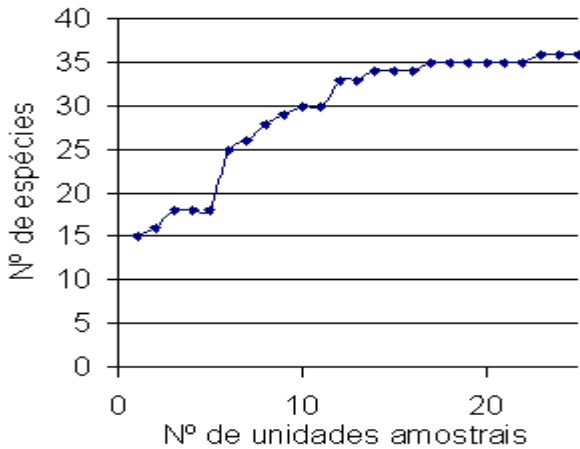


Figura 26 - Curva de número de espécies amostradas por número de unidades amostrais.

Tendo-se atendido o requisito de abranger todas ou quase todas as espécies presentes na comunidade, deve-se ater para o aspecto da validação estatística da amostragem, estipulando o erro amostral máximo permitido para o levantamento e determinando o número mínimo de unidades amostrais necessárias com o tamanho escolhido em nível adequado de probabilidade. A cada sistema de amostragem corresponde um método para determinar o número de unidades amostrais necessários para se atingir a precisão necessária para o tipo de levantamento considerado, para a variável mais expressiva envolvida na amostragem.

Em muitos levantamentos fitossociológicos, não é amostrado o volume de madeira e a variável mais expressiva é a dominância, representada pela área basal por hectare (G). De acordo com Pellico Netto e Brena (1997), no caso da amostragem aleatória simples, ou amostragem sistemática num único

nível, o número mínimo de unidades amostrais (n) pode ser determinado pelas seguintes expressões:

$$n = (N \cdot t^2 \cdot S^2) / [(N \cdot \xi^2) + (t^2 \cdot S^2)],$$

para populações finitas e

$$n = t^2 \cdot S^2 / \xi^2,$$

para populações infinitas.

Onde: n = tamanho da amostra ou n° total de unidades a amostrar; t = valor tabelado da distribuição t de Student, (α %, n-1 gl); S² = Variância; ξ^2 = quadrado do erro de amostragem admissível (geralmente de α %=5% em torno da média): ξ = Média (2 x Erro) = Média . 2 . 0,05 = Média . 0,10, ξ^2 = (Média . 0,10)²; N = número total de unidades da população.

10.3 Métodos amostrais usados em fitossociologia

A princípio qualquer método de amostragem pode ser usado em levantamentos fitossociológicos com a locação das parcelas de forma sistemática ou aleatória.

Os principais métodos de amostragem são descritos por Péllico Netto e Brena (1997) e Prodan *et al.* (1997), tais como os métodos de:

- Área fixa - parcelas circulares, retangulares, etc; baseiam-se em probabilidade proporcional à área;
- Bitterlich - unidades pontuais de contagem angular; baseia-se em probabilidade proporcional ao tamanho dos indivíduos;
- Prodan - método das seis árvores; baseia-se em probabilidade proporcional à distância entre indivíduos;
- Strand - amostragem em linhas; baseia-se em probabilidade proporcional ao diâmetro das árvores para a amostragem de área basal por hectare e proporcional à altura para amostragem de volume por hectare e número de árvores;
- Quadrantes - amostragem pontual por quadrantes;

baseia-se na probabilidade proporcional à distância dos indivíduos a um determinado ponto;

- Métodos pontuais – amostragem por pontos como o método do vizinho mais próximo ou da árvore mais próxima são úteis em levantamentos expeditos ou de reconhecimento – tem por base a probabilidade proporcional à distância;
- Linhas – são usadas principalmente na construção de perfis da vegetação – baseiam-se na probabilidade proporcional à distância entre indivíduos.

10.4 Sistema de amostragem em fitossociologia

Em fitossociologia, o mais comum é o uso de amostragem sistemática, pois o que mais interessa é a média e há grande interesse na determinação de gradientes, que podem ser estimados com mais facilidade, por meio da distribuição sistemática e equidistante das unidades amostrais, embora não seja descartado o uso da amostragem aleatória.

10.5 Métodos de inventário em fitossociologia

O método de inventário que pode ser considerado mais útil em fitossociologia é o contínuo, sistemático em redes, por permitir, não só estimar com maior acuidade as médias populacionais, como também facilitar o mapeamento, permitir a construção de gradientes de vegetação, de sua evolução e do crescimento dos indivíduos e da população. Entretanto, qualquer método de inventário pode ser utilizado, como a amostragem estratificada, em blocos ou conglomerados, ou em múltiplos estágios.

10.6 Estimativas dos parâmetros fitossociológicos

As estimativa de Densidade Relativa (DR), Dominância Relativa (DoR) e Freqüência Relativa (FR), são calculados, independentemente do método de amostragem, pelas equações a seguir:

— Densidade Relativa (DR):

$$DR_j = 100 \cdot n_j / n$$

Onde: DR_j = densidade relativa da espécie j; n_j = número de indivíduos da espécie j; n = número total de indivíduos amostrados de todas as espécies.

— Dominância Relativa (DoR):

$$DoR_j = \frac{100 \cdot \sum_{i=1}^{n_j} g_{ij}}{\sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^{n_j} g_{ij}}$$

Onde: DoR_j = dominância relativa da espécie j; g_{ij} = área basal da árvore i da espécie j; m = número de espécies amostradas; n_j = número de indivíduos amostrados da espécie j.

— Freqüência Relativa (FR):

$$FR_j = f_j / F$$

Onde: FR_j = freqüência relativa da espécie j; f_j = freqüência da espécie j, representada pelo número de unidades amostrais em que a espécie j ocorre; F = número total de unidades amostrais.

Os demais parâmetros da vegetação, como número de árvores por hectare (N), área basal por hectare (G) e volume por hectare (V), devem ser estimados de acordo com equações específicas para cada método de amostragem, como se descreve a seguir.

10.6.1 Método de área fixa

No método de amostragem com unidades de área fixa, o fator de proporcionalidade de área (F) usado para converter as estatísticas por unidade amostral em estimativas por hectare é calculado por:

$$F = A / a$$

Onde: A = 10000 m² (1 ha); a = área da unidade amostral em m².

O número de indivíduos, ou frequência de indivíduos por unidade amostral, é calculado pela equação:

$$N = n \cdot F = n \cdot A / a = n \cdot 10000 / a$$

Onde: N = número de indivíduos por hectare; n = número de indivíduos encontrados na unidade amostral; A = 10000 m² (1 ha); F = fator de proporcionalidade de área; a = área da unidade amostral em m².

A área basal por hectare (G) é encontrada por meio da expressão:

$$G = \left(\sum_{i=1}^n g_i \right) \cdot F$$

Onde: G = área basal em m² por hectare; g_i = área basal individual da árvore i em m² (g_i = π · d_i² / 4); d_i = diâmetro à altura do peito da árvore i; n = número de árvores da unidade amostral; F = fator de proporcionalidade de área.

O volume da unidade amostral por hectare (V) é estimado pela equação:

$$V = \left(\sum_{i=1}^n v_i \right) \cdot F$$

Onde: V = volume em m³ por hectare; v_i = volume da árvore i em m³; n = número de árvores da unidade amostral i; F = fator de proporcionalidade de área.

Vantagens do método de área fixa (PELLICO NETTO e BRENA, 1997):

- todas as estatísticas são obtidas diretamente em cada unidade amostral;
- é prático e simples;
- é o mais usado em inventários florestais;
- há alta correlação em múltiplas ocasiões.
- As desvantagens do método são as seguintes:
 - maior custo na instalação e manutenção das unidades amostrais e seus limites em relação à amostragem pontual;
 - nas populações naturais manejadas em que são praticados cortes de produção e nas florestas plantadas manejadas com desbastes, o existe uma densidade de árvores muito grande em determinadas épocas e muito pequeno em outras o faz aumentar ou diminuir a variabilidade interna, respectivamente.

Deve-se ater para cuidados especiais em relação às unidades de área fixa, como se descreve a seguir:

- deve-se manter a horizontalidade na medição dos lados para prevenir erros de área;
- nas unidades quadradas e retangulares, os ângulos entre os lados devem ser o mais correto possível com 90° ;
- as árvores sobre os limites da unidade devem ser contadas alternadamente dentro e fora da unidade, sendo a primeira sorteada;
- deve-se ordenar (numerar) permanentemente as árvores para medição e controle dentro de cada unidade amostral;
- em estudos de crescimento e de sucessão, a numeração das árvores nas unidades deve ser mantida permanentemente a mesma.

10.6.2 Método de Bitterlich

O método de Bitterlich baseia-se no seguinte postulado (FINGER, 1998): “O número de árvores (n) de um povoamento, cujos DAPs vistos de um ponto fixo aparecem maiores a um dado ângulo (α) é proporcional à sua área basal por hectare (G)”. Considerando-se a Figura 27, a área basal por hectare é calculada para uma árvore pela equação:

$$G = K$$

Onde: G = Área Basal/ha; K = Fator de área basal

E, a área basal para mais de uma árvore contada é determinada por:

$$G = K \cdot N$$

Onde: G = Área Basal/ha; K = Fator de área basal; N = Número de indivíduos contados no ponto amostral, maiores do que o ângulo de abertura (α);

A determinação das equações derivadas do método partem da seguinte relação:

$$a / L = d / R$$

Onde: L = Comprimento da barra; a = abertura angular; D = DAP; R = raio da parcela.

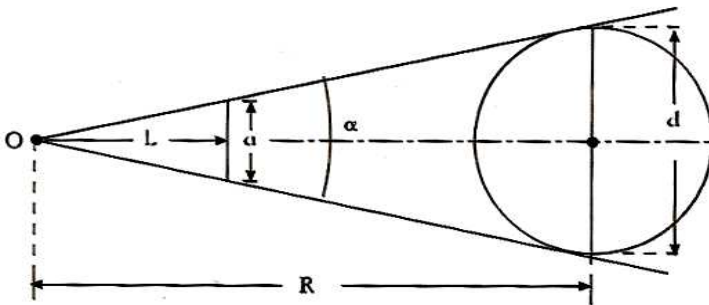


Figura 27 - Amostragem pelo método de Bitterlich.

O princípio do método de Bitterlich considera que em sendo verdadeira a relação:

$$a/L=d/R$$

E, sendo a área da parcela:

$$S = \pi \cdot R^2$$

E, ainda, sendo a área basal:

$$g_i = \pi \cdot d_i^2 / 4$$

Então, a área basal (g_{UA}) da unidade amostral correspondente a árvore "i" dada por:

$$g_{UAi} = g_i/S = (\pi \cdot d_i^2/4) / \pi \cdot R^2 = g_{UAi} = (d_i^2/4) / R^2 = (1/4) \cdot (d_i^2/R^2)$$

$$g_{UAi} = (1/4) \cdot (d_i/R)^2$$

Para 1 ha, multiplica-se g_{ua} por 10000m²:

$$G_{UAi} = 10000 \cdot g_{UAi}, \text{ ou } G_{UAi} = 104 \cdot (1/4) \cdot (d_i/R)^2$$

O relascópio de Bitterlich (Figura 28) possui bandas correspondentes a diferentes ângulos de abertura que permitem amostrar maior ou menor número de árvores por unidade amostral, o que permite seu uso em florestas com árvores de diferentes dimensões, mesmo em florestas heterogêneas e inequidêneas por meio da estratificação da população em mais de um estrato vertical.

Considerando-se a ocorrência de uma só árvore maior do que o ângulo (α) na unidade amostral (N=1), e fazendo-se:

$$K = G_{UAi}$$

Obtém-se o valor da constante instrumental (K), que é dado por:

$$K = 10000 \cdot (1/4) \cdot (d_i/R)^2$$

Sendo a área basal por hectare (G) calculada pelo número de árvores por hectare (N) multiplicado pela área basal média das árvores (\bar{g}) da unidade amostral, como:

$$G = N \cdot \check{g}$$

Analogamente:

$$G = N \cdot G_{UAi}$$

Substituindo-se G_{UAi} , obtém-se a equação de Bitterlich:

$$G = N \cdot K$$

O método subentende que há um raio crítico (R) para que cada árvore no ponto amostral seja ou não contada, por ter diâmetro maior ou menor que a abertura do ângulo para um determinado fator de numeração (K), respectivamente, e que pode ser calculado pela equação:

$$K = 10000 \cdot (1/4) \cdot (d/R)^2$$

Ou:

$$R = d \sqrt{2500/K}$$

Na Tabela 7 são apresentados exemplos de árvores a contar ou não, em função do centro da unidade amostral até a árvore considerada e do raio crítico.

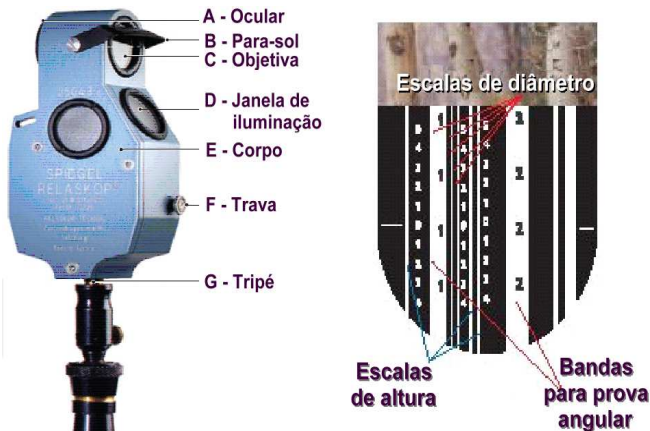


Figura 28 - Relascópio de Bitterlich e escalas internas para diâmetros e altura e bandas para

prova de contagem angular.

Tabela 7 - Exemplos de árvores de uma unidade amostral que devem ser ou não contadas em função da banda (fator de numeração), da distância até o centro da unidade amostral e do diâmetro (d) da árvore.

Árvore	K (Fator de numeração)	d (cm)	Distância até a árvore (m)	R crítico (m)	Contar (sim/não)
1	1	28	7	14,0	Sim
2	2	28	7	7,0	Não
3	3	28	7	4,7	Não
4	4	28	7	3,5	Não
5	1	35	8.0	17,5	Sim
6	2	35	8.0	8,8	Não
7	3	35	8.0	5,8	Não
8	4	35	8.0	4,4	Não

Derivam do método as seguintes equações para determinação do diâmetro médio (\bar{d}), número de árvores por hectare (N) e volume por hectare (V), respectivamente:

$$\bar{d} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{d_i}{g_i}}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{g_i}}$$

$$N = k \cdot \sum_{i=1}^n \frac{1}{g_i}$$

$$V = k \cdot \sum_{i=1}^n \frac{v_i}{g_i}$$

Onde: \bar{d} = diâmetro médio (cm); N = número de árvores por hectare; G = área basal por hectare (m²/ha); V = volume por hectare (m³/ha); k = fator de área basal; n = número de árvores selecionadas por ponto de amostragem; d_i = diâmetro da árvore "i" selecionada (cm); g_i = área basal da árvore "i" selecionada (m²); v_i = volume da árvore "i" selecionada (m³).

10.6.3 Método de Strand

É um método de amostragem em linhas baseado no método de Bitterlich, com seleção por probabilidade proporcional ao diâmetro para amostragem da área basal por hectare (G) e por probabilidade proporcional à altura para amostragem de volume por hectare (V).

A unidade amostral é uma linha de comprimento "L" sobre a qual se enumeram todas as árvores que se qualificam para a amostragem. O comprimento padrão da unidade amostral de Strand é de 15,7 metros (PELLICO NETTO E BRENA, 1997).

O levantamento é realizado em duas etapas:

1ª) Amostragem proporcional ao diâmetro realizada pelo método de Bitterlich aplicado em linhas.

2ª) Amostragem proporcional à altura, sendo $D \leq (h/2)$, ou $h > \text{tg } 63^{\circ}26'06''$.

A probabilidade de inclusão de uma árvore na unidade amostral é dada por:

$$p_i = R_i \cdot L / A$$

Onde: p_i = probabilidade de inclusão da árvore i; R_i = raio marginal da árvore incluída na unidade amostral; L = comprimento da linha de amostragem; A = área do povoamento.

Ou, pelo método de Bitterlich:

$$p_i = d_i \cdot L / K \cdot A$$

Onde: $K = d_i / R_i$ = fator de área basal, ou $R_i = d_i / K$; d_i = diâmetro da árvore i ; L = comprimento da linha de amostragem; A = área do povoamento.

Assim, a probabilidade de inclusão ou não de uma árvore na unidade é dada pela distribuição de Bernouli ($\text{sim}=1 / \text{não}=0$). De acordo com Péllico Netto e Brena (1997), o estimador não tendencioso para a área basal por hectare (G), para linhas (unidades) amostrais de qualquer comprimento, derivado da distribuição de Bernouli, associado ao fator de área basal (K) de Bitterlich, é o seguinte:

$$\hat{G} = \frac{\pi \cdot \sqrt{K}}{2 L} \cdot \sum_{i=1}^m d_i$$

Onde: \hat{G} = área basal estimada em m^2/ha ; m = número de árvores contadas na unidade amostral; K = fator de área basal; L = comprimento da unidade amostral; d_i = diâmetro da árvore de ordem i ; i = número de ordem da árvore.

O número de árvores por hectare (N), ou freqüência por hectare, é estimado por equações diferentes para determinação da área basal por hectare (G) e para o volume por hectare (V), sendo calculado respectivamente pelas equações a seguir:

- para o cálculo de G :

$$N = \frac{200\sqrt{K}}{L} \cdot \sum_{i=1}^m d_i$$

- para o cálculo de V :

$$N = \frac{20000}{L} \cdot \sum_{i=1}^m h_i$$

Onde: G = área basal em m²/ha; V = volume em m³/ha; K = fator de área basal; L = comprimento da unidade amostral; m = número de árvores da unidade amostral; i = número de ordem da árvore na unidade amostral; d_i = diâmetro da árvore de ordem i; h_i = altura da árvore de ordem i.

A área basal por hectare (G) no método de Strand, com a linha de comprimento padronizado em 15,7 m, pode ser estimada por:

$$\hat{G} = \frac{\sqrt{K}}{10} \cdot \sum_{i=1}^m d_i$$

Onde: \hat{G} = área basal estimada em m²/ha; m = número de árvores contadas na unidade amostral; K = fator de área basal; d_i = diâmetro da árvore de ordem i; m = número de árvores da unidade amostral; i = número de ordem da árvore.

O volume por hectare (V) pode ser obtido a partir de um fator de forma (f) médio para a população, sendo calculado por:

$$V = f \cdot \frac{1}{10} \cdot \sum_{i=1}^m d_i^2$$

Onde: V = volume em m³/ha; f = fator de forma médio das árvores do povoamento; m = número de árvores contadas na unidade amostral; d_i = diâmetro da árvore de ordem i; m = número de árvores da unidade amostral; i = número de ordem da árvore.

As vantagens do método podem ser enumeradas como:

- redução do tempo necessário para a amostragem;
- redução dos erros devidos à definição dos limites da unidade;
- a flexibilidade do fator de numeração permite que seja sempre amostrado um número de árvores adequado;
- o levantamento pode ser realizado com aparelhos de baixo custo;
- pode ser usado para inventários de regeneração.

Como desvantagens o método apresenta:

- dificuldade na escolha das árvores quando o sub-bosque é denso;
- ocorrem erros amostrais quando há defeitos óticos nos aparelhos;
- é inviável como unidade de levantamento contínuo e estimativas de crescimento;
- a determinação da área basal e do volume por hectare é realizada de forma diferente um do outro;
- a determinação do volume implica em determinar o fator de forma médio das árvores com antecedência.

- O método exige os seguintes cuidados na sua aplicação:
- as árvores duvidosas devem ter sua distância à linha amostral medida para conferência;
- deve-se realizar a correção das árvores sobre o limite pelo método de Péllico Netto (PELLICO NETTO E BRENA, 1997);
- deve-se estabelecer uma distância mínima entre as linhas de amostragem para não haver árvores que pertençam a duas unidades amostrais simultaneamente.

10.6.4 Método de Prodan

O método de Prodan tem alguma semelhança com o método de Bitterlich, com a diferença de que fixa o número de árvores a considerar.

A unidade amostral é composta pelas 6 árvores mais próximas ao seu ponto central. Portanto, a área da unidade amostral é variável e a seleção é realizada com probabilidade proporcional à distância (PÉLLICO NETTO e BRENA, 1997).

A área basal por hectare é estimada pela equação:

$$\hat{G} = \frac{2500 \cdot \left[\sum_{i=1}^{n-1} d_i^2 + \left(\frac{d_6}{2} \right)^2 \right]}{R_6^2}$$

Onde: \hat{G} = área basal estimada em m²/ha; n = número de árvores contadas na unidade amostral; d_i = diâmetro da árvore de ordem i; d₆ = diâmetro da árvore de ordem 6; R₆ = distância (raio) da árvore de ordem 6 até o ponto central da unidade amostral.

O número de árvores por hectare, ou frequência por hectare é determinado como segue:

$$N = \frac{55000}{\pi \cdot R_6^2}$$

Onde: N = frequência por hectare; R₆ = distância (raio) da árvore de ordem 6 (mais distante) até o ponto central da unidade amostral.

O volume por hectare é determinado por meio da equação:

$$V = \frac{10000 \cdot \left[\sum_{i=1}^{n-1} v_i + \left(\frac{v_6}{2} \right) \right]}{\pi \cdot R_6^2}$$

Onde: V = volume em m³/ha; n = número de árvores contadas na unidade amostral; v_i = volume da árvore de ordem i; v₆ = volume da árvore de ordem 6; R₆ = distância (raio) da árvore de ordem 6 (mais distante) até o ponto central da unidade amostral.

O método de Strand apresenta as seguintes vantagens:

- é prático e de fácil aplicação;
- há rapidez na realização da amostragem;
- não há erro na demarcação da unidade amostral.

Como desvantagens o método apresenta:

- tendenciosidade dos estimadores quando a densidade de árvores por

- hectare é muito pequena ou muito grande;
- não é recomendável seu uso com objetivo de estudos de sucessão ou para manejo florestal, devido ao pequeno número de árvores por unidade amostral, dificultando obter bons estimadores para mortalidade e para altura dominante.

10.6.5 Método dos quadrantes

Este é o método foi utilizado pelo governo americano quando do levantamento topográfico do território dos Estados Unidos na metade do Século XIX, tendo sido adaptado posteriormente para o uso fitossociológico na década de 1950. A unidade amostral do método dos quadrantes é composta por duas linhas cruzadas ortogonalmente, formando 4 quadrantes, sendo incluída a árvore mais próxima do seu centro em cada quadrante, num total de 4 árvores por unidade amostral. De cada árvore são tomadas as coordenadas em relação aos dois eixos que partem do ponto central formando o quadrante, a distância até a árvore localizada no quadrante seguinte, o seu diâmetro e demais variáveis dendrométricas de interesse.

A área da unidade amostral pode ser calculada pela probabilidade de inclusão das árvores na unidade, ou geometricamente. Neste último caso, a fórmula de cálculo utilizada considera que a que a área média ocupada por indivíduo é igual ao quadrado da distância média do indivíduo ao ponto central (BROWER e ZAR, 1984; MARTINS, 1991; DURIGAN 2004; apud GARCIA e LOBO-FARIA, 2007). Segundo Garcia e Lobo-Faria (2007), há superestimativa da densidade no método probabilístico, enquanto que no método geométrico há subestimativa, devido ao cálculo a partir da média das distâncias das árvores ao centro. Os diversos estudos que tem sido realizados com a

determinação dos parâmetros por essas fórmulas revelaram excesso de tendenciosidade na estimativa da área basal por hectare e volume por hectare.

O método apresenta vantagens e desvantagens semelhantes ao de Prodan, mas a tendenciosidade na determinação da dominância, área basal por hectare e volume por hectare é maior, inviabilizando-o para inventários florestais utilizados para fornecer informações em estudos de crescimento e para o manejo florestal. A crítica que se faz é que a forma correta de cálculo deveria considerar que a área entre as quatro árvores é a área média por árvore.

Pelo método aqui proposto, a área da unidade amostral é determinada pelo sistema topográfico de cálculo de área, conforme a Figura 29, onde A, B, C e D são os pontos onde estão localizadas as 4 árvores mais próximas do centro da unidade. Com o cálculo da área por árvore realizado dessa forma, a tendenciosidade na estimativa dos parâmetros populacionais é reduzido.

Assim, a área da unidade amostral é definida como 4 vezes a área média por árvore, enquanto que a área média por árvore pode ser calculada como na Figura 29 ou, com o mesmo resultado, pelo quadrado da distância média entre uma árvore e outra, como a seguir:

$$a = 4 \cdot \left[\left(\frac{AB + BC + CD + DA}{4} \right)^2 \right] = (AB + BC + CD + DA)^2 / 4$$

Onde: a = área da unidade amostral; AB = distância da árvore A até a árvore B; BC = distância da árvore B até a árvore C; CD = distância da árvore C até a árvore D; DA = distância da árvore D até a árvore A.

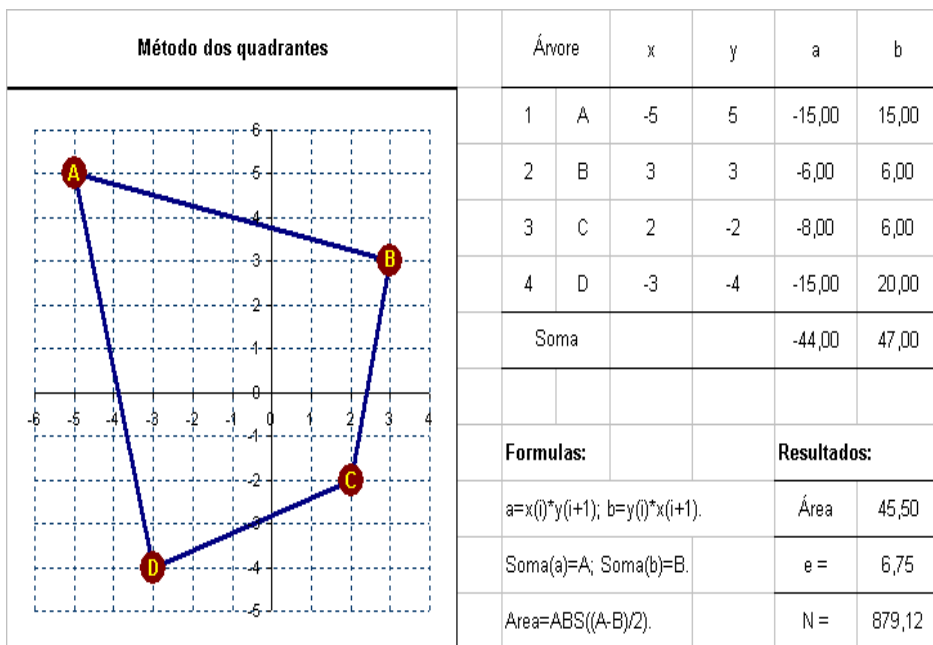


Figura 29 - Cálculo da área por árvore no método dos quadrantes, do espaçamento linear entre árvores (e) e do número de árvores por hectare, sugerido pelo autor.

Em conseqüência, o número de árvores por hectare é calculado pela expressão:

$$N = 10000 \cdot n / a = 10000 \cdot 4 / a = 40000 / a$$

Onde: N = número de árvores por hectare; n = número de árvores da unidade amostral; a = área da unidade amostral = e².

A área basal por hectare é calculada pela equação:

$$G = \frac{10000}{a} \cdot \sum_{i=1}^4 g_i$$

Onde: G = área basal por hectare; g_i = área basal da árvore i; a = área da unidade amostral.

E, o volume por hectare é determinado por:

$$V = \frac{10000}{a} \cdot \sum_{i=1}^4 v_i$$

Onde: V = volume por hectare; v_i = volume da árvore i ; a = área da unidade amostral.

10.6.6 Método do vizinho mais próximo

Os pontos amostrais, neste método, podem ser escolhidos aleatória ou sistematicamente. A unidade amostral é composta pela árvore mais próxima ao ponto de amostragem e pela sua vizinha mais próxima.

A distancia média entre a árvore e a sua vizinha mais próxima é multiplicada pelo fator de correção 1,67 para se determinar a área da unidade amostral. MORISITA (1954) *apud* Garcia e Lobo-Faria (2007) demonstrou que numa população aleatoriamente distribuída, a distancia média entre o vizinho mais próximo é igual à $50\% \sqrt{M}$, onde M é a área média ocupada por cada planta.

A área da unidade amostral é calculada pelo quadrado da distância corrigida, como segue:

$$a = (1,67 \cdot D)^2$$

Onde: a = área da unidade amostral; D = distância da árvore mais próxima ao ponto amostral; 1,67 = fator de correção.

A principal desvantagem do método é que cada ponto contém somente dois indivíduos, o que causa grande variação entre unidades amostrais, tornando necessário um grande número de unidades amostrais para representar a população.

10.6.7 Método da árvore mais próxima

No método da árvore mais próxima são distribuídos pontos amostrais de forma sistemática ou aleatória sobre a vegetação em estudo. A unidade amostral neste método é composta pela árvore mais próxima ao ponto amostral. A distância entre o ponto amostral e o indivíduo mais próximo é corrigida pelo fator 2,00 (BRINA e RODRIGUES, 2006). A área da unidade amostral é calculada pelo quadrado da distância corrigida, como segue:

$$a = (2 \cdot D)^2$$

Onde: a = área da unidade amostral; D = distância da árvore mais próxima ao ponto amostral; 2 = fator de correção.

Da mesma forma que o método do vizinho mais próximo, a principal desvantagem é a necessidade de um grande número de unidades amostrais para representar a população, devido à variação excessiva entre as unidades amostrais.

10.6.8 Transectos

Transecto é uma faixa ou linha de amostragem utilizada principalmente para estudos de gradientes e confecção de perfis da vegetação. É comum encontrar trabalhos em que foi utilizado um único transecto, o que impossibilita a determinação da variância. Nesse caso, o levantamento é válido exclusivamente para a unidade amostral, não sendo possível fazer estimativas para o restante da área. Por serem, geralmente locados de forma sistemática e, assim, perder 2 graus de liberdade na estimativa da variância, é necessário que se tenha um mínimo de 3 transectos locados sistematicamente na área de

levantamento para que se possa fazer estimativas das médias das variáveis estudadas para toda a população ou área de estudo.

TRANSECTO LINEAR

Neste método a unidade amostral é uma linha (transecto) em corte transversal sobre a área de estudo. Após a demarcação da linha no campo, medem-se todas as plantas que a tocam e a confecção do perfil é realizada em escalas que variam de 1:100 a 1:50 para árvores e arbustos; para regeneração e plantas herbáceas utilizam-se escalas em torno de 1:10 ou maiores (GARCIA e LOBO-FARIA, 2007). Para os cálculos de médias por unidade de área, utiliza-se a distância média entre indivíduos como a largura da unidade amostral, podendo-se determinar a área da unidade amostral (a) e o fator de proporcionalidade de área (F) por:

$$a = c \cdot d$$

$$F = A / a$$

Onde: a = área da unidade amostral em m^2 ; c = comprimento do transecto; d = distância média entre árvores; A = $10000 m^2$ (1 ha).

Os demais cálculos são realizados como no método de área fixa, descritos na secção 10.6.1(p.110).

TRANSECTO EM FAIXA

Um cinturão ou transecto em faixa é uma parcela de área fixa alongada, atravessando a tipologia vegetal em estudo. As fórmulas usadas para cálculos são as mesmas utilizadas para unidades amostrais de área fixa descritas na secção 10.6.1(p.110). A largura e comprimento da unidade amostral devem ser

tais que permitam representar a população estudada com o máximo de fidelidade.

BISSECÇÃO

É um transecto em que se estuda a parte aérea e o sistema radicular das plantas. Este sistema é utilizado para estudos detalhados da estrutura e distribuição de raízes, podendo incluir a estratificação vertical, desde as árvores dominantes, até os brotos existentes além das raízes (GARCIA e LOBO-FARIA, 2007).

10.7 Método de Braun-Blanquet

O método de Braun-Blanquet, ou da Escola de Zurich-Montpellier, é um método de amostragem baseado em parcelas de área fixa com o objetivo de classificação ecológica da vegetação. Portanto, a metodologia abrange muito mais do que a fitossociologia das comunidades vegetais, sendo que os levantamentos são realizados avaliando-se o ambiente como um todo, incluindo:

- data, localização, altitude, exposição, inclinação e substrato geológico;
- caracterização aproximada do habitat, tamanho da área estudada, classificação do perfil do solo;
- influência humana, sua duração e efeitos; ação visível da chuva, vento, etc...; umidade;
- grau de cobertura e altura dos distintos estratos da vegetação; nas comunidades florestais, altura das árvores, altura das ramificações, dap médio e idade das plantas lenhosas onde é possível;
- presença e distribuição das comunidades dependentes (epífitas);
- lista das espécies por estrato;
- valores de quantidade (abundância e dominância combinados) e sociabilidade das espécies, seu estágio de desenvolvimento temporário (germinando, florescendo, frutificando, etc.).

A classificação das comunidades leva em consideração a abundância-dominância e a sociabilidade das espécies ocorrentes na área estudada. A abundância-dominância das espécies na comunidade em estudo é caracterizada numa escala representada pela seguinte simbologia:

- r = a espécie é muito rara (em extrema raridade = rr);
- + = espécie pouco freqüente, com fraca cobertura;
- = a espécie é moderadamente abundante, mas sua cobertura é escassa;
- = a espécie é muito abundante, mas não cobre 25% da superfície;
- = cobre entre 25 e 50% da superfície;
- = cobre entre 50 e 75% da superfície;
- = cobre mais de 75% da superfície.

A sociabilidade das espécies é avaliada numa escala de 1 a 5, como segue:

- 1 = Indivíduos (ou fustes) isolados;
- 2 = Formando pequenos grupos ou tufos;
- 3 = Formando grandes grupos;
- 4 = Formando grandes massas, ou colônias;
- 5 = População contínua (os ramos se tocam entre as mesmas), formando um povoamento.

Tanto a abundância, quanto a sociabilidade são avaliadas de forma empírica e subjetiva, dando margem a erros, o que é uma das críticas mais severas ao método.

A caracterização das espécies é separada por sinúsias, sendo atribuído um valor de abundância-dominância e de sociabilidade para cada uma.

A freqüência das espécies de uma comunidade vegetal é dividida em 6 classes, como segue:

- 5 ou VI – quase sempre presente (entre 80-100%)

- 4 ou V - presente na maioria das vezes (60-80%)
- 3 ou IV – presente freqüentemente (40-60%)
- 2 ou III – pouco freqüente (20-40%)
- 1 ou II - rara (2-20%)
- ss ou I - esporádica (menos de 2%)

O sistema de classificação das comunidades de Braun-Blanquet (1979) utiliza a "associação vegetal" como unidade básica. O agrupamento das unidades amostrais é realizado por tipo em função da semelhança de composição florística, sendo determinada pela existência de espécies características. As associações são agrupadas em alianças, que são agrupadas em ordens e estas em classes, formando a hierarquia de classificação do método. A nomenclatura das unidades é realizada acrescentando-se sufixos em cada nível hierárquico, conforme a Tabela 8.

Tabela 8 - Nomenclatura dos níveis de unidades de vegetação utilizados pela escola de fitossociologia de Zurique-Montpellier.

Nível da Unidade de Vegetação	Sufixo
Classe	-etea
Ordem	-etalia
Aliança	-ion
Associação	-etum
Sub-associação	-etosum
Variante	(nome específico usado)

Fonte: Encyclopedia (2009).

A Escola de Zurich-Montpellier baseia a classificação da vegetação na fidelidade das espécies à associação, em que a presença de espécies características é que definem as associações. O grau de fidelidade das espécies a uma associação ou a um determinado fator permite a sua separação em 3 grupos de espécies: características, companheiras e acidentais. As espécies

características ainda são divididas em exclusivas, seletivas e preferenciais, conforme a Tabela 9.

Tabela 9 - Escala de fidelidade de espécies às associações

Grupo	Nível	Subgrupo	Características
Espécies Características	5	Exclusivas	São as espécies confinadas integralmente ou quase integralmente a uma comunidade em particular, também denominadas de espécies típicas. Uma espécie somente pode ser assim definida se forem conhecidas as composições florísticas de outras comunidades da associação em estudo.
	4	Seletivas	São espécies comuns a uma associação ou comunidade em particular, raramente encontradas noutras associações. São mais amplamente distribuídas quando comparadas com as preferenciais. Uma espécie seletiva pode estar presente em todas ou quase todas as unidades amostrais utilizadas na descrição de uma associação ou comunidade.
	3	Preferenciais	São aquelas que apresentam abundância variável em várias comunidades, mas especialmente abundante e vigorosa em determinada comunidade particular.
Espécies Companheiras	2	Indiferentes	São espécies frequentes na comunidade, mas sem afinidade com qualquer comunidade em particular. Podem emergir como espécies características quando as comunidades são classificadas em nível mais alto, como alianças ou ordens
Espécies Acidentais	1	Estranhas	São espécies raras na comunidade, presentes como invasoras oportunistas originárias de outras comunidades ou remanescentes de uma comunidade precedente.

Fonte: Braun-Blanquet (1979); Dansereau (1946).

As espécies características, de nível 3 a 5, são as que levam à classificação da comunidade.

Para a Escola de Zurich-Montpellier, o estudo das unidades de vegetação deve levar em conta, além de sua composição florística, as seguintes características:

- condições ecológicas locais;
 - tipo de solo (estrutura e textura);
 - espectro biológico
- (percentagem das

diferentes formas de vida);

- fidelidade das espécies às associações.

No estabelecimento do grau de afinidade relativa existente entre diferentes associações, são utilizadas todas as características referidas no parágrafo anterior. Como resultado, as associações têm uma proporção notável de características comuns.

Um estudo pelo método de Braun-Blanquet passa por três fases:

- analítica – fase de levantamento, ou inventário fitossiológico;
- sintética – fase de síntese, comparação e classificação preliminar, consistindo na elaboração dos quadros fitossociológicos, destacando-se os caracteres sintéticos dos agrupamentos, em especial a presença e a fidelidade;
- sintaxonômica – classificação da vegetação no sistema sintaxonômico do método, em seus diversos níveis hierárquicos.

Tendo-se em vista que o método de Braun-Blanquet tem como objetivo a classificação fitossociológica da vegetação dentro de um sistema sintaxonômico, concorre com ele o Sistema de Classificação da Cobertura da Terra (LCCS), criado recentemente pela FAO/UNEP, menos subjetivo e mais abrangente.

REFERÊNCIAS

- BARROS, R. S. M. **Medidas de diversidade biológica**. Juiz de Fora UFJF/PGECOL, 2007. 13 p.
- BHAMIDIPATI, N. L. **Rényi Entropy**. [s.l.]: MathWorld--A Wolfram Web Resource. Disponível em: <<http://mathworld.wolfram.com/RenyiEntropy.html>>. Acesso em 2009.
- BRAUM-BLANQUET, J. **Fitossociologia**: bases para el estudio de las comunidades vegetales. Madrid: H. Blume, 1979. 820 p.
- BRENA, D. A. **Inventário Florestal**. Santa Maria: UFSM - DCF, 1991. 185p.
- BRINA A. E.; RODRIGUES, R. R. **Ecologia vegetal**: metodologia para o estudo de comunidades vegetais. Monografia (Graduação) – UFMG, Curso de Biologia, sd. 28 f.
- CAPA, T. M.; THOMAS, J. A. **Elementos da teoria da informação**. Wiley, 1991.
- COLINVAUX, P. R. **Introdução à ecologia**. Wiley, 1973. ISBN 0-471-16498-4.
- COSTA, J. C. Bloco IV: Geobotânica. *In*: LOUSÃ, M. (coordenador) et. al. **Manual de Botânica**. Lisboa: UTL/ISA, p.111-144, [2007].
- COTTAN, G.; CURTIS, D.T. The use of distance measure in phytosociological sampling. **Ecology**, v. 37, n. 3, p. 451-460, 1956.
- DANOFF-BURG, J. A. **Alpha Diversity Indices**. Columbia: Columbia University, 2003. 58 p. Apresentação multimídia.
- DANSEREAU, P. Os planos da biogeografia. **Revista Brasileira de Geografia**, Rio de Janeiro, IBGE, v.8, n.2, p.189-210, abr-jun/1946.
- DANSEREAU, P. 1951. *Ecology* 32: 172-229

DAVIS, T.A.W.; RICHARDS, P.W. The vegetation of Moroballi Creek, British Guiana: an ecological study of a limited area of tropical rain forest-Part I. **Journal of Ecology** **21**: 350-384.

DAVIS, T.A.W.; RICHARDS, P.W. 1933, J. Ecol. 21:350-384, 22: 106-155

DI COSTANZO, M.; ONGARO, L. The Land Cover Classification System (LCCS) as a formal language: a proposal. **Journal of agriculture and environment for international development**, v. 98, n. 1, p. 117-164, 3/4/2004.

ENCYCLOPEDIA. Site da enciclopédia. Disponível em:<<http://www.encyclopedia.com>>. Acesso em: 2009.

FAO. **Land Cover Classification System: classification concepts and user manual**. Roma: 2005. 212 p.

FELFILI, J. M.; RESENDE, R. P. Conceitos e métodos em fitossociologia. **Cumunicações Técnicas Florestais**, Brasília, UNB, v. 5, n. 1., 2003.

FERREIRA, A. B. de H. **Novo Dicionário Eletrônico Aurélio**, v. 5.0. Positivo, Curitiba, 2004. 1 CD.

FINOL, U. H. Nuevos parametros a considerarse en el analisis estrutural de las selvas virgenes tropicales. **Revista Forestal Venezuelana**, n. 21, p. 29-42, 1971.

GARCIA, P. O.; LOBO-FARIA, P. C. **Metodologias para Levantamentos da Biodiversidade Brasileira**. Juiz de Fora: UFJF/PEGCOL, [2007]. 22p.

GIBBS, P.C.; LEITÃO-FILHO, H. & ABOTT, R.D. Application of point centred quarter method in a floristic survey of an area of gallery forest at Mogi-Guaçu, SP, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, n. 3, p. 17-22, 1980.

HENRIQUES, R. P. B. et al. **Métodos de campo em ecologia**: projetos de pesquisa produzidos no sétimo curso. BRASÍLIA: UNB, 1996.

IBGE. **Projeto levantamento e classificação da cobertura e uso da terra**: Estudo retrospectivo das características fitossociológicas e do potencial florestal do Estado do Pará. Rio de Janeiro, 2007. 117 p.

IB-USP. **Sucessão ecológica**. [São Paulo]: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Disponível em: <http://www.ib.usp.br/ecologia/sucessao_ecologica_print.htm>. Acesso em: 2009.

KNIGHT, D.H. A distance method for constructing forest profile diagrams and obtainig structural data. **Tropical Ecology**, n. 4, p. 89-94, 1963.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967.

MAGURRAN, A. E. **Ecology diversity and its measurement**. New Jersey: Princeton University, 1988. 179 p.

MARTINS, F.R. Critérios para a avaliação de recursos naturais. *In*: SIMPÓSIO SOBRE A COMUNIDADE VEGETAL COMO UNIDADE BIOLÓGICA, TURÍSTICA E ECONÔMICA, São Paulo, 1978. **Anais...** São Paulo: ACIESP, n. 15, p. 136-149, 1978.

MATTEUCCI, S.D.; COLMA, A. **Metodologia para el estudio de la vegetacion**. Washington: O.E.A., 1982, 182 p.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLEMBERG, H. **Aims and methods of vegetation Ecology**. New York: Wiley, 1975. 547 p.

NEWTON, A. C. **Forest ecology and conservation: a handbook of techniques**. Oxford: Oxford University Press, 2007. 454 p.

PAYANDEH, B. Comparison of method for assessing spatial distribution of trees. **Forest Science**, v. 16, n. 3, p. 312-317, 1970.

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

PIELOU, E.C. **Mathematical ecology**. New York: Wiley, 1977. 385 p.

PINTO-COELHO, R. M. **Fundamentos em ecologia**. São Paulo: Artmerd, 2000. 252p.

RICHARDS, P.W.; TANSLEY, A.G. & WATT, A.S. The recording of

structure, life form and flora of tropical forest communities as a basis for their classification. **Journal of Ecology**, n. 28, p. 224-239, 1939.

SCHNEIDER, P. R. **Manejo Florestal**: planejamento da produção florestal. Santa Maria: UFSM, CCR, DCF, CEPEF, 2002. 492 p.

SKIP, W. **Plant Ecology: Lecture Slides**. [s.l.]: Alaska Geobotany Center, Biology 474 course, 2006.

UBIALLI, J. A. **Comparação de métodos e processos de amostragem para estudos fitossociológicos e estimativas de estoque de uma floresta ecotonal na região norte matogrossense**. Tese (Doutorado) – UFPR/PPGEF, Curitiba, 2007. 241 f.

UFSM/SEMA-RS. Inventário florestal contínuo do Rio Grande do Sul. Santa Maria: UFSM, 2001. Disponível em: <<http://www.ufsm.br/ifcrs/>>. Acesso em: 2009.

USDA-FS. **Stand visualization system**. Seattle: USDA-Forest Service, Westside Silviculture Options Team. Disponível em: <<http://forsys.cfr.washington.edu/svs.html>>. Acesso em: 2009.

UW - University of Washington. **Landscape Management System**. Washington: UW-College of Forest Resources Silviculture Laboratory, Yale University School of Forestry and Environmental Studies, The Cradle of Forestry in America, USDA Forest Service, 2006. Disponível em: <<http://lms.cfr.washington.edu/index.php>>. Acesso em: 2009.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 124p.

VERONESE, V. F. et al. Mapeamento de coberturas da terra pela metodologia da FAO/GLCN. Primeiros ensaios. In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, Florianópolis, Brasil, 21 a 26 de abril de 2007, **Anais...** INPE, p.6247-6249, 2007.

WEBER, H. E.; MORAVEC, J.;

THEURILLAT, J. P. International

Code of Phytosociological Nomenclature. 3rd Edition. **Journal of Vegetation Science**, Opulus Press, Vol. 11, No. 5, p. 739-768, Oct.-2000.

WHITTAKER, R.H. **Classification of Plant Communities**. Boston: Dr. W. Junk by Publishers The Hague, 1978, 408 p.

WIKIPEDIA/FR. Site francês da enciclopédia. Disponível em: <<http://fr.wikipedia.org/>>. Acesso em: 2009.

ZAÚ, A. S. Fragmentação da Mata Atlântica: aspectos teóricos. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro. v.5(1), p.160-170, jan-dez/1998.

Agência Brasileira do ISBN

ISBN 978-85-918170-0-9



9 788591 817009