

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI
MESTRADO EM BOTÂNICA TROPICAL

ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DE COMUNIDADES DE PLANTAS EM
RELAÇÃO À DISTÂNCIA GEOGRÁFICA NA AMAZÔNIA ORIENTAL

DARLEY CALDERARO LEAL

BELEM

2009

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI
MESTRADO EM BOTÂNICA TROPICAL

ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DE COMUNIDADES DE PLANTAS EM
RELAÇÃO À DISTÂNCIA GEOGRÁFICA NA AMAZÔNIA ORIENTAL

DARLEY CALDERARO LEAL

Biblioteca



19390019

BELEM

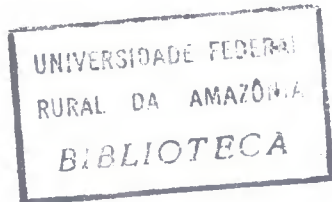
2009

1939
MUSEU
BOTANICO

UNIVERSIDADE FEDERAL
RURAL DA AMAZÔNIA
BIBLIOTECA

44114

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI
MESTRADO EM BOTÂNICA TROPICAL



ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DE COMUNIDADES DE PLANTAS EM
RELAÇÃO À DISTÂNCIA GEOGRÁFICA NA AMAZÔNIA ORIENTAL

DARLEY CALDERARO LEAL

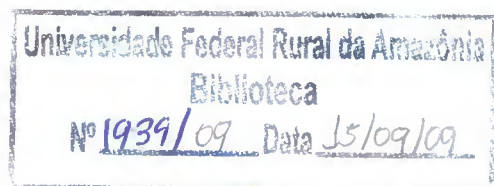
Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Curso de Mestrado em Botânica com área de concentração em Botânica Tropical - UFRA/MPEG, para obtenção do título de mestre.

Orientador: Dr. Leandro Valle Ferreira.
Museu Paraense Emílio Goeldi
Coordenação de Ciências da Terra e Ecologia - CCTE

Co-orientador: Msc. Rafael de Paiva Salomão.
Museu Paraense Emílio Goeldi
Coordenação de Botânica - CBO

BELÉM

2009



Leal, Darley Calderaro

Estrutura e composição florística de comunidades de plantas em relação à distância geográfica na Amazônia Oriental / Darley Calderaro Leal; orientada por Leandro Valle Ferreira e co-orientada por Rafael de Paiva Salomão. – Belém, 2009.

55 f. : il.

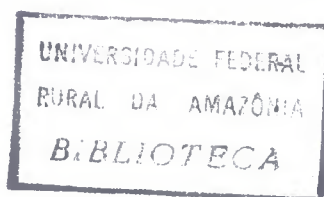
Dissertação (Mestrado em Botânica) com área de concentração em Botânica Tropical – Universidade Federal Rural da Amazônia e Museu Paraense Emílio Goeldi, 2009.

1. Comunidades de plantas – Estrutura e composição florística. 2. Comunidades de plantas – Distância geográfica – Amazônia Oriental. I. Ferreira, Leandro Valle, orient. II. Salomão, Rafael de Paiva, co-orient. III. Título.

CDD: 581.5247

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI
MESTRADO EM BOTÂNICA TROPICAL

ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DE COMUNIDADES DE PLANTAS EM
RELAÇÃO À DISTÂNCIA GEOGRÁFICA NA AMAZÔNIA ORIENTAL




DARLEY CALDERARO LEAL

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Curso de Mestrado em Botânica com área de concentração em Botânica Tropical – UFRA/MPEG, para obtenção do título de mestre.

Aprovado em 30 de março de 2009.

BANCA EXAMINADORA


Orientador – Dr. Leandro Valle Ferreira (Museu Paraense Emílio Goeldi/ CCTE)


1º examinador – Dr^a. Izildinha de Souza Miranda (Universidade Federal Rural da Amazônia/Departamento de Ciências Florestais)


2º examinador – Dr^a. Joice Nunes Ferreira (Embrapa Amazônia Oriental)


3º examinador – Dr^a. Manoela Ferreira Fernandes da Silva (Museu Paraense Emílio Goeldi/Coordenação de Botânica)


Suplente – Dr. João Ubiratan Moreira dos Santos (Universidade Federal Rural da Amazônia/MPEG)

A **DEUS**, fonte da minha força.

Aos meus pais, **JORGE** e **ANA CIRLEI** pelo apoio e estímulo, e por terem se privado de minha companhia em seis anos de estudo intenso.

Aos meus irmãos, **GEORGE** e **LOUISE** por acreditarem no meu potencial.

Aos meus **AMIGOS (AS)**, por todos esses anos de companhia, conversas e apoio.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal Rural da Amazônia e ao Museu Paraense Emílio Goeldi.

À Mineração Rio do Norte/MRN, em especial ao Ademar Cavalcanti Silva Filho, ao Instituto Chico Mendes de Biodiversidade/ICMBio e aos funcionários da Flona Saracá-Taquera/ICMBio.

À Secretaria de Estado de Desenvolvimento, Ciência e Tecnologia – SEDECT e FAPESPA pela disponibilização de bolsa de mestrado nesses dois anos de curso.

Ao meu orientador Dr. Leandro Valle Ferreira pelo incentivo e presteza no auxílio às atividades e discussões sobre o andamento e conclusão deste trabalho. Obrigada também pelo apoio, respeito, competência e pela oportunidade de crescimento acadêmico e profissional. Ele é meu pai científico.

A todos da Coordenação do curso de mestrado em Botânica, ao Dr. João Ubiratan pelo crédito e dedicação que nos ofereceu para o melhor andamento do curso, à Dagmar e Patrícia secretárias do curso que sempre nos ajudaram naquilo que precisávamos no que concerne ao curso e nossas atividades.

À minha amiga Denise, minha irmã científica (filhas do mesmo pai científico), pelo carinho e entusiasmo nos trabalhos para que não somente este trabalho chegasse à conclusão, mas que me ajudaram como pessoa.

A todos os meus colegas de curso, pelos momentos vividos, pela ajuda e convivência durante esses dois anos.

A todos aqueles que contribuíram de forma direta ou indireta para a elaboração deste trabalho de pesquisa.

A Deus, minha porção, pela oportunidade de vida o que me favoreceu alcançar aprimoramento profissional.

Por último e em especial a minha família, principalmente ao meu pai Jorge e minha mãe Ana, tesouros preciosos da minha vida, que toleraram a minha ausência, ajudaram-me de todas as formas para que eu concluísse este curso.

“Ser suficiente artista é ter capacidade de desenhar a imaginação. A imaginação é mais importante que o conhecimento. O conhecimento é limitado. A imaginação envolve ao mundo. A imaginação é mais importante que a ciência, porque a ciência é limitada, ao passo que a imaginação abrange o mundo inteiro.”

Albert Einstein

“O fracasso quebra as almas pequenas e engrandece as grandes, assim como o vento apaga a vela e atíça o fogo da floresta.”

Benjamin Franklin

ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DE COMUNIDADES DE PLANTAS EM RELAÇÃO À DISTÂNCIA GEOGRÁFICA NA AMAZÔNIA ORIENTAL

RESUMO: Entender os padrões que podem explicar a alta riqueza e diversidade de espécies vegetais em florestas tropicais e como estas espécies estão distribuídas é ainda uma questão muito complexa e pouco estudada. Dois modelos são aplicados para explicar esses padrões em regiões tropicais: o Modelo Neutro e o Modelo de Nicho, o primeiro diz que distribuição de espécies está relacionada a processos estocásticos como dispersão, enquanto o segundo modelo prediz que distribuição de espécies é resultado de processos não aleatórios. Alguns estudos mostram que a riqueza de espécies, diversidade e composição florística diminuiu com a distância geográfica em regiões tropicais. O objetivo desta dissertação foi testar diferenças na riqueza, diversidade, composição de espécies e a estrutura de uma floresta ombrófila densa em relação à distância geográfica em seis platôs situados na Floresta Nacional Sacará-Taquera, município de Oriximiná, Pará. A partir de um banco de dados resultante de um inventário florístico realizado nos seis platôs, e usando parcelas distribuídas em todo o platô, foram escolhidos para esta dissertação três ou quatro grupos de parcelas localizadas no centro e nas extremidades de cada platô. O número de parcelas analisadas em cada platô variou de 18 a 22. A distância entre os platôs variou de 5,1 a 23,7 km. A riqueza total de espécies entre os platôs variou de 277 a 401, enquanto a riqueza de espécies raras variou de 63 a 113. O índice de diversidade de Shannon-Weaver variou entre 4,2 e 5,02. As dez espécies com maior densidade e frequência variaram entre os seis platôs amostrados, com somente duas espécies comuns aos seis platôs com relação a esses parâmetros. A maioria das espécies apresentou baixa frequência absoluta nas parcelas amostradas e baixa abundância, um padrão típico para a floresta Amazônica. As curvas acumulativas de novas espécies não exibiram tendência de assíntota nos seis platôs analisados, sendo esta uma tendência também mostrada pelos estimadores de riqueza. A estrutura diamétrica nos seis platôs exibiu uma curva logarítmica, caracterizada pela alta proporção de árvores nas primeiras classes de diâmetro. Houve variação significativa na riqueza total, número de espécies raras, diversidade e densidade entre os seis platôs analisados. Houve correlação significativa e negativa da similaridade de espécies em relação à distância geográfica entre platôs e dentro dos platôs. Estes resultados sugerem que a variação na composição de espécies entre os platôs analisados está relacionada à influência da distância geográfica. Em relação à baixa similaridade dentro e entre platôs analisados, recomenda-se que pelo menos uma parte de cada platô deva ser preservada a fim de termos uma complementaridade na composição de espécies da flora em escala regional.

Palavras-chave: Amazônia, riqueza, composição de espécies, distância geográfica.

STRUCTURE AND FLORISTIC COMPOSITION OF PLANTS COMMUNITIES IN RELATION TO THE GEOGRAPHICAL DISTANCE IN THE ORIENTAL AMAZONIAN

ABSTRACT: Understand the patterns that explain the high species richness, diversity and plant distribution are still questions very complexes and little studied in the tropical regions. Two main models are applied to explain these patterns in tropical regions: The Neutral and Niches models, in the former related that the species distribution results of the biotic parameters, while the second model report that species distribution are results of no random processes. Some studies have reported that species richness, diversity and floristic composition decreased with geographic distance in tropical regions. The object of this dissertation is test difference in the species richness, diversity, plant distribution and forest structure in a tropical forest in the oriental Amazonian in relation to geographic distance. This study was carried out in the six forest plateaus situated in the Saracá-Taquera National Forest in the Pará. The data analyzed in the study were obtained in a forestry inventory done in throughout the plateau using plots of 10 x 250 m. In the study were selected some plots situated in the center and edges of the plateaus. The number of plots analyzed at each plateau it varied from 18 to 22. The distance between the plateaus varied from 5.1 to 23.7 km. The number of plots used in each plateau varied from 18 to 22. The total species richness varied from 277 to 401 species and the number of rare species varied from 63 to 113 species. The total diversity index varied from 4.2 to 5.0 among the plateaus. The ten species with larger density and frequency varied among the six plateaus, with only two species common to the six plateaus with relationship the those parameters. The majority of species have low absolute frequency in the plots sampled and it lowers abundance, a normal pattern reported to tropical forests. The number of cumulative species in relation to sampled plots didn't have tendency of asymptote in the plateaus which is also an expected patterns to tropical forests and shows in the richness estimators used in the study. The distribution of tree in relation to diameter exhibited a log-normal curve, with high proportion of individuals in the first diameter classes. There is significantly variation in the species richness, diversity, density and number of rare species among the plateaus. There is a negative correlation between floristic composition and geographic distance within and between the plateaus. The results of this dissertation clearly shows that species richness, diversity and floristic composition varied among the plateaus, being the last parameters negative correlated with geographic distance corroborating the presented results done by others studies. Due to lower species richness obtained between the plateaus analyzed should recommended that part of the area of each plateaus be preserved.

Key-words: Amazonian, species richness, species similarity, geographic distance.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	OBJETIVOS	4
2.1	OBJETIVO GERAL	4
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
3	REVISÃO DE LITERATURA	5
4	MATERIAL E MÉTODOS	11
4.1	ÁREA DE ESTUDO	11
4.2	COLETA DE DADOS	13
4.3	ANÁLISE DE DADOS.....	21
5	RESULTADOS	23
5.1	FLORÍSTICA.....	23
5.2	ESTRUTURA DA COMUNIDADE.....	24
5.3	CURVAS DE DISTRIBUIÇÃO DE ABUNDÂNCIA.....	27
5.4	CURVA DO COLETOR E ESTIMADORES DE RIQUEZA.....	29
5.5	ESTRUTURA DIAMÉTRICA.....	32
5.6	RIQUEZA DE ESPÉCIES ENTRE PLATÔS.....	34
5.7	SIMILARIDADE DE ESPÉCIES DENTRO DOS PLATÔS.....	37
5.8	SIMILARIDADE DE ESPÉCIES ENTRE PLATÔS.....	40
6	DISCUSSÃO	42
7	CONCLUSÃO	46
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	47

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1: Localização da Floresta Nacional de Sacará-Taquera em relação do estado do Pará (A) e a localização dos seis platôs amostrados nesta dissertação (B). Fonte: Mineração Rio do Norte. 11
- Figura 2: Imagem de satélite Landsat TM 5 (2006), mostrando dois platôs na Floresta Nacional do Sacará-Taquera, o platô Bela Cruz não explorado (A) e o Platô Aviso explorado parcialmente (B). Fonte: Mineração Rio do Norte.12
- Figura 3: Imagem de satélite Landsat TM 5 (2006), mostrando a localização dos seis platôs amostrados nesta dissertação (Fonte: Mineração Rio do Norte).13
- Figura 4: Localização das parcelas botânicas amostradas no platô Bela Cruz da Flona Sacará-Taquera. Fonte: Mineração Rio do Norte.14
- Figura 5: Localização dos seis platôs amostrados neste estudo (A) e a distribuição das parcelas botânicas amostradas e selecionadas no platô Aramã para este estudo (B). 15
- Figura 6: Localização dos seis platôs amostrados neste estudo (A) e a distribuição das parcelas botânicas amostradas e selecionadas no platô Aviso para este estudo (B).16
- Figura 7: Localização dos seis platôs amostrados neste estudo (A) e a distribuição das parcelas botânicas analisadas no platô Bacaba (B).17
- Figura 8: Localização dos seis platôs amostrados neste estudo (A) e a distribuição das parcelas botânicas analisadas no platô Bela Cruz (B).18
- Figura 9: Localização dos seis platôs amostrados neste estudo (A) e a distribuição das parcelas botânicas analisadas no platô Saracá-Oeste (B).19
- Figura 10: Localização dos seis platôs amostrados neste estudo (A) e a distribuição das parcelas botânicas analisadas no platô Teófilo (B).20
- Figura 11: Frequência absoluta das espécies nas 123 parcelas analisadas neste estudo.27
- Figura 12: Curvas de distribuição de abundância das espécies arbóreas nos seis platôs analisados.28
- Figura 13: Curva cumulativa de novas espécies (valor observado) e curvas dos estimadores de riqueza (Jackknife 1 e 2) nas parcelas avaliadas. 29
- Figura 14: Relação entre a proporção de árvores em função do aumento das classes de diâmetro nas parcelas analisadas nos platôs.33
- Figura 15: Relação do número total de espécies amostradas nas parcelas analisadas neste estudo em relação ao tamanho dos platôs. 34

Figura 16: Média e desvio padrão da riqueza de espécies por metro quadrado observados nos platôs analisados neste estudo.	34
Figura 17: Média e desvio padrão da riqueza de espécies observada nos platôs analisados neste estudo.	35
Figura 18: Média e desvio padrão da diversidade de espécies nos seis platôs analisados neste estudo.	35
Figura 19: Média e desvio padrão do número de espécies raras por platô analisado.	36
Figura 20: Média e desvio padrão da densidade média de indivíduos nos platôs analisados neste estudo.	36
Figura 21: Histograma do teste de Mantel obtido pela comparação da matriz de similaridade do índice de Sorensen (A) e a distância geográfica (B) nas parcelas analisadas no Platô Aramã.	37
Figura 22: Histograma do teste de Mantel obtido pela comparação da matriz de similaridade do índice de Sorensen (A) em função da distância geográfica (B) nas parcelas inventariadas no Platô Aviso.	38
Figura 23: Histograma do teste de Mantel obtido pela comparação da matriz de similaridade do índice de Sorensen (A) em função da distância geográfica (B) nas parcelas analisadas no Platô Bacaba.	38
Figura 24: Histograma do teste de Mantel obtido pela comparação da matriz de similaridade do índice de Sorensen (A) em função da distância geográfica (B) nas parcelas analisadas no Platô Bela Cruz.	39
Figura 25: Histograma do teste de Mantel obtido pela comparação da matriz de similaridade do índice de Sorensen (A) em função da distância geográfica (B) nas parcelas analisadas no Platô Saracá-Oeste.	39
Figura 26: Histograma do teste de Mantel obtido pela comparação da matriz de similaridade do índice de Sorensen (A) em função da distância geográfica (B) nas parcelas analisadas no Platô Teófilo.	40
Figura 27: Relação entre o índice de similaridade de Sorensen em função da distância geográfica entre os platôs analisados neste estudo.	40
Figura 28: Histograma do teste de Mantel obtido pela comparação da matriz de similaridade do índice de Sorensen (A) em função da distância geográfica (B) nas parcelas analisadas no Platô Aramã.	41

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Área dos platôs e número de parcelas analisadas nesta dissertação nos seis platôs da Floresta Nacional Sacará- Taquera.	14
Tabela 2: Número total, média e erro padrão do número de espécies, número de árvores, área basal e índice de diversidade nos seis platôs analisados nesta dissertação.	23
Tabela 3: Riqueza total, número de espécies raras e a porcentagem destas nos platôs analisados nesta dissertação.	23
Tabela 4: Número de espécies raras compartilhadas e a distância entre os seis platôs amostrados.	24
Tabela 5: As dez espécies que apresentaram maiores valores de densidade relativa (DR) nos seis platôs analisados. Em negrito as espécies que foram comuns aos seis platôs.	25
Tabela 6: As dez espécies que apresentaram maiores valores de frequência relativa (FR) nos seis platôs analisados. Em negrito as espécies que foram comuns aos seis platôs.	26
Tabela 7: Número estimado de espécies utilizando os estimadores de riqueza Jackknife 1 e Jackknife 2 para os seis platôs analisados neste estudo.	32
Tabela 8: - Matriz de pares de comparação da probabilidade estatística entre os platôs analisados neste estudo (Tukey), em relação à riqueza (R), diversidade (H'), número de espécies raras (ER) e densidade (D).	37

1. INTRODUÇÃO

A floresta Amazônica tem um terço da biodiversidade global, diversidade que engloba várias espécies de vertebrados, invertebrados e flora de múltiplos grupos taxonômicos. Estima-se que só a comunidade de plantas vasculares tenha cerca de quarenta mil espécies, das quais trinta mil são endêmicas (MITTERMEIER *et al.*, 2003).

A falta de informações básicas sobre a distribuição da biodiversidade é extremamente crítica na Amazônia, principalmente em ações de planejamento da conservação da biodiversidade. O conhecimento da riqueza de aves na Amazônia, por exemplo, um dos grupos animais mais bem conhecidos, é ainda considerado bastante pequeno e geograficamente desigual, pois existem pouquíssimas áreas bem amostradas (SABINO & PRADO, 2005). Desta forma, as poucas estratégias de conservação da biota Amazônica são executadas sem o conhecimento adequado sobre a distribuição da maioria dos organismos (PERES, 2005; VIEIRA *et al.*, 2005).

As questões de como as espécies de plantas estão distribuídas na floresta Amazônica ainda continuam com poucas respostas (PITMAN *et al.*, 1999), pois os processos relacionados à geração e manutenção da diversidade de espécies são complexos, variados e pouco estudados (MAURER & MCGILL, 2005).

O conhecimento da variação de riqueza e composição de espécies de plantas em diferentes escalas espaciais é importante para se levantar discussões e hipóteses que expliquem porque em florestas tropicais o número de espécies é elevado e a maioria das espécies de plantas é rara localmente (MAZANCOURT, 2001).

Um padrão comumente encontrado na floresta ombrófila densa na Amazônia é a baixa similaridade florística entre parcelas próximas. Isto está relacionado ao baixo número de espécies compartilhadas entre parcelas, o qual pode estar associado a diversos fatores como a grande proporção de espécies raras, a variabilidade de habitats entre as parcelas ou ao estágio sucessional da floresta (ALMEIDA *et al.*, 2003).

Diversos processos influenciam a distribuição de espécies de plantas, e estes variam de acordo com a escala (ZUMQUIM, 2007). A variação na composição de espécies no espaço (diversidade beta) em regiões tropicais tem sido atribuída a diversos fatores como tipos de solo, relevo, disponibilidade de energia, variação na precipitação, temperatura, altitude e distância geográfica (WRIGHT *et al.*, 1993).

A alta riqueza encontrada nas florestas tropicais, particularmente na Amazônia tem sido documentada, contudo diferenças de clima, solo, limitação de dispersão, especiação,

competição interespecífica e efeitos históricos que influenciam na riqueza, diversidade e composição de espécies têm sido pouco estudados (CONDIT *et al.*, 2002).

Estudos têm demonstrado que a distância geográfica é considerada uma das variáveis que mais influenciam nos padrões de riqueza, diversidade e distribuição de espécies em regiões tropicais (RUOKOLAINEN & TUOMISTO, 2002).

Condit *et al.* (2002) comparando inventários florísticos realizados na América Central e do Sul, no Panamá, Peru e Equador, encontraram uma correlação negativa entre a similaridade florística das parcelas em relação à distância geográfica.

Scudeller *et al.* (2001) demonstraram uma correlação negativa entre similaridade florística e a distância geográfica de parcelas em uma floresta ombrófila densa da Mata Atlântica do estado de São Paulo, Brasil.

Carneiro & Valeriano (2003) também encontraram uma correlação negativa entre a distância geográfica e a similaridade florística, comparando comunidades de plantas de diferentes localidades em relação à altitude e a distância geográfica na floresta Atlântica do Brasil.

A distância geográfica influencia a composição de espécies de plantas em florestas tropicais porque diferentes espécies que se originou em locais distintos se dispersam a uma distância limitada do local de origem (PHILIPS *et al.*, 2003).

A idéia de que as comunidades sejam estruturadas pela dispersão está baseada principalmente na Teoria Neutra de Hubbell (2001), no qual o mecanismo que geraria diferenças entre os tipos de padrão de distribuição de espécies está ligado ao grau de isolamento de áreas fonte e, portanto, fortemente influenciado pelas taxas de dispersão, associados à especiação e extinção local.

A variação na riqueza e densidade de espécies em diversas escalas é um dos conceitos mais usados para explicar os fatores que controlam a diversidade local e regional em comunidades (PITMAN *et al.*, 1999).

A diversidade alfa e beta são fatores determinantes na variação de riqueza, diversidade e principalmente na composição de espécies em áreas que apresentam grande diferenciação entre parcelas (FELFILI & FELFILI, 2001).

Estudos têm demonstrado que a variação de riqueza e composição de espécies de árvores em relação à distância geográfica é resultante de fatores climáticos, topográficos e edáficos (TUOMISTO *et al.*, 1995; TER STEEGE *et al.*, 2002; DAVIDAR *et al.*, 2007). Contudo, poucos estudos testaram a variação na composição de espécies em escalas locais.

Uma importante questão para a conservação da biodiversidade, principalmente em países tropicais, é como estabelecer um sistema de gestão territorial, onde o conhecimento

sobre a distribuição de espécies é reduzido e os fatores que explicam esta distribuição são ainda pouco estudados (PITMAN *et al.*, 1999; VIEIRA *et al.*, 2005).

Isto gera problemas muito sérios, pois a maioria das medidas de conservação é baseada em dados de riqueza de poucas espécies e em escalas locais. Contudo, é fundamental para a conservação da biodiversidade, uma atuação em diversas escalas, usando a complementaridade da biota entre áreas distintas, para evitar risco de perda da variação de espécies (HOWARD *et al.*, 1998).

A fim de atingir este objetivo um estudo fundamental deveria ser conduzido a fim de testar a variação dos padrões de riqueza, diversidade e composição de espécies em diferentes distâncias geográficas, onde outros fatores abióticos que influenciam estes padrões sejam semelhantes, como altitude, topografia, tipo de solo e clima.

Na região Amazônica está inserida a Floresta Nacional Sacará-Taquera/ICMBio localizada no município de Oriximiná, Pará. Esta Floresta é composta por diversos platôs bem definidos, situados a diferentes distâncias, com topos planos, recobertos por floresta ombrófila densa primária, com altitudes variando de 150 m a 200 m (RADAMBRASIL, 1976).

Nos platôs a variação de fatores abióticos como topografia (máximo de 50 m), solo, drenagem e clima é baixa (SALOMÃO *et al.*, 2002, 2003, 2005a, 2005b, 2006 e 2007a). Dessa forma, a variação na riqueza, diversidade e composição de espécies de plantas é determinada pela diversidade alfa (local) dentro dos platôs, e pela diversidade beta (entre habitats) entre os platôs.

Segundo a Lei nº 9.985 de 2000 que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) a Floresta Nacional (Flona) ou Estadual (Flota) “é uma área com cobertura florestal de espécies predominantemente nativas e tem como objetivo o uso múltiplo sustentável dos recursos florestais e a pesquisa científica, com ênfase para exploração sustentável de florestas nativas.”

A exploração mineral é permitida dentro das Florestas Nacionais e Estaduais. Na Amazônia, duas grandes empresas exploram minérios de dentro das Flonas, a Vale (ex Companhia Vale do Rio Doce), que explora minério de ferro na Flona de Carajás que abrange terras nos municípios de Parauapebas, Canaã dos Carajás e Água Azul do Norte no estado do Pará e a Mineração Rio do Norte que explora bauxita na Flona Sacará-Taquera localizada no Distrito de Porto Trombetas, Oriximiná, Pará.

Esta dissertação testou a hipótese de que existe diferença na riqueza, diversidade e composição de espécies em relação à distância geográfica nas escalas local e regional em uma unidade de conservação de uso sustentável na categoria de Floresta Nacional (Flona) submetida à exploração florestal em escala industrial na Amazônia brasileira.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Testar a diferença na riqueza, diversidade, estrutura e composição de espécies de uma comunidade arbórea em relação à distância geográfica entre platôs de floresta ombrófila densa submontana na Amazônia oriental na Floresta Nacional Sacará-Taquera, no Estado do Pará.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar se existe diferença significativa entre riqueza total, diversidade local (alfa) de árvores, número de espécies raras e densidade entre platôs de floresta ombrófila densa na Floresta Nacional Sacará-Taquera;
- Determinar se existe relação entre a similaridade florística e a distância geográfica entre platôs;
- Determinar se existe relação entre a similaridade florística e a distância geográfica entre as parcelas dentro de cada platô.

3. REVISÃO DE LITERATURA

A compreensão de como as espécies estão distribuídas no espaço é base para o desenvolvimento de teorias em ecologia de comunidades, como a Teoria Neutra de Hubbell (2001) que propõe os mecanismos condutores da abundância e distribuição de espécies em comunidades.

Hubbell (2006) assumiu que todos os indivíduos de uma comunidade são funcionalmente equivalentes, ou seja, apresentam a mesma probabilidade de migrar, reproduzir, morrer e de sofrer especiação, e que a abundância de espécies é dependente do acaso e não da superioridade competitiva de um indivíduo. A teoria neutra enfatiza também o papel de eventos estocásticos como dispersão, extinção local e especiação sendo os que dirigem as variações de abundância das espécies sob a restrição da limitação de recursos (CHAVE & LEIGH, 2002; MARCO JÚNIOR, 2006).

Hubbell (2001) procurou explicar a coexistência de espécies no ambiente em uma escala local como sendo um equilíbrio aleatório entre imigração e extinção local, e em uma escala regional devido a um equilíbrio entre as taxas de especiação e extinção.

A diversidade de espécies é mantida em uma comunidade por um processo de substituição de espécies que se extinguem (HUBBELL, 2006). Quando um indivíduo é extinto em uma comunidade, existe uma pequena probabilidade de ser substituído por um imigrante que veio de uma comunidade qualquer. Todos os indivíduos de uma comunidade têm igual probabilidade de ser um imigrante. A comunidade local retém mais de uma espécie indefinidamente, podendo este processo ser reproduzido várias vezes e cada repetição tem espécies diferentes que são dominantes. Isto demonstra que espécies comuns em algumas comunidades, em outro lugar podem não ser dominantes e podem até mesmo ser extintas (MAURER & MCGILL, 2005).

A primeira predição da Teoria Neutra de Hubbell (2001) é a de que a diversidade de espécies diminui com o passar do tempo. Essa diminuição depende da taxa de dispersão de indivíduos de fora da comunidade, e mais dificilmente, da taxa de especiação dentro da comunidade. A segunda predição é a de que a similaridade florística diminui com o aumento da distância geográfica entre locais, independente das diferenças ambientais entre eles, mas sim por causa da limitação de dispersão no espaço.

As predições da teoria neutra são opostas à teoria tradicional de assembleias de nichos a qual assume que as espécies se diferem entre si exibindo certa diferenciação de nicho, de forma que os recursos são utilizados diferencialmente por cada espécie, e freqüentemente

apresentam-se em trade-offs para coexistirem em uma comunidade por longos períodos (CONDIT *et al.*, 2006; MIKKELSON, 2005). Os trade-offs são conflitos funcionais, nos quais a habilidade em uma determinada função se faz à custa de uma menor habilidade em outra função, ou seja, a especialização na obtenção de um determinado tipo de recurso normalmente vem acompanhada de uma diminuição na eficiência com relação a outros recursos (GIACOMINI, 2007).

O nicho é um conceito fundamental para compreensão de processos de manutenção da diversidade em comunidades e tem um papel importante para explicar coexistência de espécies. Por exemplo, o “princípio da exclusão competitiva”, o qual prevê que se duas ou mais espécies competem por recurso limitado, todas, exceto uma, serão extintas. Assim, apenas espécies com nichos suficientemente diferenciados podem coexistir dentro da mesma comunidade (MACARTHUR & LEVINS, 1964).

A teoria de nicho considera que espécies podem coexistir devido os trade-offs entre estratégias de dispersão, estabelecimento e sobrevivência, e isso pode determinar o porquê espécies que são raras em certos tipos de ambientes podem ser abundantes em outros locais, e isso pode propiciar a alta diversidade alfa de florestas tropicais (WIGHT, 2002; KNEITEL & CHASE, 2004).

O fato é que processos fortuitos sozinhos não conseguem explicar alguns padrões observados de riqueza e abundância de espécies em comunidades, sugerindo que outros fatores como diferença de nicho entre espécies sejam importantes determinantes da estrutura de comunidades ecológicas (MARCO JÚNIOR, 2006).

Estudos recentes procuram incorporar elementos de nicho à teoria neutra para desenvolver um modelo mais geral que explique a distribuição, densidade e diversidade de espécies em comunidades (URIARTE & REEVE, 2003; TILMAM, 2004; ZHOU & ZHANG, 2006).

Uriarte & Reeve (2003) desenvolveram uma teoria chamada por eles de “casamento de espécies” (species married) e utilizaram um “game-theory model” para aliar a teoria de nicho a perspectivas neutras. O modelo prediz que características que conferem habilidade competitiva a uma espécie estão sujeitas a mudança evolutiva. Duas ou mais espécies podem coexistir indefinidamente quando a diferença no tamanho de sementes, densidade e disponibilidade de recurso obedece a uma relação quantitativa. Por exemplo, quando a disponibilidade de recursos é alta, espécies que coexistem deveriam ser caracterizadas por uma maior assimetria em tamanho de semente do que quando a disponibilidade de recursos é baixa.

A teoria estocástica de nicho a qual modifica a teoria da competição em trade-offs e inclui processos aleatórios semelhantes aos que fundamentam a teoria neutra, diz que espécies de plantas novas que entram em uma comunidade (chamadas de “invasoras”) como plântulas raras, são potencialmente sujeitas à perda por meio da estocasticidade demográfica. Ao sobreviverem e crescerem, essas novas plântulas podem se tornar adultos bem sucedidos, desde que utilizem os recursos não consumidos pelas espécies já estabelecidas (TILMAM, 2004).

A hipótese do continuum afirma que comunidades estão inseridas dentro de um continuum de processos estocásticos e determinísticos dependendo de fatores como sobreposição de nicho, riqueza de espécies e capacidade de dispersão. Esse modelo diz que os padrões de diversidade e abundância de espécies ao longo de gradientes ambientais pode ser consequência do equilíbrio entre processos estocásticos e exclusão competitiva. Sugeriu também que a capacidade de dispersão de espécies pode ser um fator fundamental para unir o nicho e aproximações neutras (GRAVEL *et al.*, 2006).

Chu *et al.* (2007) testaram a importância do nicho e de processos neutros em uma comunidade de plantas ao longo de um gradiente de sucessão em prados alpinos e sub-alpinos localizados a leste do planalto do Tibet Qing-Hai, China. Os resultados afirmaram que nos primeiros estágios de sucessão processos estocásticos, dispersão, processos determinísticos e trade-offs entre massa e número de sementes são importantes estruturadores das comunidades estudadas. A habilidade competitiva das espécies dispersoras de grandes sementes foi dominante em estágios tardios de sucessão.

Existem evidências de que processos dependentes de densidade e frequência podem desempenhar um papel importante na manutenção dos padrões de abundância e diversidade de espécies de árvores tropicais (WHIGHT, 2002), e duas hipóteses clássicas foram postuladas sobre isso.

A hipótese de Janzen-Connell (JANZEN, 1970; CONNELL, 1971) afirma que predadores especialistas podem promover a coexistência de plantas ao limitar independentemente a densidade de cada espécie competidora. Em geral, qualquer evento que aumente a eficiência de predadores para comer sementes e plântulas de uma determinada espécie de árvore pode levar a redução na densidade populacional de adultos de algumas espécies e ou aumentar a distância de novos adultos da planta mãe.

A segunda hipótese a de Chesson & Warner (1981), baseada em um modelo de competição por espaço em um sistema de loteria, onde requer que o espaço disponível seja dividido aleatoriamente entre os novos recrutas das populações competidoras, prediz que processos que conduzem o aumento de densidade de algumas poucas espécies (espécies

comuns) abrem espaço para o estabelecimento de espécies menos abundantes, já que essas passam a utilizar o espaço e os recursos não consumidos ou deixados em consequência de um mecanismo dependente de densidade.

Volkov *et al.* (2005) apresentaram um modelo o qual incorporaram o mecanismo dependente de densidade ao modelo neutro. Compararam parcelas de 25 a 52 hectares distribuídos em seis florestas tropicais do Velho e do Novo Mundo, e demonstraram que as seis distribuições de abundância foram igualmente bem descritas pelo modelo dependente de densidade e pela limitação de dispersão. Porém, a explicação ecológica que rege cada um desses mecanismos é muito diferente. De acordo com o mecanismo de dispersão, a baixa frequência de espécies raras é devida estas serem mais propensas a extinção, e quando extintas em uma comunidade, elas levam mais tempo para re-imigrar do que espécies comuns. Enquanto que pelo processo dependente de densidade, espécies raras apresentam baixa frequência porque o equilíbrio de massa em uma comunidade é mantido por uma lenta taxa de diminuição de espécies comuns, equilibrado pelo crescimento de espécies raras, além de uma contribuição muito lenta de espécies novas por especiação.

Muitos estudos atribuem a variação de riqueza e composição de espécies entre locais ou habitats (diversidade beta) basicamente ao efeito da limitação de dispersão e a heterogeneidade espacial (PYKE *et al.*, 2001; CONDIT *et al.*, 2002; HARDY & SONKÉ, 2004; VEECH & CRIST, 2007).

Cada espécie atinge diferentes máximos de densidade em diferentes dimensões do gradiente ambiental, mas a densidade de muitas espécies diminui gradual e sistematicamente com o aumento da distância geográfica (WHITTAKER, 1965).

Nekola & White (1999) sugeriram três razões principais para explicar porque a similaridade florística diminui com a distância geográfica. A primeira causa resulta de um decréscimo na similaridade ambiental com a distância, por exemplo, gradientes climáticos e, portanto, a diminuição na similaridade florística seria meramente uma consequência da capacidade dos organismos de se adaptar a variações ambientais. A segunda causa envolve a resistência diferencial à dispersão de organismos na paisagem, e nesse caso as barreiras geográficas seriam responsáveis pela queda de similaridade, e a terceira causa seria pelas diferenças na largura de nicho entre taxa.

Tuomisto *et al.* (2003) analisaram a distribuição de arbustos e árvores de pequeno porte da família Melastomataceae e indivíduos de pteridófitas (samambaias) no Peru, Equador e Colômbia, e demonstraram uma correlação significativa negativa entre distância geográfica e similaridade florística, mesmo levando-se em consideração o efeito das diferenças

ambientais. Concluíram que tanto diferenças ambientais e limitação de dispersão contribuem para variação na composição de espécies.

Espécies são relativamente abundantes em alguns habitats e regiões, ou podem ser raras ou ausentes em outras (WHITTAKER, 1972).

Essa relação entre distribuição e densidade de espécies pode ser atribuída a duas questões. A primeira diz que densidade e distribuição das espécies são limitadas pela combinação de fatores físicos e bióticos do ambiente que determinam nichos em várias dimensões. A segunda diz que a variação espacial causada pelas variáveis ambientais é aleatória, porém auto-correlacionada, explicando porque locais próximos são mais similares em condições ambientais do que aqueles mais distantes (BROW, 1984).

A distribuição de espécies de plantas tropicais está relacionada com a distribuição heterogênea dos fatores ambientais no espaço (ZUMQUIM *et al.*, 2007).

A heterogeneidade ambiental se refere à distribuição descontínua dos fatores abióticos (tipos de solo, topografia, altitude, precipitação ou temperatura) e bióticos (competição, predação, dispersão, migração, entre outros) ao longo do espaço e do tempo, sendo esta variação dependente da escala (LI & REYNOLDS, 1995).

A diversidade de plantas varia em relação à heterogeneidade de ambientes, sendo que a maioria das espécies de plantas é especializada a condições específicas abióticas, explicando, desta forma, a grande diversidade alfa e beta encontrada nas florestas tropicais (RICKLEFS, 2004).

A riqueza de espécies pode aumentar em resposta a heterogeneidade ambiental, porque quanto maior a heterogeneidade maior a diversidade de nichos, e maior será a coexistência entre espécies. Além disso, diferentes espécies se especializam a diferentes porções do gradiente ambiental (WILSON, 2000).

Os principais fatores abióticos comumente relacionados para explicar a distribuição de comunidades de plantas tropicais em diversas escalas tem sido a topografia, altitude, textura, drenagem, fertilidade do solo, temperatura e precipitação (SVENNING, 1999).

A heterogeneidade ambiental dentro de florestas tropicais tem sido pouco discutida, porém, em geral diferenças topográficas e edáficas são reconhecidas na determinação do padrão de distribuição de muitas espécies (TUOMISTO *et al.*, 1995).

Tuomisto & Poulsen (1996) mostraram que espécies de pteridófitas na Amazônia Peruana exibem um padrão de distribuição associado a um gradiente de fertilidade de solo. Aproximadamente 37% das espécies foram encontradas em solos argilosos ricos em nutrientes, 15% em solos pobres de textura arenosa, 11% em solos de fertilidade intermediária e enquanto que somente 7% das espécies foram encontradas em todos os tipos de solos.

A heterogeneidade dos tipos de solos e clima contribui para explicar parcialmente a variação na composição de espécies em florestas tropicais (LEIGH *et al.*, 2004).

Costa *et al.* (2005) mostraram que existe variação na composição de espécies de plantas herbáceas (Marantaceae, samambaias e outras) da Reserva Ducke, Manaus, Amazonas em relação a diferentes tipos de solo e cota topográfica. Encontraram também alta variação na composição de espécies de ervas numa escala de 5 a 10 km, e a similaridade florística diminuiu com aumento da distância geográfica sendo consequência da limitação de dispersão. Isto mostrou que diferenças de solo e topografia sozinhos não explicam a variação como um todo.

Pyke *et al.* (2001) analisando a composição florística de uma floresta ombrófila densa no Panamá, observaram uma diminuição da similaridade florística com aumento da distância entre parcelas, sendo este padrão atribuído a uma organização espacial ao longo de gradientes ambientais, principalmente precipitação.

Mais de 50% da variação em similaridade de espécies nas regiões tropicais estão ligados a fatores ainda pouco analisados, tais como, eventos aleatórios de distúrbios ambientais, dispersão de espécies, interações entre espécies ou múltiplos fatores ambientais limitantes (DUIVENVOORDEN *et al.*, 2002).

Whittaker (1972) classificou a diversidade dentro de um habitat ou dentro de uma comunidade de diversidade alfa; a diversidade entre habitats ou outra variação ambiental de diversidade beta e finalmente a diversidade em escala regional, por exemplo, entre biomas, continentes, interflúvios, etc. de diversidade gama.

No contexto da biologia da conservação a diversidade beta pode ser ainda mais importante do que a diversidade alfa, pois ela nos permite ter uma idéia clara da complementaridade, por exemplo, escolhendo regiões com alta diversidade beta entre si, pois é uma medida que leva em conta a variedade de espécies (CONDIT *et al.*, 2005).

A diversidade beta na Amazônia é bem maior do que aquela sugerida pelos estudos até agora feitos, porque muitas regiões ainda sequer foram inventariadas e muitas espécies ainda não foram descritas, indicando que a diversidade regional (gama) está sendo subestimada (RUOKOLAINEN *et al.*, 2005).

O reconhecimento de padrões espaciais da distribuição da diversidade de espécies é fundamental nas estratégias de conservação (PEARMAN & WEBER, 2007). Áreas com valores altos de diversidade beta, ou seja, que apresentam grande diferenciação na composição florística entre parcelas próximas, requerem maiores áreas para conservação para abranger a diversidade florística (FELFILI & FELFILI, 2001).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi realizado na Floresta Nacional Sacará-Taquera (01° 21' S - 6° 22' W), localizada no município de Oriximiná, Estado do Pará, onde está inserido o projeto de mineração de bauxita da Mineração Rio do Norte (MRN) (Figura 1).

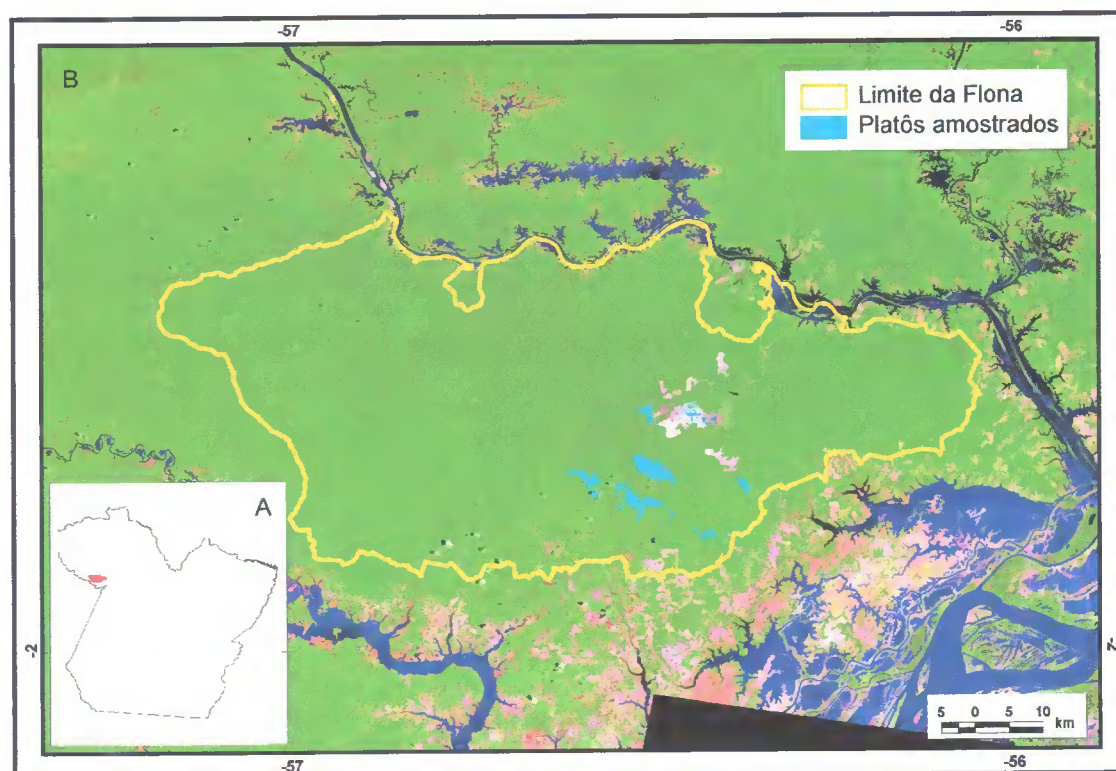


Figura 1 – Localização da Floresta Nacional Sacará-Taquera em relação ao estado do Pará (A) e a localização dos seis platôs amostrados nesta dissertação (B). Fonte: Mineração Rio do Norte.

As reservas de bauxita estão distribuídas em diversos platôs que são explorados pela Mineração Rio do Norte (Figura 2). Esses platôs são associados ao grupo Barreiras do Terciário, constituídos de arenitos, siltitos e, ocasionalmente, conglomerados. As lateritas, que são um tipo de solo muito alterado com grande concentração de hidróxidos de ferro e alumínio, são encontradas no topo dos platôs, fortemente dissecados pela erosão, que se estendem ao longo do lado nordeste do Rio Amazonas, desde as vizinhanças de Oriximiná até Jardilândia no Rio Jari (LAPA, 2000).

O processo de exploração de bauxita nos platôs ocorre após a extração total da vegetação, deixando o solo totalmente exposto, o que causa grandes impactos no solo e na topografia do local através da erosão e da sedimentação. A parte orgânica do solo é guardada

para posterior reposição no processo de recuperação da área explorada, através de reflorestamento que envolve a reposição da camada superior do solo que foi retirada antes da mineração, servindo como um banco de sementes, além do plantio de mudas de cerca de 100 espécies (SALOMÃO *et al.*, 2007b).

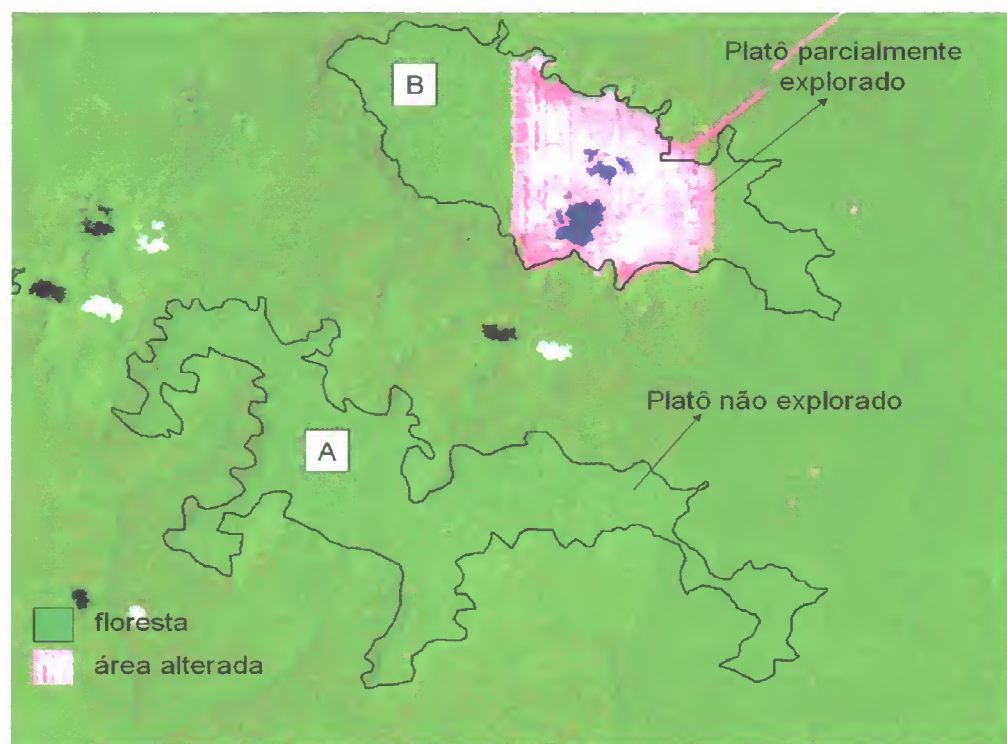


Figura 2 – Imagem de satélite Landsat TM 5 (2006), mostrando dois platôs na Floresta Nacional Sacará-Taquera, o platô Bela Cruz não explorado (A) e o Platô Aviso explorado parcialmente (B). Fonte: Mineração Rio do Norte.

As áreas inventariadas para esta dissertação correspondem a platôs bem definidos, com topos planos, recobertos pela floresta ombrófila densa (ou tropical pluvial densa) primária, cuja elevação varia de 50m a 120m, com altitude variando de 150m a 200m em relação ao nível do mar (RADAMBRASIL, 1976) (Figura 1).

Nos platôs a variação é relativamente pequena em relação a alguns fatores abióticos. O clima da região é o AF1 que apresenta precipitação pluviométrica média anual variando entre 2.500 mm e 3.000 mm. Predominam na área o latossolo amarelo distrófico, textura muito argilosa e o latossolo amarelo distrófico textura argilosa que são solos profundos e normalmente sem problemas de drenagem, sob floresta densa de relevo tabular de topo plano (RADAMBRASIL, 1976).

As principais espécies que caracterizam esse tipo de floresta são *Dinizia excelsa* Ducke (angelim-pedra), *Bertholletia excelsa* Bonpl. (castanheira), *Cedrelinga catanaeformis*

Ducke (cedrorana), *Manilkara sp.* Adans. (maçarandubas), *Protium sp.* Burm. F. (breus) e *Pouteria sp.* Aubl. (abius) (SALOMÃO *et al.*, 2002, 2003, 2005a, 2005b, 2006, 2007a).

4.2. COLETA DE DADOS

Nesta dissertação foi utilizado um banco de dados de seis inventários florestais realizados nos platôs Aramã, Aviso, Bacaba, Bela Cruz, Saracá-oeste e Teófilo, previamente inventariados para o projeto de supressão da vegetação pela Mineração Rio do Norte para extração de bauxita (SALOMÃO *et al.*, 2002, 2003, 2005a, 2005b, 2006 e 2007a) (Figura 3).

A legislação ambiental (Lei Federal nº 11.284 de 2 de março de 2006) que dispõe sobre a gestão de florestas públicas para a produção sustentável exige a realização de inventários para o levantamento de informações qualitativas e quantitativas da flora e fauna. Especificamente no caso de supressão de vegetação primária, é exigida a realização de inventários florestais como subsídio a obtenção da Autorização de Supressão da Vegetação (ASV) para determinação do volume de madeira estimada a ser suprimido em empreendimentos para fins de compensação ambiental.

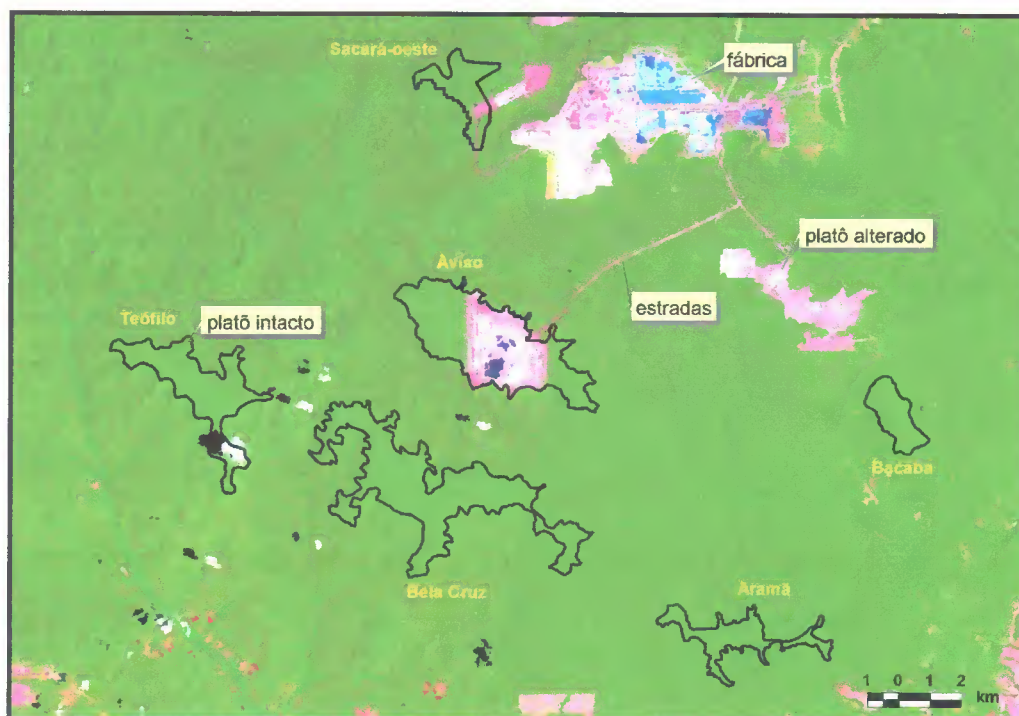


Figura 3 – Imagem de satélite Landsat TM 5 (2006), mostrando a localização dos seis platôs amostrados nesta dissertação (Fonte: Mineração Rio do Norte).

No inventário florestal realizado nos seis platôs da Flona Sacará-Taquera, foram distribuídas sistematicamente parcelas de 250m x 10m (2.500 m²) ao longo de toda área dos platôs, e o número de parcelas variou por platô em relação à área de cada um (Figura 4). Dentro de cada parcela todos os indivíduos (árvores, palmeiras e cipós) com DAP (diâmetro a 1,30 m do solo) \geq 10 cm foram medidos marcados e identificados, com coleta de material botânico para confirmação de identificação e herborização no Herbário João Murça Pires do MCT/Museu Paraense Emílio Goeldi. As espécies foram identificadas segundo o sistema de classificação APG II.

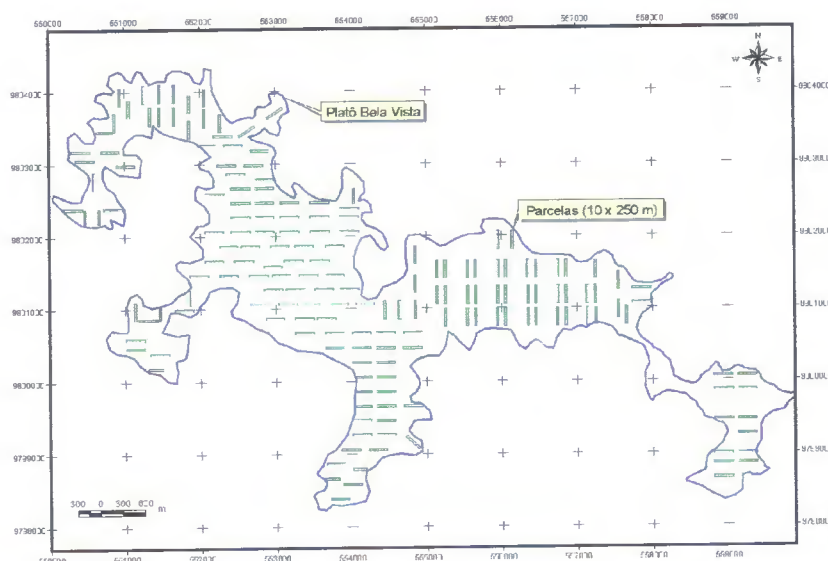


Figura 4 – Localização das parcelas botânicas amostradas no platô Bela Cruz da Flona Sacará-Taquera. Fonte: Mineração Rio do Norte

O critério de escolha das parcelas nesta dissertação foi a distância geográfica das parcelas nos platôs. Dessa forma, foram escolhidas grupos de parcelas localizadas nas extremidades e no centro de cada platô (Figuras 5, 6, 7, 8, 9 e 10).

O número de parcelas analisadas nos seis platôs para esta dissertação variou de 18 a 22, totalizando 123 parcelas (Tabela 1).

Tabela 1 – Área dos platôs e número de parcelas analisadas nesta dissertação nos seis platôs da Floresta Nacional Sacará-Taquera.

Nome do platô	Área do platô (hectares)	Nº total de parcelas analisadas nesta dissertação
Aramã	416	20
Aviso	1436	21
Bacaba	284	18
Bela Cruz	1601	22
Saracá-oeste	364	20
Teófilo	784	22

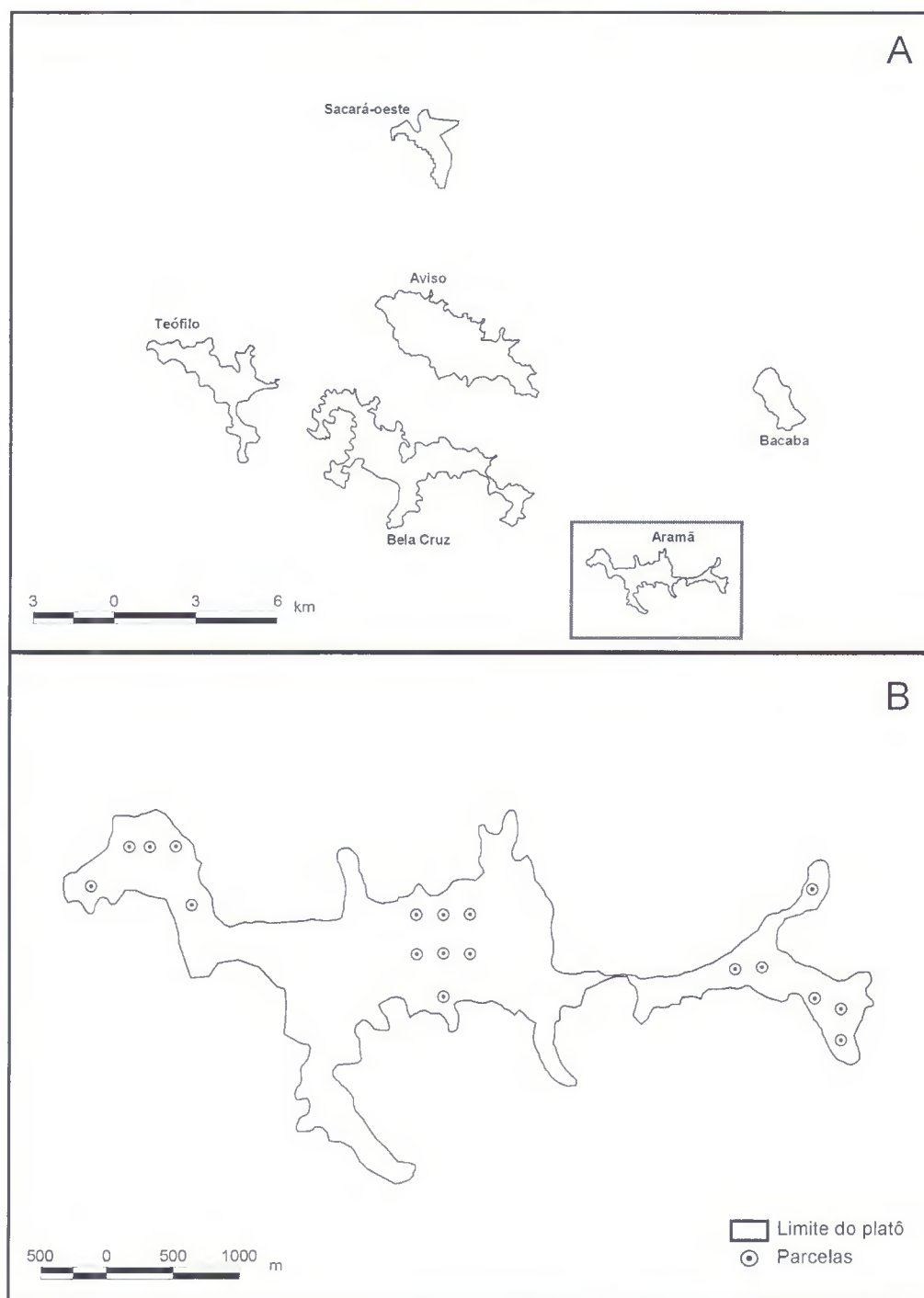


Figura 5 – Localização dos seis platôs amostrados (A) e a distribuição das parcelas botânicas analisadas no platô Aramã para este estudo (B).

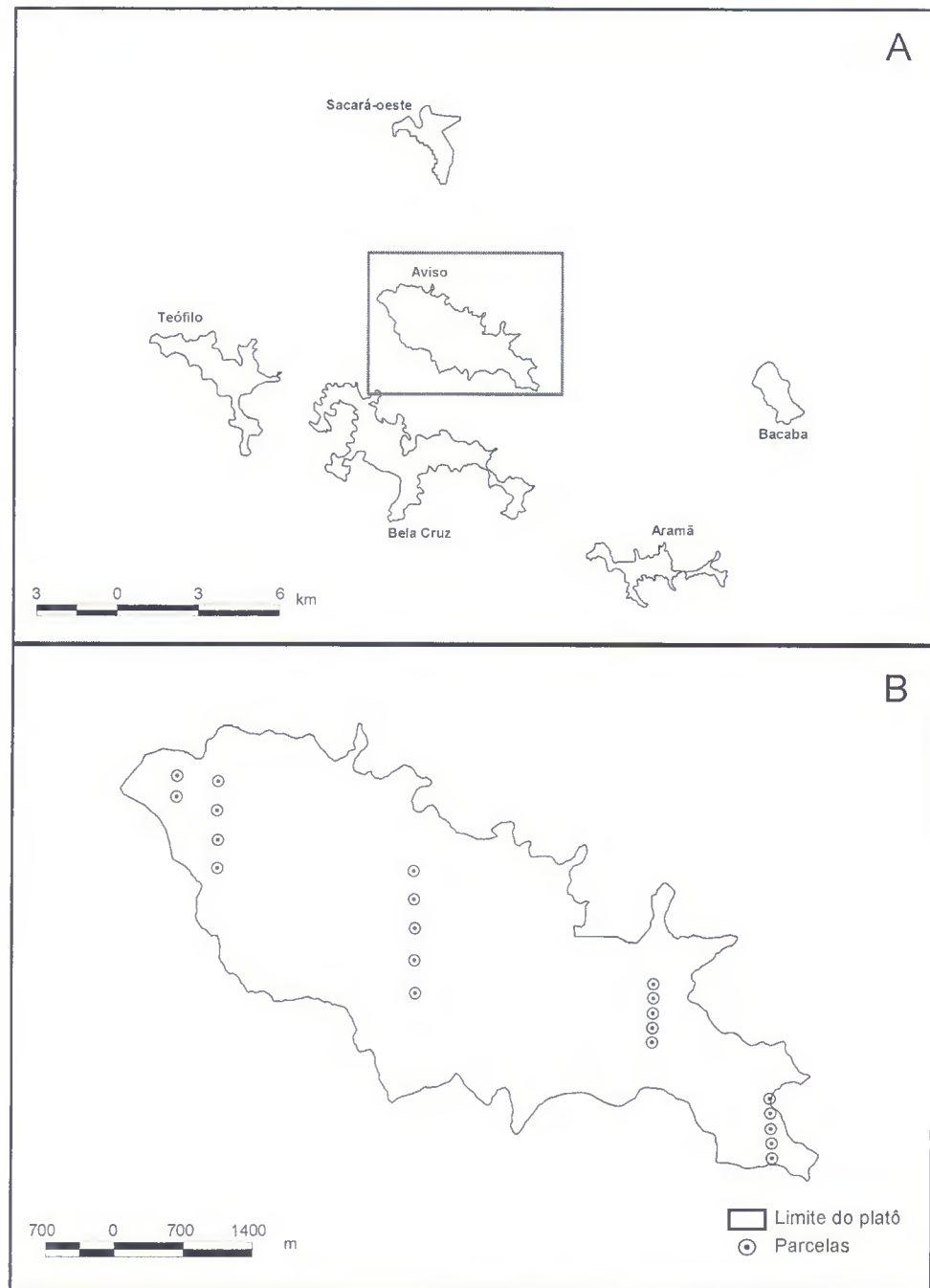


Figura 6 - Localização dos seis platôs amostrados (A) e a distribuição das parcelas botânicas analisadas no platô Aviso para este estudo (B).

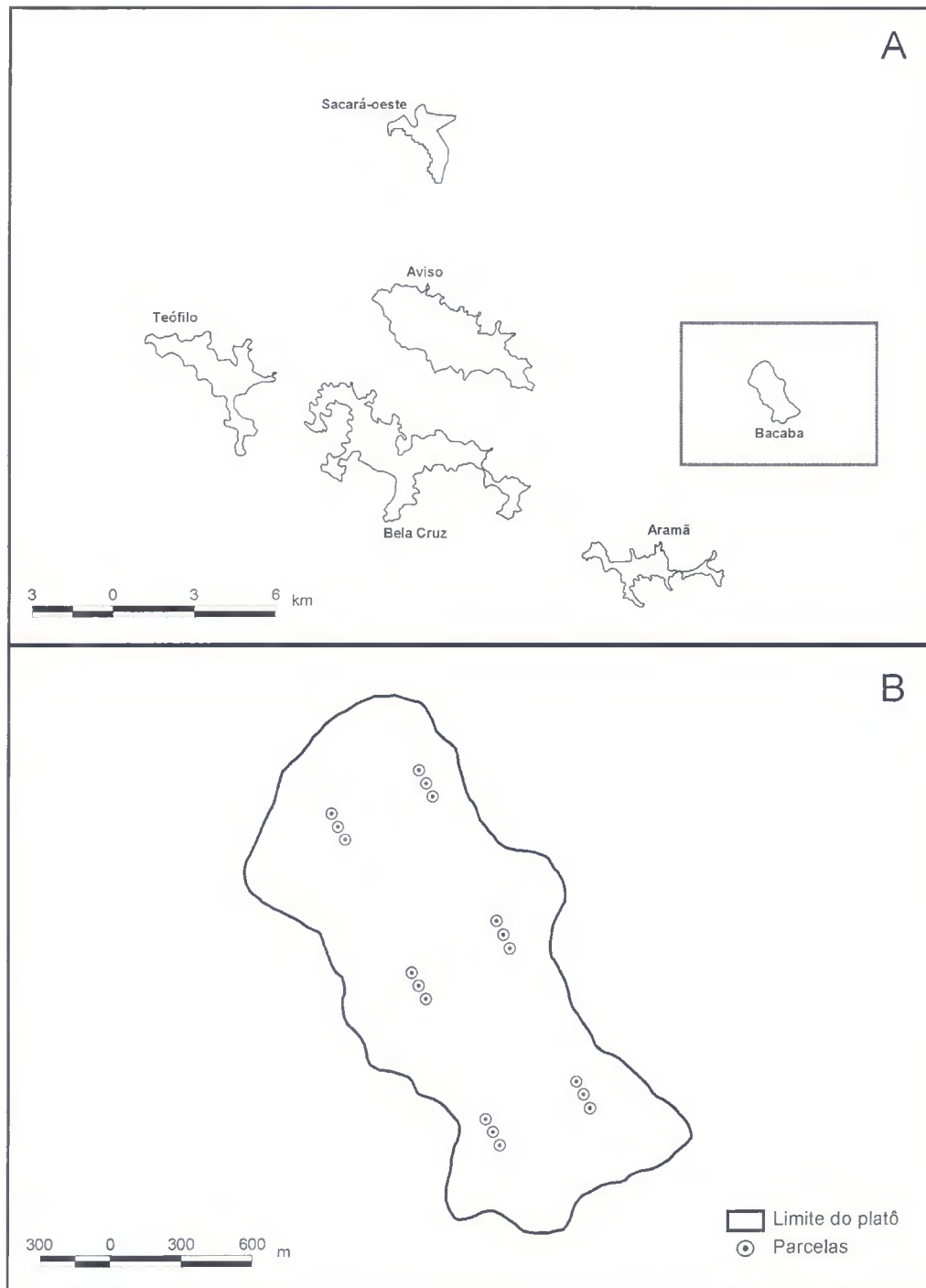


Figura 7 – Localização dos seis platôs amostrados (A) e a distribuição das parcelas botânicas analisadas no platô Bacaba (B).

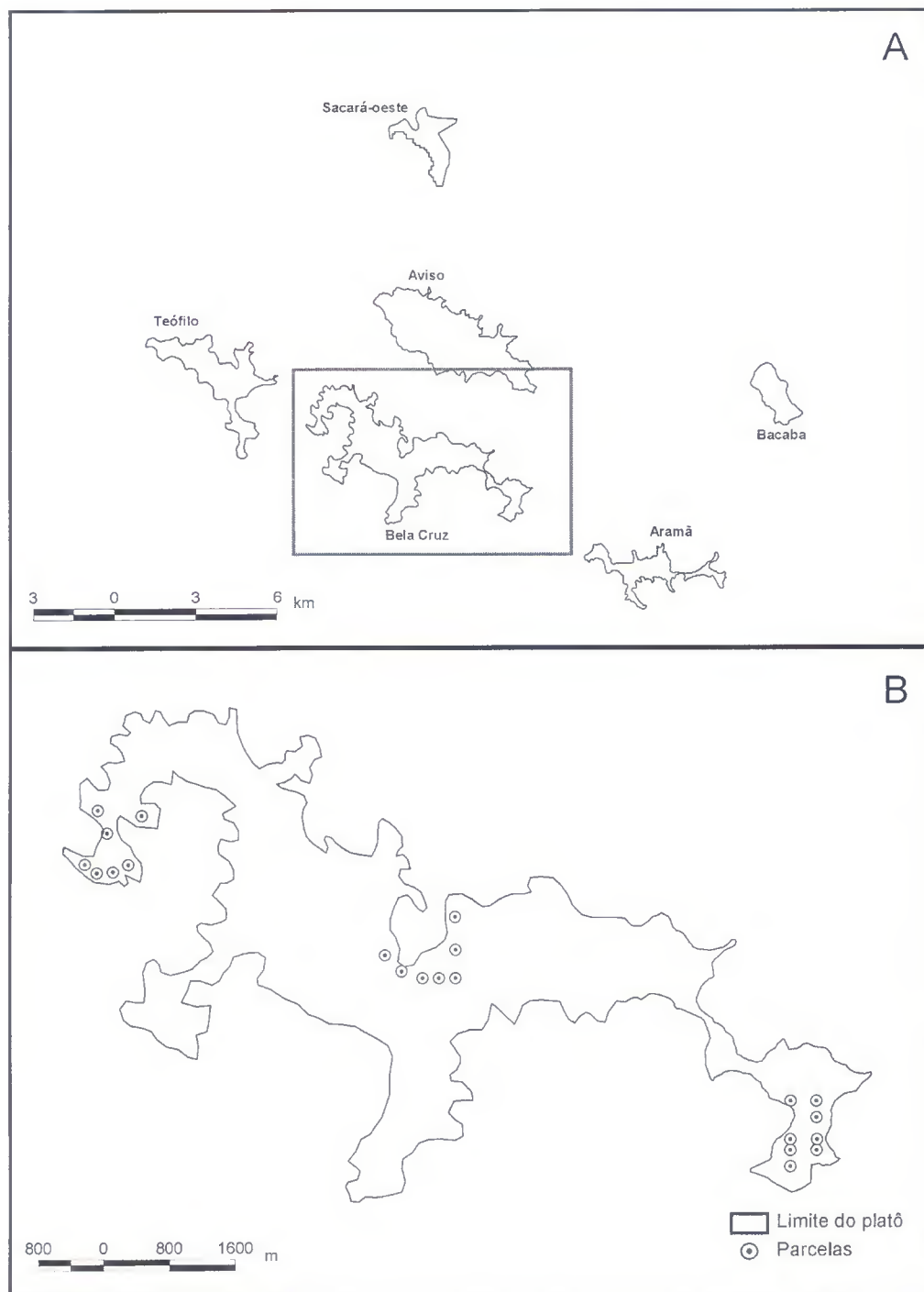


Figura 8 - Localização dos seis platôs amostrados (A) e a distribuição das parcelas botânicas analisadas no platô Bela Cruz (B).

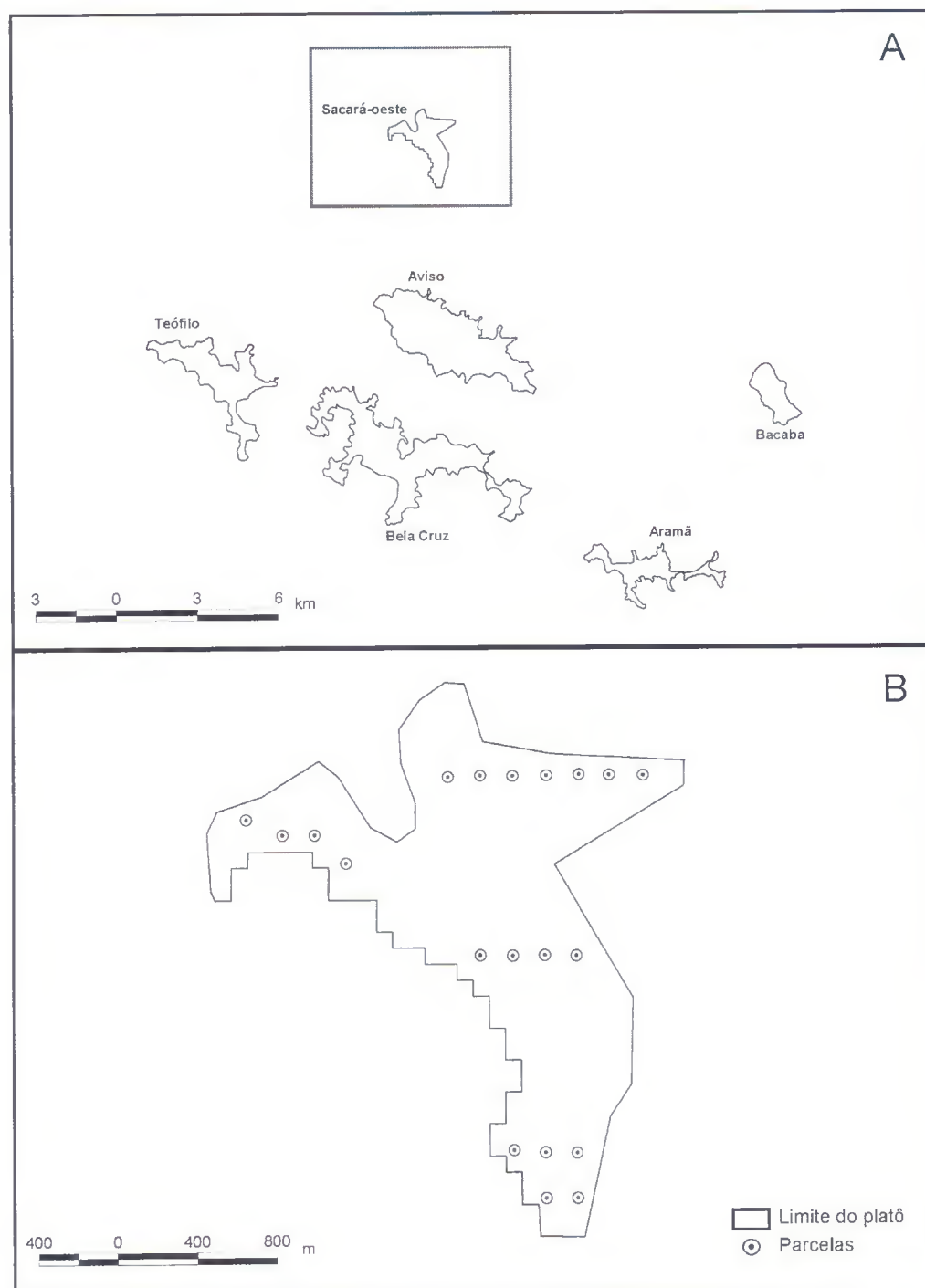


Figura 9 – Localização dos seis platôs amostrados (A) e a distribuição das parcelas botânicas analisadas no platô Saracá-oeste (B).

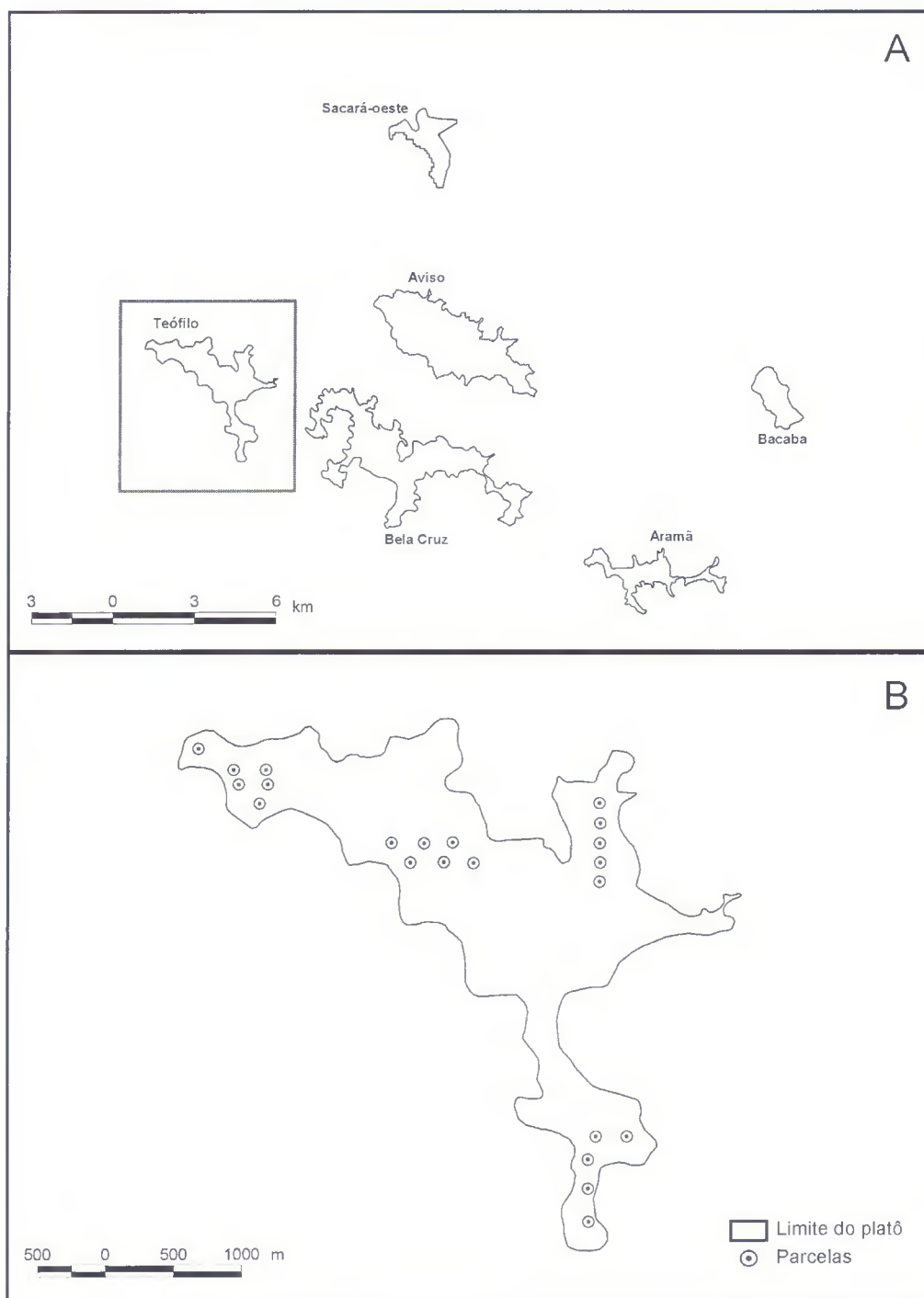


Figura 10 – Localização dos seis platôs amostrados (A) e a distribuição das parcelas botânicas analisadas no platô Teófilo (B).

4.3. ANÁLISE DE DADOS

A florística e a estrutura da vegetação foram analisados no programa Mata Nativa 2 (CIENTEC, 2006). Os parâmetros de estrutura analisados foram densidade e frequência relativas, cujas fórmulas são respectivamente:

$$DR = ni/N \quad ni = \text{número de indivíduos da espécie } i$$

$$N = \text{número total de indivíduos}$$

$$FR = pi/P \quad pi = \text{número de unidades amostrais onde ocorre a espécie } i$$

$$P = \text{número total de unidades amostrais}$$

O índice de diversidade utilizado foi o de Shannon-Wiener (MAGURRAN, 1988), e a similaridade de espécies dentro e entre platôs foram obtidas através do índice de similaridade de Sorensen, e o valor do índice é baseado em termos da presença e ausência de espécies em pares de parcelas (KREBS, 1999).

Para avaliar a suficiência da amostragem foi utilizada a curva do coletor, onde é catalogado o número acumulado de espécies novas amostradas em cada parcela. O ponto onde a curva tende a estabilizar-se representa a área mínima de amostragem florística necessário para caracterizar a riqueza local de uma comunidade (SCHILLING *et al.*, 2004).

A área total dos platôs analisados foi obtida usando o mapa de desmatamento produzido pela Mineração Rio do Norte (MRN), Projeto Trombetas, através do programa Arcview 3.3 (ESRI, 2006).

As curvas de distribuição de abundância de espécies foram feitas de acordo com Magurran (2004), onde as abundâncias das espécies (n) foram transformadas utilizando $\log_{10}(n+1)$.

Foi utilizada regressão linear para testar a relação entre o número de espécies e o tamanho dos platôs nas parcelas analisadas nesta dissertação.

Foi calculado o número de espécies por metro quadrado nas parcelas de cada platô. A diferença na riqueza de espécies por metro quadrado entre platôs foi analisada usando análise de variância, e o teste de Tukey foi utilizado para testar ocorrência de diferenças entre os platôs.

Para o cálculo de estimativa de riqueza foi utilizado o programa Estimates 752 - Statistical Estimation of species Richness and Shared Species form Samples - (COLWELL & CODDINGTON, 1996), usando os estimadores não-paramétricos Jackknife de 1ª e 2ª ordens.

Estes estimadores são baseados em incidência e utilizam o número de espécies representadas por somente um ou dois indivíduos para as estimativas de riqueza (COLWELL, 1997).

As diferenças na riqueza (número total de espécies), índice de diversidade Shannon-Wiener, densidade e número de espécies raras¹ entre os platôs avaliados neste estudo foram testados usando análise de variância, sendo utilizado o teste de Tukey para testar a ocorrência de diferenças entre os platôs (ZAR, 1999).

Uma matriz de similaridade florística entre os seis platôs analisados e entre parcelas dentro cada platô foi gerada no programa Mata Nativa (CIENITEC, 2006), e uma matriz de distância entre os platôs analisados e entre as parcelas dentro de cada platô foram calculadas no programa Arcview 3.3 (ESRI, 2006), com a extensão “Distance Matrix of Point Features”.

Para avaliar a correlação entre a similaridade florística e distância geográfica entre os platôs e entre as parcelas de cada platô foi usado o teste de Mantel, e a significância das correlações foi testada através do teste de Monte Carlo com 2.000 permutações aleatórias usando o programa PCORD 4 (MCCUNE & MEFFORD, 1999).

¹ Para a análise de variância foram consideradas espécies raras aquelas que tinham somente um indivíduo representado nas parcelas.

5. RESULTADOS

5.1. FLORÍSTICA

Nas 123 parcelas amostradas nesta dissertação foram encontrados 15.679 indivíduos totalizando 929 espécies. A riqueza por platô variou de 277 a 401 espécies; a densidade variou entre 2.244 a 2.859 árvores por platô; o índice de diversidade de Shannon entre 4,2 e 5,02 e a área basal entre 106,5 a 170,6 m²/ha (Tabela 2).

Tabela 2 – Número total, média e erro padrão do número de espécies, número de árvores, área basal e índice de diversidade nos seis platôs analisados nesta dissertação.

Nome do platô	Área total (hectares)	Número de espécies	Número de árvores	Área basal (m ² /ha)	H' (Índice de Shannon)
Aramã	416	259	2750	114	4,59
Aviso	1436	401	2714	170,6	5,01
Bacaba	284	277	2244	106,5	4,2
Bela Cruz	1601	379	2812	155,8	4,84
Saracá-oeste	364	320	2300	152,7	5,02
Teófilo	784	325	2859	169	4,74
Total	4885	929	15679	868,5	5,43
Média	814,2	327	2613	144,8	4,7
Erro padrão	234,4	22,6	110	11,3	0,12

O número de espécies raras, ou seja, aquelas que ocorreram com um indivíduo na amostra dos seis platôs variou de 63 a 113, totalizando 218 espécies (Tabela 3). O número de espécies raras compartilhadas, ou seja, aquelas que ocorreram tanto em um quanto em outro platô, variaram de 3 a 13 espécies e a distância entre platôs variou de 5,1 a 23,7 km. (Tabela 4).

O coeficiente de correlação de Pearson mostrou uma correlação negativa fraca entre o número de espécies raras compartilhadas e a distância geográfica entre os platôs ($r = -0,27$).

Tabela 3 – Riqueza total, número de espécies raras e a porcentagem destas nos platôs analisados nesta dissertação.

Nome dos platôs	Número total de espécies	Número de espécies raras	% de espécies raras
Aramã	259	63	24,3
Aviso	401	104	25,9
Bacaba	277	64	23,1
Bela Cruz	379	113	29,8
Saracá-oeste	320	87	27,2
Teófilo	325	92	28,3
Total	929	218	23,5

Tabela 4 - Número de espécies raras compartilhadas e a distância entre os seis platôs amostrados.

Platôs	Número de espécies raras compartilhadas	Distância entre os platôs (Km)
Aviso/Bela Cruz	13	5,1
Aviso/Saracá	11	7,8
Aviso/Teófilo	11	10
Aviso/Bacaba	9	14,1
Aviso/Aramã	7	13,5
Bela Cruz/Saracá	13	12,7
Bela Cruz/Teófilo	10	8,2
Bela Cruz/Bacaba	11	16
Bela Cruz/Aramã	7	12
Saracá/Teófilo	8	15
Saracá/Bacaba	3	16,1
Saracá/Aramã	4	19,5
Teófilo/Bacaba	11	23,7
Teófilo/Aramã	9	20,9
Bacaba/Aramã	4	9,6

5.2. ESTRUTURA DA COMUNIDADE

As dez espécies com maior densidade e frequência relativas variaram entre os seis platôs amostrados neste estudo (Tabelas 5 e 6).

As dez espécies com maiores densidades relativas ocupam entre 28,1% a 44,8% do total de indivíduos, sendo que somente duas espécies foram comuns a todos os platôs inventariados (Tabela 5).

As dez espécies de maiores frequências relativas ocupam entre 12,2% a 16% da frequência total e somente duas espécies foram comuns com relação a esse parâmetro nos platôs, com exceção do platô Saracá-oeste onde estas espécies não apareceram (Tabela 6).

Tabela 5 – As dez espécies que apresentaram maiores valores de densidade relativa (DR) nos seis platôs analisados. Em negrito as espécies que foram comuns aos seis platôs.

Platô Aramã		Platô Aviso		Platô Bacaba	
Espécie	DR	Espécie	DR	Espécie	DR
<i>Geissospermum sericeum</i> Benth. & Hook. F. ex Miers	6,04	<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.	12,64	<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.	25,18
<i>Croton lanjouwensis</i> Jabl.	5,96	<i>Geissospermum sericeum</i> Benth. & Hook. F. ex Miers	3,65	<i>Byrsonima densa</i> (Poir.) DC.	3,12
<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.	5,71	<i>Pouteria prancei</i> Pires	2,62	<i>Rinorea riana</i> Kuntze	2,72
<i>Pouteria petiolata</i> T.D. Penn.	3,35	<i>Rinorea racemosa</i> (Mart.) Kuntze	2,06	<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze	2,63
<i>Virola michelii</i> Heckel	2,8	<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A. Mori	1,99	<i>Geissospermum sericeum</i> Benth. & Hook. F. ex Miers	2,32
<i>Poecilanthe effusa</i> (Huber) Ducke	2,62	<i>Protium hebetatum</i> D.C. Daly	1,99	<i>Cordia bicolor</i> A. DC.	2,09
<i>Protium amazonicum</i> (Cuatrec.) D.C. Daly	2,55	<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze	1,95	<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana	1,87
<i>Attalea maripa</i> (Aubl.) Mart.	2,33	<i>Paypayrola grandiflora</i> Tul.	1,69	<i>Virola michelii</i> Heckel	1,69
<i>Protium tenuifolium</i> (Engl.) Engl.	2,18	<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	1,58	<i>Pouteria krukovii</i> (A.C. Sm.) Baehni	1,65
<i>Pouteria venosa</i> (Mart.) Baehni <i>ssp. venosa</i>	2,11	<i>Pouteria anomala</i> (Pires) T.D. Penn.	1,44	<i>Croton trombetensis</i> Secco, P.E. Berry & N.A. Rosa	1,52
Total	35,7	Total	31,6	Total	44,8
Demais espécies	64,4	Demais espécies	68,4	Demais espécies	55,2

Platô Bela Cruz		Platô Saracá-oeste		Platô Teófilo	
Espécie	DR	Espécie	DR	Espécie	DR
<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.	11,31	<i>Rinorea riana</i> Kuntze	4,17	<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.	12,17
<i>Geissospermum sericeum</i> Benth. & Hook. F. ex Miers	5,19	<i>Eschweilera amazônica</i> R. Knuth	3,83	<i>Geissospermum sericeum</i> Benth. & Hook. F. ex Miers	3,46
<i>Rinorea racemosa</i> (Mart.) Kuntze	3,98	<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	3,78	<i>Rinorea racemosa racemosa</i> (Mart.) Kuntze	2,73
<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze	3,49	<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	3,17	<i>Protium amazonicum</i> (Cuatrec.) D.C. Daly	2,62
<i>Swartzia recurva</i> Poepp.	2,67	<i>Rinorea racemosa</i> (Mart.) Kuntze	2,83	<i>Candolleodendron brachystachy</i> (DC.) R.S. Cowan	2,59
<i>Protium apiculatum</i> Swart	2,45	<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A. Mori	2,61	<i>Protium hebetatum</i> D.C. Daly	2,45
<i>Pouteria krukovii</i> (A.C. Sm.) Baehni	1,88	<i>Licania impressa</i> Prance	2,17	<i>Protium paniculatum</i> Engl.	2,38
<i>Protium paniculatum</i> Engl.	1,88	<i>Geissospermum sericeum</i> Benth. & Hook. F. ex Miers	2	<i>Swartzia recurva</i> Engl.	2,24
<i>Virola michelii</i> Heckel	1,67	<i>Eschweilera grandiflora</i> (Aubl.) Sandwith	1,78	<i>Eschweilera atropetiolata</i> S.A. Mori	1,96
<i>Neobroma glaucum</i> H. Karst.	1,56	<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.	1,74	<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze	1,96
Total	36,1	Total	28,1	Total	34,6
Demais espécies	63,9	Demais espécies	71,9	Demais espécies	65,4

Tabela 6 - As dez espécies que apresentaram maiores valores de frequência relativa (FR) nos seis platôs analisados. Em negrito as espécies que foram comuns aos seis platôs.

Platô Aramã		Platô Aviso		Platô Bacaba	
Espécie	FR	Espécie	FR	Espécie	FR
<i>Croton lanjouwensis</i> Jabl.	1,69	<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.	1,44	<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.	1,92
<i>Protium amazonicum</i> (Cuatrec.) D.C. Daly	1,69	<i>Geissospermum sericeum</i> Benth. & Hook. F. ex Miers	1,44	<i>Rinorea riana</i> Kuntze	1,92
<i>Geissospermum sericeum</i> Benth Hook. F. ex Miers	1,6	<i>Rinorea racemosa</i> (Mart.) Kuntze	1,44	<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze	1,81
<i>Protium tenuifolium</i> (Engl.) Engl.	1,6	<i>Protium hebetatum</i> D.C. Daly	1,37	<i>Bellucia glossularioides</i> (L.) Triana	1,81
<i>Virola michelii</i> Heckel	1,52	<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A. Mori	1,17	<i>Croton trombetensis</i> Secco, P.E. Berry & N.A. Rosa	1,71
<i>Pouteria venosa</i> (Mart.) Baehni <i>ssp. venosa</i>	1,52	<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze	1,17	<i>Protium tenuifolium</i> (Engl.) Engl.	1,49
<i>Rinorea racemosa</i> (Mart.) Kuntze	1,52	<i>Pouteria prancei</i> Pires	1,1	<i>Geissospermum sericeum</i> Benth. & Hook. F. ex Miers	1,39
<i>Protium paniculatum</i> Engl.	1,43	<i>Guatteria poeppigiana</i> Mart.	1,1	<i>Attalea maripa</i> (Aubl.) Mart.	1,39
<i>Bocageopsis multiflora</i> (Mart.) R.E. Fr.	1,35	<i>Pouteria anomala</i> (Pires) T.D. Penn.	1,03	<i>Virola michelii</i> Heckel	1,28
<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze	1,35	<i>Pouteria heterosepala</i> Pires	0,96	<i>Laetia procera</i> (Poepp.) Eichler	1,28
Total	15,3	Total	12,2	Total	16
Demais espécies	84,7	Demais espécies	87,8	Demais espécies	84

Platô Bela Cruz		Platô Saracá-oeste		Platô Teófilo	
Espécie	FR	Espécie	FR	Espécie	FR
<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.	1,56	<i>Rinorea racemosa</i> (Mart.) Kuntze	1,44	<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.	1,58
<i>Swartzia recurva</i> Poepp.	1,49	<i>Eschweilera grandiflora</i> (Aubl.) Sandwith	1,37	<i>Geissospermum sericeum</i> Benth. & Hook. F. ex Miers	1,58
<i>Geissospermum sericeum</i> Benth Hook. F. ex Miers	1,35	<i>Licania octandra</i> (Hoffmanns ex Roem. & Schult.) Kuntze	1,37	<i>Protium amazonicum</i> (Cuatrec.) D.C. Daly	1,58
<i>Pouteria krukovii</i> (A.C. Sm.) Baehni	1,28	<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	1,29	<i>Protium paniculatum</i> var. <i>riedelianum</i> (Engl.) D.C. Daly	1,5
<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze	1,21	<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	1,29	<i>Rinorea racemosa</i> (Mart.) Kuntze	1,36
<i>Protium paniculatum</i> Engl.	1,21	<i>Eschweilera amazonica</i> R. Knuth	1,22	<i>Swartzia recurva</i> Poepp.	1,36
<i>Protium apiculatum</i> Swart	1,14	<i>Ecclinusa guianensis</i> Eyma	1,15	<i>Eschweilera atropetiolata</i> S.A. Mori	1,36
<i>Theobroma glaucum</i> H. Karst.	1,14	<i>Pouteria prancei</i> Pires	1,15	<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	1,29
<i>Protium tenuifolium</i> (Engl.) Engl.	1,14	<i>Pouteria krukovii</i> (A.C. Sm.) Baehni	1,15	<i>Aniba canelilla</i> (Kunth) Mez	1,29
<i>Poecilanthus effusa</i> (Huber) Ducke	1,07	<i>Rinorea riana</i> Kuntze	1,08	<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze	1,22
Total	12,6	Total	12,5	Total	14,1
Demais espécies	87,4	Demais espécies	87,49	Demais espécies	85,88

A maioria das espécies apresentou baixa frequência absoluta nas 123 parcelas amostradas, um padrão típico para a floresta Amazônica. Do total de 929 espécies, 753 (81% do total) ocorreram em menos de 10% do total de parcelas, sendo desta forma considerada espécies de baixa frequência (Figura 11).

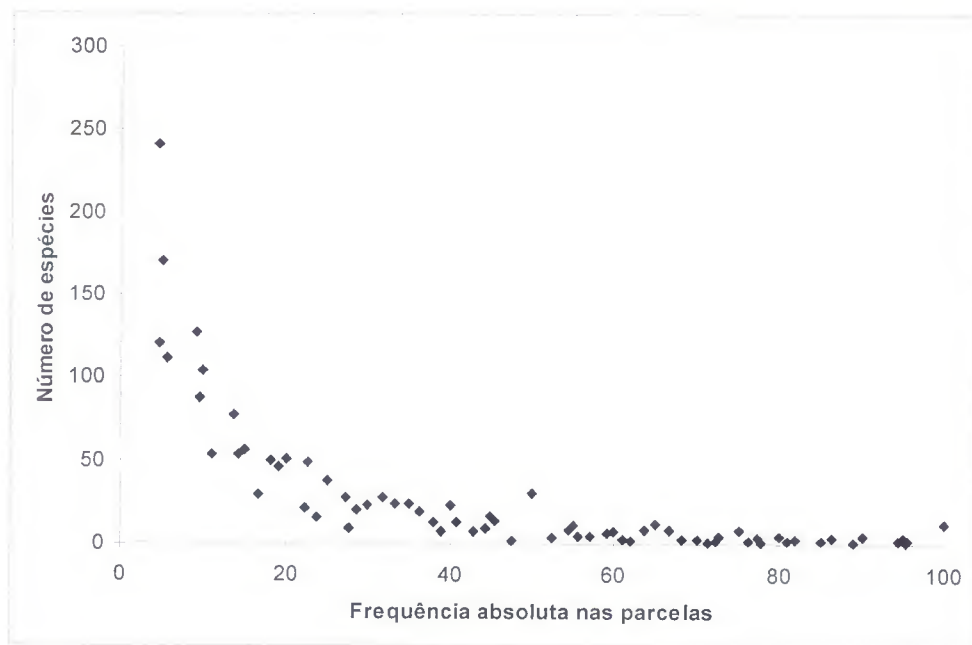


Figura 11 - Frequência absoluta das espécies nas 123 parcelas analisadas neste estudo.

5.3. CURVAS DE DISTRIBUIÇÃO DE ABUNDÂNCIA

As abundâncias das espécies nos seis platôs analisados apresentaram distribuição caracteristicamente lognormal, onde pouquíssimas espécies foram muito abundantes, algumas com abundâncias intermediárias e a maioria mostrou baixa abundância (Figura 12).

As espécies que aparecem com menos de dez indivíduos na amostragem corresponderam entre 75% (platô Aramã) a 86% (Platô Aviso) da riqueza de cada platô.

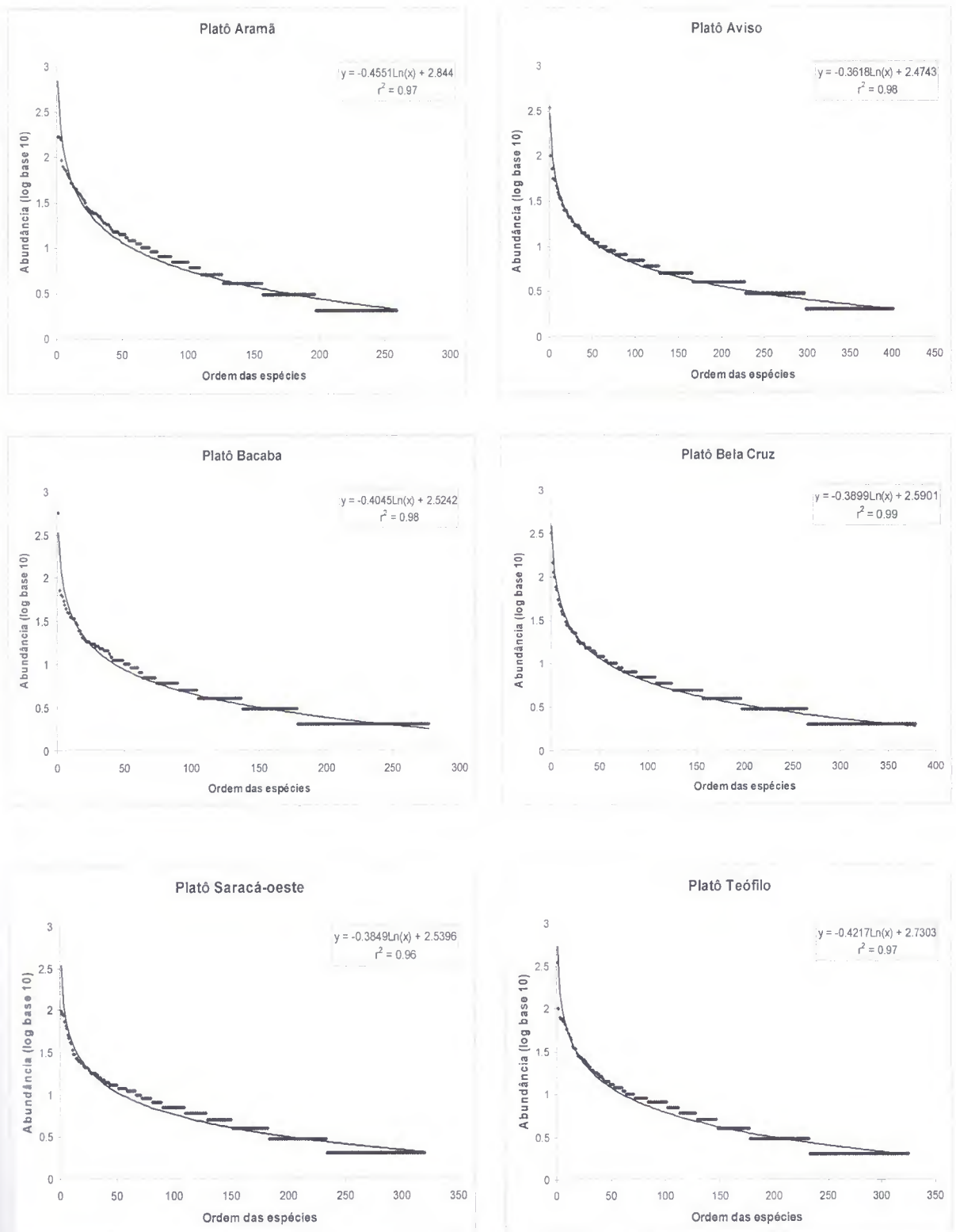
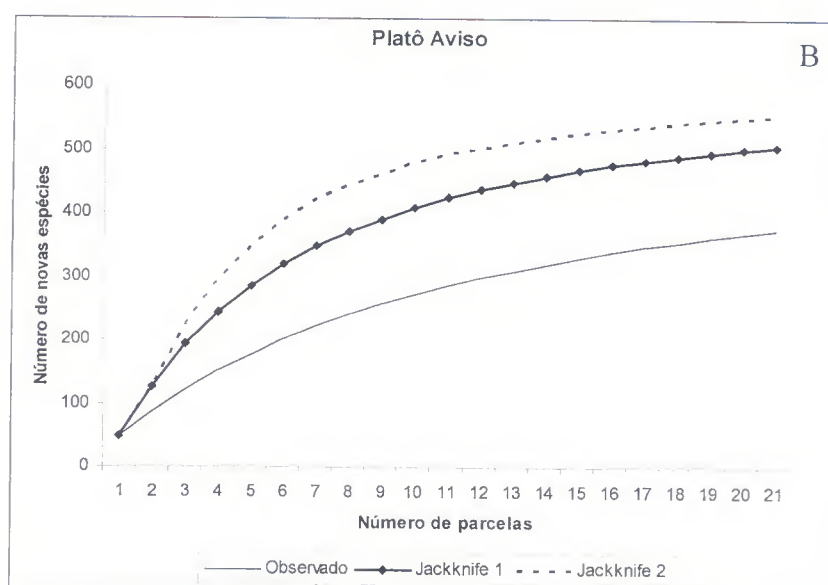
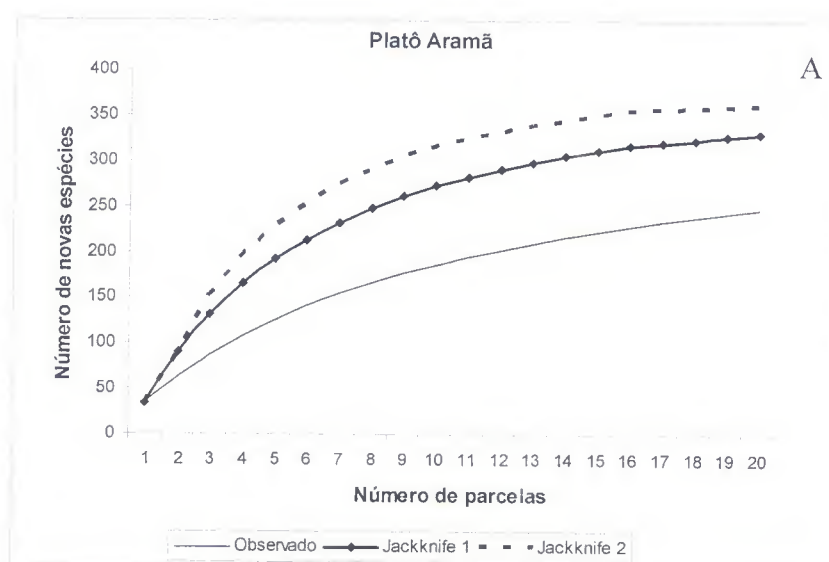
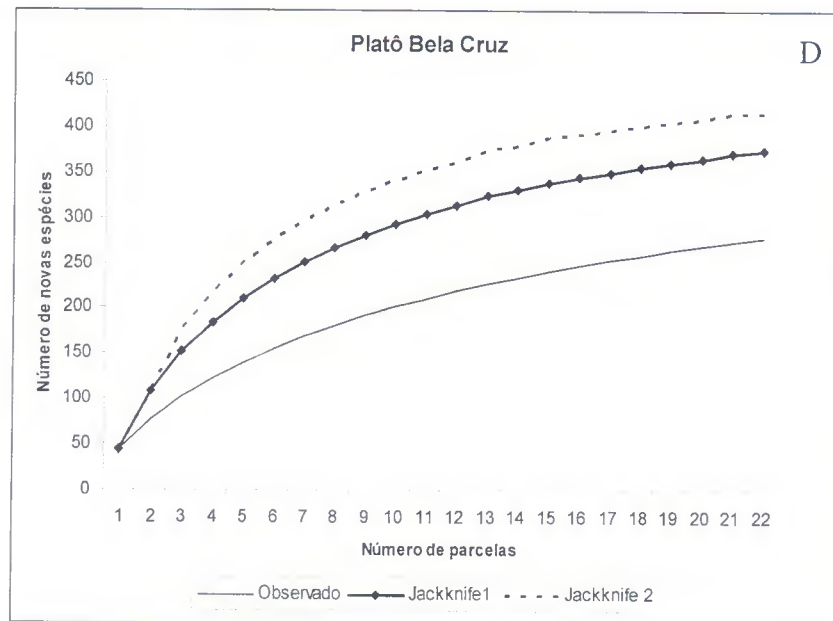
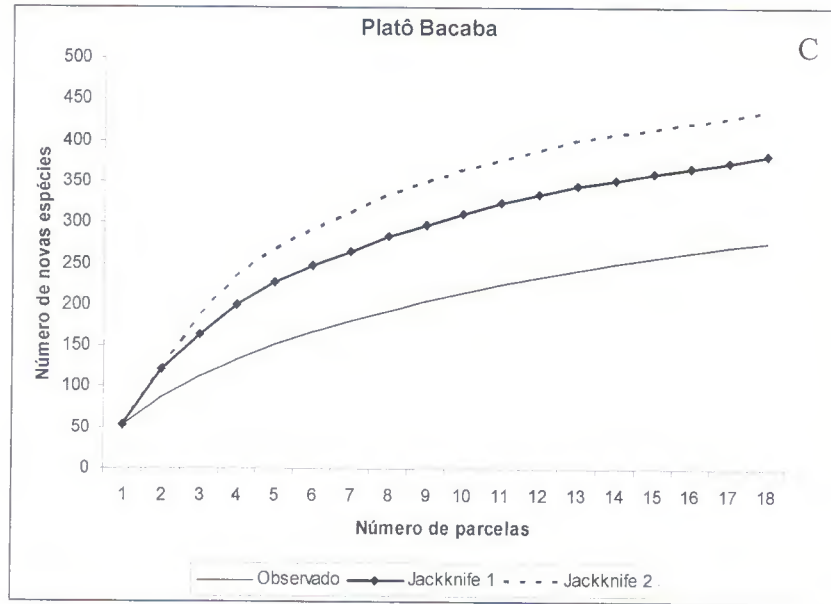


Figura 12 – Curva de distribuição de abundância das espécies arbóreas nos seis platôs analisados.

5.4. CURVA DO COLETOR E ESTIMADORES DE RIQUEZA

As curvas cumulativas de espécies não exibiram tendência de assíntota nos seis platôs analisados, sendo esta uma tendência também mostrada pelos estimadores de riqueza utilizados nesta dissertação (Figura 13A a 13F).





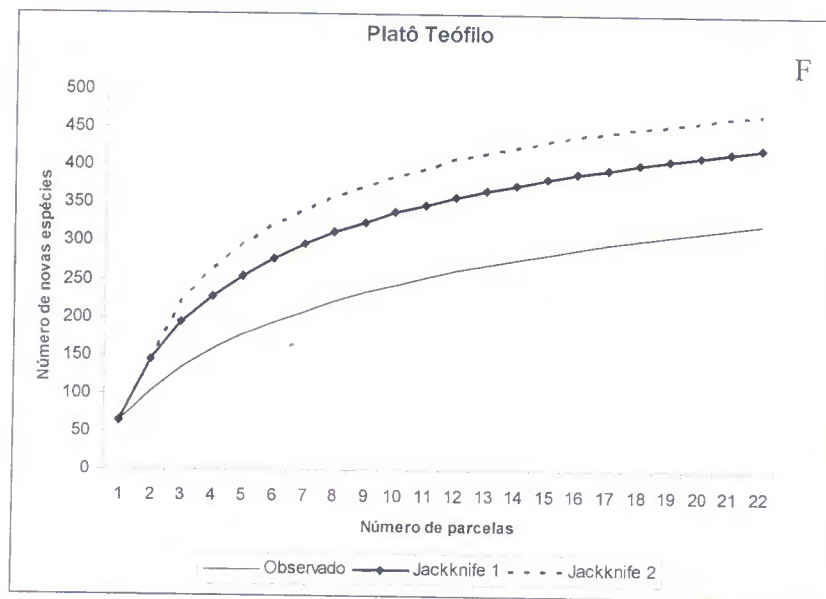
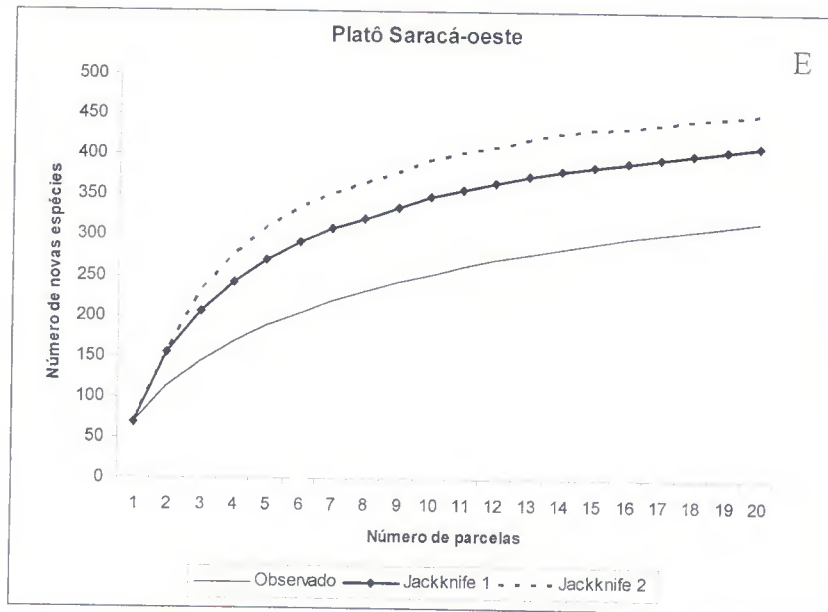


Figura 13 - Curva cumulativa de novas espécies (valor observado) e curvas dos estimadores de riqueza (Jackknife 1 e 2) nas parcelas avaliadas.

A proporção entre o número de espécies observadas em relação às obtidas pelos estimadores Jackknife 1 e 2 variou de 64% a 79% e 58% a 72%, respectivamente (Tabela 7).

Tabela 7 – Número estimado de espécies utilizando os estimadores de riqueza Jackknife 1 e Jackknife 2 para os seis platôs analisados neste estudo.

Platôs	Riqueza total nas parcelas analisadas	Nº de espécies estimadas - Jackknife 1	% de espécies	Nº de espécies estimadas - Jackknife 2	% de espécies
Aramã	259	331	78	361	71
Aviso	401	505	79	552	72
Bacaba	277	382	73	436	64
Bela Cruz	379	508	75	572	66
Saracá	320	505	64	552	58
Teófilo	325	425	76	470	69

5.5. ESTRUTURA DIAMÉTRICA

A proporção de árvores em relação às classes de diâmetro nos platôs analisados nesta dissertação apresentou-se com o padrão de 'J' invertido, característico de florestas não perturbadas, caracterizados pela grande proporção de árvores nas primeiras classes de diâmetro e tendo diminuição exponencial desta proporção com o aumento das classes de diâmetro (Figura 14A a 14F).

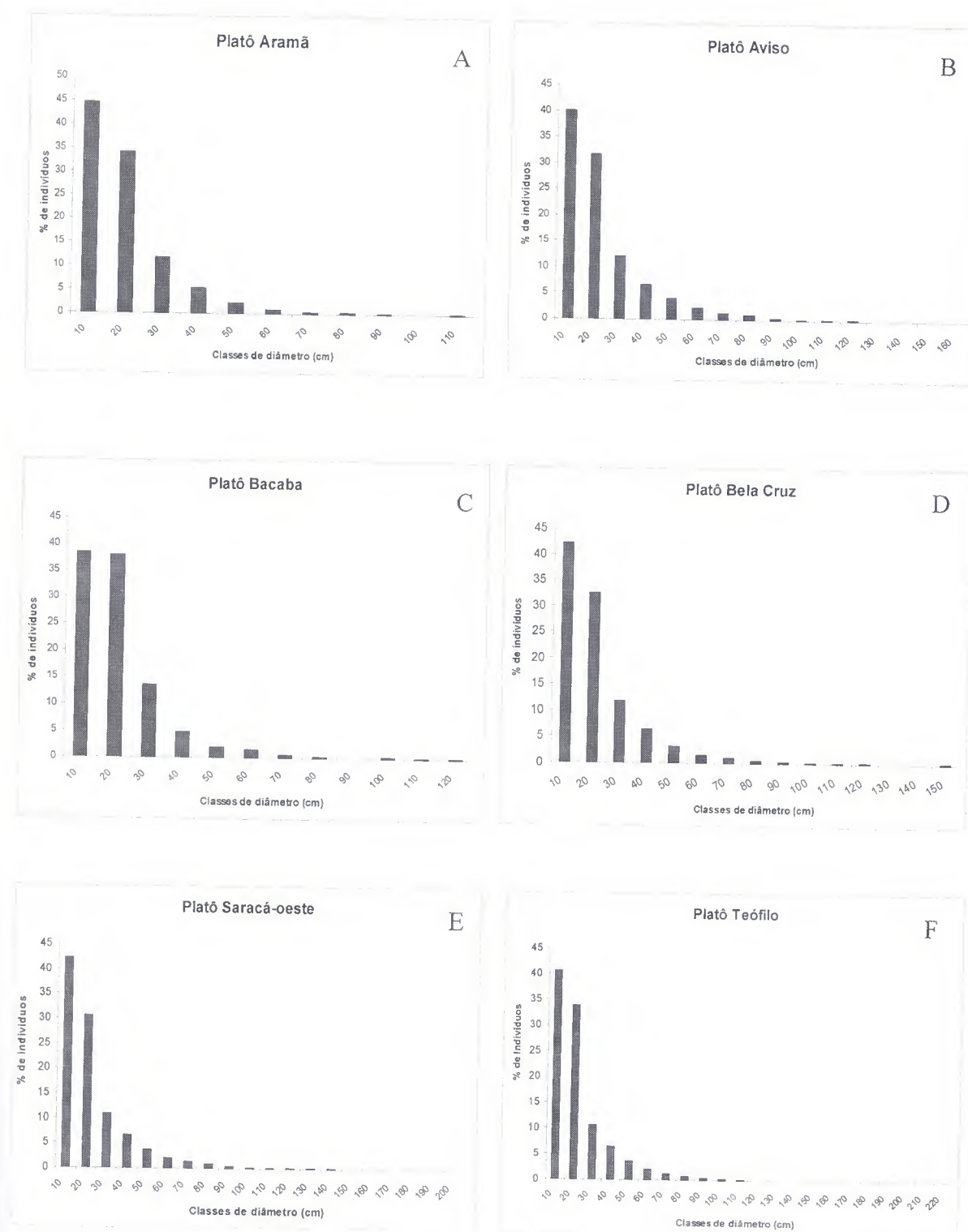


Figura 14 – Relação entre a proporção de árvores em função do aumento das classes de diâmetro nas parcelas analisadas nos platôs.

5.6. RIQUEZA DE ESPÉCIES ENTRE PLATÔS

Houve relação significativa entre o número de espécies e o tamanho do platô nas parcelas analisadas nesta dissertação ($r^2=0,81$; $F_{[1;4]}=17,7$; $p=0,001$) (Figura 15).

Houve variação significativa no número de espécies por metro quadrado de área entre os seis platôs analisados ($F_{[5;117]}=14,07$; $p=0,001$) (Figura 16). O teste de Tukey mostrou que as diferenças ocorreram entre os platôs Aramã/Aviso ($p= 0,001$), Saracá-oeste/Aramã ($p= 0,001$), Aviso/Bacaba ($p= 0,0001$), Bela Cruz/Bacaba ($p= 0,0001$), Bacaba/Saracá-oeste ($p= 0,0001$), Bacaba/Teófilo ($p= 0,0001$).

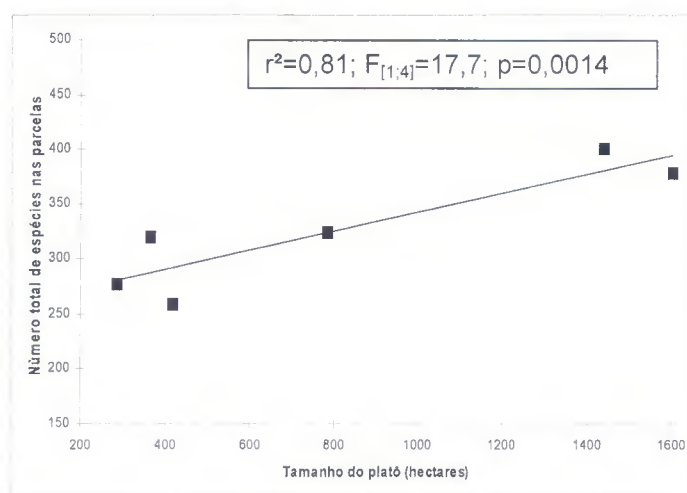


Figura 15 – Relação do número total de espécies amostradas nas parcelas analisadas neste estudo em relação ao tamanho dos platôs.

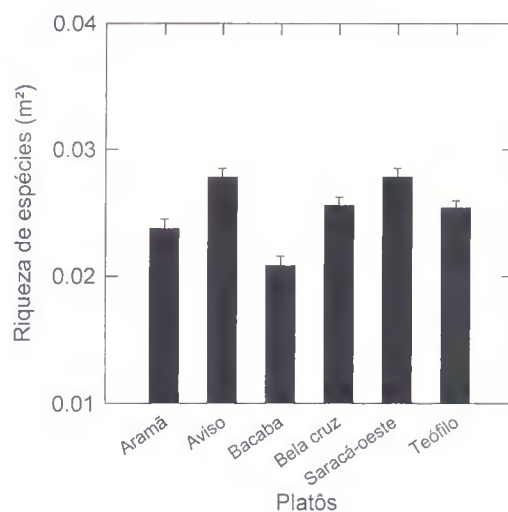


Figura 16 – Média e desvio padrão da riqueza de espécies por metro quadrado observados nos platôs analisados neste estudo.

Houve variação significativa entre a riqueza de espécies nos seis platôs analisados neste estudo ($F_{[5;117]}= 14.07$; $P=0.001$) (Figura 17 e Tabela 8).

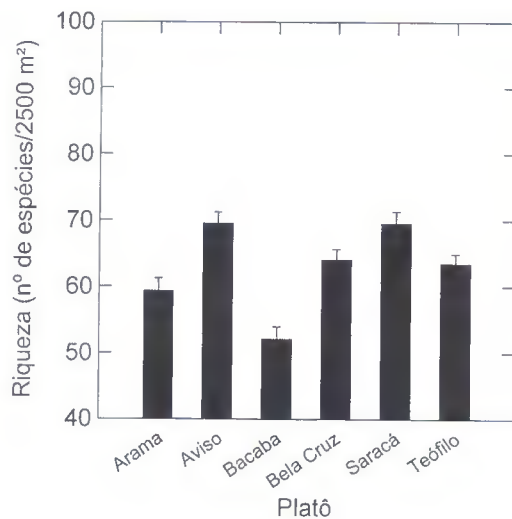


Figura 17 - Média e desvio padrão da riqueza de espécies observada nos platôs analisados neste estudo.

Houve diferença significativa da diversidade de espécies nos seis platôs analisados $F_{[5,17]}= 18.04$; $P=0.001$ (Figura 18 e Tabela 8).

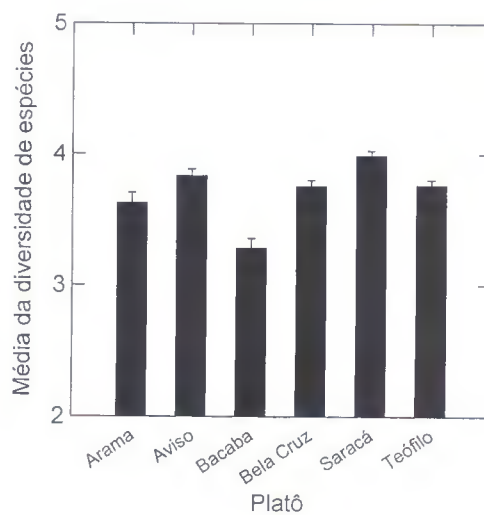


Figura 18 - Média e desvio padrão da diversidade de espécies nos seis platôs analisados neste estudo.

Houve variação significativa do número de espécies raras entre os platôs analisados ($F_{[5;17]}= 15.3$; $P=0.001$) (Figura 19 e Tabela 8).

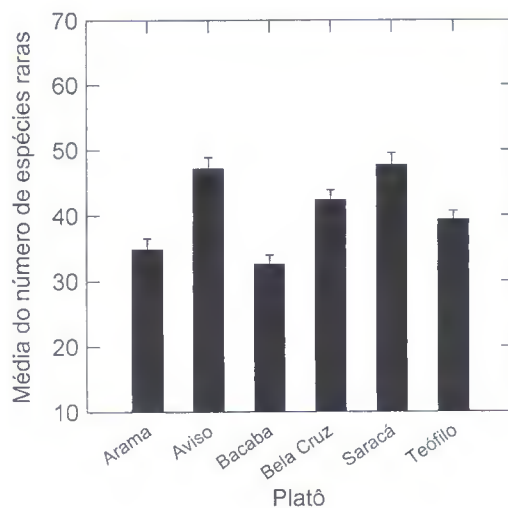


Figura 19 – Média e desvio padrão do número de espécies raras por platô analisado.

Houve diferença significativa na densidade de indivíduos nos seis platôs analisados neste estudo ($F_{[5;117]}= 4.331$; $P=0.001$) (Figura 20 e Tabela 8).

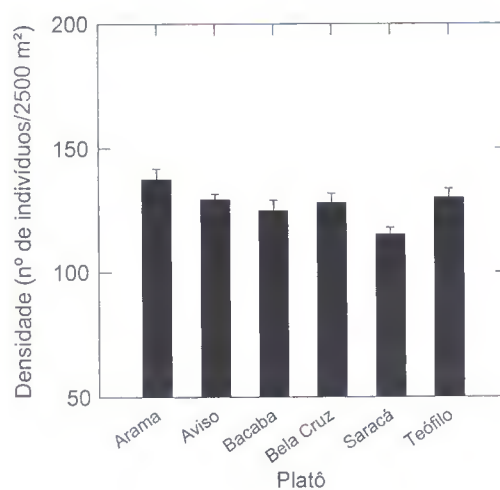


Figura 20 – Média e desvio padrão da densidade média de indivíduos nos platôs analisados neste estudo.

Tabela 8 - Matriz de pares de comparação da probabilidade estatística entre os platôs analisados neste estudo (Tukey), em relação à riqueza (R), diversidade (H'), número de espécies raras (ER) e densidade (D).

	Aramã				Aviso				Bacaba				Bela Cruz				Saracá-oeste				Teófilo			
	R	H'	ER	D	R	H'	ER	D	R	H'	ER	D	R	H'	ER	D	R	H'	ER	D	R	H'	ER	D
Aramã					*	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	*	*	*	*	ns	ns	ns	ns
Aviso	*	ns	*	ns					*	*	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns
Bacaba	ns	*	ns	ns	*	*	*	ns					*	*	*	ns	*	*	*	ns	*	*	ns	ns
Bela Cruz	ns		*	ns	ns	ns	ns	ns	*	*	*	ns					ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Saracá	*	*	*	*	ns	ns	ns	ns	*	*	*	ns	ns	*	ns	ns					ns	ns	*	*
Teófilo	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	*	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	*				

Nota: * Foi significativo (<0,05); 'ns' não foi significativo.

5.7. SIMILARIDADE DE ESPÉCIES DENTRO DOS PLATÔS

Houve correlação significativa negativa entre a similaridade florística e a distância geográfica nas parcelas analisadas no platô Aramã ($r = -0,57$; $p = 0,0001$) (Figura 21).

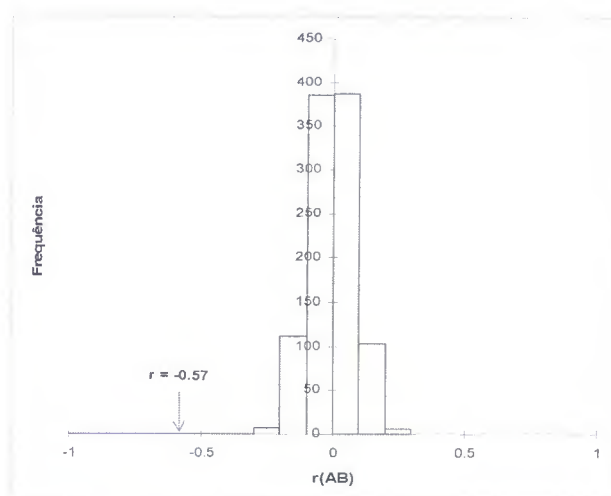


Figura 21 – Histograma do teste de Mantel obtido pela comparação da matriz de similaridade do índice de Sorensen (A) e a distância geográfica (B) nas parcelas analisadas no Platô Aramã.

Houve correlação significativa negativa entre a similaridade florística e a distância geográfica nas parcelas analisadas no Platô Aviso ($r = -0,28$; $p = 0,0001$) (Figura 22).

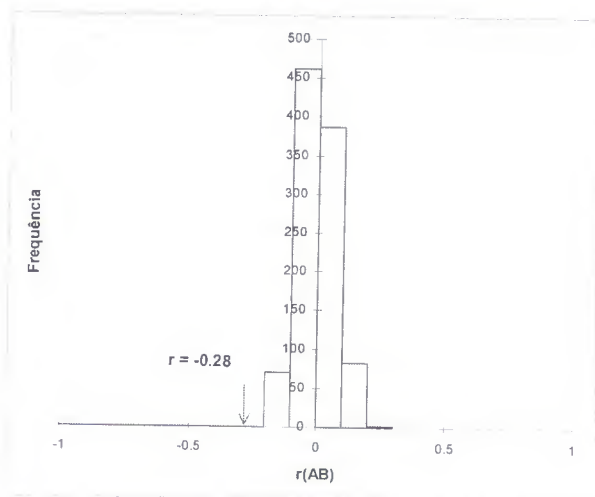


Figura 22 – Histograma do teste de Mantel obtido pela comparação da matriz de similaridade do índice de Sorensen (A) em função da distância geográfica (B) nas parcelas inventariadas no Platô Aviso.

Houve correlação significativa negativa entre a similaridade florística e a distância geográfica nas parcelas analisadas no Platô Bacaba ($r = -0,47$; $p = 0,0001$) (Figura 23).

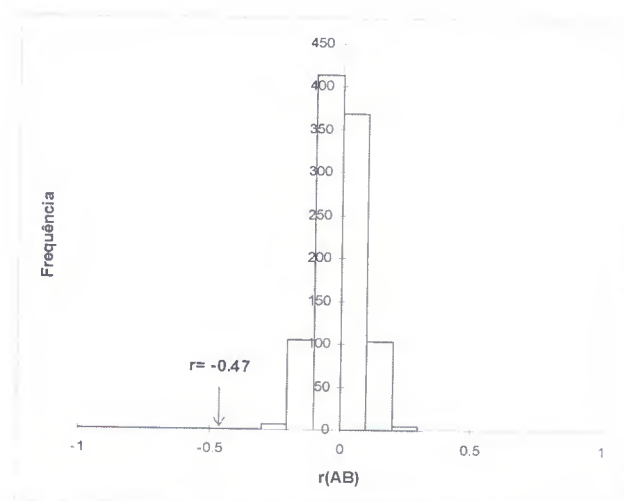


Figura 23 – Histograma do teste de Mantel obtido pela comparação da matriz de similaridade do índice de Sorensen (A) em função da distância geográfica (B) nas parcelas analisadas no Platô Bacaba.

Houve correlação significativa negativa entre a similaridade florística e a distância geográfica nas parcelas analisadas no Platô Bela Cruz ($r = -0,51$; $p = 0,0001$) (Figura 24).

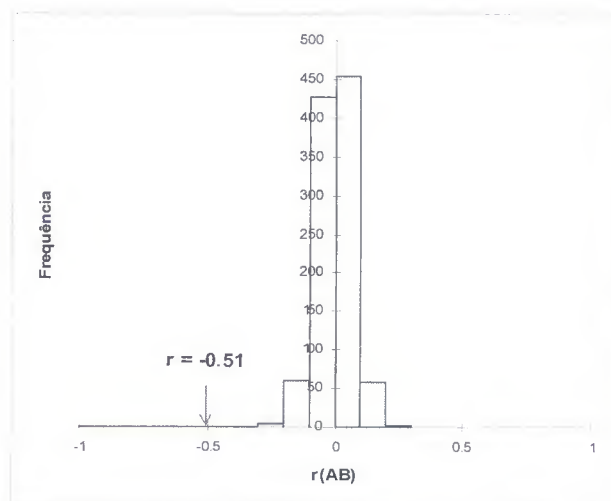


Figura 24 – Histograma do teste de Mantel obtido pela comparação da matriz de similaridade do índice de Sorensen (A) em função da distância geográfica (B) nas parcelas analisadas no Platô Bela Cruz.

Houve correlação significativa negativa entre a similaridade florística e a distância geográfica nas parcelas analisadas no Platô Saracá-oeste ($r = -0,46$; $p = 0,0001$) (Figura 25).

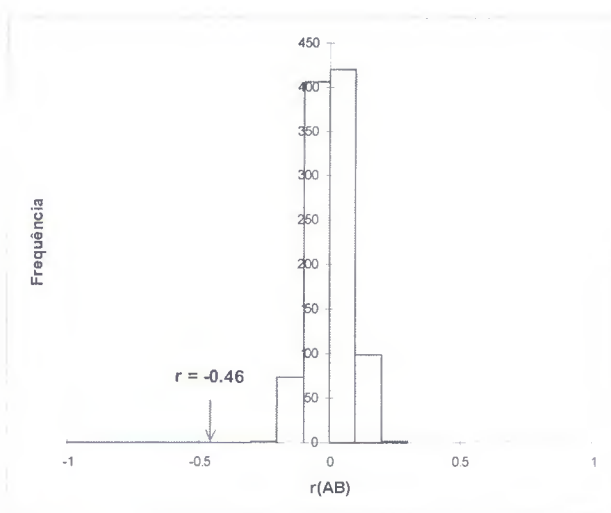


Figura 25 – Histograma do teste de Mantel obtido pela comparação da matriz de similaridade do índice de Sorensen (A) em função da distância geográfica (B) nas parcelas analisadas no Platô Saracá-Oeste.

Houve correlação significativa negativa entre a similaridade florística e a distância geográfica entre as parcelas analisadas no Platô Teófilo ($r = -0,39$; $p = 0,0001$) (Figura 26).

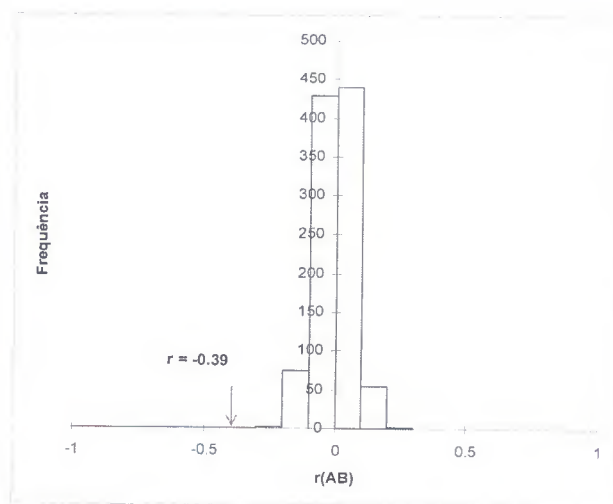


Figura 26 – Histograma do teste de Mantel obtido pela comparação da matriz de similaridade do índice de Sorensen (A) em função da distância geográfica (B) nas parcelas analisadas no Platô Teófilo.

5.8. SIMILARIDADE DE ESPÉCIES ENTRE PLATÔS

Houve uma tendência de diminuição da similaridade florística com o aumento da distância geográfica entre os platôs analisados (Figura 27).

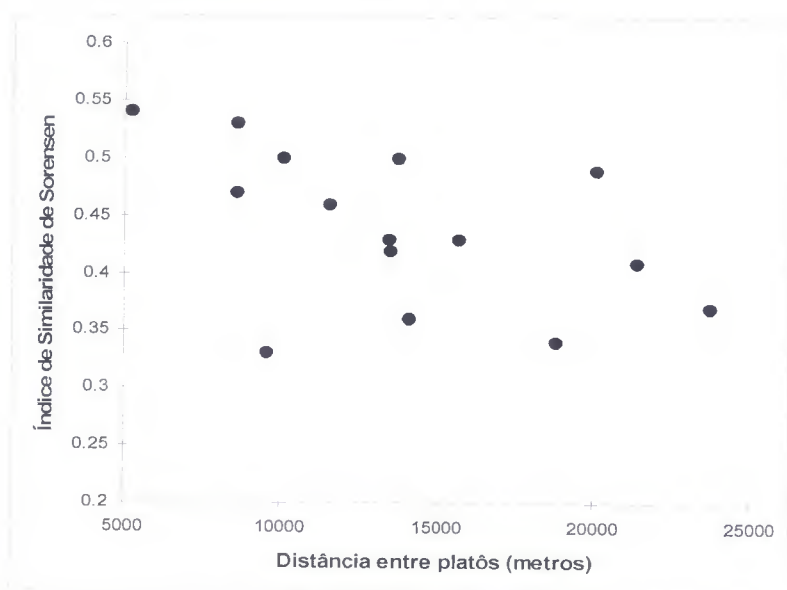


Figura 27 – Relação entre o índice de similaridade de Sorensen em função da distância geográfica entre os platôs analisados neste estudo.

Assim como ocorreu entre as parcelas dentro de cada platô, houve também correlação significativa negativa entre a similaridade florística e a distância geográfica entre os seis platôs ($r = -0,49$; $p = 0,0001$) (Figura 28).

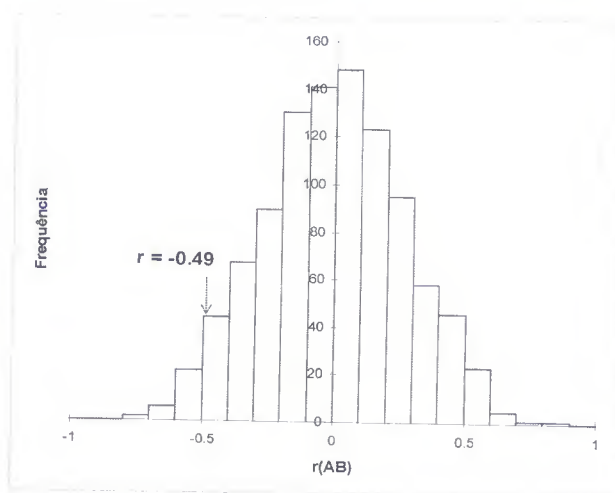


Figura 28 – Histograma do teste de Mantel obtido pela comparação da matriz de similaridade do índice de Sorensen (A) em função da distância geográfica (B) nas parcelas analisadas entre os seis platôs.

6. DISCUSSÃO

Os padrões de riqueza de espécies, densidade, diversidade e área basal encontrados neste estudo estão dentro do esperado para uma floresta ombrófila densa não alterada na Amazônia brasileira (CAMPBELL *et al.*, 1986; AMARAL *et al.*, 2000; LIMA FILHO *et al.*, 2001).

A distribuição do número de indivíduos em classes de diâmetro nos seis platôs mostrou o padrão em 'J' invertido esperada para florestas não perturbadas, representada pelo grande número de espécies que não ultrapassam as primeiras classes de diâmetro por causa de características genéticas específicas dessas espécies (JARDIM & HOSOKAWA, 1986, 1987).

Por exemplo, plantas pioneiras arbóreas de florestas tropicais podem apresentar diferentes padrões de crescimento, com maior investimento em altura sugerindo competição pela garantia de espaço no dossel durante a sucessão, e outro mais ligado ao crescimento em diâmetro de fuste e copa para ocupação do espaço horizontal (FONTES, 1999).

Além disso, diferenças entre padrões de estabelecimento e crescimento de espécies de plantas de florestas tropicais refletem diferentes estratégias para alocação de recursos com estratégias para ocupação de diferentes microhabitats, ou podem apresentar variações de tamanho e forma de acordo com o habitat específico (O'BRIEN *et al.*, 1995).

As diferenças entre os platôs com relação às espécies que apresentaram maiores valores de densidade e frequência relativa é resultado da complexidade que existe das numerosas combinações possíveis entre os diferentes fatores ambientais; essa complexidade vai refletir na composição florística e distribuição das plantas (MACIEL, 1998).

A densidade relativa determina o tamanho das populações que compõem uma comunidade, e os valores de frequência estão diretamente ligados à abundância e ao padrão de distribuição das espécies (MUNIZ *et al.*, 1994). Neste estudo as dez espécies que apresentaram os maiores valores para esses parâmetros, respectivamente, representaram entre 28,1% a 44,8% e entre 12,2% a 16%, isto reflete o que ocorre na floresta ombrófila densa Amazônica onde a maioria das espécies são raras.

A riqueza de espécies por platô foi alta e a densidade é desigual com alta concentração de indivíduos distribuídos em poucas espécies, e um grande número de espécies sendo representadas com um número reduzido de indivíduos ou mesmo espécies representadas por somente um indivíduo, consideradas raras localmente.

Este padrão é confirmado pelas curvas do coletor, onde dificilmente a assíntota é atingida, devido ao grande número de espécies de baixa densidade e frequência em levantamentos realizados em florestas densas nos trópicos (OLIVEIRA & AMARAL, 2004).

A dominância de poucas espécies em comunidades é uma das poucas leis gerais em ecologia (MCGILL *et al.*, 2007), e este modelo é coerente com o encontrado nas curvas de distribuição de abundância das espécies nos seis platôs mostrando que a riqueza de espécies nos platôs é determinada pelo grande número de espécies raras.

Esta dissertação é pioneira na Amazônia brasileira em testar que existe variação na riqueza e composição de espécies arbóreas em uma escala local (dentro dos platôs) e regional (entre platôs).

Diversos autores têm demonstrado que existe uma relação negativa entre a similaridade florística de plantas em relação à distância geográfica (SCUDELLER *et al.* 2001; CONDIT *et al.*, 2002; CARNEIRO & VALERIANO, 2003). A correlação significativa e negativa da similaridade de espécies em relação à distância geográfica entre platôs e dentro dos platôs está associada ao grande número de espécies com baixa densidade e frequência, consideradas raras, demonstrando o padrão comumente encontrado nas florestas ombrófila densas da Amazônia que é a baixa similaridade florística entre parcelas (OLIVEIRA, 1997; FERREIRA & PRANCE, 1998; ALMEIDA *et al.*, 2003).

O número de espécies raras compartilhadas entre os seis platôs foi muito baixo (entre 3 a 13 espécies), mostrando como é fundamental a determinação do conjunto dessas espécies para a caracterização dos platôs, pois o grande número de espécies raras influencia diretamente no aumento da diversidade beta (GOMES *et al.*, 2004).

A variação significativa na riqueza total, diversidade, densidade e número de espécies raras entre os seis platôs está relacionada à influência da diversidade beta, e isto está associado ao efeito espacial (da distância geográfica) que surge em consequência da dispersão das espécies como sugerido pela Teoria Neutra de Hubbell (2001).

Quando as taxas de dispersão são baixas, o número de espécies por sítio diminui e a similaridade entre sítios vizinhos também, conseqüentemente locais vizinhos são agrupados em blocos e a diversidade de espécies aumenta. Porém, quando as taxas de dispersão são altas, a riqueza em cada sítio vizinho também é alta, mas o número de grandes blocos de sítios diminui, aumentando a similaridade de espécies entre locais (BELL *et al.*, 2001). É evidente, no entanto, que quanto menor for a capacidade de dispersão das espécies maior será a influência da distância na diversidade beta (HUBBELL, 1999)

Os mecanismos associados à limitação de dispersão explicam que o grande número de espécies raras em florestas tropicais está associado à grande propensão que estas têm a extinção local, e são substituídas mais lentamente na comunidade do que espécies comuns (HUBBELL, 2001; MAURER & MACGILL, 2004; VOLKOV *et al.* 2005).

A diversidade alfa encontrada nas parcelas analisadas nos seis platôs neste estudo é alta. Este padrão é esperado para as florestas ombrófila densa não alagáveis na Amazônia, onde o índice de diversidade alfa (Shannon-Weaver) varia de 3,83 a 5,85 (NELSON & OLIVEIRA, 1999; OLIVEIRA & AMARAL, 2004; OLIVEIRA *et al.*, 2008).

Considerando que a influência do solo, do clima e da topografia é praticamente nula nos seis platôs, e que o efeito da distância geográfica explicou a variação através de uma correlação fraca à moderada confirmada pelos coeficientes do teste de Mantel que variaram de $r=-0,28$ a $r=-0,57$, a variação na composição de espécies dentro dos platôs pode também está relacionada a outras variáveis não testadas como, por exemplo, a abertura natural de clareiras que influenciam na distribuição e abundância de espécies pioneiras em florestas tropicais (HUBBELL *et al.*, 1999), ou outros efeitos estocásticos e competição.

A abundância de algumas espécies tende a ser mais semelhante em locais próximos e nos centros de dispersão, e essa distribuição vai diminuindo à medida que a distância aumenta das áreas fonte. Essa tendência explicaria porque a similaridade diminui entre locais com o aumento da distância geográfica em florestas tropicais (BROWN, 1984).

Com o aumento da distância geográfica entre locais condições que favorecem o crescimento e estabelecimento de plantas tornam-se mais diferentes, o que torna mais provável que espécies encontradas em um local não aconteçam em outro, ou seja, locais mais próximos tendem a ter características mais semelhantes com relação aos fatores ambientais (BELL *et al.*, 2001).

Os processos que influenciam na manutenção da diversidade de árvores em várias escalas são muitos debatidos e muitas hipóteses já foram propostas (JANZEN, 1970; HUBBELL, 2001; URIARTE & REEVE, 2003; TILMAM, 2004), todavia processos como diferenciação de nicho, dispersão, especiação e migração explicariam a grande proporção de espécies raras na Amazônia (ALONSO & MKCANE, 2004), apesar desses fatores ainda serem pouco estudados (DUIVENVOORDEN *et al.*, 2002).

Muitos estudos mostram a importância de processos dependentes de distância (dispersão), e fatores ambientais como os que dirigem a distribuição e composição de espécies em florestas tropicais, porém, a importância dos diferentes fatores varia de região para região e de acordo com escalas diferentes dentro de uma mesma região (POTTS *et al.*, 2002). Determinar a influência de diferentes processos na composição das comunidades de plantas tem importante aplicação para a conservação, planejamento e interpretação de pesquisas ecológicas (PEARMAN & WEBER, 2007).

Estudos sobre os fatores que interferem na distribuição, densidade e riqueza de espécies de plantas em florestas tropicais devem ser estimuladas, dessa forma comparações de

padrões de diferentes locais ou em diferentes gradientes poderão ser propostos para melhoria dos planejamentos e pesquisas de conservação (HOWARD *et al.*, 1998).

A análise do padrão espacial da diversidade nos platôs do Flona Sacará-Taquera mostra que a conservação da diversidade de espécies de plantas deve ser garantida pela conservação de áreas complementares nos platôs. O planejamento de estratégias para conservação da Flona deve considerar não somente dados sobre riqueza local de espécies, mas também a variação da riqueza em escala regional, pois o planejamento de estratégias para a conservação, limitado a escalas locais, corre o risco da eliminação da variação de espécies em escalas regionais.

Em áreas a serem conservadas deve ser avaliado o quanto da variação na riqueza e composição de espécies está sendo representado na região. Recomenda-se então que uma porção de área de cada platô seja preservada como uma amostra original da riqueza e diversidade dos mesmos.

A melhor estratégia para a conservação da flora dos platôs na Flona Sacará-Taquera é ter vários platôs com tamanhos variados, mas com flora complementar, do que preservar somente um platô e perder a variação da riqueza e composição de espécies de outros platôs.

A complementaridade é uma medida de extensão pelo qual uma área ou várias áreas contribuem com características não representadas a uma área já existente. A medida precisa depende dos objetivos identificados e do tipo de dado. Pode ser pensado como o número de espécies não representadas que uma nova área soma, ou como um índice de similaridade baseado no número de espécies compartilhadas e não compartilhadas entre duas áreas, assim a contribuição da nova área se faz a partir de um completo padrão multivariado gerado pela classificação e ordenação de toda área (MAGULES & PRESSEY, 2000).

O princípio da complementaridade preconiza que no processo de escolha de áreas adicionais em uma reserva é melhor escolher áreas que complementem os atributos que se pretendem conservar, como habitats e as espécies por exemplo, do que duplicar atributos desnecessários (PRESSEY *et al.*, 2000; ANACLETO *et al.*, 2005). Dessa forma, a melhor área para se conservar dentro de cada platô da Flona Sacará-Taquera será aquela que apresentar o maior conjunto de espécies raras (espécies de baixa frequência e densidade).

7. CONCLUSÃO

1. A similaridade de espécies foi correlacionada negativamente com a distância geográfica, tanto entre como dentro dos platôs; parcelas mais próximas foram mais similares em termos de composição florística estando de acordo com a Teoria Neutra de Hubbell.
2. Houve grande variação na composição de espécies entre os platôs analisados nesta dissertação e isto está relacionado à influência da diversidade beta, devido à grande proporção de espécies de baixa densidade e frequência.
3. Recomenda-se que pelo menos parte de cada platô deva ser preservada a fim de termos uma complementaridade na composição de espécies em escala regional.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMARAL, I. L. et al. Composição florística e parâmetros estruturais de um hectare de floresta densa de terra firme no rio Uatumã, Amazônia, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 30, n. 3, p. 377-392, 2000.
- ALMEIDA, S. S. et al. Inventário florístico e análise fitossociológica dos ambientes do Parque Ecológico de Gumna, Município de Santa Bárbara, PA. **Relatório Técnico**. MPEG/MCT-JICA, 2003.188p.
- ANACLETO, T. C. S. et al. Seleção de áreas de interesse ecológico através de sensoriamento remoto e de otimização matemática: um estudo de caso no município de Cocalinho, MT. **Acta Amazônica**, v. 35, n. 4, p. 437-444, 2005.
- ALONSO, D.; MCKANE, A. J. Sampling Hubbell's neutral theory of biodiversity. **Ecology Letters**, v. 7, p. 901-910, 2004.
- BELL, G. et al. Neutral macroecology. **Science**, v. 293, p. 2413-2418, 2001.
- BROWN, J. H. On the relationship between abundance and distribution of species. **The American naturalist**, v. 124, p. 255-279, 1984.
- CAMPBELL, D. G. Quantitative ecological inventory of terra firme and várzea tropical forest on the Rio Xingú, Brazilian Amazonia. **Brittonia**, v. 38, n. 4, p. 369-393, 1986.
- CARNEIRO, J. S.; VALERIANO, D. M. Padrão espacial da diversidade beta da Mata Atlântica – Uma análise da distribuição da biodiversidade em um banco de dados geográficos. **Anais XI SBSR**, INPE, Brasil. p.629-636, 2003.
- CHAVE, J.; LEIGH, E. G. A spatially explicit neutral model of b-diversity in tropical forests. **Theoretical Population Biology**, v. 62, p. 153-168, 2002.
- CHESSON, P. L.; WARNER, R. R. Environmental variability promotes coexistence in lottery competitive systems. **American Naturalist**, v. 117, p. 923-943, 1981.
- CHU, C-J. et al. On the balance between niche and neutral processes as drivers of community structure along a successional gradient: insights from Alpine and Sub-alpine Meadow Communities. **Annals of Botany**, v. 100, p. 807-812, 2007.
- CIENTEC – Consultoria e Desenvolvimento de Sistemas. Mata nativa 2: **Manual do usuário**. Viçosa: Cientec, 2006. 295 p.

- COLWELL, R. K.; CODDINGTON, J. A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. In: **Biodiversity: Measurement and evaluation**. London: D. L. Hawksworth, 1996. p. 101–118.
- COLWELL, R. K. **EstimateS**: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version 5. User's Guide and application published at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>. 1997.
- CONDIT, R. et al. Beta diversity in tropical trees. **Science**, v. 295, p. 666-668, 2002.
- CONDIT, R. et al. Spacial changes in the composition of high-diversity forests: how much is predictable? p. 271-294. In: BERMINGHAM, E; DICK, C. W.; MORITZ, C. **Tropical rain forests: present, past, and future**. Chicago: University of Chicago Press, 2005. 745 p.
- CONDIT, R. et al. The importance of demographic niches to tree diversity. **Science**, v. 313, p. 98-101, 2006.
- CONNELL, J. H. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain Forest trees. p. 298-312. In: DEN BOER, P. J.; GRADWELL, G. **Dynamics of Populations**. New York: PUDOC, 1971.
- COSTA, F. R. C.; MAGNUSSON, W. E.; LUIZAO, R. C. Mesoscale distribution patterns of Amazonian understorey herbs in relation to topography, soil and watersheds. **Journal of Ecology**, v. 93 , p. 863-878, 2005.
- DAVIDAR, P. et al. The effect of climatic gradients, topographic variation and species traits on the beta diversity of rain forests trees. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, n. 4, p. 510-518, 2007.
- DUIVENVOORDEN, J. F.; SVENNING, J. C.; WRIGHT, S. J. Beta Diversity in Tropical Forests. **Science**, v. 295, n. 5555, p. 636 – 637, 2002.
- ESRI – Environmental Systems Research Insitute. **Arc View User's Guide**. Redlands, California. ESRI, 2006.
- FELFILI, M. C.; FELFILI, J. M. Diversidade alfa e beta no cerrado *sensu stricto* da Chapada Pratinha, Brasil. **Acta botânica brasílica**, v. 15, n. 2, p. 243-254, 2001.
- FERREIRA, L. V.; PRANCE, G. T. Species richness and floristic composition in four hectares in the Jaú National Park in upland forests in Central Amazonian. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, p. 1.353-1363, 1998.

FONTES, M. A. L. Padrões alométricos em espécies arbóreas pioneiras tropicais. **Scientia Forestalis**, n. 55, p. 79-87, 1999.

GIACOMINI, H. C. Os mecanismos de coexistência de espécies como vistos pela teoria ecológica. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 4, p. 521-543, 2007.

GOMES, B. Z. et al. Estrutura do cerradão e da transição entre cerradão e floresta paludícola num fragmento da Internacional Paper do Brasil Ltda., em Brotas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v.27, n. 2, p.249-262, 2004.

GRAVEL, D. et al. Reconciling niche and neutrality: the continuum hypothesis. **Ecology Letters**, v. 9, p. 399-409, 2006.

HARDY, O. J.; SONKÉ, B. Spatial pattern analysis of tree species distribution in a tropical rain forest of Cameroon: assessing the role of limited dispersal and niche differentiation. **Forest ecology and management**, v. 197, p.191-202, 2004.

HOWARD, P. C. et al. Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. **Nature**, v. 394, n. 33, p. 472-475, 1998.

HUBBELL, S. P. Light-Gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. **Science**, v. 283, p. 554-557, 1999.

HUBBELL, S. P. **The united neutral theory of biodiversity and biogeography**. Princeton: University Press, New Jersey, 2001.

HUBBELL, S. P. Neutral theory and the evolution of ecological equivalence. **Ecology**, v. 87, p. 1387-1398, 2006.

JANZEN, D. H. Herbivores and the number of tree species in tropical forest. **American Naturalist**, v. 104, p. 501-528, 1970.

JARDIM, F. C. S.; HOSOKAWA, R. T. Estrutura da floresta equatorial úmida da estação experimental de silvicultura tropical do INPA. **Acta amazônica**, v. 16/17, n. único, p. 411-508, 1986, 1987.

KNEITEL, J. M.; CHASE, J. M. *Trade-offs* in community ecology: linking spatial scales and species coexistence. **Ecology Letters**, v. 7, p. 69-80, 2004.

KREBS, C.J. **Ecological methodology**. Addison-Wesley Educational Publishers, Menlo Park. 1999.

- LAPA, R. P. A bauxita e o rejeito da bauxita. In: BOZELLI, R. L. et al. **Lago Batata: Impacto e Recuperação de um Ecossistema Amazônico**. Rio de Janeiro: UFRJ, 2000. p. 27-35.
- LIMA FILHO, D. A. et al. Inventário florístico de floresta ombrófila densa de terra firme, na região do rio Urucu – Amazonas, Brasil. **Acta amazonica**, v. 31, n. 4, p. 565-579, 2001.
- LEIGH, E. G. et al. Why do some tropical forests have so many species of trees? **Biotropica**, v. 36, n. 4, 447-473, 2004.
- LI, H.; REYNOLDS, J. F. On the quantification of heterogeneity. **Oikos**, v. 73, n. 2, p. 280-284, 1995.
- MACARTHUR, R. H.; LEVINS, R. Competition, habitat selection and character displacement in a patchy environment. **Proceedings of National Academy of Sciences**, v. 51, p. 1207-1210, 1964.
- MACIEL, M. N. M. **Levantamento da cobertura vegetal e estudo fitossociológico da Floresta Nacional da Caxiuanã-PA**. Dissertação de mestrado em Ciências Florestais. Faculdade de Ciências Agrárias do Pará. Belém, 1998. 118p.
- MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and measurement**. New Fatter Lane: London: 1988. 179 p.
- MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Blackwell Publishing: Oxford, UK. 2004. 256 p.
- MARCO JÚNIOR, P. de. Um longo caminho até uma teoria unificada para a ecologia. **Oecologia Brasiliensis**, v. 10, n. 1, p. 120-126, 2006.
- MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, p. 243-253, 2000.
- MAURER, B. A.; MCGILL, B. J. Neutral and non- neutral macroecology. **Basic and Applied Ecology**, v. 5, 413-422, 2005.
- MAZANCOURT, C. Consequences of community drift. **Science**, v. 293, p. 1772, 2001.
- MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD version 4. 0, multivariate analysis of ecological data, Users guide**. Glaneden Beach, Oregon: MjM Software Design, 1999. 237 p.

- MCGILL, B. J. et al. Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. **Ecology Letters**, (in press). 2007.
- MIKKELSON, G. M. Niche-based vs. neutral models of ecological communities. **Biology and Philosophy**, v. 20, p. 557-566, 2005.
- MITTERMEIER, R. A. et al. Wilderness and Biodiversity Conservation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 100, n.18, p. 10309-10313, 2003.
- MUNIZ, F. H.; CÉSAR, O.; MONTEIRO, R. Fitossociologia da vegetação arbórea da Reserva Florestal do Sacavém, São Luís, Maranhão (Brasil). **Acta Amazônica**, Manaus, v. 24, n. ¾, p. 219-236, 1994.
- NEKOLA, J. C.; WHITE, P. S. The distance decay in similarity in biogeography and ecology. **Journal of Biogeography**, v. 26, p. 867-878, 1999.
- NELSON, B. W.; OLIVEIRA, A. A. Avaliação e Ações prioritárias para a Conservação do bioma Floresta Amazônia. Área Botânica. **Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Amazônia**. Programa Nacional da Diversidade Biológica, PROBIO, MMA. 1999.
- O'BRIEN, S. T. Diameter, height, crown, and age relationships in eight neotropical tree species. **Ecology**, v.76, p.1926-1939, 1995.
- OLIVEIRA, A. A. de. **Diversidade, estrutura e dinâmica do componente arbóreo de uma floresta de terra firme de Manaus, AM**. Tese de doutorado. Instituto de Biociências. Universidade Federal de São Paulo. São Paulo, 1997. 187 p.
- OLIVEIRA, A. N. de. Composição e diversidade florístico-estrutural de um hectare de floresta densa de terra firme na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 38, n. 4, p. 627 - 642, 2008.
- OLIVEIRA, A. N. de; AMARAL, I. L. do. Florística e fitossociologia de uma floresta de vertente na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 34, p. 21-34, 2004.
- PEARMAN, P. B.; WEBER, D. Common species determine richness patterns in biodiversity indicator taxa. **Biological conservation**, v. 138, p. 109-119, 2007.
- PERES, C. A. Porque precisamos de megareservas na Amazônia. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 175-180, 2005.

- PITMAN, N. C. A. *et al.* Tree species distribution in an upper Amazonian forest. **Ecology**, v. 80, n. 8, p. 2651-2661, 1999.
- PHILIPS, O. L. *et al.* Habitat association among Amazonian tree species: a landscape-scale approach. **Journal ecology**, v. 91, p. 757-775, 2003.
- POTTS, M. D. *et al.* Habitat patterns in tropical rain forests: a comparison of 105 plots in northwest Borneo. **Ecology**, v. 83, n. 10, p. 2782-2797, 2002.
- PRESSEY, R. L. *et al.* Using abiotic data for conservation assessments over extensive regions: quantitative methods applied across New South Wales, Australia. **Biological Conservation**, v. 96, n. 55-82, 2000.
- PYKE, C. R. *et al.* Floristic composition across a climatic gradient in a Neotropical Lowland Forest. **Journal of vegetation science**, v. 12, p. 553-566, 2001.
- RADAMBRASIL, Projeto. **Folha SA.21 - Santarém**. v.10, p. 310 - 414, 1976.
- RICKLEFS, R. E. **The economy of nature**. 5. d. New York: W. H. Freeman & Company, 2004.
- RUOKOLAINEN, K.; TUOMISTO, H. Beta-Diversity in Tropical Trees. **Science**, v. 97, p.1439^a, 2002.
- RUOKOLAINEN, K. *et al.* Landscape heterogeneity and species diversity in Amazonia. In: BERMINGHAM, E; DICK, C. W.; MORITZ, C. **Tropical rain forests: present, past, and future**. Chicago: University of Chicago Press, 2005. 745 p.
- SABINO, J.; PRADO, P. I. K. L. Vertebrados. p. 55-134. In: LEWINSONH, T. M. **Avaliação do estado do conhecimento da biodiversidade brasileira**. v. 2. Brasília: MMA, 2005. 520 p.
- SALOMÃO, R. P. *et al.* . Inventário florestal em 205 hectares de floresta ombrófila densa com palmeiras, Platô Bacaba, da Floresta Nacional Saracá-Taqüera/IBAMA, Porto Trombetas, município de Oriximiná, Pará. **Relatório Técnico**. Mineração Rio do Norte. Porto Trombetas - Pará. 147 P. 2002.
- SALOMÃO, R. P. *et al.* Inventário florestal e fitossociológico em 1.500ha de floresta ombrófila densa no Platô Bela Cruz, Floresta Nacional Saracá-Taqüera/IBAMA, Porto Trombetas, município de Oriximiná, Pará. **Relatório Técnico**. Mineração Rio do Norte. Porto Trombetas - Pará. 420 p. 2003.

SALOMÃO, R. P. et al. Inventário Florestal em 953 hectares de floresta ombrófila densa no platô Aviso, Floresta Nacional Saracá-Taquëra/IBAMA, Porto Trombetas, município de Oriximiná, Pará. **Relatório Técnico**. Mineração Rio do Norte. Porto Trombetas - Pará. 303 p. 2005a.

SALOMÃO, R. P. et al. Inventário Florestal em 811 hectares de floresta ombrófila densa no Platô Teófilo; Floresta Nacional Saracá-Taquëra/IBAMA, Porto Trombetas, município de Oriximiná, Pará. **Relatório Técnico**. Mineração Rio do Norte. Porto Trombetas - Pará. 241 p. 2005b.

SALOMÃO, R. P. et al. Inventário Florestal em 337 hectares de floresta ombrófila densa no Platô Aramã; Floresta Nacional Saracá-Taquëra/IBAMA, Porto Trombetas, município de Oriximiná, Pará. **Relatório Técnico**. Mineração Rio do Norte. Porto Trombetas - Pará. 175 p. 2006.

SALOMÃO, R. P. et al. Inventário Florestal e fitossociológico em 364,5 hectares de floresta ombrófila densa, Platô Saracá-oeste; Floresta Nacional Saracá-Taquëra/IBAMA, Porto Trombetas, município de Oriximiná, Pará. **Relatório Técnico**. Mineração Rio do Norte. Porto Trombetas - Pará. 170 p. 2007a.

SALOMÃO, R. P. et al. C. Dinâmica da regeneração natural de árvores em áreas mineradas na Amazônia. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 2, n. 2, p.85-139, 2007b.

SCHILILING, A. C.; BATISTA, J. L. F.; TALORA, D. C. Algumas implicações do uso de bootstrap na construção de intervalos de confiança empíricos para a curva espécie-área. **Anais - 49ª Reunião da RBRAS**, p. 460 - 464, 2004.

SCUDELLER, V. V.; MARTINS, F. R.; SHEPHERD, G. J. Distribution and abundance of arboreal species in the atlantic ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil. **Plant ecology**, v. 152, p. 185 - 199, 2001.

SVENNING, J. C. Microhabitat specialization in a species-rich palm community in Amazonian Ecuador. **Journal of Ecology**, v. 87, n. 1, p. 55-65, 1999.

TER STEEGE, H. *et al.* A spatial model of tree - diversity and tree density for the Amazon. **Biodiversity and Conservation**, v. 12, p. 2255-2277, 2002.

TILMAM, D. Niche tradeoffs, neutrality, and community structure: a stochastic theory of resource competition, invasion, and community assembly. **PNAS**, v. 101, n. 30, 10854-10861, 2004.

TUOMISTO, H. et al. Dissecting Amazonian Biodiversity. **Science**, v. 269, p. 63-66, 1995.

TUOMISTO, H.; POULSEN, A. D. Influence of edaphic specialization on pteridophyte distribution in neotropical rain forests. **Journal of biogeography**, v. 23, 283-293, 1996.

TUOMISTO, H.; RUOKOLAINEN, K.; YLI-HALLA, M. Dispersal, environment, and floristic variation of Western Amazonian Forests. **Science**, v. 299, p. 241-244, 2003.

URIARTE, M.; REEVE, H. K. Matchmaking and species marriage: a game-theory model of community assembly. **PNAS**, v. 100, n. 4, p. 1787-1792, 2003.

VEECH, J. A.; CRIST, T. O. Habitat and climate heterogeneity maintain beta-diversity of birds among landscapes within ecoregions. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, p. 650-656, 2007.

VIEIRA, I. C. G.; SILVA, J. M. C. da; TOLEDO, P. M. Estratégias para se evitar a perda de biodiversidade na Amazônia. **Estudos avançados**, v. 19, n. 54, p. 153-164, 2005.

VOLKOV, I. et al. Density dependence explains tree species abundance and diversity in tropical forests. **Nature**, v. 438, p. 658-651, 2005.

WILSON, S. D. Heterogeneity, diversity and scale in plants communities. p. 53-70. In: HUTCHINGS, M. J.; JONH, E. A.; STEWART, A. J. A. **The ecological consequences of environmental heterogeneity**. 40th Symposium of the British Ecological Society: Cambridge University Press, 2000. 434 p.

WHITTAKER, R. H. Dominance and diversity in land plant communities. **Science**, v. 147, p. 250-259, 1965.

WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, v. 21, p. 213-251, 1972.

WRIGHT, J. F. et al. New procedures for identifying running-water sites subjects to environmental stress and for evaluating sites for conservation, based on the macroinvertebrate fauna. **Archiv fur Hydrobiologie**, v. 127, n. 3, p. 319-326, 1993.

WRIGHT, S. J. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. **Oecologia**, v. 130, p. 1-14, 2002.

ZAR, J.H. **Biostatistical Analysis**. 4 ed. New Jersey: Prentice-Hall, Englewood Cliffs. p.484-500, 1999.

ZHOU, S. R.; ZHANG, D. Y. Allee effects and the neutral theory of biodiversity. **Functional Ecology**, v. 20, p. 509–513, 2006.

ZUQUIM, G.; COSTA, F. R. C.; PRADO, J. Fatores que determinam a distribuição de espécies de pteridófitas da Amazônia Central. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. 2, p. 360-362, 2007.