



Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro
Escola Nacional de Botânica Tropical

Modelagem ambiental de espécies de árvores no Vale do
Jari, Monte Dourado, Pará usando dados de inventário
florestal

Gracialda Costa Ferreira

2009



Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro
Escola Nacional de Botânica Tropical

Modelagem ambiental de espécies de árvores no Vale do
Jari, Monte Dourado, Pará usando dados de inventário
florestal

Gracialda Costa Ferreira

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Botânica, Escola Nacional de Botânica Tropical, do Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Doutor em Botânica.

Orientador(es): Dorothy Sue Dunn Araújo

Rio de Janeiro
2009

Modelagem ambiental de espécies de árvores no Vale do Jari,
Monte Dourado, Pará, usando dados de inventário florestal

Gracialda Costa Ferreira

Tese submetida ao corpo docente da Escola Nacional de Botânica Tropical,
Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro - JBRJ, como parte
dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor.

Aprovada por:

Prof. Dr^a. Dorothy Sue Dunn Araújo (Orientador) _____

Prof. Dr. Paulo de Marco Júnior _____

Prof. Dr. Michael John Gilbert Hopkins _____

Prof. Dr. Haroldo Cavalcante de Lima _____

Prof. Dr^a. Ariane Luna Peixoto _____

em 27/04/2009

Rio de Janeiro
2009

F383m Ferreira, Gracialda Costa.
Modelagem ambiental de espécies de árvores no Vale do Jari,
Monte Dourado, Pará usando dados de inventário florestal /
Gracialda Costa Ferreira. – Rio de Janeiro, 2009.
xxii, 181 f. : il.

Tese (Doutorado) – Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do
Rio de Janeiro/Escola Nacional de Botânica Tropical, 2009.
Orientadora: Dorothy Sue Dunn Araújo

Bibliografia.

1. Modelagem ambiental. 2. Inventário florestal. 3. Amazônia. 4.
Monte Dourado (PA). Título. II. Escola Nacional de Botânica
Tropical.

CDD 577.34

Aquele que me conduziu a vitória ... meu Deus ...

*Aos meus Pais, irmãos e amigos que estiveram sempre presentes e, ao meu companheiro,
amigo e amor pelo carinho e compreensão.*

Resumo

(Modelagem ambiental de espécies de árvores no Vale do Jari, Monte Dourado-PA usando dados de um inventário florestal). Dados de inventários florestais são potencialmente recursos inéditos para uso em modelagem ambiental. Em contraste com dados de herbários, tratam de um grande número de indivíduos com suas posições geográficas razoavelmente bem plotadas e são disponíveis para áreas bem maiores que em *plots* permanentes, tipo Hubble *plots*. Problemas no uso desses dados incluem a confiança nas identificações das espécies e a cobertura não-contínua das áreas. O presente estudo foi realizado na área de manejo florestal da empresa Orsa Florestal Ltda em Monte Dourado Pará. Foram utilizadas as divisões de área definida pela empresa para a realização do inventário florestal que consistem em Unidades de Produção Anual (UPA) com formas e tamanhos irregulares, subdivididas em Unidades de Trabalho de 10ha (400m x 250m). Os bancos de dados de árvores constam de uma tabela contendo a lista de espécies georreferenciadas que são providenciadas durante os inventários florestais e, os bancos de dados com variáveis ambientais de relevo (curva de nível), hidrologia e classificação topográfica interna da empresa. Foram utilizados dados de 04 UPAs; sendo que dados das UPAs 1 e 2 foram utilizados para estudos de composição florística, diversidade, estrutura espacial e na modelagem para predição da distribuição enquanto que das UPAs 3 e 4 somente na modelagem da distribuição das espécies. Da lista de espécies foram selecionadas dez “espécies-focais”, definidas como as que apresentaram os maiores valores de abundância e dominância, para serem modeladas e terem sua distribuição espacial caracterizadas. A determinação das espécies focais foi checada por meio de coletas de material botânico confirmada com dados do acervo do herbário IAN da Embrapa Amazônia Oriental. A precisão do georreferenciamento das árvores também foi conferido em campo. As informações sobre curva de nível (altitude e declividade), hidrologia e topografia fornecidos pela empresa foram tratados no software ArcView 9.2 para gerar as tabelas a serem utilizadas para modelar as distribuições geográficas das espécies focais. A composição e fitofisionomias foram definidas e caracterizadas, assim como foram determinados os padrões de diversidade e estimativa de riqueza para a área estudada. Para as “espécies-focais” foram estudadas a estrutura espacial e populacional e usando Maxent e GARP foram produzidos os modelos de distribuição para essas espécies. Nove sítios topográficos foram definidos com base nas variáveis ambientais utilizadas, apresentando alta diversidade ($H_m' = 3,85 \pm 0,27$). Sítios de mesmas classes de altitude e declividade são mais coesos entre si nos ambientes de baixio, enquanto que para os sítios de ambientes de encostas e platôs a variável distância de rio confere maior afinidade entre os sítios. *Vouacapoua americana* foi a espécie com maior dominância na maioria dos sítios, predominando nos ambientes de encostas e platôs. Nos ambientes de baixio, a dominância principal registrada foi para *Goupia glabra* e *Manilkara bidentata* ssp. *surinamensis*. A diversidade mostrou-se influenciada exclusivamente pela variável distância de rio, sendo os ambiente periodicamente inundados os que apresentaram maior diversidade média. A dominância e abundância foram influenciadas pela associação altitude/declividade quanto pela distância de rio, sendo que os maiores valores de dominância foram obtidos para áreas mais altas (encostas e platôs) e, nas menores distâncias de rio enquanto que para abundância nos ambientes de baixio e distância de rio intermediária. Os estimadores de riqueza utilizados tiveram representatividade média de 88% em relação aos dados observados. O padrão de distribuição espacial que prevaleceu nas parcelas foi o não agregado. Efeito das variáveis altitude/declividade, registraram tendências a ocorrência dos padrões regular. Os algoritmos MaxEnt e GARP não foram eficientes na predição da ocorrência de espécies nas áreas com características topográficas diferentes, mesmo para

espécies com valores de abundância independentes desses fatores (p. ex. *G. glabra*, *D. excelsa*, *M. huberi*). No entanto, bons modelos foram obtidos, quando foram gerados considerando todas as variações topográficas de todos os ambientes e, também quando o número de pontos utilizados para gerar o modelo foi menor que aqueles utilizados para validação. MaxEnt foi o algoritmo que registrou o melhor poder de predição dos modelos no entanto, a extrapolação da predição para novas áreas deverá considerar a abundância da espécie e incluir mais variáveis ambientais. Inventários florestais fornecem dados capazes de captar a riqueza mais que desejável para estudos de diversidade e distribuição espacial de espécies em sistemas florestais amazônicos e, por isso é uma ferramenta valiosa em estudos ecológicos na Amazônia.

Palavras-chave: Amazônia, inventários florestais, modelagem ambiental, distribuição espacial.

Abstract

(Environmental Modelling of tree species in the Jari Valley, Monte Dourado, Pará state using a commercial forest inventory). Data on forest inventories are potentially unknown resources for use in environmental modeling. In contrast to herbarium data, they deal with a great number of individuals with a reasonably well-located geographic location and are available for much larger areas than those of permanent plots, (Hubble type plots). Problems in the use of these data include trustworthy identification of the species and the non-continuous cover of the areas. The present study was carried out in the forest management area of the company Orsa Florestal Ltda in Monte Dourado Pará. We used the area subdivisions as defined by the company for the forest inventory. These consist of Annual Production Units (UPA in Portuguese) with irregular shapes and sizes, subdivided into 10-ha Work Units (400m x 250m). The tree data bases are presented in a table with the list of georeferenced species from the forest inventories and the environmental-variable data bases contain relief curves, hydrology and topographic classification given by the company. Data from 4 UPAs were used; data from UPAs 1 and 2 were used for studies of floristic composition, diversity, spacial structure and in modeling for prediction of distribution; UPAs 3 and 4 were used only in species distribution modeling . Ten key species were selected from the species list for modeling and spacial distribution characterization; these were defined as those that presented the highest values of abundance and dominance. Key species identification was checked by collectiing botanical material and comparing it with herbarium material (IAN, Eastern Amazônia Embrapa herbarium).. The precision of the georeference data on the trees was also confirmed in field. Information on relief curves (altitude and declivity), hydrology and topography supplied by the company were analysed with ArcView 9.2 software to generate the tables to be used to model geographic distributions of the key species. Composition and plant physiognomies were defined and characterized, as well as diversity patterns and species richness was estimated for the study area. The key species were studied as regards spatial and population structure. Maxent and GARP were used to produce distribution models for these species. Nine topographic sites were selected on the basis of the environmental variables, presenting high diversity ($Hm'=3.85\pm 0.27$). Sites within the same altitude and declivity class are more closely grouped in lowland environments, while for hillside and plateau sites, the variable distance from the river confers greater affinity between sites. *Vouacapoua americana* had the highest dominance values in most sites, predominating hillside and plateau environments. In lowland environments, the highest dominance recorded was for *Goupia glabra* and *Manilkara bidentata* ssp. *surinamensis*. Diversity was influenced exclusively by the variable distance from the river, the greatest diversity being found in periodically flooded habitats. Dominance and abundance were influenced by the association altitude/declivity and by distance from the river; the highest dominance domiance values were found at higher areas (hillsides and plateaus) and nearer the river. Highest abundance values were found in lowland environments and at intermediate distance from the river. The richness estimators used showed average representation of 88% in relation to the observed data. A clumped pattern of spatial distribution did not prevail in the plots. Effect of the altitude/declivity variables showed a tendency for regular patterns. The algorithms MaxEnt and GARP were not efficient in predicting species occurrence in areas with different topographical characteristics, even for species with abundance values independent of these factors (e.g. *G. glabra*, *D.excelsa*, *M.huberi*). However, good models were obtained, when considering the entire topographic variation of all environments, and also when the number of points used to generate the model was less than those used for validation. MaxEnt showed the best power of prediction of the

models; however, extrapolação of prediction to new areas should consider species abundance and include more environmental variables. Forest inventories supply data capable of demonstrating richness for studies of diversity and spatial distribution of species in Amazonian forest systems and, therefore are valuable tools for ecological studies in the Amazon.

Keywords: Amazon, forest inventories, environmental modeling, spatial distribution.

Agradecimentos

Primeiramente a Deus, por me guiar nesse caminho de luz e paz, e por fazer da minha vida um eterno presente;

Ao meu grande amigo Mike Hopkins por todos os ensinamentos ao longo de nossa vida na Amazônia e por ter sido o responsável pela idealização desse projeto. A sua família “brasileira” pelo acolhimento, carinho e amizade;

À minha orientadora Profa. Dorothy, pela amizade e confiança ao aceitar me orientar sem ao menos me conhecer;

A empresa Orsa Florestal pela disponibilização dos dados para a execução do trabalho e pelo apoio logístico e de infraestrutura nas atividades de campo. Especialmente a Dra. Kátia Silva e toda sua equipe de manejo florestal pela atenção e sempre disponibilidade para executar os trabalhos em campo;

Ao Instituto Internacional de Educação do Brasil (IIEB) e a Fundação Gordon & Betty Moore, que por meio do Programa BECA Bolsa de Estudo (B.2005/01/BDP/021) subsidiou a execução deste projeto. Especialmente a Janilda Cavalcante, por toda a sua atenção e carinho dispensados aos bolsistas;

À Escola Nacional de Botânica e, conseqüentemente, ao Jardim Botânico do Rio de Janeiro, pela dedicação aos seus alunos de pós-graduação, por todo auxílio logístico e ao corpo de funcionários e de pesquisadores pelo apoio e entusiasmo.

A Embrapa Amazônia Oriental, especialmente aos meus mais novos e já grandes amigos Moisés Mourão e Francisco Pereira, por todo o apoio técnico, altamente especializado no tratamento dos dados e nas análises estatísticas;

Aos Drs. Paulo de Marco Junior, Haroldo Cavalcante, Ariane Peixoto, Mike Hopkins e Pablo Rodrigues por aceitarem compor minha banca de defesa e pelas valiosas sugestões oferecidas;

A Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA) pelo apoio institucional e especialmente aos Prof. Sueo Numazawa, Paulo Santos vice-reitor e diretor do ICA, respectivamente e aos funcionários Nazareno, Sílvia e Messias pelo apoio, carinho e amizade ao longo de todo o curso de doutorado;

A toda a equipe de inventário florestal da Orsa Florestal que liderados pelo Sr. Domingos Sanches, foram muito dedicados e cuidadosos no processo de identificação botânica das espécies e, excelentes alunos durante os treinamentos realizados;

Ao amigo Leonardo Meireles por me indicar o caminho da modelagem e caminhar comigo nesses primeiros passos que foram essenciais... Léó, obrigada de coração.

Aos Drs. Haroldo Lima, Ariane Peixoto, Marli Morim, Cláudia Barros, Rafaela Forzza e Vidal Mansano pela atenção e carinho ao me receberem no JBRJ, disponibilizando infraestrutura nos períodos em que por lá estive;

A minha conterrânea Ana que com toda a alegria peculiar do “paraense” tornou meus dias no Rio mais do que agradáveis ao rememorarmos a vida Belenense.

Aos amigos de pós-graduação: Adriana, Alba, Ana Cláudia, Bianca e Marcelo pela amizade e apoio e, aos demais alunos da Escola com quem partilhei momentos muito agradáveis em especial ao Rodolfo, Jerônimo, Mariana, Marcos Gonzalez, Alexandre, Christo, Maurício, Rafael, Vitor Hugo, Luciana, Ursula e Jacira;

As grandes amigas e irmãs Adriana e Jakeline, que ganhei de presente desta fase da minha vida no Rio de Janeiro e que estarão sempre no meu coração;

À Márcia Aparecida Demby e Abílio Cardoso, ex-coordenadores do programa de pós-graduação da ENBT, e aos atuais, Janúzia Ferreira, Nilson Guedes, Diego e por toda dedicação e auxílio;

Aos professores das disciplinas pelas quais passei durante o curso, por todo apoio, paciência e ensinamento;

Ao Dr. Leandro Freitas por sempre se mostrar atencioso e disponível para ajudar durante sua passagem pela coordenação do curso;

As minhas amigas Marília, Iracema, Nívia, Carol e Márcia Hamada por estarem sempre presentes, me apoiando e incentivando nessa etapa que não foi tão fácil.

As queridas Catarina e Ana Paula por permitirem que os momentos em família do Moisés fossem divididos comigo na execução desse trabalho;

As minhas amigas da UFRA lotadas em Santarém: Marcela Gomes, Lia Melo e D. Elvira pelo carinho, amizade e por sempre estarem na torcida;

A pessoas muito importantes que me acompanharam e me indicaram o caminho lá bem no início da minha vida acadêmica: Sr. Manoel Cordeiro, Dr. Joaquim Gomes, Dra. Regina Célia e Dr. Milton Kanashiro;

À minha família pelo apoio, amor e carinho;

Ao meu querido César Andrade, meu amor e companheiro que compreendeu e me apoiou neste período tão difícil mas pleno de conhecimento para mim;

E finalmente, mas não menos importantes, a todos aqueles(as) que me acompanharam nessa caminhada, me apoiando, incentivando, facilitando minhas ausências no trabalho e na família.

Sumário

Resumo.....	vi
Abstract	viii
Agradecimentos	x
Sumário	xii
Índice de Tabelas	xv
Índice de Figuras.....	xvii
1. INTRODUÇÃO	1
Biodiversidade (des)conhecida.....	1
Estudos sobre distribuição geográfica de espécies vegetais na Amazônia	3
Inventários florísticos e madeireiros na Amazônia.....	5
Modelagem de predição para distribuição geográfica de plantas na Amazônia	8
2. OBJETIVOS	12
Objetivos Específicos.....	12
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	13
Área de estudo: Histórico das atividades madeireiras na região do Vale do Jari.....	13
Descrição das Áreas de Manejo Florestal	14
Descrição do inventário adotado pela empresa	16
Checagem da identificação botânica e do georreferenciamento das árvores.....	20
Aquisição e tratamento das informações ambientais	23
Análise estatística dos dados	24
Composição florística e fitofisionomia	24
Padrões de diversidade α e estimativa de riqueza	26
Estrutura espacial e populacional.....	26
Métodos de modelagem.....	27
Seleção das espécies	27
Variáveis ambientais utilizadas.....	28
Modelos de distribuição de espécies	29
Validação dos modelos.....	30
Modelos Finais	31
4. RESULTADOS.....	32
Composição florística e fitofisionomia de áreas sob manejo florestal na região do Vale do Jari.....	32
Caracterização e definição dos sítios topográficos	32
Análise florística	36
Padrões de diversidade α e estimativa de riqueza de espécies arbóreas com dados de inventários florestais madeireiros no Vale do Jari.....	50

Estrutura espacial e populacional de 10 espécies mais abundantes no Vale do Jari, Almeirim, Pará.....	57
Estrutura espacial e populacional de <i>Licania membranacea</i> Laness. ex Sagot.....	58
Características botânicas e ecológicas.....	58
Fatores influentes na ocorrência e abundância de <i>Licania membranacea</i>	59
Distribuição espacial	62
Estrutura espacial e populacional de <i>Parinari excelsa</i> Sabine	64
Características botânicas e ecológicas.....	64
Fatores influentes na abundância de <i>Parinari excelsa</i>	66
Distribuição espacial	68
Estrutura espacial e populacional de <i>Goupia glabra</i> Aubl.....	70
Características botânicas e ecológicas.....	70
Fatores influentes na abundância de <i>Goupia glabra</i>	73
Distribuição espacial	75
Estrutura espacial e populacional de <i>Dinizia excelsa</i> Ducke.....	77
Características botânicas e ecológicas.....	77
Fatores influentes na abundância de <i>Dinizia excelsa</i>	80
Distribuição espacial	82
Estrutura espacial e populacional de <i>Tachigali myrmecophila</i> Ducke	84
Características botânicas e ecológicas.....	84
Fatores influentes na abundância de <i>Tachigali myrmecophila</i>	86
Distribuição espacial	88
Estrutura espacial e populacional de <i>Vouacapoua americana</i> Aubl.....	91
Características botânicas e ecológicas.....	91
Fatores influentes na abundância de <i>Vouacapoua americana</i>	93
Distribuição espacial	97
Estrutura espacial e populacional de <i>Manilkara huberi</i> (Ducke) Chevalier	99
Características botânicas e ecológicas.....	99
Fatores influentes na abundância de <i>Manilkara huberi</i>	101
Distribuição espacial	104
Estrutura espacial e populacional de <i>Manilkara bidentata ssp. surinamensis</i> (Miq.) T.D.Penn.	107
Características botânicas e ecológicas.....	107
Fatores influentes na abundância de <i>Manilkara bidentata ssp. surinamensis</i>	108
Distribuição espacial	111
Estrutura espacial e populacional de <i>Qualea paraensis</i> Ducke	114
Características botânicas e ecológicas.....	114
Fatores influentes na abundância de <i>Qualea paraensis</i>	115
Distribuição espacial	118
Estrutura espacial e populacional de <i>Vochysia obscura</i> Warm.	120
Características botânicas e ecológicas.....	120
Fatores influentes na abundância de <i>Vochysia obscura</i>	122
Distribuição espacial	124
Modelagem de predição para distribuição de 10 espécies vegetais mais abundantes no Vale do Jari, Almeirim, Pará, usando MaxEnt e GARP.	128

5. DISCUSSÃO	139
Caracterização e definição dos sítios topográficos	139
Composição florística e fitofisionomia de áreas sob manejo florestal na região do Vale do Jari.....	141
Padrões de diversidade α e estimativa de riqueza de espécies arbóreas com dados de inventários florestais madeireiros no Vale do Jari.....	144
Estrutura espacial, populacional e predição da distribuição das espécies mais importantes no Vale do Jari.....	146
Modelos de distribuição das espécies	149
6. CONCLUSÕES	152
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	153

Índice de Tabelas

Tabela 1	Descrição das áreas (ha) da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará (Bauch <i>et al.</i> 2004).	16
Tabela 2	Lista das espécies florestais atualmente comercializadas pela Orsa Florestal.	17
Tabela 3	Distribuição das Unidades de Produção Anual, estudadas na Unidade de Manejo (UM) 01	20
Tabela 4	Valores de abundância das dez espécies focais utilizadas para distribuição espacial e modelagem das UPAs 1 e 2 na área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.	28
Tabela 5	Valores médios de média, mínimo e máximo de altitude, declividade e distância mais próxima do rio, nos sítios definidos a partir da classificação empregada.	34
Tabela 6	Valores de abundância relativa das famílias assinaladas no terceiro quartil (75%) de abundância total nos sítios das UPAs 1 e 2.	38
Tabela 7	Valores de abundância total, número de parcelas, diversificação taxonômica e dominância e riqueza em percentis de dominância nos sítios selecionados.	40
Tabela 8	Número de espécies presentes na combinação de níveis de altitude-declividade e distância mais próxima do rio.	41
Tabela 9	Matrizes de similaridade binária e quantitativa entre os sítios avaliados	44
Tabela 10	Auto-valores e auto-vetores das espécies significativamente assinaladas entre os componentes obtidos na análise fatorial.	47
Tabela 11	Classificação da dominância de espécies nos sítios avaliados	49
Tabela 12	Valores médios e desvio padrão do número de famílias e gêneros, razão espécies:família, espécies:gêneros e número de <i>singletons</i> nos sítios avaliados	50
Tabela 13	Valores médios e desvio padrão da abundância, número de famílias e gêneros, razão espécies:família, espécies:gêneros e número de <i>singletons</i> nos sítios avaliados das UPAs 1 e 2.	51
Tabela 14	Valores de riqueza observados e esperados, segundo estimadores não paramétricos, entre os sítios avaliados	56
Tabela 15	Coefficientes de correlação entre as ocorrências das espécies	57
Tabela 16	Parâmetros e coeficientes do modelo de regressão múltipla selecionado e coeficientes de determinação e significância do modelo de abundância de <i>Licania membranacea</i>	60
Tabela 17	Valores de frequência absoluta e relativa de parcelas quanto a classificação de distribuição espacial de <i>Licania membranacea</i> segundo os índices ID, ICS e Morisita, em função dos efeitos de altitude [A], declividade [D] e distância mais próxima do rio [R] e suas interações.	64
Tabela 18	Parâmetros e coeficientes do modelo de regressão múltipla selecionado e coeficientes de determinação e significância do modelo de abundância de <i>Parinari excelsa</i> .	67

Tabela 19	Valores de frequência absoluta e relativa de parcelas quanto a classificação de distribuição espacial de <i>Parinari excelsa</i> segundo os índices ID, ICS e Morisita, em função dos efeitos de altitude [A], declividade [D] e distância mais próxima do rio [R] e suas interações.	70
Tabela 20	Parâmetros e coeficientes do modelo de regressão múltipla selecionado e coeficientes de determinação e significância do modelo de abundância de <i>Goupia glabra</i> .	73
Tabela 21	Valores de frequência absoluta e relativa de parcelas quanto a classificação de distribuição espacial de <i>Goupia glabra</i> segundo os índices ID, ICS e Morisita, em função dos efeitos de altitude [A], declividade [D] e distância mais próxima do rio [R] e suas interações.	77
Tabela 22	Parâmetros e coeficientes do modelo de regressão múltipla selecionado e coeficientes de determinação e significância do modelo de abundância de <i>Dinizia excelsa</i> .	80
Tabela 23	Valores de frequência absoluta e relativa de parcelas quanto a classificação de distribuição espacial de <i>Dinizia excelsa</i> segundo os índices ID, ICS e Morisita, em função dos efeitos de altitude [A], declividade [D] e distância mais próxima do rio [R] e suas interações.	84
Tabela 24	Parâmetros e coeficientes do modelo de regressão múltipla selecionado e coeficientes de determinação e significância do modelo de abundância de <i>Tachigali myrmecophila</i> .	86
Tabela 25	Valores de frequência absoluta e relativa de parcelas quanto a classificação de distribuição espacial de <i>Tachigali myrmecophila</i> segundo os índices ID, ICS e Morisita, em função dos efeitos de altitude [A], declividade [D] e distância mais próxima do rio [R] e suas interações.	91
Tabela 26	Parâmetros e coeficientes do modelo de regressão múltipla selecionado e coeficientes de determinação e significância do modelo de abundância de <i>Vouacapoua americana</i> .	94
Tabela 27	Valores de frequência absoluta e relativa de parcelas quanto a classificação de distribuição espacial de <i>Vouacapoua americana</i> segundo os índices ID, ICS e Morisita, em função dos efeitos de altitude [A], declividade [D] e distância mais próxima do rio [R] e suas interações.	98
Tabela 28	Parâmetros e coeficientes do modelo de regressão múltipla selecionado e coeficientes de determinação e significância do modelo de abundância de <i>Manilkara huberi</i> .	101
Tabela 29	Valores de frequência absoluta e relativa de parcelas quanto a classificação de distribuição espacial de <i>Manilkara huberi</i> segundo os índices ID, ICS e Morisita, em função dos efeitos de altitude [A], declividade [D] e distância mais próxima do rio [R] e suas interações.	106
Tabela 30	Parâmetros e coeficientes do modelo de regressão múltipla selecionado e coeficientes de determinação e significância do modelo de abundância de <i>Manilkara bidentata</i> ssp. <i>surinamensis</i> .	109
Tabela 31	Valores de frequência absoluta e relativa de parcelas quanto a classificação de distribuição espacial de <i>Manilkara bidentata</i> ssp. <i>surinamensis</i> segundo os índices ID, ICS e	

Morisita, em função dos efeitos de altitude [A], declividade [D] e distância mais próxima do rio [R] e suas interações.	113
Tabela 32 Parâmetros e coeficientes do modelo de regressão múltipla selecionado e coeficientes de determinação e significância do modelo de abundância de <i>Qualea paraensis</i> .	116
Tabela 33 Valores de frequência absoluta e relativa de parcelas quanto a classificação de distribuição espacial de <i>Qualea paraensis</i> segundo os índices ID, ICS e Morisita, em função dos efeitos de altitude [A], declividade [D] e distância mais próxima do rio [R] e suas interações.	120
Tabela 34 Parâmetros e coeficientes do modelo de regressão múltipla selecionado e coeficientes de determinação e significância do modelo de abundância de <i>Vochysia obscura</i> .	122
Tabela 35 Valores de frequência absoluta e relativa de parcelas quanto a classificação de distribuição espacial de <i>Vochysia obscura</i> segundo os índices ID, ICS e Morisita, em função dos efeitos de altitude [A], declividade [D] e distância mais próxima do rio [R] e suas interações.	127
Tabela 36 Número de parcelas e percentual destas em função dos sítios, nas UPA avaliadas.	129
Tabela 37 Valores de AUC obtidos pela validação dos modelos, para as 10 espécies obtidos pelos algoritmos MaxEnt e GARP.	130

Índice de Figuras

Figura 1 Mapa de localização da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.	14
Figura 2 Área da Orsa Florestal destinada à execução dos Planos de Manejo Florestal, Monte Dourado, Pará.	16
Figura 3 Distribuição das Unidades de Produção Anual na área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.	18
Figura 4 Detalhamento da distribuição dos blocos e parcelas nas UPAs 1-4 da área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.	19
Figura 5 Detalhamento da distribuição das parcelas no bloco 1717 da UPA 4 da área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.	19
Figura 6 Coleção de madeiras das espécies já registradas na área da Orsa Florestal, depositada na “Xiloteca” da empresa.	21
Figura 7 Atividades desenvolvidas durante os cursos de identificação botânica ministrados aos identificadores botânicos na área da Orsa Florestal, no período de 2005-2008 em Monte Dourado, Pará.	22
Figura 8 Mapas de altitude, declividade e distância de rio. (a,b) altitude e declividade a partir de imagens do radar SRTM; (c) hidrografia a partir do radar SRTM, atualizada em campo durante o inventário florestal da área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.	24
Figura 9 Valores médios de (a) altitude, (b) declividade e (c) distância mais próxima do rio em 693 parcelas analisadas nas UPAs 1 e 2.	33

Figura 10	Frequência de classes dos fatores topográficos e correlação linear entre estes nos sítios definidos para as UPAs 1 e 2.	34
Figura 11	Relação entre os valores de altitude e declividade pelo ajuste do modelo logístico para os sítios das UPAs 1 e 2.	35
Figura 12	Disposição dos escores obtidos na análise fatorial para o sítios nas UPAs 1 e 2.	35
Figura 13	Número de famílias, nas (a) classes de abundância relativa total e (b) número de espécies por família nos sítios analisados das UPAs 1 e 2.	36
Figura 14	Valores de abundância relativa total e número de espécies nas famílias e/ou subfamílias assinaladas nos sítios estudados nas UPAs 1 e 2.	37
Figura 15	Abundância relativa total e abundância relativa total acumulada das espécies, ordenadas em função do log da abundância total.	38
Figura 16	Escores dos componentes principais dos sítios e auto-vetores das famílias, obtidos na análise fatorial.	39
Figura 17:	Dominância relativa cumulativa nos sítios selecionados	41
Figura 18	Dendrograma de (a) similaridade binária e (b) dissimilaridade	44
Figura 19	Topologia da matriz de similaridade binária dos sítios, obtida por meio da aplicação de <i>Multidimensional Scaling</i> (MDS)	45
Figura 20	Topologia da matriz de dissimilaridade quantitativa dos sítios, obtida por meio da aplicação de <i>Multidimensional Scaling</i> (MDS)	46
Figura 21	Valores médios e erro padrão da média das classes de distância mais próxima do rio e auto-vetores significativos.	48
Figura 22	Valores médios e erro padrão da média das classes de associação altitude/declividade e auto-vetores significativos.	48
Figura 23	(a) Valores médios e erro padrão do número de famílias e gêneros/parcela; (b) valores razão espécies:famílias (S:F) e espécies:gêneros (S:G), em função das classes de distância mais próxima do rio nas UPAs 1 e 2.	52
Figura 24	Valores médios e erro padrão do número de <i>singletons</i> e proporção de <i>singletons</i> , em função das classes de distância do rio nas UPAs 1 e 2.	53
Figura 25	Valores médios, erro padrão e intervalo de confiança de 95% para os valores de abundância, em função dos sítios avaliados nas UPAs 1 e 2.	53
Figura 26	Valores médios, erro padrão e intervalo de confiança de 95% para os valores do índice de dominância de Berger-Parker, em função dos sítios avaliados nas UPAs 1 e 2.	54
Figura 27	Riqueza acumulada e valores de desvio obtido a partir de reamostragem nos sítios (a) baixo plano [11], (b) platô médio [21] e (c) encostas [22] nas UPAs 1 e 2.	55
Figura 28	Estruturas vegetativas de <i>L. membranacea</i> . (a) detalhe da face adaxial da folha; (b) detalhe da face abaxial, evidenciando indumentos; (c) base do tronco. Fotos: ©Petroneli Pascal.	59

Figura 29	Valores médios e erro padrão da abundância de indivíduos de <i>L. membranacea</i> , em função das classes intervalares de (a) altitude e (b) distância mais próxima do rio, ajustados segundo o modelo polinomial quadrático.	61
Figura 30	Valores de médios de abundância de indivíduos de <i>Licania membranacea</i> , em função das classes intervalares de (a) altitude e (b) declividade.	62
Figura 31	Registros de ocorrência de <i>Licania membranacea</i> nas áreas das UPA 1 e 2 da área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.	63
Figura 32	Estruturas vegetativas de <i>P. excelsa</i> . (a) face adaxial da folha. (b) face abaxial da folha. Fotos: ©Petroneli Pascal.	66
Figura 33	Valores médios e erro padrão da abundância de indivíduos de <i>Parinari excelsa</i> , em função das classes intervalares de (a) altitude e (b) distância mais próxima do rio, ajustados segundo o modelo polinomial quadrático e linear, respectivamente.	67
Figura 34	Valores de médios de abundância de indivíduos de <i>Parinari excelsa</i> , em função das classes intervalares de (a) declividade e (b) distância mais próxima do rio.	68
Figura 35	Registros de ocorrência de <i>Parinari excelsa</i> nas áreas das UPA 1 e 2 da área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.	69
Figura 36	Estruturas morfológicas de <i>Goupia glabra</i> . (a) ramos com folhas alternadas; (b) face adaxial da folha; (c) face abaxial da folha; (d) flores (e) base do tronco; (f) ritidoma; (g) corte no tronco evidenciando casca morta, casca viva e albarno.	72
Figura 37	Valores médios e erro padrão da abundância de indivíduos de <i>Goupia glabra</i> , em função das classes intervalares de (a) altitude, (b) declividade e (c) distância mais próxima do rio, ajustados segundo o modelos linear e quadráticos.	74
Figura 38	Valores de médios de abundância de indivíduos de <i>Goupia glabra</i> , em função das classes intervalares de (a) altitude e (b) distância mais próxima do rio.	75
Figura 39	Registros de ocorrência de <i>Goupia glabra</i> nas áreas das UPA 1 e 2 da área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.	76
Figura 40	Estruturas morfológicas de <i>Dinizia excelsa</i> . (a) hábito; (b) ramos com fruto; (c) ramo evidenciando inflorescência; (d) detalhe da inflorescência; (e) base do tronco; (f) ritidoma.	79
Figura 41	Valores médios e erro padrão da abundância de indivíduos de <i>Dinizia excelsa</i> , em função das classes intervalares de (a) altitude, (b) declividade e (c) distância mais próxima do rio, ajustados segundo o modelos polinomiais quadráticos.	81
Figura 42	Valores de médios de abundância de indivíduos de <i>Dinizia excelsa</i> , em função das classes intervalares de (a) altitude e (b) distância mais próxima do rio.	82
Figura 43	Registros de ocorrência de <i>Dinizia excelsa</i> nas UPA 1 e 2 da área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.	83
Figura 44	Estruturas morfológicas de <i>Tachigali myrmecophila</i> . (a) base do tronco; (b) ritidoma; (c) corte evidenciando floema; (d) folha; (e) folíolos; (f) pecíolo evidenciando domácea.	85

Figura 45	Valores médios e erro padrão da abundância de indivíduos de <i>Tachigali myrmecophila</i> , em função das classes intervalares de (a) altitude e (b) distância mais próxima do rio, ajustados segundo o modelos polinomiais quadráticos.	87
Figura 46	Valores médios de abundância de indivíduos de <i>Tachigali myrmecophila</i> , em função das classes intervalares de (a) altitude e distância mais próxima do rio e (b) declividade e distância mais próxima do rio.	88
Figura 47	Registros de ocorrência de <i>Tachigali myrmecophila</i> nas UPA 1 e 2 da área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.	90
Figura 48	Estruturas morfológicas de <i>Vouacapoua americana</i> . (a) aspecto do tronco; (b) folha; (c) folíolo (d) ramo; (e) corte evidenciando floema; (f) base do tronco; (g) aspecto fenestrado do tronco.	93
Figura 49	Valores médios e erro padrão da abundância de indivíduos de <i>Vouacapoua americana</i> , em função das classes intervalares de (a) altitude, (b) declividade e (c) distância mais próxima do rio, ajustados segundo o modelos polinomiais e não lineares.	95
Figura 50	Valores de médios de abundância de indivíduos de <i>Vouacapoua americana</i> , em função das classes intervalares de (a) altitude e distância mais próxima do rio e (b) declividade e distância mais próxima do rio.	96
Figura 51	Registros de ocorrência de <i>Vouacapoua americana</i> nas UPA 1 e 2 da área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.	98
Figura 52	Estruturas morfológicas de <i>Manilkara huberi</i> . (a) corte evidenciando a exsudação de látex; (b) ramos evidenciando folhas agrupadas; (c) detalhe da venação.	100
Figura 53	Valores médios e erro padrão da abundância de indivíduos de <i>Manilkara huberi</i> , em função das classes intervalares de (a) altitude, (b) declividade e (c) distância mais próxima do rio, ajustados segundo modelos polinomiais.	102
Figura 54	Valores de médios de abundância de indivíduos de <i>Manilkara huberi</i> , em função das classes intervalares de (a) altitude e declividade, (b) altitude e distância mais próxima do rio e (c) declividade e distância mais próxima do rio.	103
Figura 55	Registros de ocorrência de <i>Manilkara huberi</i> na área das UPA 1 e 2 da área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.	106
Figura 56	Estruturas morfológicas de <i>Manilkara bidentata</i> ssp. <i>surinamensis</i> . (a) detalhe do ritidoma; (b) detalhe da venação.	108
Figura 57	Valores médios e erro padrão da abundância de indivíduos de <i>Manilkara bidentata</i> spp. <i>surinamensis</i> , em função das classes intervalares de (a) altitude, e (b) distância mais próxima do rio, ajustados segundo modelos polinomiais.	110
Figura 58	Valores de médios de abundância de indivíduos de <i>Manilkara bidentata</i> spp. <i>surinamensis</i> , em função das classes intervalares de (a) altitude e declividade, (b) altitude e distância mais próxima do rio.	111

Figura 59 Registros de ocorrência de <i>M. bidentata</i> ssp. <i>surinamensis</i> na área das UPA 1 e 2 da área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.	112
Figura 60 Estruturas morfológicas de <i>Qualea paraensis</i> . (a) Hábito; (b) corte evidenciando floema; (c) folha; (d) arquitetura foliar; (e) base do tronco; (f) ritidoma. Fonte: Hamada 2007	115
Figura 61 Valores médios e erro padrão da abundância de indivíduos de <i>Qualea paraensis</i> , em função das classes intervalares de (a) altitude, e (b) distância mais próxima do rio, ajustados segundo modelos polinomiais lineares e quadráticos.	116
Figura 62 Valores de médios de abundância de indivíduos de <i>Qualea paraensis</i> , em função das classes intervalares de (a) altitude e declividade, (b) altitude e distância mais próxima do rio.	117
Figura 63 Registros de ocorrência de <i>Qualea paraensis</i> nas UPA 1 e 2 da área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.	119
Figura 64 Estruturas morfológicas de <i>Vochysia obscura</i> . (a) tronco; (b) face adaxial da folha; (c) face abaxial da folha; (d) folha diafanizada evidenciando venação; (e) ritidoma; (f) corte evidenciando floema. Fotos: Hamada (2007).	121
Figura 65 Valores médios e erro padrão da abundância de indivíduos de <i>Vochysia obscura</i> , em função das classes intervalares de (a) altitude, e (b) distância mais próxima do rio, ajustados segundo modelos polinomiais lineares e quadráticos.	123
Figura 66 Valores de médios de abundância de indivíduos de <i>Vochysia obscura</i> , em função das classes intervalares de (a) altitude e declividade, (b) altitude e distância mais próxima do rio.	124
Figura 67 Registros de ocorrência de <i>Vochysia obscura</i> na área das UPA 1 e 2 da área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.	126
Figura 68 Mapas de predição da distribuição das espécies com maiores valores de dominância nas áreas de domínio topográfico “Baixio”.	131
Figura 69 Mapas de predição da distribuição das espécies com maiores valores de dominância nas área de domínio topográfico “Baixio” evidenciando os pontos de validação dos modelos.	133
Figura 70 Mapas de predição da distribuição das espécies com valores secundários de dominância nas área de domínio topográfico “Baixio”.	134
Figura 71 Mapas de predição da distribuição das espécies com valores secundários de dominância nas área de domínio topográfico “Baixio” evidenciando os pontos de validação dos modelos.	134
Figura 72 Mapas de predição da distribuição das espécies com maiores valores de dominância nas áreas de domínio topográfico “platô”.	136
Figura 73 Mapas de predição da distribuição das espécies com dominância secundária nas áreas mais distâncias de rio, independente da altitude e declividade.	137
Figura 74 Mapas de predição da distribuição das espécies com dominância secundária nas áreas de domínio topográfico “baixio” nos níveis R ₂ e R ₃ da distância de rio.	137

Figura 75 Gráficos de Jackknife gerados pelo algoritmo MaxEnt para os modelos que registraram os melhores valores de AUC após a validação dos modelos gerados usando 50% de todos os pontos das UPA 1 a 4.

138

1. INTRODUÇÃO

Biodiversidade (des)conhecida

O Brasil é o país com a maior diversidade biológica do mundo (Mittermeier *et al.* 1998) e, dentro deste, a Amazônia é a região que possui a maior reserva contínua e praticamente intacta do planeta, cobrindo uma área de aproximadamente 250 milhões de ha (Higuchi *et al.* 2000). A conservação, o manejo, o uso sustentável dos recursos naturais, o planejamento e ordenamento territorial e a avaliação de impactos ambientais, nessa região, passam obrigatoriamente pelo conhecimento da biodiversidade, o que tornam enormes as demandas atuais pela informação científica de alta qualidade e, gigantesco o desafio enfrentado pelos taxonomistas (Peixoto & Morim 2003).

Alguns trabalhos estimam a biodiversidade dos trópicos, a partir de informações das ocorrências das espécies depositadas em acervos de herbários, museus e literatura específica (Prance 1977; Nelson & Oliveira 2001; Shepherd 2000; Carneiro 2004; Lleras *et al.* 1999; Hopkins 2007) entre 18.000 a 80.000 espécies. Algumas dessas tentativas envolvem a modelagem ambiental, nas quais, os algoritmos genéticos procuram por condições ambientais semelhantes às das espécies já coletadas, evidenciando áreas potenciais de ocorrência dessas espécies (Siqueira 2005). No entanto, a precariedade dos dados frente ao tamanho e riqueza biológica de cada região tornam os modelos com baixo poder de predição, visto que os dados ecológicos (ou ambientais) em geral não existem ou divergem em escala com os dados de ocorrência das espécies.

Informações científicas com bom suporte taxonômico são necessários para identificar áreas de alta diversidade; identificar taxa sob ameaça de extinção; identificar taxa que são ou que tenham potencial de uso e são por isso, passíveis de valor para a humanidade e; aprimorar e aumentar o conhecimento e a compreensão sobre o funcionamento dos ecossistemas. Na Amazônia estima-se que ocorram cerca de 400 famílias de angiospermas, a maioria destas muito importantes no desenvolvimento da região, mas que, estão mal representadas nos acervos dos herbários como já foi evidenciado para Meliaceae (Martins-da-Silva & Ferreira 1998), Lecythidaceae (Santos *et al.* 2000) e Orquidaceae (Yoshida *et al.* 2001) nos herbários IAN (Embrapa Amazônia Oriental) e MG (Museu Paraense Emilio Goeldi). Hopkins (2007) ao analisar dados de monografias publicadas mais recentemente, verificaram que existe uma forte tendência de concentração de coletas botânicas em poucos lugares, resultando em checklists relativamente grandes em lugares melhor coletados (especialmente perto das cidades com instituições de pesquisas), dando a impressão que estas áreas têm uma

biodiversidade maior. No entanto, os mapas elaborados pelos autores mostram que, longe das cidades, ou das vias de comunicação, a densidade de coletas é muito baixa, chegando a ser zero em áreas de tamanho maior que muitos países europeus. Até em unidades de conservação já estabelecidas, faltam dados científicos sobre as espécies que ocorrem nesses locais. Para conhecer bem sua biodiversidade, não existem alternativas, além de aumentar muito o ritmo e a escala dos inventários botânicos.

Ao fazer uma comparação sobre o nível atual de conhecimento botânico das espécies comercializadas na Amazônia, Hopkins (dados não publicados) utilizando como exemplo a família Sapotaceae (dados obtidos da Flora Neotrópica) evidenciou que a identificação das espécies é extremamente prejudicada pelo número reduzido de coletas de material botânico depositado nos acervos dos herbários; destacando ainda que, o material existente nos herbários vem de excursões e de projetos muito antigos o que faz com que o conhecimento da distribuição da diversidade vegetal na Amazônia sejam pontuais e, conseqüentemente, não revelam o conhecimento sobre a região.

Dados sobre a diversidade vegetal da Amazônia podem ser conseguidos através de inventários, checklists e floras, amostras em herbários e literatura taxonômica. Entretanto, os dados disponíveis nos herbários têm seu uso limitado por falta de especialistas na região (identificação duvidosa), poucas amostras por espécie (Martins-da-Silva & Ferreira 1998; Santos *et al.* 2000; Yoshida *et al.* 2001) e, amostras não georreferenciadas. Dados oriundos de inventários florísticos de cunho ecológico em geral são de uso limitado pela variedade de metodologias aplicadas, principalmente em relação ao tamanho e forma das parcelas e do critério de inclusão dos espécimes na amostragem (Nelson & Oliveira 2001). Dados vindos de inventários comerciais, apesar de seguirem uma metodologia padrão (de acordo com a Legislação Ambiental específica) quanto aos tamanhos e formas das parcelas seu uso é limitado, por não existir uma padronização entre a nomenclatura vulgar das plantas adotada no campo pelo identificador com aquela conferida pelo técnico responsável pelo inventário posteriormente no escritório tornando essas informações inviáveis para estudos científicos.

A identificação científica correta das espécies é fundamental para o desenvolvimento das ciências básica e aplicada, bem como para assegurar quais madeiras e demais produtos vegetais são retirados da floresta. É também muito importante para subsidiar às tomadas de decisão concernente a biodiversidade (Nelson & Oliveira 2001) e como suporte a pesquisadores de diferentes áreas de conhecimento (p. ex. ecólogos, farmacêuticos, zoólogos, etc.), cujo trabalho requer a identificação correta das plantas com as quais trabalham, dentro das suas diversas linhas de pesquisa .

Na Amazônia o conhecimento científico das plantas tem sido limitado por muitos fatores, entre os quais podemos destacar: (1) dificuldades de acesso a áreas ainda florestadas; (2) técnicos capacitados na identificação científica das plantas; (3) falta de recursos financeiros; (4) infraestrutura inadequada nas instituições de ensino, principalmente. Entretanto, em contraste a essas limitações e, muitas outras, não apresentadas, cresce o setor florestal subsidiado muitas vezes pelo próprio governo, em busca de áreas potenciais para a indústria madeireira (Ferreira *et al.* 2004).

Aliar a pesquisa científica com as atividades de empresas madeireiras comprometidas com a sustentabilidade dos recursos naturais, por meio de parcerias público-privadas surge como uma grande oportunidade de melhoria no nível de conhecimento da diversidade vegetal na Amazônia, especialmente o conhecimento botânico. A experiência bem sucedida, no desenvolvimento de estudos morfo-anatômicos realizados pela Embrapa Amazônia Oriental, por meio do projeto *Dendrogene* (Conservação Genética de Espécies Manejadas na Amazônia) com diversas empresas madeireiras no estado do Pará (Embrapa Amazônia Oriental 2004) é um bom exemplo deste tipo de parceria.

Uma empresa que segue os critérios da certificação pretende oferecer segurança ao consumidor do produto que vem do manejo da floresta. Dessa forma, passa a adotar determinadas precauções como, por exemplo: inventário florestal mais criterioso, capacitação de pessoal, exploração de impacto reduzido, manutenção do estoque de matéria prima que garanta a sustentabilidade. Diferentes critérios, inerente ao processo de certificação, incluem a conservação da diversidade genética, a eficiência econômica e sustentabilidade da produção. No entanto, um dos principais gargalos está relacionado à identificação científica das espécies, que mesmo sendo a base para as tomadas de decisão no manejo florestal é limitada pela falta de pessoas capacitadas e pela grande diversidade de espécies. E, diante disto, as certificadoras acabam por aceitar as práticas convencionais de identificação e, espécies raras passam a ser consideradas como espécies comuns, pois são identificadas erroneamente.

Estudos sobre distribuição geográfica de espécies vegetais na Amazônia

Os dados disponíveis hoje sobre as espécies vegetais da Amazônia não revelam sua distribuição e, sim as áreas onde têm sido realizadas coletas botânicas, isto faz com que os padrões de biodiversidade na Amazônia não possam ser explicados (Hopkins 2007). Embora se conheça muito pouco sobre as distribuições de espécies amazônicas, a Ecologia aborda a distribuição espacial das populações vegetais como uma importante questão devido a sua contribuição ao entendimento de padrões e processos em florestas tropicais (Carneiro 2004).

Mapas publicados em revisões taxonômicas mostram grandes lacunas onde não houve coletas botânicas (Mori *et al.* 2002) como por exemplo a distribuição vista por Nelson *et al.* (1990) para o gênero *Inga*. As coletas são frequentemente pontuais, principalmente próximo às maiores cidades, sendo as três maiores em Manaus, Iquitos e Guiana Francesa (Hopkins 2007).

Autores como Gentry (1988), Tuomisto & Ruokolainen (1994), Clark *et al.* (1999), ter Steege *et al.* (2000) e Tuomisto *et al.* 2003) relataram que a distribuição geográfica das espécies tem estreita relação com os fatores ambientais, principalmente em florestas neotropicais. Entretanto, a maioria das espécies tem sua distribuição geográfica representada por poucos pontos de amostragem e o georreferenciamento principalmente, dos dados históricos disponíveis nas coleções biológicas é impreciso (Siqueira 2005). A consequência é que não se pode saber a distribuição real das espécies da flora Amazônica e, também muitas espécies de ocorrência restrita provavelmente ainda não foram coletadas (estimado em ca. 50.000 espécies desconhecidas, Hopkins (2007)). Outros estudos têm mapeado as distribuições de indivíduos de espécies numa escala local, geralmente de um até 100 ha (por exemplo, 86 ha do Projeto de Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais – PDBFF; 50 ha do *Hubble plots*; 100 ha Lecythidaceae no PDBFF; TEAM plots em Manaus, Caxiuanã etc.).

Numa escala global, a análise espécie-ambiente revela, por exemplo, mudanças no padrão do número de espécies da comunidade em relação aos fatores ambientais (Currie & Paquim 1987), padrão que não se mantém em uma escala de paisagem quando há influência de múltiplas combinações como tipo de solo e perturbações sobre a composição e distribuição espacial das espécies (Clark 2002). O processo que determina quais famílias, quantas e quais espécies compõe uma comunidade é em grande parte determinístico e previsível a partir de parâmetros ambientais (Gentry 1988), apesar da maioria das áreas na Amazônia serem constituídas por um mosaico de habitats distintos, com diferentes conjuntos de espécies vegetais ocorrendo em áreas adjacentes sobre diferentes substratos.

Para Franklin (1995), a partir de análises quantitativas da relação espécie-ambiente, é possível fazer um prognóstico da distribuição geográfica de espécies arbóreas com base na distribuição das variáveis ambientais que condicionam sua ocorrência. Assim, a associação entre o tipo de vegetação ou ocorrência de espécies vegetais e o habitat ganha importância devido à sua capacidade preditiva. Logo, investigações sistemáticas e detalhadas desta associação tornarão a capacidade de predição mais confiável. A busca desta predição adequada à realidade da natureza é relevante frente aos processos de alteração que a floresta está sofrendo (Matteucci & Colma 1982). Estudar a distribuição geográfica de espécies

vegetais na Amazônia tem sido limitada, em grande parte devido a extensão de sua área territorial que dificulta o acesso, aliada a falta de recursos pelas instituições de pesquisa e ensino do país.

Inventários florísticos e madeireiros na Amazônia

O Brasil possui um terço das florestas tropicais do mundo (Silva *et al.* 2007). A Amazônia Legal abrange uma área de 4,8 milhões de quilômetros quadrados cobertos com 285 milhões ha de floresta nativa, dos quais 246 milhões ha são produtivos. É a maior riqueza extrativa da Amazônia. “Só a exploração manejada de forma sustentável garantirá que os estimados 45 bilhões de metros cúbicos de madeira da Floresta Amazônica continuem em pé e permitam ao Brasil dominar o comércio internacional de madeira tropical neste século, tendo em vista o declínio do estoque do produto asiático”, (Hummel Jornal Pagina 20, AC, terça-feira, 25 março 2003). Para atingir esta meta, no entanto, é preciso conhecer o padrão e a dinâmica de crescimento das florestas exploradas, definir modelos de crescimento e de produção da Floresta Amazônica: identificação correta e distribuição espacial das espécies, estrutura da vegetação, auto-ecologia das espécies, parâmetros demográficos da regeneração natural, biologia e dinâmica reprodutiva, por plano de manejo sustentável que deverão ser obtidas em cada área ou formação vegetal da Amazônia delimitada para a minuciosa pesquisa de campo.

Desde a promulgação da Convenção de Diversidade Biológica há um crescente número de iniciativas internacionais, desde o âmbito local até o mundial e, de caráter plenamente formal ou totalmente aberto e, com participação informal voltadas, para diferentes aspectos do conhecimento, conservação e uso sustentado da biodiversidade frente ao avanço antrópico de destruição do ambiente. Neste contexto, os inventários são a base do conhecimento e, conseqüentemente das tomadas de decisão para a conservação e uso sustentável da biodiversidade.

Segundo Lewinsohn & Prado (2000), um levantamento bibliográfico dos últimos 15 anos indicou que os inventários de espécies no Brasil concentram-se muito em alguns grupos taxonômicos, não necessariamente os menos conhecidos. Além disto, 60% dos inventários são para as regiões Sul e Sudeste, e metade dos realizados em áreas naturais o foram nos biomas da Mata Atlântica ou Amazônia. Nelson & Oliveira (2001) fizeram uma abordagem sobre o estado de conhecimento florístico da Amazônia, com base nos inventários existentes para a região e, reconheceram a dificuldade de comparação entre estes, pela grande variedade de

metodologias empregadas, destacando ainda os problemas com a falta de boas coletas e a complexidade na identificação das amostras.

Na Amazônia, a diversidade de espécies e, principalmente a ocorrência de árvores de interesse comercial, tem sido alvo de empresas madeireiras. Estas empresas, geralmente são equipadas e detém recursos financeiros necessários para “explorar” grandes áreas. No entanto, o sucesso desses empreendimentos na Amazônia está associado a compreensão da diversidade de espécies nas florestas em uso para Manejo Florestal.

Para que a floresta seja manejada é necessário conhecer a floresta. Tal atividade é realizada por meio de inventários florestais madeireiros que incluem, além do nome (vulgar) das árvores, dados dendrométricos e, a localização geográfica de cada árvore inventariada com precisão. É preciso ainda, compreender e conhecer os processos ecológicos e as diferenças biogeográficas associadas (Tuomisto *et al.* 2003) para assim cumprir com a sustentabilidade desses recursos.

A heterogeneidade presente nas florestas ainda não foi devidamente inserida no planejamento das operações florestais (exploração e silvicultura), apesar de já existirem hoje uma gama de ferramentas matemáticas e, de pesquisa operacional que associadas a Sistemas de Informações Geográficas possibilitam melhorar o planejamento florestal (Braz *et al.* 2007) e, principalmente, podem tornar os dados, obtidos nesses inventários, informações extremamente importantes no conhecimento da diversidade vegetal da Amazônia.

Empresas madeireiras que praticam manejo sustentável em florestas nativas na Amazônia são obrigadas a cumprir procedimentos definidos pelo Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e, pelas Secretarias Estaduais de Meio Ambiente (SEMA's) com a intenção de baixar o impacto da atividade na floresta que tem como base o inventário 100% (censo florestal) do estoque de árvores. Este inventário é usado para justificar a quantidade de colheita e, para comprovar que árvores são deixadas como matrizes.

No nível de levantamento das espécies, esses inventários podem ser muito importantes no conhecimento da flora da Amazônia, visto que eles têm por fim avaliar as variáveis quantitativas e qualitativas da floresta, assim como dinâmicas de crescimento e sucessão florestal, servindo de base para a formulação de planos de utilização dos produtos florestais, manejo sustentado e integrado da floresta (Queiroz 1998). Mas, algumas desvantagens podem ser observadas nas informações disponíveis por esses tipos de inventários. A primeira, e mais importante destas, é a qualidade das identificações das árvores que em geral é realizada em cima de nomenclatura vernacular com base no conhecimento (empírico) do identificador

responsável. Somente árvores de interesse comercial e, acima do DAP, exigido pela legislação que trata de PMFS, são inventariadas restringindo a entrada de outros grupos de espécies (Ferreira *et al.* 2004; Procópio & Secco 2008). Outra desvantagem é que áreas não produtivas (Áreas de Preservação Permanente e com declive acima de 40%) não são inventariadas.

Enquanto há muito interesse em manejo sustentável das florestas Amazônicas, faltam estudos adequados para a diversidade de espécies a serem manejadas e, faltam meios de identificação práticos disponíveis às empresas e seus identificadores. Os estudos com os grupos de plantas revelam resultados preocupantes do ponto de vista da sustentabilidade das florestas, quando nomes científicos atribuídos a espécies indicadas para corte nos planos de manejo estão sendo dados sem nenhum critério científico que respeite os padrões ecológicos e, fisiológicos dessas espécies (Procópio & Secco 2008).

Trabalhos com grupos de espécies madeireiras importantes para o manejo florestal como “angelim” (Ferreira *et al.* 2004) “currupixá” (Silva 2004; Ribeiro 2004) e “tauari” (Procópio & Secco 2008), desenvolvidos no projeto *Dendrogene* - Embrapa Amazônia Oriental/DFID (www.cpatu.embrapa.br/dendro) revelaram que, inventários madeireiros tem um nível muito baixo na qualidade das identificações de árvores. A identificação é feita por meio do conhecimento de “mateiros” que não associam as características das plantas aos nomes utilizados e assim, geram agrupamentos de diferentes espécies sob um mesmo nome vulgar. Essa prática pode comprometer a sustentabilidade das florestas. Nestes mesmos trabalhos, os autores concluíram que o conhecimento e uso de poucas características morfológicas pode melhorar a qualidade dos dados provenientes de inventários madeireiros.

Costa (2007) e Hamada (2007) ao trabalharem com os grupos abiu e quaruba, respectivamente, mostraram que o uso de ferramentas simples, como dendrologia e arquitetura foliar poderiam melhorar o nível da identificação nos inventários florestais. No entanto, para que essas ferramentas sejam adicionadas, deve haver inicialmente comprometimento das empresas madeireiras com a sustentabilidade dos recursos naturais, uma vez que esses procedimentos demandam custos adicionais à atividade, diante da necessidade das equipes de inventário passarem por treinamentos. De outro lado, com a necessidade de observação de mais características, o tempo necessário para a realização do inventário será aumentado. E o que se deseja com o inventário, assim como com qualquer empreendimento florestal, é a obtenção de informações precisas com baixo custo sobre a produção florestal. Mas como reduzir os custos sem perder a precisão?

Ao contrário da qualidade de identificação, a precisão e escala do georreferenciamento das árvores durante os inventários madeireiros é alta, visto que, todas as árvores são mapeadas

em escala de até 1m de distância. Isto porque, as empresas são equipadas com instrumentos de última geração para o georreferenciamento das áreas e para o acesso a área longínquas e inacessíveis muitas vezes aos cientistas.

Diante disso, observa-se que estes dados podem ser muito úteis para pesquisadores que buscam conhecer a diversidade vegetal de uma área e não tem acesso a essas informações pela falta de recursos financeiros. Assim, o estabelecimento de parcerias entre empresas madeireiras responsáveis com os órgãos de pesquisa pode promover o conhecimento da biodiversidade na Amazônia.

A empresa Orsa Florestal Ltda (Orsa Florestal) vem buscando aprimorar a qualidade de seus inventários florestais, que já é a melhor que outras empresas, do mesmo ramo, em nível de identificação das espécies. Possui seu próprio herbário de referência (“xiloteca”) criado em 1969 por Nilo Thomas da Silva é constituída hoje por 3.352 amostras botânicas, 297 amostras de sementes, 554 amostras de madeira e 519 amostras de tacos. Neste período teve apoio de técnicos do Museu Paraense Emílio Goeldi e nos últimos anos com apoio da Embrapa Amazônia Oriental (projeto *Dendrogene*) e Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA) teve sua equipe de campo treinada nas técnicas de coletas e identificação botânica. A empresa tenta trabalhar com nomes científicos corretos, mas ainda existem muitos problemas na identificação de espécies menos comuns, especialmente nas famílias mais diversas como Sapotaceae, Chrysobalanaceae, Lecythydaceae e Burseraceae. De 2003 a 2007 de manejo florestal a empresa já inventariou cerca de 30.000 ha de mata primária, marcando todas as árvores (aprox. 720.000 árvores) com diâmetro a altura do peito (DAP) acima de 35 cm (o exigido pela legislação é 50 cm).

Esses dados disponíveis a ciência, podem gerar resultados muito importantes quando associados às ferramentas de pesquisa disponíveis e, ao conhecimento gerado nas instituições de pesquisa. Do ponto de vista de conhecimento da biodiversidade podem oferecer informações sobre as lacunas de conhecimento.

Modelagem de predição para distribuição geográfica de plantas na Amazônia

Entender a dinâmica de populações vegetais implica no conhecimento e compreensão de como os indivíduos de uma dada espécie distribuem-se (Hay *et al.* 2000) e que em geral é influenciada por processos que podem variar de escalas biogeográficas até microambientais (Zuquim 2006). Assim, fatores que determinam a variação da distribuição e abundância das

espécies merecem ser discutidos e compreendidos, para que medidas de uso e conservação das florestas possam ser tomadas garantindo sua sustentabilidade.

Padrões de distribuição de espécies associados à gradientes topográficos e edáficos em formações florestais são apresentados para espécies arbóreas (Kahn 1987, Sollins 1998, ter Steege *et al.* 2000, Clark 2002, Okuda *et al.* 2004, Valencia *et al.* 2004, Kubota *et al.* 2004), para espécies de arbustos e ervas (Tuomisto & Ruokulainen 1994, Tuomisto & Poulsen 1996, Poulsen & Tuomisto 1996, Tuomisto *et al.* 2003) e para pteridófitas (Costa 2006), na Floresta Amazônica.

A topografia, textura, drenagem e fertilidade do solo (Tuomisto & Ruokulainen 1994, Svenning 1999; Vormisto *et al.* 2004) estão entre os fatores ambientais mais comumente relacionados e distribuição de plantas tropicais em diversas escalas. Em escaladas espaciais de até 1 ha uma forte relação da distribuição de espécies vegetais e solo foram descritas por Young & Léon (1989) e Poulsen & Baslev (1991). Tuomisto *et al.* (1995) e Ruokulainen & Tuomisto (1998) demonstraram, em macroescala, que os padrões de similaridade florística entre sítios de 200 x 300 km podem ser agrupados de acordo com o habitat correspondendo aos grupos de areia branca, solo argiloso e terraços.

Fisionomias, como as formações florestais e arbustivas sob areia da bacia do Rio Negro podem ser caracterizadas por fatores edáficos (Veríssimo *et al.* 2001). Em geral, a relação entre a qualidade do solo e diversidade é positiva. Quanto mais fértil o solo, maior a diversidade (Clark 2002) e, quanto mais pobres (como os solos da Amazônia constituídos por areia branca) menor a diversidade de plantas (Duivenvoorden 1996; Tuomisto & Poulsen 1996; Costa 2006), no entanto, essa relação não é constante e depende do gradiente edáfico (Tuomisto *et al.* 2000).

Entender os padrões de distribuição das espécies é fundamental para a conservação da diversidade biológica e uma ferramenta importante na gestão e manejo das florestas, uma vez que modelar os ecossistemas tropicais e planejar as operações de exploração frente a heterogeneidade da floresta, expressada pelos padrões de distribuição de suas espécies arbóreas, tipologias florestais, relevo, hidrografia e solo é extremamente complexo (Braz *et al.* 2007).

Nos últimos anos várias técnicas de modelagem da distribuição de espécies têm sido utilizadas (Funk *et al.* 1999; Guisan & Zimmermann 2000; ter Steege *et al.* 2000) para a obtenção de modelos de distribuição geográficas de espécies com diferentes objetivos, entre os quais a determinação de áreas prioritárias para conservação. Em geral esses modelos utilizam dados de presença e/ou ausência da espécie em estudo obtidos por meio de revisões

taxonômicas, coleções científicas ou observações em campo. Estes algoritmos têm sido amplamente utilizados para determinar a distribuição potencial de espécies em áreas que sua presença é provável, mas ainda desconhecida.

Entre os diferentes algoritmos de modelagem que existem podemos citar os aqueles que utilizam envelopes bioclimáticos como o BIOCLIM (Busby 1991), algoritmos genéticos - GARP (Stockwell & Peters 1999) e algoritmos de Máxima Entropia - MaxEnt (Phillips *et al.* 2004, Phillips *et al.* 2006), que utilizam somente pontos de presença para espécies, cada um apresentando uma aproximação diferente ao problema do nicho ecológico modelado. Geralmente os modelos gerados por estes algoritmos utilizam variáveis macroclimáticas numa escala geográfica regional ou continental e indicam a integridade do habitat para o desenvolvimento e manutenção de populações ou comunidades calculada a partir dos dados de presença e/ou ausência associados a uma série de variáveis ambientais que atuam como preditoras. São ferramentas muito úteis para responder perguntas de ecologia aplicada, Biogeografia e Conservação, devido suas bases ecológicas e evolutivas (Guisan & Thuiller 2005).

Destes, dois algoritmos têm chamado a atenção para testar o uso de dados de coleções científicas na predição da distribuição de espécies (Pando & Giles 2007). MaxEnt que é um algoritmo determinístico, que gera equações para descrever qual seria a probabilidade de ocorrência da espécie encontrando a distribuição de probabilidade a partir do princípio de máxima entropia (que é a distribuição menos centrada e mais próxima da distribuição uniforme), submetidas a um conjunto de restrições que representam a informação incompleta sobre a distribuição alvo. A informação disponível sobre a distribuição da espécie constitui um conjunto de valores tomados como verdadeiros, os quais são oriundos dos dados de presença, e suas restrições são os valores esperados de cada valor que devem corresponder às médias para o conjunto de dados tomados da distribuição alvo. Os valores reais correspondem aos valores dos *pixels* da área de estudo na qual a espécie está presente, ou seja, aos valores das camadas ambientais utilizadas nesses *pixels*. GARP é um algoritmo genético que gera um conjunto de regras que descrevem as condições favoráveis para a manutenção de populações da espécie alvo. Ele busca a associação entre variáveis ambientais e a ocorrência conhecida das espécies, contrastando com as características ambientais ao longo de toda a área de estudo e gera regras que se permutam na busca do melhor modelo que prediz a distribuição conhecida. Dentre estes, MaxEnt geralmente apresenta valores de validação da Área sob a Curva (AUC - Area Under Curve) melhores que GARP (Elith *et al.* 2006) em escalas maiores.

Muitos dos trabalhos com modelagem têm utilizado dados de presença de espécies, existentes em grandes coleções científicas nos quais esses dados estão armazenados, e, atualmente parte desses são disponíveis via Internet*. No entanto, alguns problemas estão associados com o uso desses dados, como por exemplo: (a) erros na determinação da espécie; (b) erros ou imprecisões associado ao georreferenciamento dos dados; (c) tendenciosidades na coleta de dados (por exemplo, por facilidade de acesso, dados coletados ao longo de rodovias ou de rios, etc); (d) falta de correspondência temporal entre as coletas, muitas vezes representando uma discrepância de várias décadas entre os registros de espécimes (Siqueira 2005).

Na Amazônia, a carência de bons dados sobre a diversidade vegetal, nas coleções científicas é ainda elevada. Faltam as instituições recursos humanos, estruturais e financeiros, que impedem o conhecimento amplo da sua flora. No entanto, dados providenciados por empresas madeireiras que atuam na região, em geral para grandes áreas poderiam ser aplicados no conhecimento científico da região mas, são subutilizados porque sua obtenção é interpretada como duvidosa sob o ponto de vista ecológico. As empresas amostram áreas extensas, com dados muito bem georreferenciados mas, com problemas de determinação científica das espécies, e do critério de inclusão de espécies (somente espécies comerciais e com DAP >50cm) que é definido em função da legislação vigente que trata sobre manejo florestal na Amazônia, que pode, limitar a interpretação dos resultados em trabalhos com dados de inventários florestais de cunho madeireiro.

Sendo que GARP e MaxEnt têm sido os algoritmos com maior número de aplicações, em um amplo espectro de organismos, ao usarem dados de coleções científicas na predição da distribuição de espécies busca-se, neste trabalho, verificar como esses modelos comportam-se em escala local com elevados valores de abundância por espécie, obtidos de inventários florestais madeireiros. Objetivamos também avaliar como a projeção dos modelos gerados por estes algoritmos a partir de um sub-conjunto de pontos de ocorrência das espécies atuam na predição da distribuição potencial para as espécies em áreas ecologicamente similares e distintas numa escala local.

* (MOBOT – Missouri Botanical Garden, disponíveis em (<http://mobot.mobot.org/W3T/Search/vast.html>), NYBG – New York Botanical Garden, dados de plantas disponíveis em (<http://sciweb.nybg.org/science2/vii2.asp>), SpeciesLink – dados de plantas, animais e microorganismos disponíveis em (<http://splink.cria.org.br/tools?criaLANG=pt>) e CONABIO – dados de plantas e de animais disponíveis em (<http://www.conabio.gob.mx/>)

2. OBJETIVOS

Desenvolver modelos capaz de prever a ocorrência de árvores de interesse comercial em áreas ainda não inventariadas, mapeando a distribuição de espécies em escala intermediária de até 100 km², usando dados gerados pelos inventários comerciais e variáveis geoambientais por meio de modelo(s) de algorítmicos genéticos para explicar as distribuições e, para prever (e testar) as distribuições em outras áreas, e em futuros inventários.

Objetivos Específicos

- ┌ Mapear a distribuição de espécies em escala regional e local, usando dados gerados pelos inventários comerciais.
- ┌ Usar modelo(s) de algorítmicos genético para explicar as distribuições e, para prever (e testar) as distribuições em outras áreas, e em futuros inventários.

3. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo: Histórico das atividades madeireiras na região do Vale do Jari

A região do Vale do Jari, onde se insere a propriedade florestal da Jari Celulose S/A, inclui a área de manejo da Orsa Florestal S/A, empresa do mesmo grupo, responsável pelo manejo florestal das áreas nativas da propriedade. Pertence ao cenário amazônico brasileiro, e se caracteriza por apresentar uma vasta área de floresta tropical úmida, com sua complexa mistura de espécies arbóreas, crescendo conjuntamente sob a ação dos fatores ambientais, possuindo imenso potencial econômico.

Seu histórico de ocupação começou em 1623 por portugueses, holandeses e ingleses. Com a construção do Forte de Santo Antônio do Gurupá pelo Capitão-mor Bento Maciel Parente, que se constituiu no ponto mais avançado da coroa portuguesa na Amazônia, localizado a sudeste do Distrito de Monte Dourado, Estado do Pará, região na qual teve início, séculos depois, as operações para implantação do então denominado Projeto JARI (Lins 2001).

O registro de atividades econômicas na região remonta há mais de 100 anos, mais precisamente a partir de 1882, com a chegada do Coronel José Júlio de Andrade, que se tornou rico empresário com suas atividades baseadas no extrativismo. Em 1967, a já então JARI Indústria e Comércio S/A foi vendida ao empresário americano Daniel Keith Ludwig. Em 1982, o controle acionário passou para um grupo de empresários brasileiros liderados por Augusto Trajano de Azevedo Antunes. Em 2000, houve nova mudança no comando da empresa, que passou para o Grupo Orsa. Com essas mudanças no controle acionário, deu-se ênfase ao equilíbrio econômico-financeiro da empresa, através do re-planejamento da utilização dos recursos florestais disponíveis, através de Manejo Florestal Sustentável. O Grupo Orsa detém, hoje, grande acervo de informações, tanto científicas quanto empíricas, coletadas em inventários florestais e medições de parcelas permanentes, nas florestas plantadas e naturais.

O Plano de Manejo Florestal Sustentável – PMFS, proposto pela Orsa Florestal, objetiva a extração dos recursos florestais de sua propriedade de forma racional, através da utilização de sistemas de exploração e silvicultura com responsabilidade social e adequação à manutenção do equilíbrio ecológico e da eficiência econômico-financeira.

Descrição das Áreas de Manejo Florestal

As terras da Jari Celulose S/A, cedidas à ORSA Florestal S/A, estão situadas à margem esquerda do Rio Amazonas, entre as latitudes 00°27'00"S e 01°30'00" S e longitudes 51°40'00" e 53°20'00" W (Figura 1); compreendendo cerca de 1,7 milhão ha. O acesso à área manejada (por via fluvial até Monte Dourado) dista 36 horas de "barco de linha", a partir de Belém. Por via aérea também até Monte Dourado, fica ao redor de 1 hora de Belém.

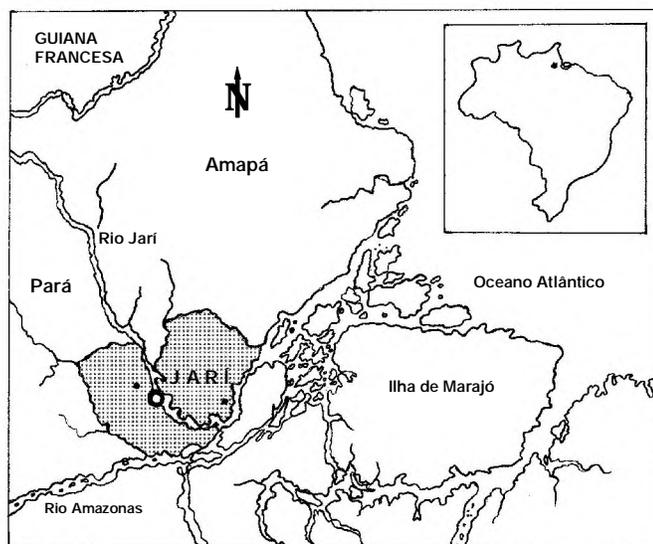


Figura 1 Mapa de localização da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.

A área está assentada mais ao Norte sobre deposições oceânicas, e mais para o Sul, no sentido do Rio Amazonas por depósitos lacustres, sedimentados desde a era cenozóica. As formações estratigráficas encontradas na área são afloramentos, da Formação Trombetas ao Norte, em áreas de relevo bastante acidentado, com solo formado de areia branca fina e muito pobre. A formação Curuá em contato com a formação Trombetas, mas ao Sul, é caracterizada pelo afloramento de folhelhos de cor cinza com solos originários do diabásio encontrados em relevos acidentados, próximo a igarapés e nas encostas das elevações (Coutinho & Pires 1996). A formação Barreiras, predominante nas terras da Jari, origina os solos arenosos com pouca argila, em relevos suavemente ondulados e em cima dos platôs que se elevam até 240 m acima do nível do mar com solos argilosos (Lins 2001).

Embora os solos sejam, em sua parte superior, formados por sedimentos essencialmente Terciários, os platôs entre 70 e 200 m de altitude que ocorrem na área de manejo da Orsa Florestal constituem superfícies erodidas desde o Plioceno (fim do Terciário) até o Pleistoceno (início do Quaternário). Esse conjunto de platôs foi estudado por Klammer (1971, 1978), que decidiu chamá-la "plio-pleistocênios". Segundo Klammer (1978), esses

sedimentos do Jari são mais bem classificados na Formação Belterra, ocorrida entre o Plioceno (Terciário) e o Pleistoceno (Quaternário).

Os solos sob floresta de terra firme variam quanto aos teores de areia, argila e silte, e à maior ou menor presença de cascalho. Os solos sob floresta primária no vale do rio Jari não são uniformes, e apresentam variações não apenas com relação aos nutrientes, mas também na parte física a qual é relacionada com o regime hídrico local (Jari 2000).

Segundo a classificação proposta por Köppen, o clima pertence ao tipo Am, possuindo características intermediárias entre Af e Aw, cujo regime pluviométrico define uma curta estação seca. A precipitação anual é de 2.115 mm, variando de 290 mm no mês de maio a 41 mm no mês de outubro, com uma distinta estação seca entre os meses de setembro e novembro. A temperatura média anual é de 26,4°C (Corrêa *et al.* 1989).

A rede hidrográfica é formada principalmente pelos rios Jari e Paru e outros de menor tamanho como o Cajari, Arraiolos, Caracuru, Esposendo e Muriacá todos com a peculiaridade de possuírem águas escuras.

O principal tipo de vegetação existente na área da Orsa Florestal é a floresta equatorial subperenifólia (Pires & Prance 1985) com vegetação bastante variada incluindo oito formações florestais e não florestais. Essa variação faz com que a região abranja duas das quatro subprovíncias vegetacionais amazônicas definidas por Rizzini, a Jari-Trombetas e a Planície Terciária, sendo a heterogeneidade vegetacional uma característica da primeira (Rizzini 1977). Como a pluviometria e a temperatura são mais ou menos constantes nessas florestas, o solo é considerado o principal fator responsável pelas variações vegetacionais encontradas.

De toda a área da Orsa Florestal, destinada ao Manejo Florestal, 965.367 ha estão localizados no Estado do Pará (Figura 2), dos quais 545.335ha (Tabela 1) devidamente certificados pelo FSC (Forest Stewardship Council) desde 2002.

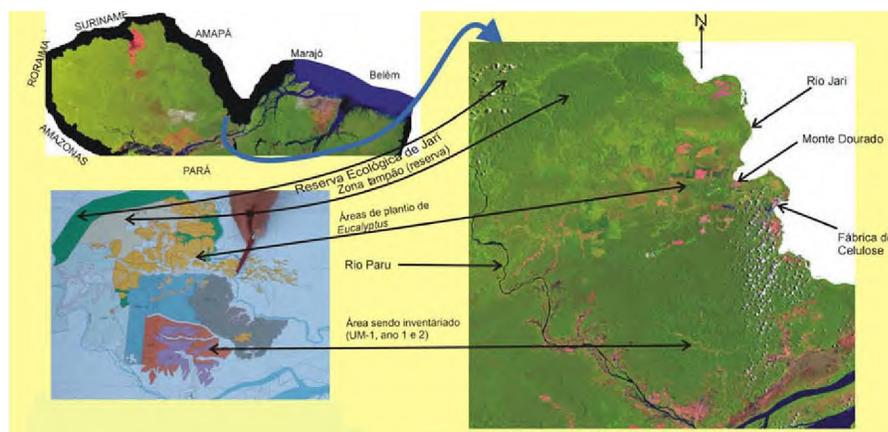


Figura 2 Área da Orsa Florestal destinada à execução dos Planos de Manejo Florestal, Monte Dourado, Pará.

Tabela 1 Descrição das áreas (ha) da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará (Bauch *et al.* 2004).

Descrição	Área (ha)
Área de Preservação Permanente	40.810
Área de vegetação primária preservada	27.861
Infra-estrutura	10.193
Pastagens naturais	14.624
Plantios florestais	105.281
Reserva Legal	766.598
Plano de Manejo Florestal Sustentável (71%)	545.335
Área de efetivo manejo	452.553
Floresta densa submontana platôs	111.312
Floresta densa submontana relevo aplainado	191.051
Floresta aberta latifoliada	98.425
Zona de entorno da Estação Ecológica do Jari ou Área de Preservação Absoluta com Área testemunha FSC (5% PMFS)	92.782
Campo cerrado	14.594
Floresta densa dos platôs	20.971
Floresta densa de planície (aluvial)	8.698
Floresta secundaria latifoliada	3.377
Aluvial campestre	4.106
Água	19
Área total da empresa (Gleba JARI I – Pará)	965.367

Descrição do inventário adotado pela empresa

A empresa adota três formas de inventário: 1) Inventário diagnóstico que visa obter informações para o planejamento das ações do Manejo Florestal; 2) Inventário contínuo por meio da instalação de parcelas permanentes, que objetiva monitorar o desenvolvimento das espécies pré e pós-exploração e assim, subsidiar possíveis intervenções silviculturais na floresta; 3) Inventário ou Censo Florestal através do qual são obtidas as informações sobre o

estoque de espécies comerciais e remanescentes e, ainda onde são realizados o macro e micro-zoneamento para definir as técnicas de exploração a serem executadas visando o menor impacto à área e a vegetação remanescente.

O inventário ou censo florestal foi realizado seguindo as exigências estabelecidas na Legislação Ambiental vigente que trata da elaboração de Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) para a Amazônia (IN MMA 04 de 04/03/2002; IN SECTAM 07 de 27/09/2006; IN SECTAM 08 de 16/10/2006; IN IBAMA 05 de 11/12/2006) com o objetivo da extração dos recursos florestais de sua propriedade de forma racional, através da utilização de sistemas de exploração de baixo impacto (Amaral *et al.* 1998) e silvicultura com responsabilidade social e adequação à manutenção do equilíbrio ecológico e da eficiência econômico-financeira.

A área de efetivo manejo está dividida em seis Unidades de Manejo (UM) totalizando 30 Unidade de Produção Anual - UPA (Figura 3), conforme o planejamento da empresa para a exploração seqüenciada que atenda a demanda anual de madeira da serraria, estimada em cerca de 48.000 m³/ano para cerca de 18 espécies comerciais (Tabela 2).

Tabela 2 Lista das espécies florestais atualmente comercializadas pela Orsa Florestal.

Nome Popular	Espécie	Família
Angelim-pedra	<i>Hymenolobium petraeum</i> Ducke	Leguminosae-Pap.
Angelim-vermelho	<i>Dinizia excelsa</i> Ducke	Leguminosae-Mim.
Cedrinho	<i>Erismia calcaratum</i> (Link.) Warm.	Vochysiaceae
Cumaru	<i>Dipteryx odorata</i> Aubl.	Leguminosae-Pap.
Cupiúba	<i>Goupia glabra</i> Aubl.	Goupiaceae
Itaúba	<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	Lauraceae
Jatobá	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Leguminosae-Caes.
Louro-faia	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	Proteaceae
Maçaranduba	<i>Manilkara huberi</i> Huber	Sapotaceae
Mandioqueira-escamosa	<i>Qualea paraensis</i> Ducke	Vochysiaceae
Mandioqueira-lisa	<i>Ruizterania albiflora</i> (Warm.) Marc.-Berti	Vochysiaceae
Piquiá	<i>Caryocar villosum</i> (Aubl.) Pers	Caryocaraceae
Piquiarana	<i>Caryocar glabrum</i> (Aubl.) Pers	Caryocaraceae
Quaruba-fissurada	<i>Vochysia maxima</i> Ducke	Vochysiaceae
Sucupira-amarela	<i>Bowdichia nitida</i> Spruce ex Benth.	Leguminosae-Pap.
Sucupira-preta	<i>Diploptropis purpurea</i> (Rich.) Amshoff	Leguminosae-Pap.
Tachi-preto	<i>Tachigali myrmecophila</i> (Ducke) Ducke	Leguminosae-Caes.
Tanimbuca-amarela	<i>Buchenavia parvifolia</i> Ducke	Combretaceae
Tatajuba	<i>Bagassa guianensis</i> Aubl.	Moraceae

Fonte: <http://www.orsaflorestal.com.br>

Para este trabalho foram utilizados os dados obtidos nos censos florestais das UPA's 1-4 (Figura 3). As UPAs são áreas geralmente delimitadas seguindo microbacias e variam de 2.280 a 11.080 ha (Tabela 3).

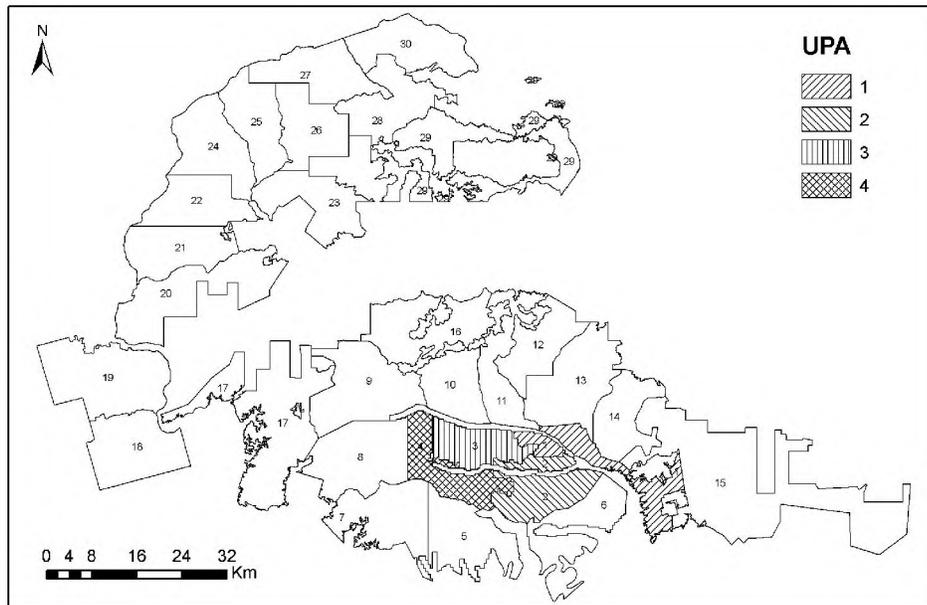


Figura 3 Distribuição das Unidades de Produção Anual na área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.

Para se fazer o levantamento e o mapeamento das árvores, as UM's são divididas em blocos de 1600 ha (Figura 4) subdivididos em parcelas de 10ha (400m X 250m), também chamadas de Unidades de Trabalho (UT's) (Figura 5). Cada parcela é inventariada e mapeada por uma equipe de 5 pessoas (4 técnicos e um líder). O levantamento das árvores é feito da seguinte maneira: o líder percorre a linha principal dois técnicos distantes entre si 12,5m do lado direito e dois técnicos distantes entre si 12,5m do lado esquerdo percorrem a distância de 250m no sentido sul-norte. Os técnicos ditam para o líder o código do nome vulgar da espécie (previamente estabelecido), o DAP e observações a respeito da qualidade da madeira para exploração. Ao final da trilha o mesmo procedimento é feito no sentido norte-sul. Essas informações são anotadas em uma ficha de campo e passadas para o pessoal do laboratório de geoprocessamento da empresa, que atualizam o banco de dados georreferenciados.

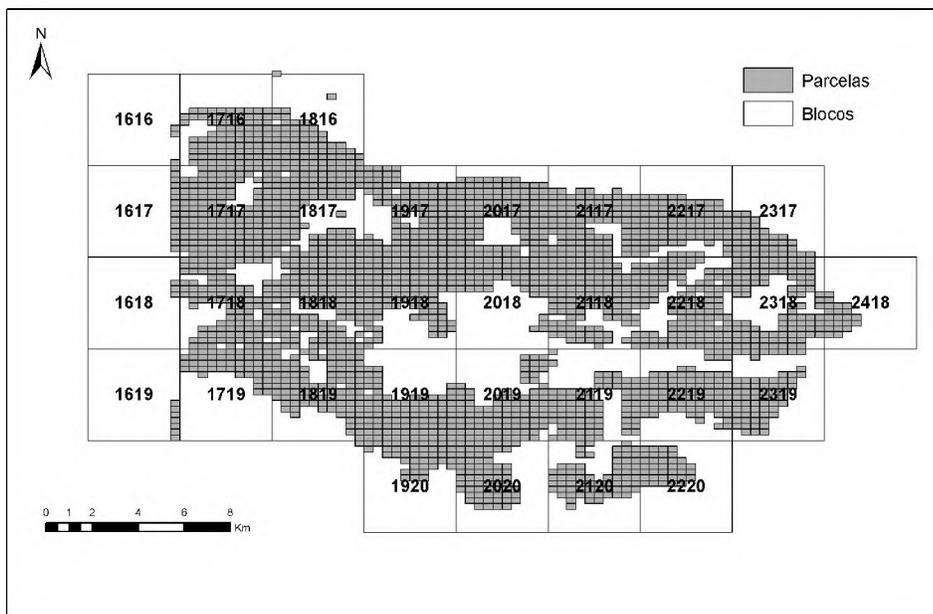


Figura 4 Detalhamento da distribuição dos blocos e parcelas nas UPAs 1-4 da área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.

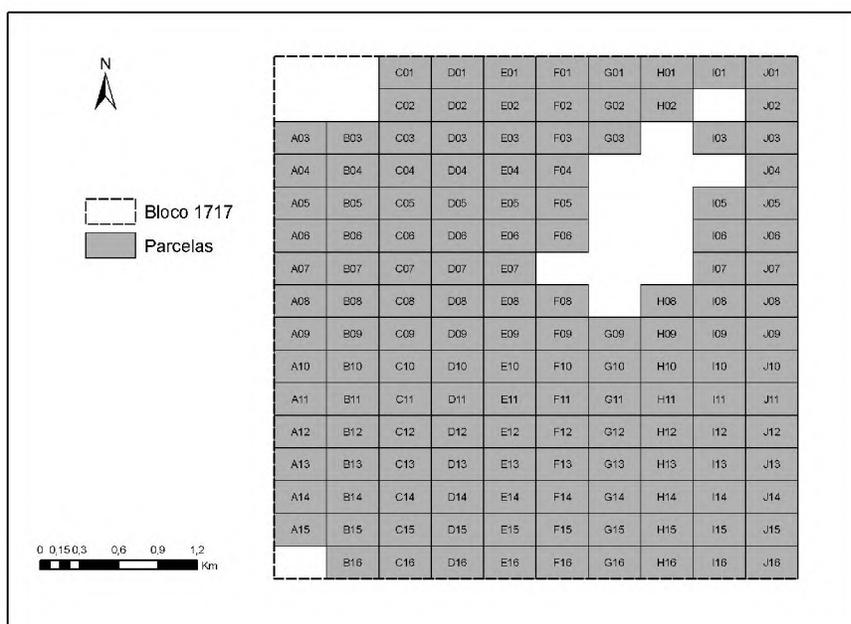


Figura 5 Detalhamento da distribuição das parcelas no bloco 1717 da UPA 4 da área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.

Para cada parcela é gerada uma lista de indivíduos com sua localização, DAP, altura e qualidade do indivíduo para exploração. Durante o mapeamento, áreas com restrição operacional, tais como relevo acidentado, áreas alagadas ou sujeitas a alagamento no período

chuvoso e áreas de preservação permanente são eliminadas, dessa forma, algumas parcelas são apenas parcialmente inventariadas e mapeadas.

Para esse trabalho foram utilizados dados do censo florestal nas UPA's 01 a 04 cedidos pela empresa que consiste em um arquivo do tipo tabela em formato *dbase* com as informações das árvores e sua respectiva coordenada em UTM. Os dados referem-se a informação de um total de 2454 parcelas distribuídas em 24.523 ha com 618.281 árvores inventariadas (Tabela 3). O censo florestal contemplou 100% dos indivíduos, com diâmetro a 1,30 m de altura (DAP) ≥ 35 cm para as UPA's 01 e 02 e ≥ 45 cm para as UPA's 03 e 04.

Tabela 3 Distribuição das Unidades de Produção Anual, estudadas na Unidade de Manejo (UM) 01

UPA	Ano Exploração	Parcelas	Área (ha)	N. Ind.	Espécies	DAP mínimo
UPA 01	2003	223	1.635	99.386	579	≥ 35 cm
UPA 02	2004	470	3.448	191.641	539	≥ 35 cm
UPA 03	2005/2006/2007	870	8.880	198.304	540	≥ 45 cm
UPA 04	2008	891	10.560	140.295	222	≥ 45 cm
Total		2.454	24.523	618.281		

Para o estudo da distribuição potencial das espécies foram utilizados os dados referentes as UPA's 01 e 02. Os dados das UPA's 03 e 04 foram utilizados para a calibração dos modelos gerados pela modelagem.

Checagem da identificação botânica e do georreferenciamento das árvores

A empresa possui uma coleção botânica denominada "Xiloteca" com 4.672 amostras das espécies que ocorrem em suas áreas (Figura 6). Toda essa coleção já foi informatizada e virtualizada e encontra-se disponível no site www.biodiversidadeamazonica.net do projeto PPBIO. Com base nessa coleção foi produzida uma lista codificada, com cerca de 850 espécies arbóreas (Anexo 1), que é utilizada pelos identificadores durante as atividades do inventário; atualmente o inventário florestal está sendo concentrado em cerca de 90 espécies madeireiras ou com potencial madeireiro. Além disso, a empresa nos últimos anos tem realizado treinamentos das equipes de inventário, em coleta e identificação de espécies madeireiras, visando diminuir os erros de identificação no campo.



Figura 6 Coleção de madeiras das espécies já registradas na área da Orsa Florestal, depositada na “Xiloteca” da empresa.

Para garantir a qualidade das identificações durante os inventários no período de 2005-2008, foram oferecidos quatro cursos de identificação botânica para os técnicos que atuam nas atividades de inventário. Durante os cursos, foram trabalhadas técnicas de coleta de material botânico para testemunhar as identificações (Figura 7.a) e metodologia para descrição das árvores para serem adicionadas aos catálogos (Figura 7.b). Atividades de identificação foram focadas em grupos que evidenciavam maiores problemas no seu reconhecimento, como por exemplo, “abiu”, “breu”, “louro”, “quaruba”, “tachis” entre outros (Figura 7.c). Foram ainda providenciados catálogos, contendo amostras de folhas da maioria das espécies para auxiliar durante os inventários (Figura 7.d).



(b)
Técnicas de descrição e visualização de estruturas vegetativas (no detalhe, folha) que auxiliem na identificação no campo abordadas durante os treinamentos ministrados a equipe de inventário da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.



(c)
Prensagem das amostras e observação de folhas de diversas árvores de grupos “problemas” durante os treinamentos ministrados a equipe de inventário da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.



(d)
Exemplo de amostras de folhas que compõem os catálogos produzidos durante os treinamentos ministrados a equipe de inventário da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.



Figura 7 Atividades desenvolvidas durante os cursos de identificação botânica ministrados aos identificadores botânicos na área da Orsa Florestal, no período de 2005-2008 em Monte Dourado, Pará.

Duas dissertações de mestrado foram desenvolvidas abordando ferramentas da dendrologia e arquitetura foliar para auxiliar na identificação de grupos “problemas” como, “abiu” (Costa, 2007) e “quaruba” (Hamada 2007) durante os inventários florestais.

Após os treinamentos e realização dos inventários foi realizada mais uma checagem na qualidade da identificação do inventário em 140 indivíduos de 28 espécies (especialmente aquelas comercializadas pela Orsa Florestal). Destas espécies, foram coletadas amostras botânicas de acordo com técnicas padronizadas de coleta de material botânico (Martins-da-

Silva 2002; Ferreira 2006). As amostras coletadas foram identificadas por comparação no herbário IAN da Embrapa Amazônia Oriental, MG do Museu Paraense Emílio Goeldi e literatura específica. As exsicatas estão depositadas no acervo da coleção didática (Herbário Felisberto Camargo) mantida na Universidade Federal Rural da Amazônia, por se constituir exclusivamente de amostras estéreis.

Para verificar a qualidade geográfica do inventário foram obtidas as coordenadas geográficas das árvores usadas para checagem da identificação botânica e, suas posições foram checadas com o banco de dados do inventário fornecido pela empresa.

Aquisição e tratamento das informações ambientais

Com a empresa, foram obtidos também os mapas (formato *shapfiles*) das curvas de nível, hidrologia, distribuição dos blocos e parcelas nas UPAs e, classificação topográfica dentro de cada parcela (UT) da área de manejo florestal. Esses arquivos foram tratados no *software* ArcGis® 9.2.

Após análise dos dados em ArcMap, foram verificadas distorções entre as curvas de nível e o posicionamento das árvores, que geravam sobreposições de parcelas e árvores inviabilizando o uso desses arquivos. Diante disso, foi utilizado o Modelo Digital de Elevação (MDE) de acesso livre, disponibilizado por Miranda (2005) no endereço <<http://www.relevobr.cnpem.embrapa.br>>. Esse dado foi gerado a partir do Shuttle Radar Topography Mission (SRTM). As imagens possuem resolução espacial de 90 m e variação das cotas de 1m. As cenas obtidas para o estudo foram as SA-21-V-A e SA-22-V-A. Com as cenas foram geradas as curvas de nível, utilizando a função *contour* do ArcGis (Figura 8.a). O mapa com as altitudes foi cruzado com a tabela de localização das árvores com o mapa de curva de nível foram extraída (função *extract*) a altitude onde se localizada cada árvore. Utilizando a função *Slope* sobre o mapa de curva de nível foi gerado o mapa de declividades (Figura 8.b) da área, do qual foi extraída (função *extract*) a declividade na localização de cada árvore.

A partir do mapa de hidrologia fornecido pela Orsa Florestal foram gerados contornos de 10 m em 10 m ao redor de cada curso de água e extraída (função *extract*) a distância de cada árvore para o rio mais próximo. O mapeamento desses igarapés foi feito a partir de interpretação visual de imagem SRTM e atualizado em campo pelas equipes de inventário (Figura 8.c).

Essas informações foram consolidadas em uma tabela contendo os dados do censo florestal associados a altitude, declividade e distância mais próxima do rio para cada árvore inventariada.

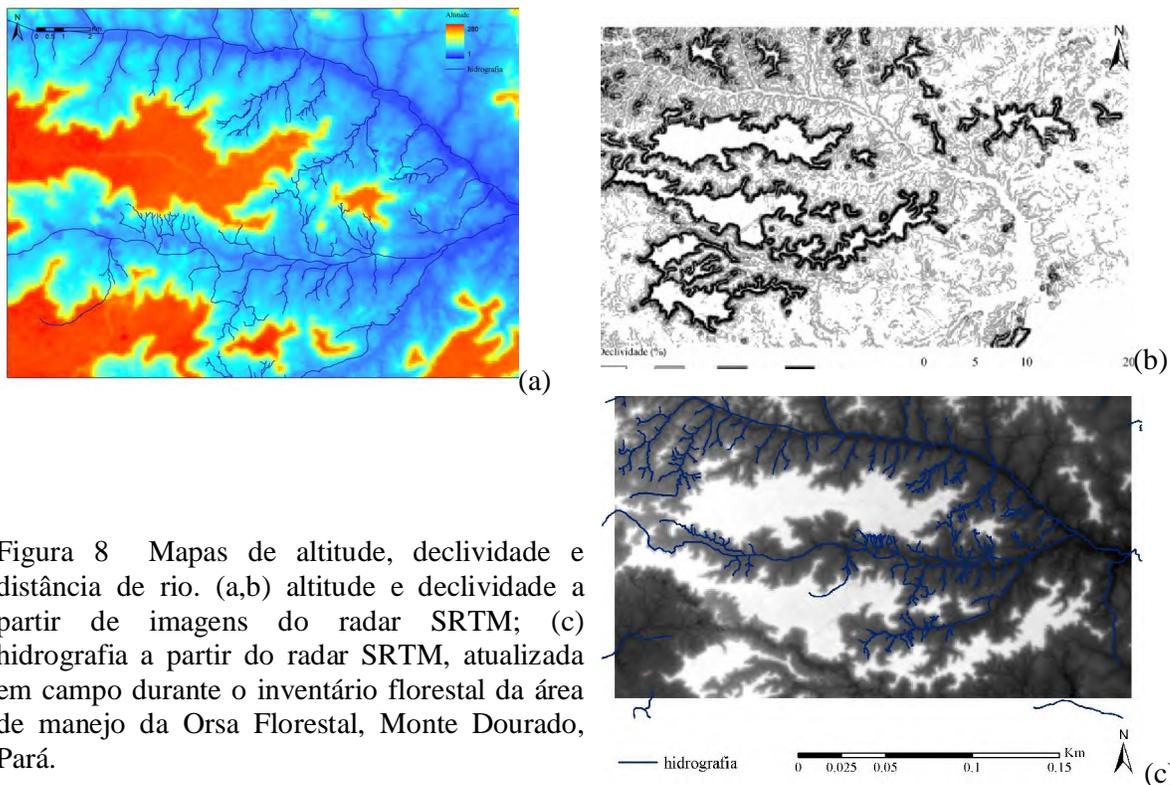


Figura 8 Mapas de altitude, declividade e distância de rio. (a,b) altitude e declividade a partir de imagens do radar SRTM; (c) hidrografia a partir do radar SRTM, atualizada em campo durante o inventário florestal da área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.

Análise estatística dos dados

Composição florística e fitofisionomia

Em cada parcela de 10 ha foram obtidas as médias da altitude no ponto de ocorrência de cada árvore que geraram valores extremos e amplitude. O mesmo procedimento foi realizado para declividade e distância de rio. A localização de cada árvore, com cada valor das variáveis ambientais utilizadas foi registrada por meio de uma chave que continha informações da UPA, Bloco, Parcela e número da árvore obtidas durante o inventário florestal.

Uma escala discretizada com intervalo de 10 m foi construída a fim de sintetizar o padrão de ocorrência no gradiente altitudinal. Os intervalos contidos entre os valores mínimos e máximos em cada espécie, mesmo que não registrados foram assinalados.

A classificação dos sítios em função das variáveis topográficas, considerou inicialmente a descrição da estrutura dos dados, onde foram confeccionados histogramas e curvas acumuladas de frequência. Após a definição dos limites empíricos, uma síntese estatística descritiva foi conduzida. Afim de conhecer a relação entre as variáveis foi efetuada

uma análise de correlação, sendo adotado o nível de significância de 5% ($\alpha=0,05$). Dado o estabelecimento da significância da correlação entre as variáveis topográficas, modelos de regressão lineares e não lineares foram empregados a fim de definir uma função que descrevesse esta relação. Uma ordenação, a partir de técnicas fatoriais multivariadas foi empregada, com o objetivo de definir o grau de homogeneidade entre os sítios definidos a partir dos limites empíricos.

Foram avaliadas as frequências absolutas e relativas, em todas as categorias taxonômicas avaliadas, sejam estas: famílias, gêneros e espécies. Representações gráficas de dominância parcial e acumulada em função do «rank» das espécies foram obtidas.

Com o objetivo de reduzir a uma lista mais sintética, tanto de espécies, quanto de famílias foi adotado como ponto de corte as espécies ou famílias responsáveis pela abundância total até o terceiro quartil (75%). Entretanto, a listagem do grau de dominância das espécies, entre os sítios foi registrada.

A presença das espécies entre os sítios foi obtida, buscando-se decompor quais dos fatores ambientais estavam associados a presença destas espécies. Uma lista de espécies exclusivas e comuns a todos, ou alguns destes ou a alguns dos níveis dos fatores ambientais utilizados para a classificação dos sítios foi obtida.

Uma análise multivariada de agrupamento (*cluster analysis*) foi conduzida, tanto em escala binária, quanto quantitativa. Para a análise binária foi utilizado o coeficiente de Jaccard e para a análise quantitativa foi utilizada a distância euclidiana padronizada, a qual foi obtida a partir do valor médio nos sítios entre as parcelas. Esta medida foi adotada por conta do diferente tamanho amostral entre os sítios.

Tanto a matriz de similaridade binária, quanto a quantitativa foram submetidas a uma análise de escala multidimensional (*Multidimensional Scaling* – MDS). Os escores obtidos foram utilizados para definição da topologia de afinidade entre os sítios. Em todos os casos de aplicação de ordenação foi adotada a técnica fatorial (*Factor Analysis*), tendo sido utilizado como métodos de extração o de componentes principais. Diagramas relacionando os auto-vetores e os escores médios dos sítios foram confeccionados.

Todas as análises foram conduzidas com os pacotes estatísticos STATISTICA 5.5, MVSP 2.0, Primer 6.0, BIO-DAP e Biodiversity Pro.

Padrões de diversidade α e estimativa de riqueza

Descrições dos valores médios do número de espécies, gêneros e famílias entre as parcelas foram utilizados, bem como as razões espécies/família (S:F) e espécies/gênero (S:G); o uso destas últimas teve como objetivo inferir sobre padrões de diversidade taxonômica entre os sítos avaliados (Magurran 1988). Valores de abundância máxima e de dominância, baseada no índice de Berger-Parker, bem como valores *singletons* e percentual de *singletons* em função da riqueza total entre as parcelas, definidos para as espécies com somente um indivíduo assinalado (Magurran 1988 - EstimateS) foram obtidos. Para estimativa da diversidade foi utilizado o índice de Shannon-Wiener (H'), sendo adotada a base neperiana.

Todos os estimadores de diversidade foram testados por meio do modelo linear geral (GLM), sendo analisados por meio de ANOVA e testado via F, com nível de significância 5% ($\alpha=0,05$). O modelo de análise [1] adotado considerou o efeito associado dos níveis de declividade dentro da altitude [A(D)] e dos níveis de distância mais próxima do rio [R], bem como da interação entre estes efeitos.

$$Y_{ijk} = \mu + A(D)_i + R_j + A(D)_{ij} + e_{ijk} \quad [1]$$

As estimativas de riqueza foram obtidas por meio da estimativa não paramétrica, sendo utilizados os seguintes estimadores: Chao I e II, Jackknife I e II, Bootstrap, Michaelis-Menton e UGE.

Estrutura espacial e populacional

A abundância de dez espécies (*Dinizia excelsa*, *Goupia glabra*, *Licania membranacea*, *Manilkara bidentata* ssp. *surinamensis*, *Manilkara huberi*, *Parinari excelsa*, *Qualea paraensis*, *Tachigali myrmecophyla*, *Vochysia obscura* e *Vouacapoua americana*) foi submetida a análise de regressão múltipla, sendo adotado o seguinte modelo [2]. A seleção dos modelos levou em consideração, aqueles que apresentassem significância, bem como um mais elevado coeficiente de determinação (R^2).

Foram adotadas como regressoras as variáveis ambientais: altitude (A), declividade (D) e distância mais próxima do rio (R), sendo estas reunidas em intervalos regulares. Esta medida foi aplicada com o objetivo de centralizar os valores de abundância.

$$Y = \beta_0 + \beta_{1,1}A + \beta_{2,1}D + \beta_{3,1}R + \beta_{1,2}A + \beta_{2,2}D + \beta_{3,2}R + \beta_{1,2}(A^*D) + \beta_{1,3}(A^*R) + \beta_{2,3}(D^*R) \quad (2)$$

Dada a significância do modelo, os fatores foram desdobrados em modelo polinomiais, lineares e quadráticos, bem como superfícies de respostas. Os modelos desdobrados foram avaliados quanto a sua determinação. Diferenciações das funções obtidas foram conduzidas com o objetivo de definir os pontos estacionários de máxima e de mínima.

O padrão de distribuição espacial foi avaliado a partir da aplicação de índices de agregação, baseados na razão média:variância entre *quadrats* dentro das parcelas. A partir dos valores de posição das árvores foram confeccionadas malhas de *quadrats* com dimensão 50 x 50 m, representando 40 *quadrats* em cada parcela. Sendo adotados os seguintes índices de agregação: [ID] – índice de dispersão, *index of dispersion*, [ICS] – índice de dispersão ou agregação, *index of cluster size* e [Im] – índice de Morisita, *Moristia's index* (Ludwig e Reynolds, 1988; Krebs, 1989).

Após a classificação do padrão espacial para [ID] (ID=1, seguindo um $\chi^2_{(1)}$) e [ICS] (Valores positivos significam agregação, valores negativos indicam regularidade; valores nulos indicam um padrão aleatório) foram confeccionadas tabelas de contigência entre os níveis dos efeitos ambientais: altitude (A), declividade (D) e distância mais próxima do rio (R) e as interações entre estes fatores, sendo estas testadas por meio de χ^2 . O índice de Morisita foi verificado por meio de teste F para os mesmos efeitos, das variáveis ambientais e suas interações, em ambos casos o nível de significância foi de 5% ($\alpha=0,05$).

Métodos de modelagem

Seleção das espécies

Para gerar os modelos de distribuição das espécies na área de estudo foram selecionadas dez espécies: *Licania membranacea* e *Parinari excelsa* (Chrysobalanaceae), *Goupia glabra* (Goupiaceae), *Dinizia excelsa* (Leguminosae-Mimosoideae), *Tachigali myrmecophila* e *Vouacapoua americana* (Leguminosae-Caesalpionoideae), *Manilkara huberi* e *Manilkara bidentata* ssp. *surinamensis* (Sapotaceae), *Qualea paraensis* e *Vochysia obscura* (Vochysiaceae). Estas espécies foram selecionadas pelos seguintes critérios: (i) apresentarem valores muito elevados de abundância; (ii) estarem presentes em quase todos os sítios estudados e; (iii) apresentarem os maiores valores de dominância observados (primária ou secundária) nestes sítios (Tabela 4). A determinação científica dessas espécies, assim como o georreferenciamento das árvores foram verificadas por meio da coleta de material botânico e de coordenadas para 20 indivíduos de cada espécie.

Os dados de ocorrência de cada indivíduo das espécies foram obtidos pela Orsa Florestal durante a realização dos inventários florestais madeireiros. Nestes inventários, todas as árvores com DAP ≥ 35 cm (para as UPA's 1 e 2) e DAP ≥ 45 cm (para as UPA's 3 e 4) foram mensuradas quanto altura e DAP, identificadas e georreferenciadas em UTM. Estes valores foram transformados em graus decimais e para cada espécie foi produzido um arquivo *.csv onde constava o nome da espécie e as coordenadas (latitude e longitude) de localização

dos seus indivíduos. Arquivos na extensão *.csv foram também providenciados para cada espécie e para cada área de interesse para gerar os modelos.

Tabela 4 Valores de abundância das dez espécies focais utilizadas para distribuição espacial e modelagem das UPAs 1 e 2 na área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.

Espécie	UPA						
	1	2	3	4	1_2	3_4	1_4(50%)
<i>L. membranacea</i>	3.558	9.633	1.836	1	13.191	1.837	15.028
<i>P. excelsa</i>	3.141	7.927	2.166	0	11.068	2.166	13.234
<i>G. glabra</i>	5.716	7.946	13.823	10.150	13.662	23.973	37.635
<i>D. excelsa</i>	3.307	5.397	7.309	7.129	8.704	14.438	23.142
<i>T. myrmecophila</i>	2.423	6.681	6.469	7.912	9.104	14.381	23.485
<i>V. americana</i>	3.595	11.391	30.237	23.064	14.986	53.301	68.287
<i>M. huberi</i>	2.105	4.368	18.686	14.235	6.473	32.921	39.394
<i>M. bidentata</i> ssp. <i>surinamensis</i>	3.792	9.488	7.497	2.679	13.280	10.176	23.456
<i>Q. paraensis</i>	3.316	5.968	7.270	6.700	9.284	13.970	23.254
<i>V. obscura</i>	2.319	3.832	686	225	6.151	911	7.062
Média	3.327	7.263	9.598	7.210	10.590	16.807	27.398
Máximo	5.716	11.391	30.237	23.064	14.986	53.301	68.287
Mínimo	2.105	3.832	686	0	6.151	911	7.062
Desvio Padrão	1.023	2.453	9.105	7.329	3.111	16.321	17.493

Variáveis ambientais utilizadas

As variáveis ambientais utilizadas na elaboração dos modelos foram: altitude [A], declividade do relevo [D] e distância do rio mais próximo [R] obtidas do Modelo Digital de Elevação (MDE) (Miranda 2005). Esse dado foi gerado a partir do Shuttle Radar Topography Mission (SRTM). As imagens possuem resolução espacial de 90 m e variação das cotas de 1 m. As cenas obtidas para o estudo foram as SA-21-V-A e SA-22-V-A. Utilizando o *software* de Sistema de Informação Geográfica - ArcGis 9.2 da ESRI foram geradas (i) curvas de nível, utilizando a função *contour* do ArcGis e com a função *Slope* aplicada sobre o mapa de curva de nível gerou-se o mapa de declividades da área. A partir do mapa de hidrologia fornecido pela Orsa Florestal foram gerados contornos de 10 m em 10 m ao redor de cada curso de água e extraída (função *extract*).

As imagens obtidas, foram recortadas para cada área de interesse do estudo: (i) para a toda a área da empresa destinada a manejo florestal (545.335 ha); (ii) área das UPA's 1 e 2 (5.083 ha, árvores com DAP \geq 35 cm); (iii) área das UPA's 3 e 4 (19.440 ha, árvores com DAP \geq 45 cm) e; (iv) para a área das UPA's 1 a 4 (24.523 ha). Estes imagens foram convertidas para GRID e novamente convertidos para arquivos *.asc para serem utilizados pelos algoritmos utilizados no processo de modelagem. Além das informações referentes aos

indivíduos arbóreos, foi cedida a base de dados com a hidrografia digitalizada. Esses dados foram gerados pela Orsa Florestal, a partir da interpretação visual da imagem da área obtida do SRTM e, atualizada em campo durante as atividades do inventário. O *shape* de hidrografia foi recortado para a área das UPA analisadas e foi derivada uma superfície contínua em que o valor de cada pixel (0,0008333 graus) representa a distância euclidiana do rio (ou igarapé) mais próximo. Após esse tratamento foi convertido para um arquivo do tipo *raster* e calculada a distância euclidiana referente a cada intervalo entre rios (ou igarapés). Este arquivo, com as distâncias foi convertido para *.asc para ser utilizado no processo de modelagem.

Modelos de distribuição de espécies

Para estimar a distribuição do habitat ideal de uma espécie, estudos têm constatado que diferentes algoritmos apresentam distintas precisões. Em geral, os resultados funcionam de forma diferente, dependendo da espécie, da quantidade de registros ou do número de variáveis preditoras (Elith *et al.* 2006).

Para gerar os modelos de distribuição geográfica para as 10 espécies foram utilizados os algoritmos mais usados na literatura recente sobre modelagem:

- ü GARP (Genetic Algorithm for Rule Set Production - Stockwell & Peters (1999)) é um algorítmico genético heurístico baseado em inteligência artificial que busca correlações não aleatórias entre os pontos de presença do organismo e as variáveis ambientais. Permite prever a distribuição geográfica potencial utilizando-se princípios de modelos de nicho fundamental de espécies. Os dez melhores modelos binários gerados são selecionados (Best Subsets - Anderson *et al.* 2003) e somados algebricamente, proporcionando um mapa final de idoneidade de habitat com um rank que valores discretos. Os resultados não são determinísticos, porque um conjunto de dados origina mapas de integridade distintos. Para gerar as regras utiliza um processo de permuta entre as regras que simulam processos genéticos e evolutivos na busca das melhores regras que predizem a distribuição conhecida da espécie.

MAXENT (Máxima Entropia) (Phillips *et al.* 2006) é também um método de inteligência artificial, que aplica o princípio da Máxima Entropia para calcular a distribuição geográfica mais provável para uma espécie. MaxEnt estima a probabilidade de ocorrência da espécie buscando a distribuição o mais uniforme possível, sujeita à condição de que o valor esperado para cada variável ambiental, segundo esta distribuição, coincide com sua média empírica. O resultado do modelo expressa o valor de integridade do habitat para a espécie como uma função das variáveis ambientais. Um valor alto, da função de distribuição em cada célula determinada, indica condições muito favoráveis para a presença da espécie. O programa proporciona as curvas de resposta da espécie ante as distintas variáveis ambientais e estima a importância de cada variável na distribuição da espécie.

Para configurar MaxEnt, introduzimos 1000 como o número máximo de interações, estabelecendo o limite de convergência em 0,00001 e o valor de regularização em 0,0001 que

de acordo com Phillips *et al.* (2006) são valores adequados para garantir a convergência do algorítmico. Em GARP o número máximo de interações foi estabelecido em 1000, com um limite de convergência em 0,01, permitindo o uso de todas as regras para o cálculo dos modelos e, utilizando todas as variáveis de uma vez. Calcularam-se 100 modelos binários, selecionando e somando entre si os 10 melhores.

Validação dos modelos

Foram elaborados distintos testes de validação para verificarmos se um conjunto de pontos de determinada UPA era capaz de prever a ocorrência das espécies em outra UPA, utilizando o método de Área sob a Curva (AUC - Area Under Curve) como critério de avaliação. Os modelos foram gerados obedecendo os seguintes cenários:

- 1-2→3-4 100% dos pontos das UPA's 1 e 2 para as 10 espécies, usados para gerar o modelo, projetando na área das UPA's 3 e 4;
- 3-4→1-2 100% dos pontos das UPA's 3 e 4 para as 10 espécies, usados para gerar o modelo, projetando na área das UPA's 1 e 2;
- 1→2 100% dos pontos da UPA 1 para as 10 espécies, usados para gerar o modelo, projetando na área da UPA 2;
- 2→1 100% dos pontos da UPA 2 para as 10 espécies, usados para gerar o modelo, projetando na área da UPA 1;
- 3→4 100% dos pontos da UPA 3 para as 10 espécies, usados para gerar o modelo, projetando na área da UPA 4;
- 4→3 100% dos pontos da UPA 4 para as 10 espécies, usados para gerar o modelo, projetando na área da UPA 3;
- 1-4_(50%) 50% dos pontos selecionados aleatoriamente, das UPA's 1 a 4 para as 10 espécies, usados para gerar o modelo, projetando na área total da empresa disponível para o manejo florestal. Os outros 50% foram utilizados para validar o modelo;

A validação dos modelos consistiu da reclassificação do arquivo *.asc gerado, para cada espécie e cada modelo no MaxEnt e, da soma dos 10 arquivos *.asc gerados, por espécie no GARP. O modelo reclassificado consistia de 11 classes (0, 1-10, 11-20, 21-30, 31-40, 41-50, 51-60, 61-70, 71-80, 81-90, 91-100). Do modelo reclassificado foram obtidos a quantidade de pixels para cada classe que foram inseridos na tabela para obtenção dos valores de AUC. Os pontos reais de ocorrência da espécie modelada da área utilizada para projeção foram convertidos para um arquivo *.GRID e multiplicados pelo modelo reclassificado. Deste modelo, obteve-se o número de pontos previstos por cada classe. O AUC é extensivamente utilizado na literatura de modelagem de distribuição de espécies por medir a habilidade de um modelo para discriminar entre os locais onde uma espécie está presente contra os locais onde ela está ausente. AUC verifica se os pontos previstos para o total de pixels de uma

determinada classe está acima do esperado aleatoriamente. Os valores de AUC variam de 0 a 1 onde: 1 indica uma discriminação perfeita e 0,5 indica que o modelo está predizendo ao acaso. Neste trabalho adotamos como ponto de corte de AUC valores acima 0,75 (Elith *et al.* 2006).

Modelos Finais

Os modelos finais apresentados foram elaborados utilizando-se 50% de todos os pontos de ocorrência das espécies para as UPA's 1, 2, 3 e 4 para representarmos ao máximo a variação das condições ambientais em que as espécies foram coletadas e projetados para a área total de manejo da Orsa Florestal.

4. RESULTADOS

Composição florística e fitofisionomia de áreas sob manejo florestal na região do Vale do Jari

Caracterização e definição dos sítios topográficos

Em 693 parcelas, nas UPA's 01 e 02 — as quais foram expressas por valores médios dos indivíduos contidos nestas parcelas — foi observada uma variação muito elevada em todos os fatores topográficos analisados para a definição dos sítios. Tomando-se o coeficiente de variação, tem-se uma menor, mas ainda assim, considerável variação na altitude (C.V.=32%) e uma muito elevada variação, na distância mais próxima do rio (C.V.=72%), e na declividade (C.V.=82%).

Este padrão, também é corroborado pela amplitude dos dados observados, definindo um espectro de 205m para a altitude, 37% de declividade e 1,010m de distância mais próxima do rio (Figura 9.a,b,c). Tomando-se os valores obtidos, nos intervalos de confiança da média, tem-se para altitude 67-70m (extremos: 23-228), declividade 6-7% (extremos: 2-39%) e distância mais próxima do rio 202-225m (extremos: 29-1039m). Avaliando-se os histogramas para todos os fatores topográficos, foram definidos os seguintes limiares:

┆ Altitude:

A₁ - valores de altitude no ponto de localização da árvore entre 0-70m;

A₂ - valores de altitude no ponto de localização da árvore entre 70-130m e;

A₃ - valores de altitude no ponto de localização da árvore \geq 130m.

┆ Declividade

D₁ - valores de declividade no ponto de localização da árvore variando de 0-10%;

D₂ - valores de declividade no ponto de localização da árvore variando de 10-30% e;

D₃- valores de declividade no ponto de localização da árvore \geq 30%.

┆ Distância mais próxima do rio

R₁ - valores de distância mais próxima do rio compreendido entre 0-150 m;

R₂ - valores de distância mais próxima do rio compreendido entre 150-300m e;

R₃ - valores de distância mais próxima do rio compreendido \geq 300m.

Dessa forma teremos as seguintes classificações em função dos níveis determinados para cada variável analisada. Para altitude: A₁ – baixio, A₂ – encostas e A₃ – platô; para

declividade: D_1 – plano, D_2 – declive médio e D_3 - declive elevado; e para distância de rio: R_1 – alagados (úmidos), R_2 – periodicamente aladago e R_3 – seco.

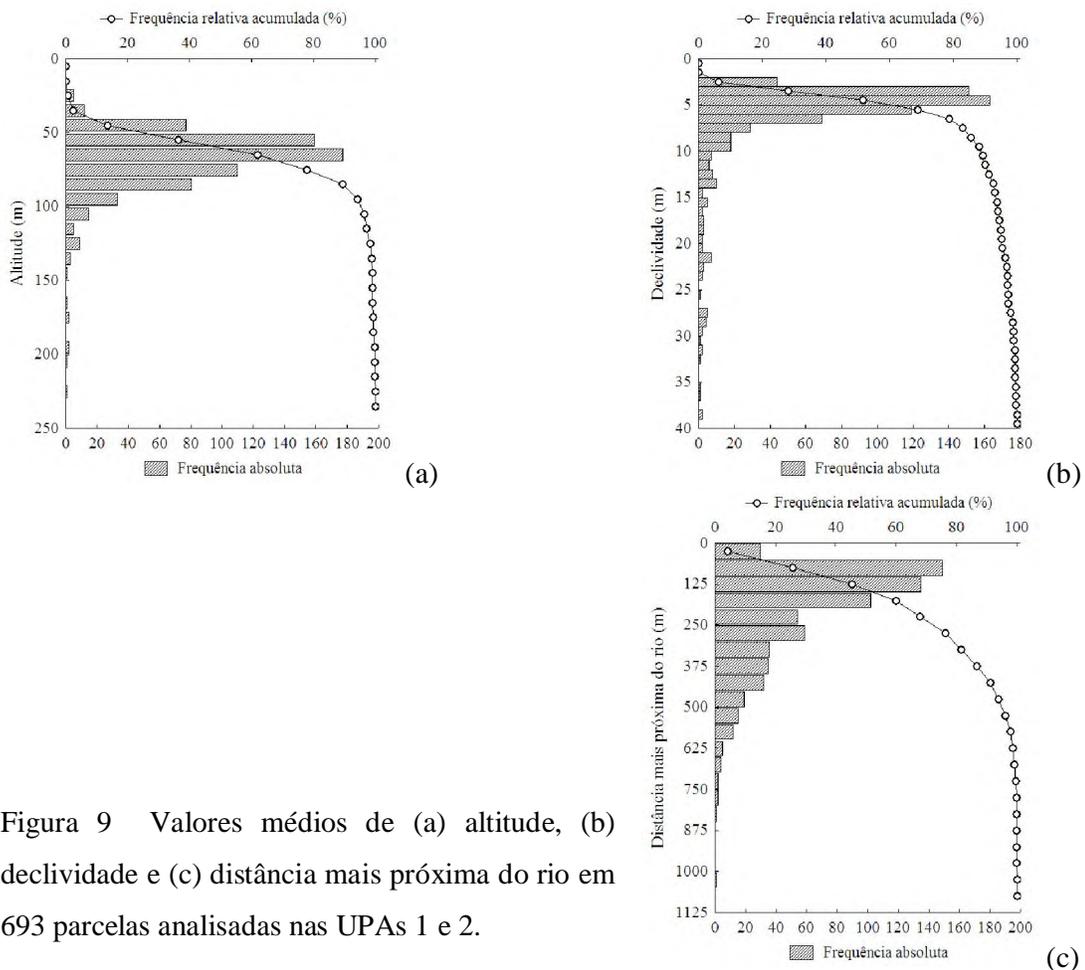


Figura 9 Valores médios de (a) altitude, (b) declividade e (c) distância mais próxima do rio em 693 parcelas analisadas nas UPAs 1 e 2.

A partir dos limiares definidos, a combinação dos fatores topográficos [A_{1-3} , D_{1-3} , R_{1-3}] estabelece 27 sítios possíveis. Entretanto, níveis de altitude [A_3], associados a níveis de declividade [D_3] resultavam em áreas com restrições operacionais às atividades de exploração florestal (principalmente áreas de preservação permanente (APP), declividade 30%) e, por isso, não foram inventariadas. Assim, 18 sítios foram registrados a partir, dos dados do inventário florestal (Tabela 5).

Diante destes resultados, foram selecionados os sítios que asseguraram representatividade, que no caso compreenderam cerca de 97% do total das parcelas avaliadas (Tabela 5). Estas parcelas representam todos os limiares de distância mais próxima do rio, nas combinações dos fatores altitude e declividade [A_1 - D_1], [A_2 - D_1] e [A_2 - D_2].

A inspeção da associação entre os fatores topográficos, estabeleceu uma correlação altamente significativa, com orientação positiva entre a altitude e a declividade. Nenhum fator foi associado significativamente a distância mais próxima do rio (Figura 10).

Tabela 5 Valores médios de média, mínimo e máximo de altitude, declividade e distância mais próxima do rio, nos sítios definidos a partir da classificação empregada.

Classificação	Código	n	Altitude		Declividade		Distância mais próxima do rio	
			Média	Extremos	Média	Extremos	Média	Extremos
A ₁ -D ₁ -R ₁	[111] (§)	175	56,1	(48,0-65,1)	4,9	(2,0-8,2)	94,2	(6,8-208,0)
A ₁ -D ₁ -R ₂	[112] (§)	146	55,9	(47,6-64,7)	4,6	(1,7-8,1)	214,4	(51,5-366,5)
A ₁ -D ₁ -R ₃	[113] (§)	98	57,9	(49,7-65,7)	4,4	(1,9-7,7)	437,5	(274,4-578,0)
A ₁ -D ₂ -R ₁	[121]	2	63,7	(55,5-80,0)	11,7	(6,7-21,9)	61,6	(5,3-124,2)
A ₁ -D ₂ -R ₂	[122]	1	65,4	(48,0-85,0)	9,9	(5,4-13,5)	203,9	(0,0-392,6)
A ₁ -D ₂ -R ₃	[123]	1	68,5	(53,0-112)	11,3	(2,8-28,4)	624,3	(429,2-763,5)
A ₂ -D ₁ -R ₁	[211] (§)	95	78,2	(70,2-87,4)	5,2	(2,4-9,2)	91,1	(7,1-193,8)
A ₂ -D ₁ -R ₂	[212] (§)	48	80,1	(70,7-90,8)	5,7	(2,6-9,8)	208,8	(49,7-365,3)
A ₂ -D ₁ -R ₃	[213] (§)	42	79,2	(71,0-88,5)	5,3	(2,5-9,3)	436,8	(276,6-580,9)
A ₂ -D ₂ -R ₁	[221] (§)	32	98,4	(80,3-131,4)	17,2	(8,1-30,9)	91,9	(10,1-191,4)
A ₂ -D ₂ -R ₂	[222] (§)	21	93,0	(73,7-124,5)	15,7	(6,4-27,2)	206,2	(58,5-355,2)
A ₂ -D ₂ -R ₃	[223] (§)	17	96,3	(78,4-132,1)	15,1	(5,5-28,8)	465,9	(325,4-586,7)
A ₂ -D ₃ -R ₁	[231]	5	126,2	(102,2-161,4)	32,2	(22,6-39,0)	71,3	(5,9-148,6)
A ₂ -D ₃ -R ₃	[233]	2	125,8	(78,0-198,0)	33,8	(13,2-46,5)	374,4	(138,8-562,1)
A ₃ -D ₂ -R ₁	[321]	1	198,0	(144,0-222,0)	28,1	(6,9-48,4)	82,0	(5,8-272,8)
A ₃ -D ₂ -R ₃	[323]	4	201,7	(184,3-216,3)	25,0	(15,6-32,1)	569,0	(506,8-657,9)
A ₃ -D ₃ -R ₁	[331]	2	155,5	(111,0-225,5)	34,9	(19,1-44,6)	90,6	(0,0-223,0)
A ₃ -D ₃ -R ₂	[332]	1	176,7	(121,0-223,0)	36,8	(5,2-48,3)	199,2	(23,8-355,2)
Total		693						

Onde: Código – resultado da combinação dos efeitos das variáveis: altitude, declividade e distância de rio [A-D-R] nos diferentes níveis [1-3]; (§) – sítios selecionados; n – número de parcelas por sítio

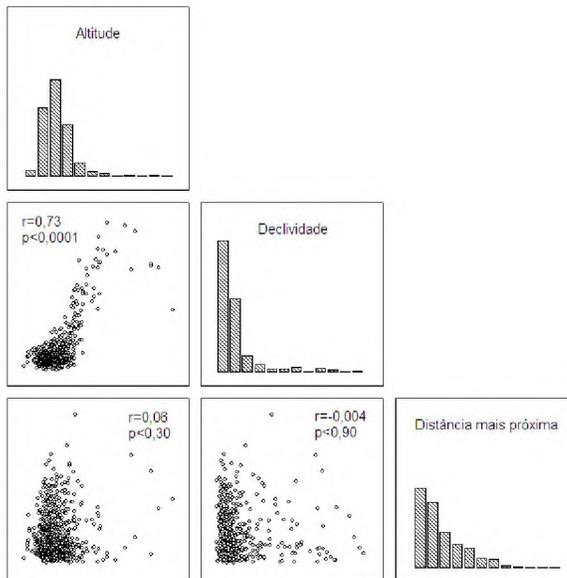


Figura 10 Frequência de classes dos fatores topográficos e correlação linear entre estes nos sítios definidos para as UPAs 1 e 2.

A partir da definição da correlação entre os fatores topográficos altitude e declividade, foi ajustado um modelo não-linear, do tipo logístico, o qual apresentou aderência adequada aos dados ($R^2_{aj.}=0,92$) (Figura 11).

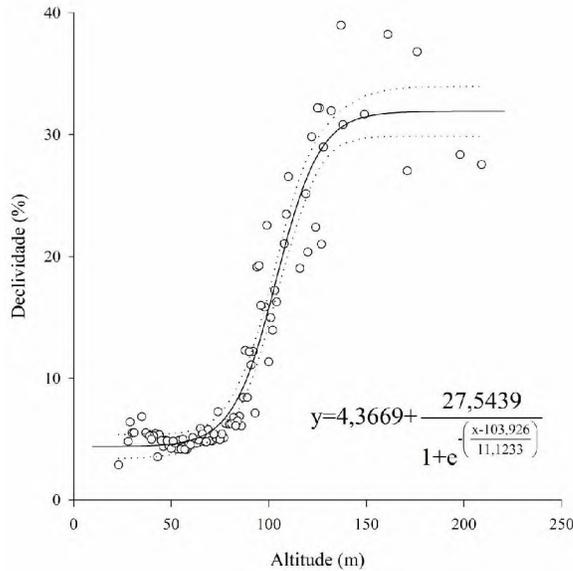


Figura 11 Relação entre os valores de altitude e declividade pelo ajuste do modelo logístico para os sítios das UPAs 1 e 2.

Aplicando-se uma de análise fatorial (Factor Analysis) aos fatores topográficos das parcelas, foi possível reduzi-los a dois componentes principais, os quais captaram cerca de 91% da variação global. O PCA I (58% da variação global) apresentou como auto-vetores significativos altitude e declividade, ambos com orientação positiva. Enquanto que o PCA II (33% da variação global) apresentou como auto-vetor significativo, somente distância mais próxima do rio, com orientação positiva (Figura 12).

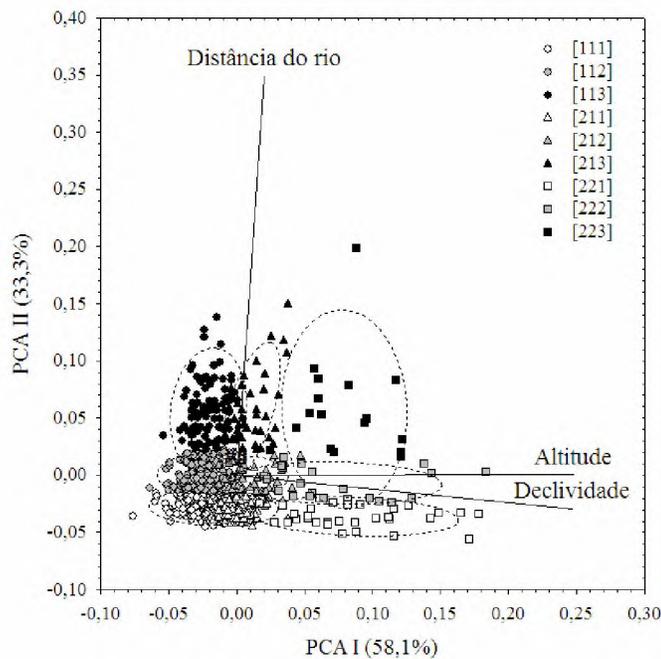


Figura 12 Disposição dos escores obtidos na análise fatorial para o sítios nas UPAs 1 e 2.

Com base no observado, a classificação dos sítios estabeleceu agrupamentos com uma elevada homogeneidade (Figura 12). Dessa forma, teremos os sítios de baixio plano: úmido

[111], relativamente úmido [112] e seco [113]; encostas: úmidas [221], relativamente úmidas [222] e secas [223] e; platôs: úmidos [211], relativamente úmidos [212] e secos [213].

Análise florística

A lista de espécies, resultante de todas as atividades botânicas registram 799 espécies (incluindo 86 morfoespécies) para a região Vale do Jari (www.biodiversidadeamazonica.net). Nas UPAs 1 e 2 foram assinalados 287.380 indivíduos, pertencentes a 632 espécies (Tabela 7), distribuídas em 61 famílias. Dentre as famílias, cerca de 70% destas, apresentaram abundância inferior a 1% (Figura 13.a), o restante oscilou até um máximo de cerca de 15%. As famílias com maiores valores de abundância total foram: Leguminosae (30%, sendo Caesalpinoideae: 15,0%; Papilioinoideae: 6,3%; Mimosoideae: 8,7%), Sapotaceae (12,3%), Chrysobalanaceae (11,8%), Vochysiaceae (10,2%), Celastraceae (4,8%), Lauraceae (3,7%), Lecythidaceae (3,5%), Humiriaceae (2,7%), Memecylaceae (2,5%), Olacaceae (2,3%), Moraceae (2,1%), Rubiaceae (2,1%), Apocynaceae (2,1%), representando cerca de 90% da abundância total (Figura 13.a).

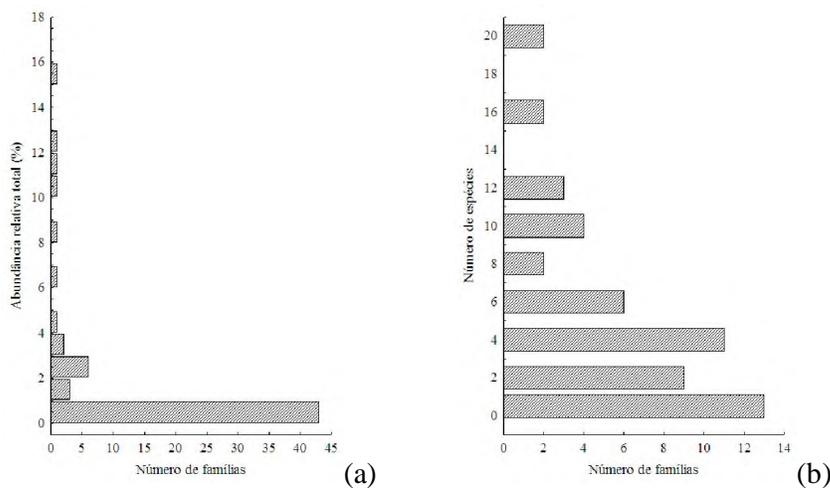


Figura 13 Número de famílias, nas (a) classes de abundância relativa total e (b) número de espécies por família nos sítios analisados das UPAs 1 e 2.

Uma extensa variação com relação ao número de espécies nas famílias foi observada, oscilando entre 1 e 57 espécies, tendo um valor médio global de 10,36 espécies/família. Um elevado número de famílias (13 famílias) foi representado por uma espécie. As famílias com o maior número de espécies foram: Leguminosae (140 espécies), Sapotaceae (57), Lauraceae (38), Chrysobalanaceae (34), Burseraceae (33), Lecythidaceae (23), Apocynaceae (22), Vochysiaceae (20), Euphorbiaceae (20), Moraceae (17), Annonaceae (16 espécies), representando cerca de 66% do total de espécies (Figura 13.b) e, por isso as as mais importantes, tanto com relação a abundância relativa, quanto ao número de espécies (Figura 14).

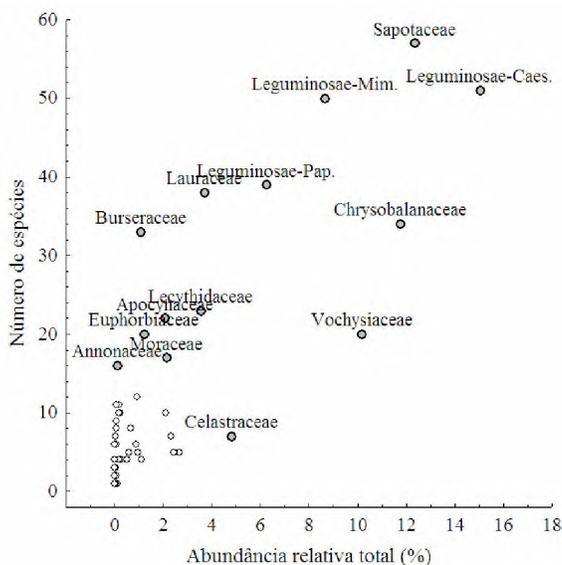


Figura 14 Valores de abundância relativa total e número de espécies nas famílias e/ou subfamílias assinaladas nos sítios estudados nas UPAs 1 e 2.

Do total de espécies registradas, 18 assinalaram o segundo quartil (50%) da abundância total, enquanto que 52 assinalaram o terceiro quartil (75%) da abundância total. As espécies representativas deste quartil foram: *Vouacapoua americana* (5,2%), *Goupia glabra* (4,8%), *Manilkara bidentata ssp. surinamensis* (4,6%), *Licania membranacea* (4,6%), *Parinari excelsa* (3,9%), *Qualea paraensis* (3,2%), *Tachigali myrmecophylla* (3,2%), *Dinizia excelsa* (3,0%), *Manilkara huberi* (2,3%), *Minquartia guianensis* (2,2%), *Vochysia obscura* (2,1%), *Ruizterania albiflora* (2,1%), *Vantanea parviflora* (1,7%), *Tachigali paniculata* (1,7%), *Mezilaurus lindaviana* (1,7%), *Chimarrhis turbinata* (1,6%), *Brosimum parinarioides* (1,5%), *Tachigali* sp. (1,3%), *Bowdichia nitida* (1,2%), *Pouteria macrocarpa* (1,2%), *Mouriri brachyanthera* (1,1%), *Licania micrantha* (1,1%), *Qualea rosea* (1,1%), *Swartzia polyphylla* (1,1%), *Aspidosperma* sp. “paraensis” (1,0%), *Dipteryx odorata* (0,8%), *Laetia procera* (0,8%), *Dipteryx magnifica* (0,8%), *Eschweilera coriacea* (0,8%), *Caryocar glabrum* (0,8%), *Piptadenia communis* (0,8%), *Mouriri* sp. 1 (0,8%), *Tachigali melinonii* (0,8%), *Parkia nitida* (0,8%), *Inga heterophylla* (0,7%), *Lecythis poiteaui* (0,7%), *Albizia pedicellaris* (0,7%), *Syzygiopsis* sp. “amazonica” (0,7%), *Eschweilera paniculata* (0,6%), *Sclerolobium melanocarpum* (0,6%), *Pouteria* sp. “jariensis” (0,6%), *Sacoglottis guianensis* (0,6%), *Pithecellobium decandrum* (0,5%), *Pouteria* sp. “japuna” (0,5%), *Persea* sp. “jariensis” (0,5%), *Parkia pendula* (0,5%), *Hymenaea coubaril* (0,5%), *Licania heteromorpha var. heteromorpha* (0,5%), *Batesia floribunda* (0,5%), *Jacaranda copaia* (0,5%), *Sclerolobium tinctorium* (0,5%), *Lecythis pisonis* (0,4%). Percentis superiores, sejam estes 80%, 90% e 95% foram assinalados com um número respectivo de 64, 105 e 145 espécies (Figura 15).

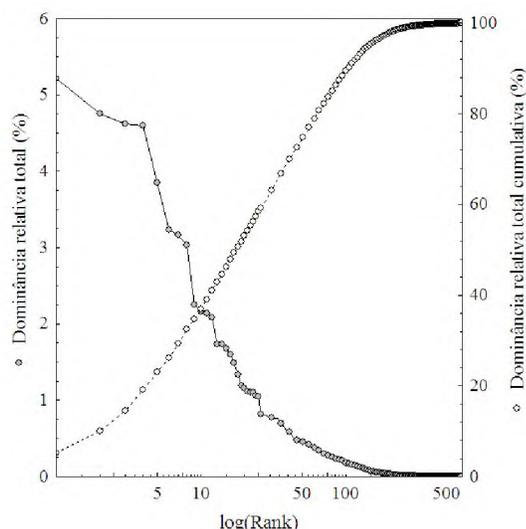


Figura 15 Abundância relativa total e abundância relativa total acumulada das espécies, ordenadas em função do log da abundância total.

Em todos os sítios foram assinaladas 12 famílias no terceiro quartil (75%) de abundância total (Tabela 6). Entretanto, em cada um dos sítios o número de famílias assinaladas neste quartil situou-se entre e 8 e 9 famílias. As famílias Leguminosae (Caes., Mim. e Pap.), Sapotaceae, Chrysobalanaceae, Vochysiaceae, e Goupiaceae estiveram presentes em todos os sítios.

Tabela 6 Valores de abundância relativa das famílias assinaladas no terceiro quartil (75%) de abundância total nos sítios das UPAs 1 e 2.

Família	Sítios								
	[111]	[112]	[113]	[211]	[212]	[213]	[221]	[222]	[223]
Leguminosae-Caes.	12,98	11,32	11,48	22,96	17,74	17,77	22,23	16,77	19,83
Sapotaceae	11,93	12,19	12,66	13,06	12,50	12,77	12,43	11,41	13,33
Chrysobalanaceae	13,47	11,07	9,09	12,37	13,07	9,64	13,03	14,10	10,35
Vochysiaceae	10,57	12,83	14,23	5,71	8,38	6,89	5,56	7,91	5,35
Leguminosae-Mim.	8,36	9,56	7,71	8,49	9,11	10,71	6,92	7,83	8,10
Leguminosae-Pap.	6,43	6,31	6,52	5,70	6,39	6,35	5,40	6,73	5,52
Lecythidaceae	3,70			5,79	4,11	5,13	6,41	3,47	6,24
Goupiaceae	4,76	5,60	6,64	3,17	3,84	3,92	3,09	4,61	3,24
Lauraceae	3,56	4,07	4,85						
Memecylaceae						3,87			
Humiriaceae		3,36	4,12						
Olacaceae							3,36	3,12	

Uma ordenação fatorial, reduziu as famílias a dois componentes principais, os quais representaram cerca de 87% da variação total (PCA I: 79%; PCA II: 08%). O PCA I indicou,

como significativas, as famílias (i.a) Leguminosae-Caes. e Lecythidaceae apresentando orientação positiva e as famílias (i.b) Vochysiaceae, Lauraceae e Humiriaceae apresentando orientação negativa. Já o PCA II indicou, como significativas, as famílias (ii.a) Chrysobalanaceae e Olacaceae apresentando orientação positiva e as famílias (ii.b) Leguminosae-Mim. e Memecylaceae apresentando orientação negativa (Figura 16). As famílias Sapotaceae (11,4-13,3% de abundância total), Leguminosae-Pap. (5,4-6,7% de abundância total) e Goupiaceae (3,1-6,6% de abundância total) não apresentaram discriminação entre os sítios, tendo estas valores similares (Tabela 6).

Os sítios “baixo-plano” em qualquer uma das distâncias do rio, apresentam os valores mais elevados de Vochysiaceae (10,6-14,2% de abundância total) quando comparados ao restante dos sítios (5,7-8,4% de abundância total). A família Lauraceae, neste quartil, foi assinalada exclusivamente nos sítios “baixo-plano”, em qualquer uma das distâncias do rio. Já Humiriaceae, foi assinalada no “baixo-plano”, em todos as distâncias do rio, a exceção da menor distância (Tabela 6 e Figura 16).

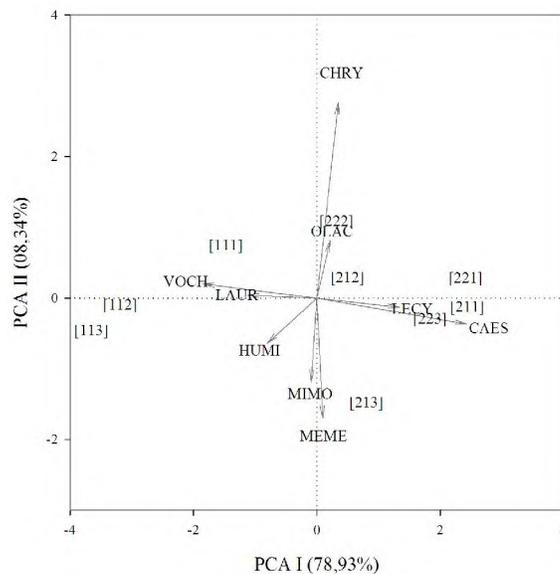


Figura 16 Escores dos componentes principais dos sítios e auto-vetores das famílias, obtidos na análise fatorial.

Mesmo presente em todos os sítios, Leguminosae-Caes. apresentou maior abundância nos sítios com altitudes “média” (16,8-23,0% de abundância total) do que os de altitude “baixa” (11,3-13,0% de abundância total). Um padrão parecido foi assinalado em Lecythidaceae, entretanto os sítios de altitude “baixa” assinalaram esta família, no terceiro quartil, somente na condição de menor distância do rio (Figura 16).

Chrysobalanaceae, que esteve presente em todos os sítios, apresentou maiores valores de abundância relativa, nos sítios com maior distância do rio. Enquanto que Olacaceae foi

assinalada, exclusivamente na condição de altitude “média”, declive “médio”, nas maiores distâncias do rio. Memecylaceae foi assinalada exclusivamente nos sítios de altitude “média-plano”, nas maiores distâncias do rio (Figura 16).

Nos sítios selecionados, os valores médios de indivíduos/parcela oscilaram de 339-488 indivíduos/parcela. As áreas mais próximas do rio, apresentaram uma tendência de menor abundância (Tabela 7).

Os totais de famílias assinalados, situaram-se de 42-59 famílias, o que estabelece uma representatividade do total de famílias assinaladas entre 69 e 97%. Em nível genérico, a amplitude entre os sítios foi mais expressiva (141-222 gêneros), o que estabelece uma representatividade entre 57 e 89%. Já em um nível específico, a variação entre os sítios foi muito mais elevada (269-527 espécies), tendo uma representatividade situada entre 47 e 84% (Tabela 7).

Em todos os sítios, a dominância máxima, definida pelo índice de Berger-Parker foi relativamente baixa. De um modo geral, os sítios apresentaram dominância próxima ao valor obtido para o total ($I_{(BP)}$: 0,05), entretanto, os sítios [211] e [221], situados em maiores altitudes e com menor distância do rio, apresentaram valores mais elevados de dominância ($I_{(BP)}$:0,120-0,122) (Tabela 7 e Figura 17).

Tabela 7 Valores de abundância total, número de parcelas, diversificação taxonômica e dominância e riqueza em percentis de dominância nos sítios selecionados.

	Sítios									Total (*)	Total (**)
	[111]	[112]	[113]	[211]	[212]	[213]	[221]	[222]	[223]		
Indivíduos	67.774	67.323	43.839	36.792	23.446	17.052	10.874	9.065	6.444	282.609	287.380
Parcelas	175	146	98	95	48	42	32	21	17	674	693
Famílias	59	58	56	50	49	49	45	48	42	61	61
Gêneros	222	211	201	189	170	168	147	149	141	249	249
Espécies	527	485	437	405	366	354	301	302	269	630	632
$I_{(BP)}$	0,051	0,056	0,066	0,120	0,073	0,062	0,122	0,071	0,087	0,051	0,051
$P_{(50\%)}$	19	17	17	17	18	18	15	18	17	18	18
$P_{(75\%)}$	52	49	46	49	50	48	48	49	47	51	52
$P_{(80\%)}$	66	61	57	61	62	60	60	60	59	63	64
$P_{(90\%)}$	108	98	95	98	98	96	97	99	99	102	105
$P_{(95\%)}$	154	136	134	137	137	135	133	137	139	139	145

Onde: (*) – total das parcelas nos sítios apresentados; (**) – total absoluto; $I_{(BP)}$ – índice de dominância de Berger-Parker; $P_{(i)}$ – número de espécies no dado percentil de dominância

A exceção dos menores e maiores valores de dominância máxima, no quartil 50% (17-18 espécies), os valores de número de espécies assinaladas nestes quartis foi praticamente constante. Já nos outros percentis, a variação do número de espécies representado-os, foi mais expressiva, mesmo em condições mais constantes de dominância máxima, o que estabelece

valores consideráveis de amplitude ($P_{(75\%)}$: 06 espécies; $P_{(80\%)}$: 09 espécies; $P_{(90\%)}$: 13 espécies; $P_{(95\%)}$: 21 espécies) (Tabela 7 e Figura 17).

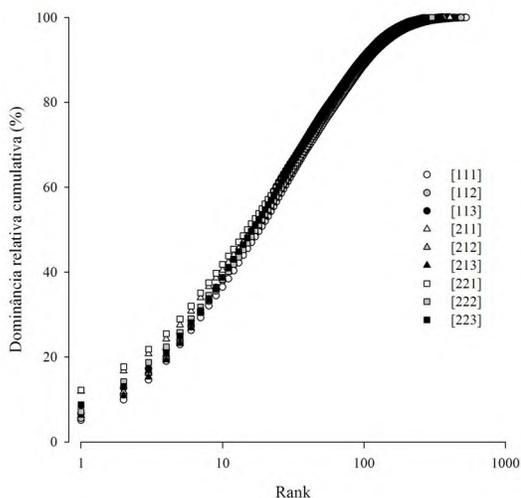


Figura 17: Dominância relativa cumulativa nos sítios selecionados

As espécies foram analisadas associadas aos sítios selecionados, de forma que revelassem as características dos sítios. Verifica-se que a maioria das espécies ocorrem indistintamente nos diferentes sítios e, independente do efeito dos rios (Tabela 8).

Tabela 8 Número de espécies presentes na combinação de níveis de altitude-declividade e distância mais próxima do rio.

		Distância do rio										
			+	+	+	+	R ₃					
Altitude-Declividade			+	+	+	+	R ₂					
			+	+	+	+	R ₁					
		[11]	[21]	[22]	xx					Total		
	+				31	16	7	20	8	8	17	107
			+		7	8	5	2	1			23
				+	2	4	1					7
	+		+		8		1	24	17	9	65	124
	+			+	2	3		6	4	4	9	28
			+	+				1	1		1	3
	+		+	+	2			7	3	1	325	338
	Total				52	31	14	60	34	22	417	630

Onde: [11] – “baixo plano”; [21] – “médio plano”; [22] – “médio médio”; R_i – níveis de distância mais próxima do rio

No entanto, alguns grupos de espécies revelam preferências por determinados ambientes. Os grupos de espécies que ocorrem exclusivamente em alguns sítios são formados por espécies raras, com a dominância relativa média entre 0,01-0,05% e, são poucas as espécies de interesse comercial (madeireiro) registradas (Anexo 1) nesses grupos.

O sítio “baixio-plano” [11] é representado por 54 espécies. A maioria (87%) destas foram registradas nos sítios mais próximos dos rios [111]; neste grupo a família Burseraceae é mais representativa pelos táxons *Protium* (2 espécies) e *Trattinnickia* (2 espécies), assim como, no sítio [112] *Protium* está representado por três espécies, na classe de dominância relativa média <0,01%. Das espécies de interesse madeireiro, registramos a ocorrência de *Sextonia rubra* e *Euxylophora paraensis*.

Os sítios de altitude média são representados por grupos com menor número de espécies: 20 espécies em declividade plana [21] e sete espécies em declividade média [22]. No grupo [21], é registrada uma expressiva riqueza do gênero *Guatteria* em ambientes mais distantes do rio, enquanto no grupo [22] *Rheedia acuminata* é a espécie com a maior dominância relativa média (Anexo 1). Espécies comuns a todos os sítios ([11], [21], [22]) independente da distância do rio (R_1 , R_2 , R_3) formam o maior grupo (Anexo 2), representando 52% do total de espécies da área. Os maiores valores de dominância relativa média (1,0-6,0%) também são registradas neste grupo, representadas principalmente por 25 espécies (Anexo 2).

As famílias Araliaceae, Lacistemataceae, Loganiaceae, Siparunaceae, Styracaceae com uma espécie cada uma e, ainda Elaeocarpaceae, Humiriaceae e Memecylaceae com 5 espécies cada são registradas apenas neste grupo.

Todas as espécies, de interesse comercial madeireiro e aquelas atualmente comercializadas pela empresa, estão incluídas neste grupo, exceto *Bagassa guianensis* que foi registrada nos sítios [11] e [22] em distâncias mais próxima do rio [R_1 , R_2]. *Pouteria* foi o gênero mais abundante, com 23 espécies (57,5%) neste grupo, de um total de 40 espécies registradas na área. Outras seis espécies deste gênero são registradas nos grupo “exclusivas” (Anexo 1). *Protium* também registrou seis espécies no grupo “exclusivas” e oito espécies comuns a todos os sítios (Anexo 1 e Anexo 2). Vochysiaceae, representada na área de estudo por quatro gêneros, registrou 79% da sua riqueza comum a todos os sítios, sendo que somente *Vochysia* apresenta espécies em sítios exclusivos (2 espécies) e, *Vochysia eximia* nos sítios [111] e [112].

Goupia glabra, *Licania membranacea*, *Manilkara bidentata* ssp. *surinamensis* e *Vouacapoua americana* são as espécies com as maiores dominâncias relativas médias (4-6%) da área de estudo.

O sítio baixo plano [11] apesar de ter o maior número de parcelas inventariadas apresenta um número baixo de espécies (

Anexo 3), associadas aos diferentes níveis de distâncias do rio (R_{1-3}). Neste grupo, destacam-se as morfoespécies de *Goupia* com dominância relativa média $<0,01\%$ em R_1 - R_2 (*Goupia* sp. “amazonica” e *Goupia* sp. “santarenense”) e de $0,01\%$ em R_3 (*Goupia* sp. “jariense”).

Nas áreas planas (D_1) foi registrado um número representativo de espécies (Anexo 4). Famílias como Leguminosae (Caesalpinoideae, 8; Mimosoideae, 8; e Papilionoideae, 3 espécies), Sapotaceae (12), Euphorbiaceae (7), Clusiaceae (7), Burseraceae (6), Lecythidaceae (6), Lauraceae (5 espécies) estão bem representadas nestas áreas. *Tabebuia insignis* (DM = $0,01$ - $0,05\%$) tem destaque em áreas mais próximas do rio (R_{1-2}) enquanto que *T. impetiginosa* (DM = $<0,01\%$) é registrada independente da distância do rio nas áreas planas (Anexo 4).

Espécies como *Copaifera reticulata* e *Licania minutiflora* foram registradas independente da altitude e declividade, mas sempre em área bem próximas de rio [R_1]. Nas distâncias [R_{1-2}] *Inga panamensis* foi registrada com dominância relativa média $<0,01\%$, enquanto que, *Clarisia racemosa*, *Dussia discolor*, *Licania laevigata*, *Pouteria bilocularis*, *Protium morii* e *Virola surinamensis* foram assinaladas na classe de dominância relativa média de $0,01\%$.

Os valores de similaridade binária, indicados pelo coeficiente de Jaccard, foram elevados, variando entre $0,49$ e $0,76$, centrados em um valor médio de $0,64$ (Tabela 9). Observando-se a matriz de similaridade binária (Tabela 9) e o dendrograma (Figura 18.a), tem-se a definição de um arranjo centrado nos sítios em função da altitude e declividade, onde os menores valores ou intermediários de distância mais próxima do rio apresentaram maior similaridade do que os que apresentaram maior distância do rio.

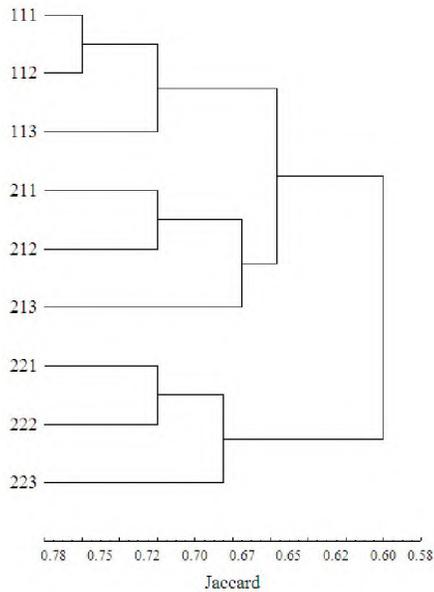
Tabela 9 Matrizes de similaridade binária e quantitativa entre os sítios avaliados

	[111]	[112]	[113]	[211]	[212]	[213]	[221]	[222]	[223]
[111]	~	17,08	18,79	16,18	19,45	19,38	19,65	21,77	23,98
[112]	0,76	~	15,02	21,72	20,26	19,79	23,52	22,64	25,63
[113]	0,70	0,74	~	22,83	21,68	21,86	25,37	24,45	26,22
[211]	0,68	0,67	0,68	~	18,72	18,55	16,85	21,98	22,55
[212]	0,63	0,65	0,67	0,72	~	19,78	23,17	24,67	25,57
[213]	0,62	0,65	0,66	0,66	0,69	~	22,24	25,15	24,5
[221]	0,54	0,57	0,6	0,66	0,68	0,66	~	22,81	24,13
[222]	0,54	0,57	0,61	0,63	0,65	0,66	0,72	~	26,79
[223]	0,49	0,53	0,57	0,6	0,63	0,61	0,7	0,67	~

Onde: Triângulo inferior – coeficiente de similaridade Jaccard; Triângulo superior – distância euclidiana padronizada

A auto-similaridade entre sítios com a mesma classe de altitude e declividade foi elevada ($S_j=0,69\pm0,02-0,73\pm0,03$). Avaliando-se a similaridade entre estes sítios, tem-se uma maior afinidade entre os sítios [11] e [21] ($S_j=0,66\pm0,02$) e uma menor similaridade entre [11] e [22] ($S_j=0,56\pm0,04$). Os sítios [21] apresentaram um grau de similaridade intermediária com os sítios [22] ($S_j=0,64\pm0,03$) (Tabela 9).

(a)



(b)

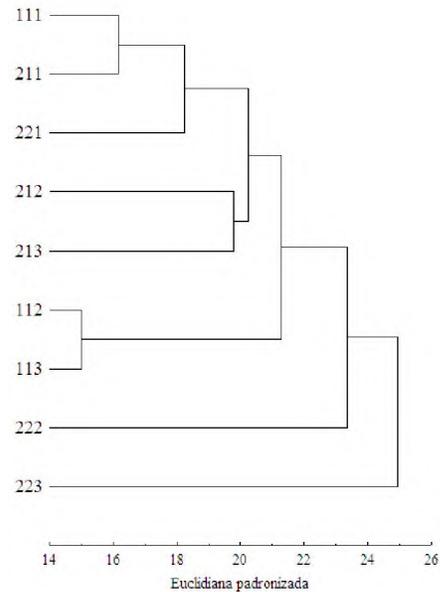


Figura 18 Dendrograma de (a) similaridade binária e (b) dissimilaridade

A topologia da matriz de similaridade binária, corroborou a afinidade entre os sítios de mesma classe de altitude e declividade, definindo um grupo coeso representado em todas as distâncias de rio em [11]. Nos outros sítios, das classes [21] e [22], foram definidas maiores afinidades nos pontos de menor distância ou distância intermediária do rio (Figura 19).

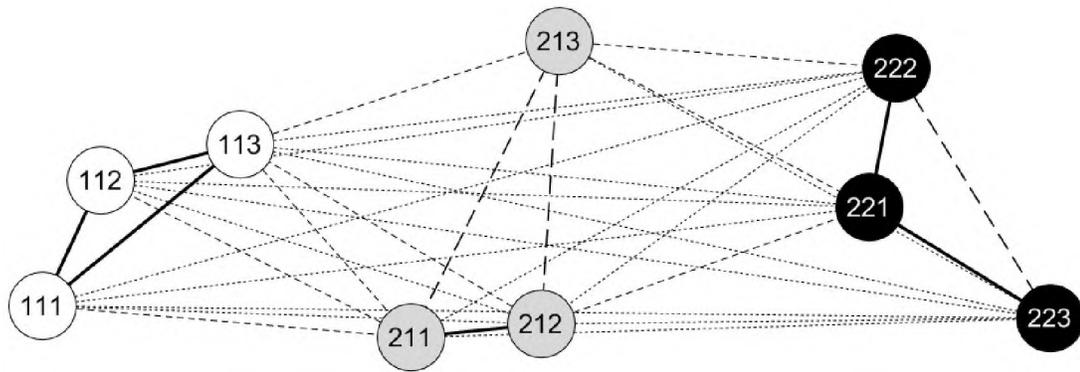


Figura 19 Topologia da matriz de similaridade binária dos sítios, obtida por meio da aplicação de *Multidimensional Scaling*(MDS)

Com relação a similaridade quantitativa, foi detectado um arranjo com separação primária devida a (i) distância mais próxima do rio e, secundária em função da (ii) interação altitude e declividade (Figura 18.b).

Deste modo, foram definidos os agrupamentos: (i) sítios mais próximos do rio, independentes da altitude e declividade ([11], [21], [22]) (ii) áreas intermediárias ou mais distantes do rio, em (ii.a) platô [21], (ii.b) baixio [11] e (ii.c) encosta [22] (Figura 18.b).

Avaliando-se a topologia, tem-se que a distância mais próxima do rio, quando associada aos diferentes níveis de altitude e declividade conferem forte relação entre grupos de sítios: (i) próximo de rio, sendo que (i.a) em áreas planas de baixio [111]e platô [211] e , (i.b) encosta [221]; (ii) áreas mais distantes do rio ou em distâncias intermediárias sendo (ii.a) áreas de platô [212] e [213], (ii.b) áreas de baixio [112] e [113]; (iii) representado por áreas de encostas: (iii.a) com distâncias intermediárias [222]e (iii.b) na maior distância do rio [223] (Figura 20).

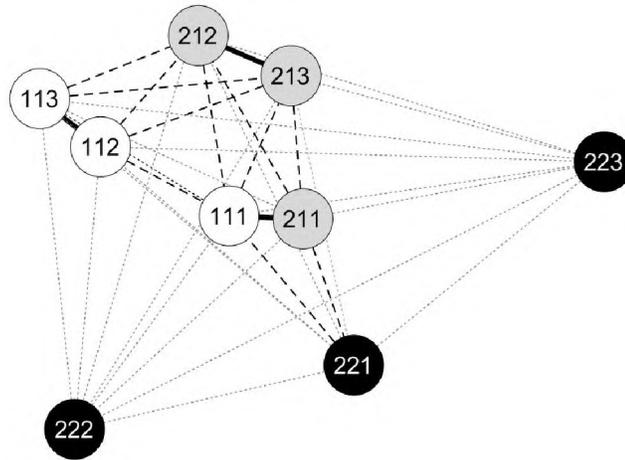


Figura 20 Topologia da matriz de dissimilaridade quantitativa dos sítios, obtida por meio da aplicação de *Multidimensional Scaling*(MDS)

A ordenação fatorial (*Factor Analysis*, PCA), reduziu as espécies a quatro componentes principais, os quais representaram mais de 78% da variação total dos dados (Tabela 10). O PCA I, representou 52% da variação total e apresentou autovetores significativos somente os com (i.b) orientação positiva: *Vouacapoua americana*, *Manilkara bidentata* ssp. *surinamensis*, *Goupia glabra*, *Licania membranacea*, *Parinari excelsa*, *Qualea paraensis*, *Tachigali myrmecophila*, *Dinizia excelsa*, *Manilkara huberi*, *Vochysia obscura*, *Ruizterania albiflora*, *Minquartia guianensis*, *Vantanea parviflora*, *Tachigali paniculata*, *Chimarris turbinata*, *Mezilaurus lindaviana*, *Brosium parinarioides*. Já o PCA II (cerca de 18% da variação global) apresentou autovetores com (ii.a) orientação negativa para as espécies: *Goupia glabra*, *Vochysia obscura*, *Manilkara bidentata* ssp. *surinamensis*, *Qualea paraensis*, *Licania membranacea*, *Vantanea parviflora*, e com (ii.b) orientação positiva somente: *Vouacapoua americana* (Tabela 10). Os outros PCA III (cerca de 4% da variação global) e IV (cerca de 3% da variação global) apresentaram valores inferior e foram excluídos da análise.

Tabela 10 Auto-valores e auto-vetores das espécies significativamente assinaladas entre os componentes obtidos na análise fatorial.

Espécies	PCA I	PCA II	PCA III	PCA IV
<i>Brosimum parinarioides</i>	0,101	-0,043	0,034	-0,045
<i>Chimarris turbinata</i>	0,112	0,023	-0,045	-0,086
<i>Dinizia excelsa</i>	0,209	-0,075	-0,604	0,274
<i>Eschweilera coriacea</i>	0,051	0,040	-0,211	-0,132
<i>Goupia glabra</i>	0,328	-0,246	0,227	-0,384
<i>Licania membranacea</i>	0,318	-0,154	0,229	-0,147
<i>Manilkara bidentata</i> ssp. <i>surinamensis</i>	0,334	-0,178	0,175	0,731
<i>Manilkara huberi</i>	0,157	0,029	-0,249	-0,121
<i>Mezilaurus lindaviana</i>	0,111	-0,096	-0,009	0,152
<i>Miquartia guianensis</i>	0,144	-0,047	0,019	-0,105
<i>Mouriri brachyanthera</i>	0,076	-0,058	-0,250	-0,065
<i>Parinari excelsa</i>	0,269	-0,035	-0,394	-0,087
<i>Qualea paraensis</i>	0,222	-0,165	0,175	-0,098
<i>Ruizterania albiflora</i>	0,146	-0,092	0,010	-0,127
<i>Tachigali myrmecophila</i>	0,218	-0,001	-0,193	-0,146
<i>Tachigali paniculata</i>	0,117	-0,052	0,079	-0,012
<i>Vantanea parviflora</i>	0,122	-0,127	0,029	0,053
<i>Vochysia obscura</i>	0,148	-0,202	0,092	0,174
<i>Vouacapoua americana</i>	0,435	0,853	0,167	0,057
Variação global (%)	52,23	18,55	4,04	3,49
Variação global (%) cum.	52,23	70,78	74,81	78,30

Onde: Valores em negrito - $|\lambda_i| \geq 0,10$

Avaliando-se os escores obtidos na análise fatorial, por meio do modelo linear geral (GLM), considerando-se os efeitos da associação altitude/declividade e a distância mais próxima do rio, tem-se para o PCA I, efeito significativo exclusivo da distância do rio ($F_{(2;665)}=6,57$; $p<0,001$). Já no caso do PCA II, o efeito da associação altitude/declividade ($F_{(2;665)}=66,32$; $p<0,001$) e da distância do rio ($F_{(2;665)}=12,77$; $p<0,001$), sendo descartado o efeito da interação entre estes fatores.

Os valores médios dos escores do PCA I foram superiores nas classes de distância R₂ (2,46±0,81), enquanto que a classe R₁ (2,10±0,96) apresentou menores valores. A classe de distância R₃ apresentou valores intermediários (2,25±1,02). Já com relação aos valores do PCA II, tem-se que a classe de distância do rio R₁ (0,24±1,41) foi superior, enquanto que valores menores e equivalentes foram obtidos para R₂ (-0,49±1,32) e R₃ (-0,46±1,49) (Figura 21).

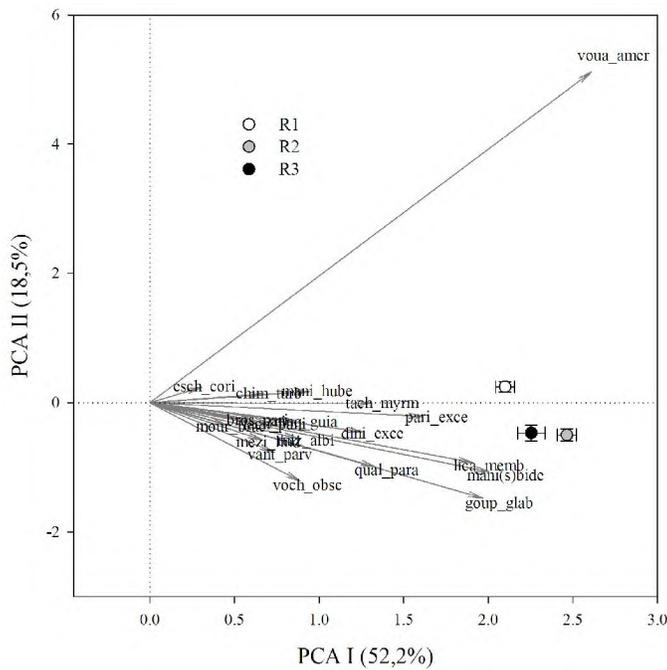


Figura 21 Valores médios e erro padrão da média das classes de distância mais próxima do rio e auto-vetores significativos.

Já o efeito da altitude/declividade sobre o PCA II, assinalou maiores valores nos sítios [21] ($0,65 \pm 1,52$) e [22] ($0,61 \pm 1,29$) em oposição aos valores negativos em [11] ($-0,64 \pm 1,21$) (Figura 22).

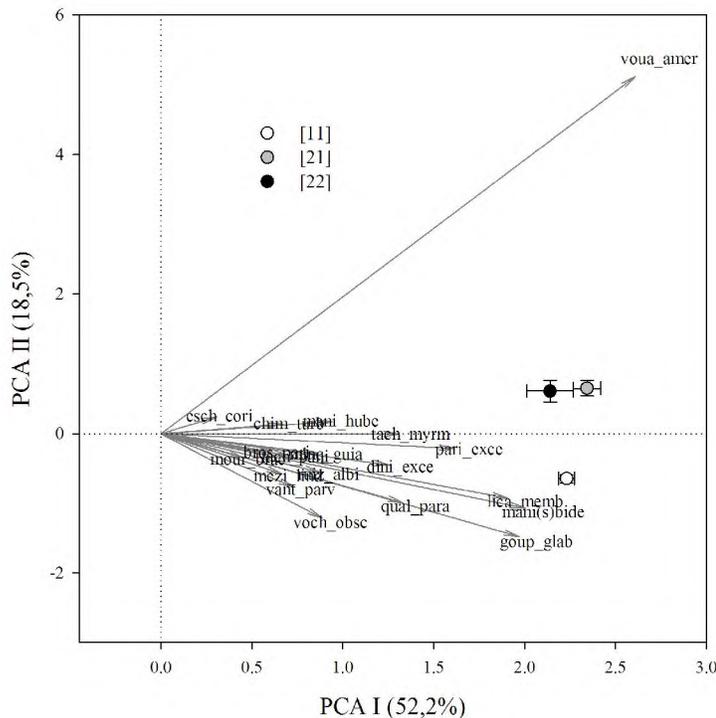


Figura 22 Valores médios e erro padrão da média das classes de associação altitude/declividade e auto-vetores significativos.

Na análise dos grupos de espécies formados a partir da associação com os fatores topográficos analisados, são reveladas fitofisionomias características dos sítios analisados relacionadas com a dominância de pelo menos nove espécies (Tabela 11).

Vouacapoua americana domina a fitofisionomia nos sítios de encostas com declividade plana [21] e juntamente com *Parinari excelsa* dominam as áreas de declividade média [22]. No sítio [212] forma a fitofisionomia com *Goupia glabra*, *Licania membranacea* e *Manilkara bidentata* ssp. *surinamensis* de dominâncias secundárias. No sítio [222] a predominância de *V. americana* é dividida com *L. membranacea* e *G. glabra*.

Tabela 11 Classificação da dominância de espécies nos sítios avaliados

Espécies	[111]	[112]	[113]	[211]	[212]	[213]	[221]	[222]	[223]
<i>Goupia glabra</i>	1	1	1		2		2	2	
<i>Manilkara bidentata</i> ssp. <i>surinamensis</i>	1	1	1		2				2
<i>Licania membranacea</i>	1	2	2		2			1	2
<i>Qualea paraensis</i>		2	2						
<i>Vochysia obscura</i>			2						
<i>Parinari excelsa</i>				1	1		1		
<i>Vouacapoua americana</i>	2			1	1	1	1	1	1
<i>Dinizia excelsa</i>		2				2			
<i>Manilkara huberi</i>									2

Onde: [1] - Dominância principal; [2] – dominância secundária

Goupia glabra e *M. bidentata* ssp. *surinamensis* caracterizam a fitofisionomia nos sítios de baixios [11]. Estão associadas, nas áreas mais próxima do rio [111], com *L. membranacea* também de dominância principal e, com *V. americana* de dominância secundária. Nas áreas um pouco mais distantes do rio [112] estão associadas com *Dinizia excelsa*, *L. membranacea*, *Qualea paraensis* e em [113] excetuando-se *D. excelsa* das listadas acima e incluindo *Vochysia obscura*.

Manilkara huberi juntamente com *L. membranacea* e *M. bidentata* ssp. *surinamensis*, de dominâncias secundárias, compõem a fitofisionomia do sítio [223] dominado por *V. americana*.

Padrões de diversidade α e estimativa de riqueza de espécies arbóreas com dados de inventários florestais madeireiros no Vale do Jari

Nas 674 parcelas avaliadas nas UPAs 01 e 02, a abundância média de indivíduos entre as parcelas apresentou um intervalo de confiança de 407-431 indivíduos.parcela⁻¹ (média±desvio padrão: 419,30±157,28 indivíduos.parcela⁻¹; extremos: 24-755 indivíduos.parcela⁻¹). Enquanto que a riqueza média das parcelas teve um intervalo de confiança de 92-95 espécies (média±desvio padrão: 93,23±22,70 espécies.parcela⁻¹; extremos: 14-144 espécies.parcela⁻¹) (Tabela 12 e Tabela 13).

Em níveis taxonômicos superiores, os valores médios nas parcelas apresentaram um grau de variação mais estreito. Onde o número médio de famílias nas parcelas situou-se em um intervalo de confiança de 30-31 famílias.parcela⁻¹ (média±desvio padrão: 30,65±6,02 famílias.parcela⁻¹; extremos: 8-51 espécies.parcela⁻¹) e o número de gêneros entre 64-66 gêneros.parcela⁻¹ (média±desvio padrão: 64,80±14,08 gêneros.parcela⁻¹; extremos: 12-97 gêneros.parcela⁻¹) (Tabela 12).

Tabela 12 Valores médios e desvio padrão do número de famílias e gêneros, razão espécies:família, espécies:gêneros e número de *singletons* nos sítios avaliados

[A-D]	[R]	NP	Famílias	S:F	Gêneros	S:G	<i>Singletons</i>
[11]	R ₁	175	31,25±6,86	2,92±0,38	64,06±14,25	1,43±0,10	38,50±8,94
	R ₂	146	31,66±4,63	3,03±0,38	67,14±11,16	1,43±0,10	38,12±8,19
	R ₃	98	29,91±6,31	3,02±0,41	63,77±15,36	1,42±0,10	36,60±10,11
[21]	R ₁	95	29,54±5,83	3,08±0,50	63,62±15,01	1,43±0,11	38,65±9,34
	R ₂	48	31,13±4,97	3,24±0,38	69,10±11,20	1,46±0,08	38,90±7,25
	R ₃	42	29,95±5,81	3,02±0,44	63,10±14,07	1,43±0,11	37,71±8,53
[22]	R ₁	32	28,06±6,34	2,96±0,48	58,97±16,40	1,42±0,11	36,56±9,03
	R ₂	21	31,9±5,66	3,06±0,38	68,43±14,26	1,43±0,08	40,05±8,52
	R ₃	17	30,35±7,75	2,87±0,42	63,41±19,45	1,40±0,10	36,29±8,98
Total		674	30,66±6,02	3,02±0,42	64,80±14,08	1,43±0,10	38,04±8,87

Onde: [A-D] – efeito de altitude e declividade; [R] – efeito da distância mais próxima do rio; NP – número de parcelas; S:F – número de espécies: número de famílias; S:G – número de espécies: número de gêneros

Respostas distintas, quanto a (i) raridade de espécies, inferida com base no número de *singletons* e percentual destes nas parcelas e (ii) dominância, inferida com base no índice de Berger-Parker, foram observadas no grau de variação destes indicadores. Os valores de número de *singletons* (I.C._(95%): 37-39 *singletons*, média±desvio padrão: 38,04±8,87 *singletons*, extremos: 08-71 *singletons*) e percentual de *singletons* (I.C._(95%): 41-43%; média±desvio padrão: 42,00±8,58%; extremos: 26-96%) apresentaram menor variação,

quando comparados aos valores do índice de Berger-Parker (I.C._(95%): 0,11-0,13; média±desvio padrão: 0,12±0,05; extremos: 0,04-0,36) (Tabela 12 e Tabela 13).

Tabela 13 Valores médios e desvio padrão da abundância, número de famílias e gêneros, razão espécies:família, espécies:gêneros e número de *singletons* nos sítios avaliados das UPAs 1 e 2.

[A-D]	[R]	NP	N	S	<i>Singleton</i> (%)	BP	N(max)	H'
[11]	R ₁	175	387,28±149,33	91,77±22,18	0,43±0,08	0,12±0,05	45,38±29,95	3,87±0,26
	R ₂	146	461,12±126,32	96,35±18,43	0,40±0,07	0,11±0,04	48,83±23,05	3,88±0,24
	R ₃	98	447,34±175,72	91,58±25,43	0,42±0,10	0,12±0,05	48,98±28,56	3,79±0,31
[21]	R ₁	95	387,28±152,05	92,14±24,19	0,43±0,07	0,15±0,06	54,81±34,91	3,81±0,31
	R ₂	48	488,46±133,87	101,1±18,88	0,39±0,07	0,13±0,05	58,90±28,60	3,91±0,23
	R ₃	42	406,00±174,25	91,45±23,71	0,43±0,10	0,12±0,05	48,57±35,49	3,86±0,23
[22]	R ₁	32	339,81±180,89	84,56±26,19	0,46±0,13	0,15±0,06	47,06±28,27	3,76±0,28
	R ₂	21	431,67±157,56	98,52±23,03	0,42±0,07	0,12±0,07	49,67±28,41	3,91±0,27
	R ₃	17	379,06±195,12	89,00±29,61	0,43±0,10	0,14±0,07	48,00±32,17	3,81±0,40
Total		674	419,30±157,28	93,23±22,70	0,42±0,09	0,12±0,05	49,42±29,48	3,85±0,27

Onde: [A-D] – efeito de altitude e declividade; [R] – efeito da distância mais próxima do rio; NP – número de parcelas; N – abundância; S – espécies

O número médio de famílias e gêneros nas parcelas foi influenciado exclusivamente pelo efeito da distância mais próxima do rio ($p < 0,001$). Tanto para o nível R₁ (30,37±6,57 famílias.parcela⁻¹; 63,38±14,75 gêneros.parcela⁻¹) quanto para R₃ (29,96±6,31 famílias.parcela⁻¹; 63,54±15,41 gêneros.parcela⁻¹) apresentaram valores inferiores R₂ (31,56±4,79 famílias.parcela⁻¹; 67,70±11,47 gêneros.parcela⁻¹) (Tabela 12 e Figura 23.a).

No caso da proporção de espécies por gênero (S:G) não foi assinalada influência de nenhum dos fatores utilizados na análises, situando-se um intervalo de confiança de 1,42-1,43 espécies.gênero⁻¹ (Tabela 12 e Figura 23.b).

Entretanto, no caso da proporção de espécies por família (S:F) foi assinalado, tanto o efeito da associação altitude/declividade ($F_{(2;674)}=5,92$; $p < 0,001$), quanto de distância do rio ($F_{(2;674)}=4,42$; $p < 0,05$). Entre as distância de rio, R₁ (2,98±0,44 espécies.família⁻¹) apresentou os menores valores médios, enquanto que R₂ (3,08±0,39 espécies.família⁻¹) apresentou os maiores valores médios, R₃ (3,00±0,42 espécies.família⁻¹) registrou valores intermediários (Tabela 12 e Figura 23.b).

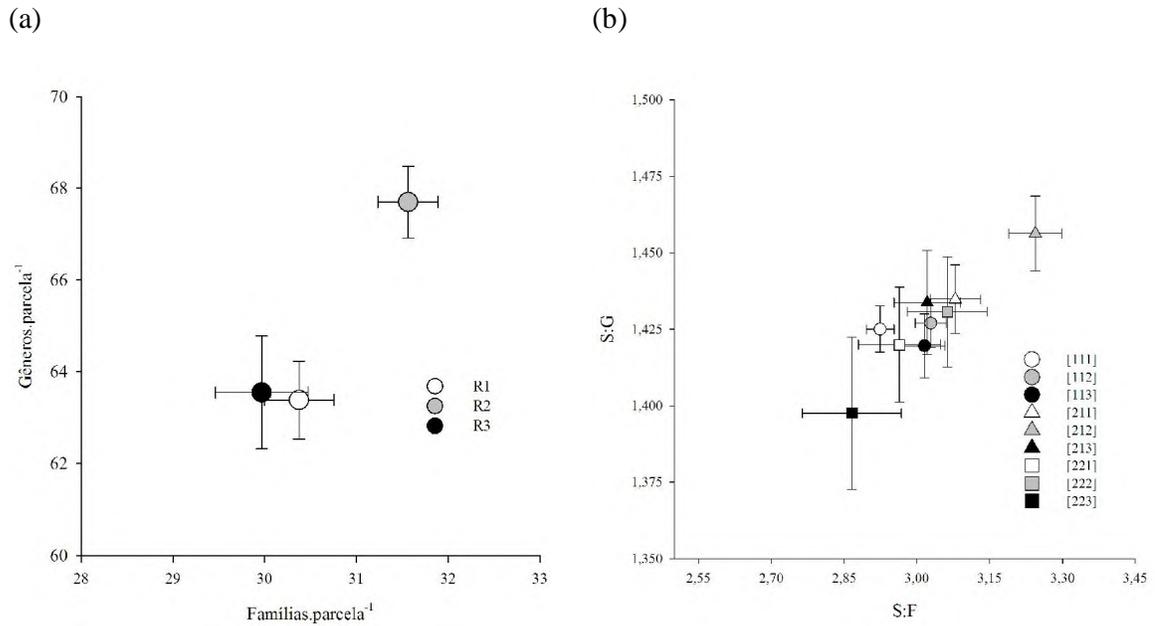


Figura 23 (a) Valores médios e erro padrão do número de famílias e gêneros/parcela; (b) valores razão espécies:famílias (S:F) e espécies:gêneros (S:G), em função das classes de distância mais próxima do rio nas UPAs 1 e 2.

Já o efeito da associação altitude/declividade apresentou valores superiores nos sítios [21] ($3,11 \pm 0,46$ espécies.família⁻¹), quando comparados aos inferiores e equivalentes [11] ($2,98 \pm 0,39$ espécies.família⁻¹) e [22] ($2,97 \pm 0,44$ espécies.família⁻¹) (Tabela 12 e Figura 23.b).

O número de *singletons* foi constante, oscilando num intervalo de confiança de 95% entre 37-39 espécies (Figura 24.a). Enquanto que a proporção de *singletons* foi influenciada pela distância do rio ($F_{(2,674)}=6,45$; $p<0,001$), em que R₂ ($0,40 \pm 0,07$ proporção de *singletons*) apresentou os menores valores, quando comparado aos equivalentes R₁ ($0,43 \pm 0,08$ proporção de *singletons*) e R₃ ($0,42 \pm 0,10$ proporção de *singletons*) (Figura 24.a).

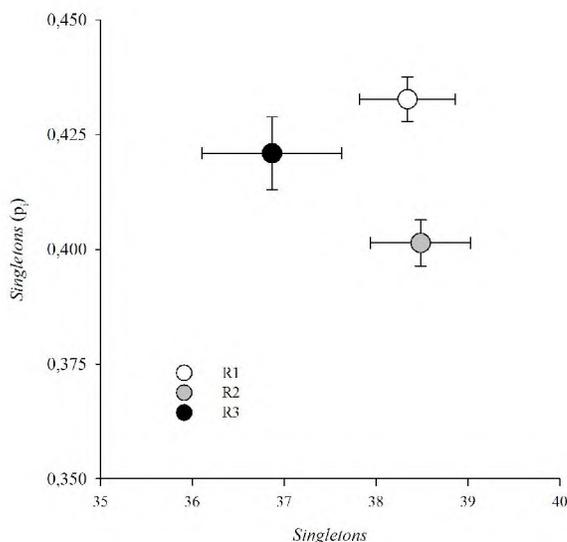


Figura 24 Valores médios e erro padrão do número de *singletons* e proporção de *singletons*, em função das classes de distância do rio nas UPAs 1 e 2.

A abundância foi influenciada, tanto pela distância mais próxima do rio ($F_{(2;665)}=12,42$; $p<0,001$) quanto pela associação altitude/declividade ($F_{(2;665)}=3,71$; $p<0,05$). Entretanto, a interação entre estes fatores não foi assinalada como significativa ($p<0,50$). Com relação as classes de distância do rio, as menores abundância foram observadas em R₁ (382 ± 154 indivíduos.parcela⁻¹), quando comparadas as equivalentes e superiores R₂ (464 ± 132 indivíduos.parcela⁻¹) e R₃ (429 ± 178 indivíduos.parcela⁻¹) (Figura 25). Já com relação a associação altitude/declividade os menores valores de abundância foram assinalados nos sítios [22] (377 ± 180 indivíduos.parcela⁻¹), quando comparados aos equivalentes [11] (427 ± 152 indivíduos.parcela⁻¹) e [21] (418 ± 158 indivíduos.parcela⁻¹) (Figura 25).

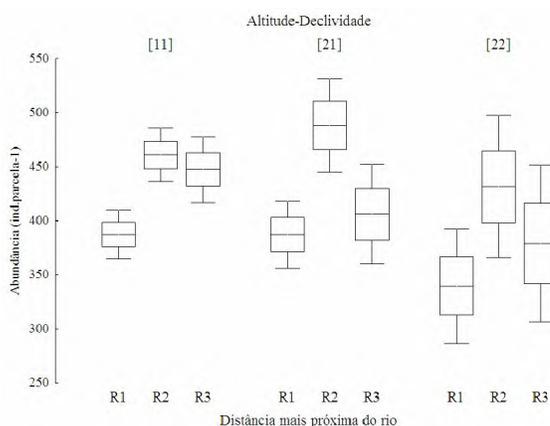


Figura 25 Valores médios, erro padrão e intervalo de confiança de 95% para os valores de abundância, em função dos sítios avaliados nas UPAs 1 e 2.

O número de espécies por parcela foi influenciado exclusivamente pela classe de distância do rio ($F_{(2;674)}=6,45$; $p<0,01$), onde a classe R₂ (98 ± 19 espécies.parcela⁻¹) apresentou a maior riqueza, em comparação as equivalentes R₁ (91 ± 23 espécies.parcela⁻¹) e R₃ (91 ± 25 espécies.parcela⁻¹).

A dominância de uma espécie inferida a partir do índice de Berger-Parker (I(BP)) apresentou-se influenciada, tanto pela associação altitude/declividade ($F_{(2;665)}=8,33$; $p<0,001$) quanto pela distância do rio ($F_{(2;665)}=5,03$; $p<0,01$). Deste modo, tem-se que a maior dominância foi assinalada em R₁ ($0,13\pm0,06$), enquanto que a menor foi assinalada em R₂ ($0,11\pm0,05$), em uma posição intermediária ficou situada a classe de distância R₃ ($0,12\pm0,06$). Entre os sítios, [11] ($0,11\pm0,05$) foi o que apresentou menor dominância, quando comparado aos equivalentes e superiores [21] ($0,14\pm0,06$) e [22] ($0,14\pm0,06$) (Figura 26).

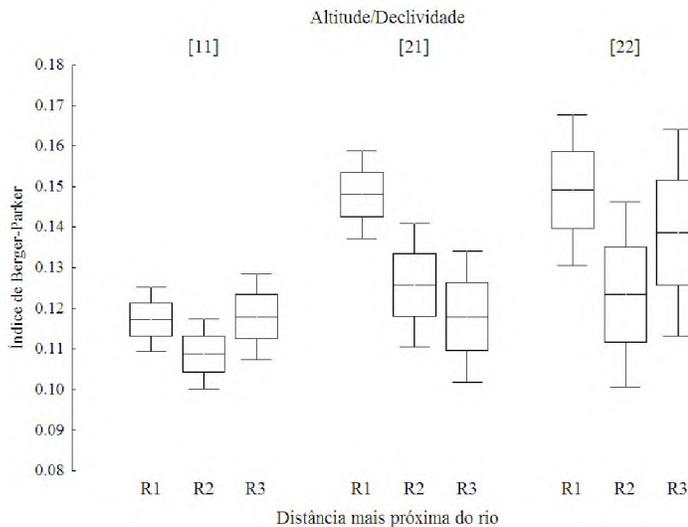


Figura 26 Valores médios, erro padrão e intervalo de confiança de 95% para os valores do índice de dominância de Berger-Parker, em função dos sítios avaliados nas UPAs 1 e 2.

A diversidade, inferida com base no índice de Shannon (H') apresentou-se influenciada, exclusivamente pelo efeito da distância do rio ($F_{(2;674)}=3,98$; $p<0,05$), onde a menor diversidade média foi observada em R₃ ($3,81\pm0,30$ bits.ind⁻¹), enquanto que a maior diversidade média foi observada em R₂ ($3,89\pm0,24$ bits.ind⁻¹), a classe de distância R₁ apresentou valores intermediários ($3,84\pm0,28$ bits.ind⁻¹).

Os valores observados de riqueza acumulada entre os sítios apresentou uma nítida influência do tamanho amostral, onde sítios com maior amostragem, como o caso dos sítios [11] o número de espécies, oscilou entre 437 e 527 espécies quando comparados aos sítios [22], com riqueza oscilando entre 269 e 301 espécies (Tabela 14 e Figura 27.a-c).

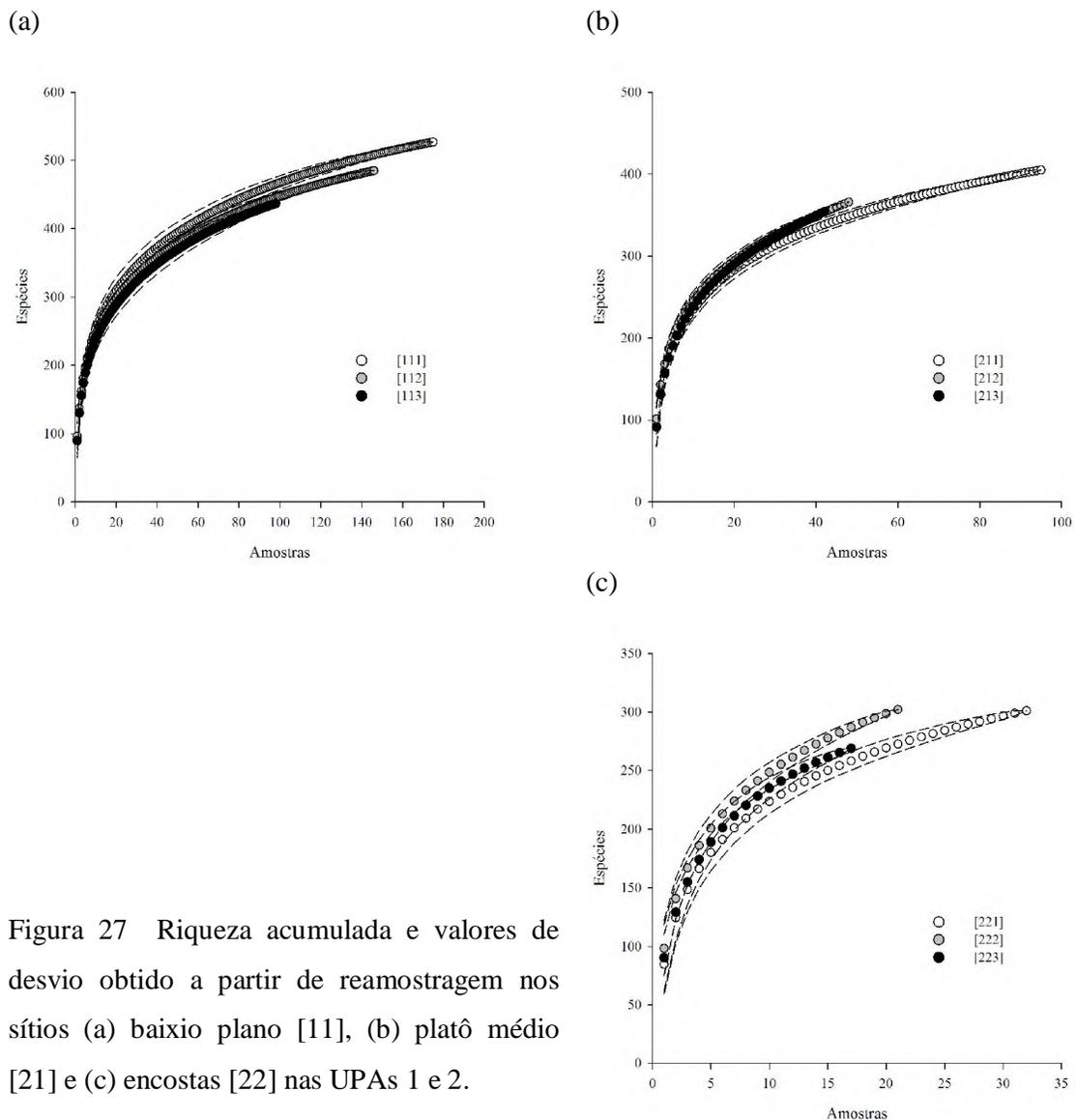


Figura 27 Riqueza acumulada e valores de desvio obtido a partir de reamostragem nos sítios (a) baixio plano [11], (b) platô médio [21] e (c) encostas [22] nas UPAs 1 e 2.

Em todos os sítios os estimadores I e II de Jackknife, apresentaram valores muito superiores de riqueza em comparação aos valores observados. Entretanto os valores de Michaelis-Menton em todos os casos foram inferiores aos observados (Tabela 14).

No caso de Chao I os valores de representatividade situaram-se entre 76 e 88%, centrados em 81% de representatividade. Um padrão semelhante para os valores centrais (80%) foi observado em Chao II, entretanto uma maior amplitude (67-87%) foi assinalada.

O estimador Bootstrap situou-se em um intervalo bastante estreito (91-92%). Em oposição a esta situação, os estimadores Jackknife I (79-84%) e, especialmente, Jackknife II (69-80%) apresentaram uma maior amplitude. Uma exceção é observada no caso de Michaelis-Menton, onde os valores de riqueza estimados foram bastante superiores aos observados, os quais representaram entre 104-112% dos valores estimados (Tabela 14).

Tabela 14 Valores de riqueza observados e esperados, segundo estimadores não paramétricos, entre os sítios avaliados

Sítios	Observado	CH(1)	CH(2)	JA(1)	JA(2)	BO	MM	UGE
[111]	527	598	604	627	662	575	472	527
[112]	485	579	581	582	630	530	434	485
[113]	437	523	541	538	589	483	392	437
[211]	405	502	498	489	535	443	367	405
[212]	366	482	543	460	528	405	334	366
[213]	354	459	479	447	504	394	325	354
[221]	301	376	362	367	396	332	283	301
[222]	302	385	365	372	401	334	286	302
[223]	269	332	325	330	356	298	258	269

Onde: CH(i) – estimador de Chao I e II; JA(i) – estimador Jackknife I e II; BO – Bootstrap; MM- Michaelis-Menton

Os valores observados de riqueza de um modo global entre os estimadores, tiveram uma representatividade de 88%. Entretanto, os sítios [11] apresentaram uma representatividade média global superior (89-92%) quando comparados aos outros sítios ([21]: 85-89%; [22]: 88%) (Tabela 14).

Estrutura espacial e populacional de 10 espécies mais abundantes no Vale do Jari, Almeirim, Pará

As dez espécies com os maiores valores de abundância absoluta tiveram suas distribuições espaciais analisadas.

Correlações entre as ocorrências dessas espécies foram estabelecidas com base nos valores de abundância entre as parcelas (Tabela 15). Dessa forma tem-se que: *V. americana* apresenta valores positivos de correlação com *P. excelsa*, *T. myrmecophila* e *M. huberi* e valores negativos com as demais espécies. *T. myrmecophila* registrou valores de correlação positivos com todas as nove espécies analisadas. *M. bidentata* ssp. *surinamensis* somente apresentou valores negativos de correlação com *M. huberi*, enquanto que *M. huberi* registrou valores negativos também com *G. glabra*, *L. membranacea* e *Q. paraensis*.

Licania membranacea, registrou correlação positiva com *P. excelsa*. Valores de correlação negativa de *L. membranacea* foram registrados com *M. huberi* e de *P. excelsa* com *Q. paraensis* e *V. obscura*. Valores de correlação positiva de *G. glabra* foram obtidos para quase todas as espécies, exceto *D. excelsa* e *M. huberi*. Da mesma forma, *D. excelsa* so registra correlação negativa com *G. glabra* e *V. americana*. *V. obscura* registrou valores negativos de correlação com *V. americana*, *P. excelsa*, *T. myrmecophila* e *M. huberi*. Enquanto que *Q. paraensis* registrou valores positivos com *G. glabra*, *M. bidentata* ssp. *surinamensis* e *L. membranacea*.

Tabela 15 Coeficientes de correlação entre as ocorrências das espécies

Espécies	[01]	[02]	[03]	[04]	[05]	[06]	[07]	[08]	[09]	[10]
voua_amer [01]		**	n.s.	*	*	**	**	n.s.	**	**
goup_glab [02]	-0.25		**	**	n.s.	**	n.s.	n.s.	n.s.	**
mani(s)bide [03]	-0.07	0.2		**	**	**	n.s.	**	n.s.	**
lica_memb [04]	-0.08	0.33	0.23		**	**	**	n.s.	*	**
pari_exce [05]	0.09	0.05	0.17	0.09		n.s.	**	**	**	n.s.
qual_para [06]	-0.24	0.63	0.3	0.46	-0.02		n.s.	n.s.	**	**
tach_myrm [07]	0.19	0.02	0.06	0.11	0.33	0.01		*	**	**
dini_exce [08]	-0.02	-0.02	0.12	0.05	0.13	0.05	0.08		**	**
mani_hube [09]	0.24	-0.04	-0.05	-0.13	0.29	-0.12	0.41	0.17		**
voch_obsc [10]	-0.39	0.48	0.44	0.27	-0.04	0.56	-0.11	0.24	-0.18	

Os resultados das análises dos Índices de Dispersão (ID), Index of Cluster Size (ICS) e Índice de Morisita indicaram quais fatores topográficos analisados (altitude, declividade e distância do rio mais próximo) contribuem para explicar a distribuição das 10 espécies nas parcelas em que estas foram registradas.

Estrutura espacial e populacional de *Licania membranacea* Laness. ex Sagot

Características botânicas e ecológicas

Licania membranacea Laness. ex Sagot (Chrysobalanaceae) – Cariperana. Em geral são árvores com até 35 m altura com a base do tronco reta ou digitada (Figura 28c), ritidoma acinzentado, estriado e as vezes com desprendimento em pequenas placas, a casca viva é avermelhada. As folhas são simples, glabras quando maduras com superfície abaxial pulverulenta ou estrigosa (Figura 28a.b). Pecíolos com duas glândulas. Brácteas e bractéolas normalmente glandulares, geralmente pequenas. Inflorescências em panículas de rácemo. As flores são hermafroditas com cálice lobado. Fruto drupa carnuda, pulverulenta. Semente grande.

Coletas da espécie são registradas pelo acervo dos herbários IAN e MG para o Pará nos arredores de Belém (Benevides e Mosqueiro), em trechos da rodovia Belém-Brasília e em Almeirim, no projeto Jari. No Amapá, nos municípios de Mazagão e Serra do Navio. As coletas foram realizadas em florestas de terra firme, em solos argilosos e glei-humico e, uma coleta em Turiaçu, Maranhão cita que o terreno era suavemente ondulado, com solo arenoso. As épocas de floração registradas são de novembro a maio e para frutificação de janeiro a julho.

Nas áreas das UPA 1 e 2, *L. membranacea* apresenta dominância relativa média entre 4-5%, junto com *G. glabra* e *M. bidentata* ssp. *surinamensis*. Está presente em todos os sítios de altitude e declividade estudados e, sua dominância é independente da distância do rio. É uma espécie de dominância principal no sítio de baixio-plano, nas menores distâncias de rio [111] e no sítio de encostas, em distâncias intermediárias do rio [222]. Nos sítios [112], [113], [212] e [223] apresenta dominância secundária (Tabela 11). Nos sítios de baixio-plano ([112] e [113]) sua dominância está associada a *G. glabra* e *M. bidentata* ssp. *surinamensis*, enquanto que nos sítios de platô [212] está associada a *P. excelsa* e *V. americana* com dominância principal das duas últimas. Nos sítios de encostas [222] tem dominância primária junto *V. americana* e *G. glabra* de dominância secundária enquanto, que em [223] sua dominância é secundária juntamente com *M. bidentata* ssp. *surinamensis* e *M. huberi*, neste sítio *V. americana* tem dominância principal (Tabela 11).

Informações ecológicas da espécie são escassas ou quase inexistentes na literatura e, por isso as informações apresentadas são oriundas de acervos de coleções botânicas.



(a)



(b)



(c)

Figura 28 Estruturas vegetativas de *L. membranacea*. (a) detalhe da face adaxial da folha; (b) detalhe da face abaxial, evidenciando indumentos; (c) base do tronco. Fotos: ©Petroneli Pascal.

Fatores influentes na ocorrência e abundância de Licania membranacea

Com base no modelo completo de regressão linear múltipla, foram definidos como influentes os efeitos de altitude ($p < 0,01$), com coeficiente negativo, e a distância mais próxima do rio ($p < 0,001$), com coeficiente positivo. As formas quadráticas, tanto de altitude ($p < 0,001$), quanto de distância mais próxima do rio também ($p < 0,001$) foram assinaladas como significativas. Somente a interação altitude e declividade ($p < 0,001$) foi assinalada como significativa. A adequação deste modelo, foi assegurada, por um coeficiente de determinação ajustada muito baixo ($R^2_{aj} = 0,09$), mas significativo (Tabela 16).

Tabela 16 Parâmetros e coeficientes do modelo de regressão múltipla selecionado e coeficientes de determinação e significância do modelo de abundância de *Licania membranacea*

	Parâmetros					Coeficientes			
	B_i	$SE_{(B_i)}$	p	$B_{i(-95\%)}$	$B_{i(+95\%)}$	β_i	$SE_{(\beta_i)}$	$\beta_{i(-95\%)}$	$\beta_{i(+95\%)}$
b_0	3,669	7,593	n.s.	-11,240	18,577				
{A}	0,573	0,220	**	0,140	1,006	0,679	0,261	0,166	1,192
{D}									
{R}	0,038	0,011	***	0,017	0,059	0,401	0,113	0,178	0,623
{A ² }	-0,007	0,002	***	-0,010	-0,003	-1,165	0,302	-1,758	-0,572
{D ² }									
{R ² }	-0,0001	0,00002	***	-0,0001	-0,00004	-0,490	0,114	-0,714	-0,266
{A*D}	0,010	0,003	***	0,005	0,016	0,353	0,094	0,168	0,537
{A*R}									
{D*R}	0,001	0,001	n.s.	-0,001	0,002	0,089	0,078	-0,065	0,242
Modelo									
	R	R²	R²	QM	QM				
	Mult.	Mult.	Aj.	g.l.	Modelo	Erro	F	p	
	0,31	0,09	0,09	(6;667)	2175,7	186,6	11,66	***	0,31

Onde: b_0 – intercepto; {A} – altitude; {D} – declividade; {R} distância mais próxima do rio; SE – erro padrão

Desdobrando-se o efeito da altitude, ao tomar valores médios de abundância nas parcelas, em classes de altitude foi aplicado um modelo quadrático, o qual apresentou significância ($p < 0,001$) e aderência ($R^2 = 0,39$) (Figura 29.a). Derivando-se os valores tem-se um valor de máximo de abundância descritos pela função $y = 18,3348 + 0,0853 * A - 0,001088 * A^2$, tem-se um máximo equivalente a 20 indivíduos.parcela⁻¹ em uma altitude de 39,38 m (Figura 29.a).

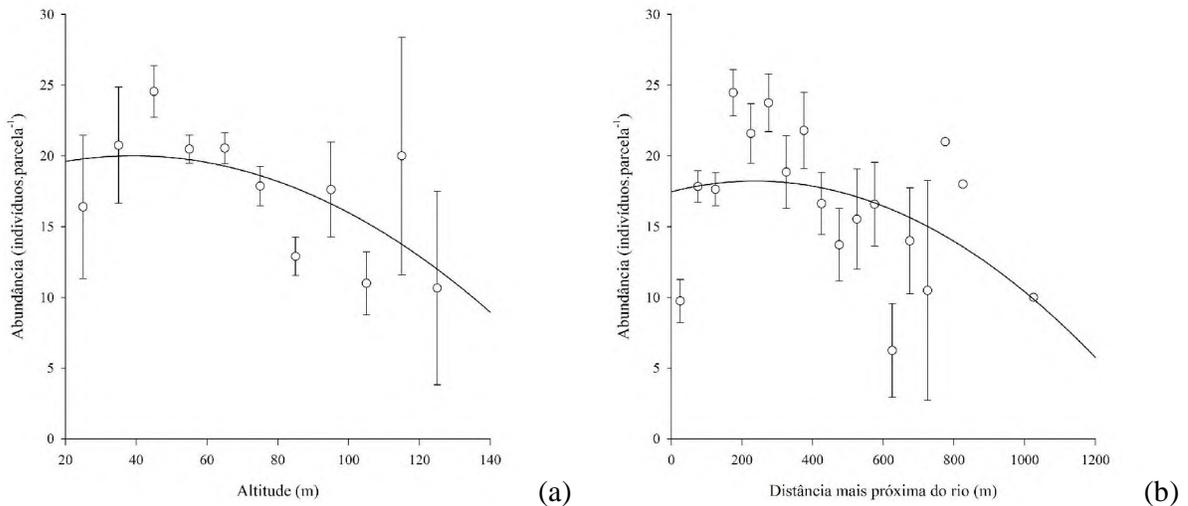


Figura 29 Valores médios e erro padrão da abundância de indivíduos de *L. membranacea*, em função das classes intervalares de (a) altitude e (b) distância mais próxima do rio, ajustados segundo o modelo polinomial quadrático.

O efeito da distância mais próxima do rio, também apresentou significância elevada ($p < 0,001$) e aderência ($R^2 = 0,26$) (Figura 29.a). Derivando-se os valores tem-se um valor de máximo de abundância descritos pela função $y = 10,1164 + 0,0886 * -0,000161R^2$, tem-se um máximo equivalente a 22,34 indivíduos.parcela⁻¹ em uma distância mais próxima do rio de 275,75 m (Figura 29.b).

A interação altitude e declividade, assinalou significância ($p < 0,01$) com relação a abundância de *Licania membranacea*. Derivando os valores definidos pelo modelo $y = 10,852 + 0,552871 * A - 0,694 * D - 0,007 * A^2 + 0,027 * (D * A) - 0,031 * D^2$, o qual apresentou baixa determinação ($R^2 = 0,07$) foi obtido um ponto de máxima equivalente a 25,36 indivíduos.parcela⁻¹ em uma altitude de 84,74m e uma declividade de 25,68% (Figura 30). Deste modo, tem-se um perfil de cenário de maior abundância da *L. membranacea* nas áreas de encosta.

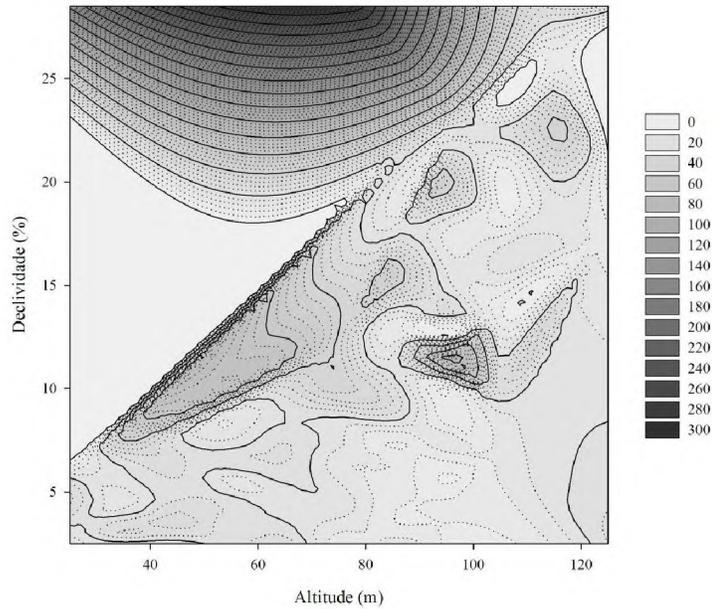


Figura 30 Valores de médios de abundância de indivíduos de *Licania membranacea*, em função das classes intervalares de (a) altitude e (b) declividade.

Distribuição espacial

Analisando-se o efeito da altitude [A] na distribuição espacial de *L. membranacea* pelo ID, verifica-se que o padrão não agregado prevalece nas parcelas analisadas ($[A_1] = 52\%$ e $[A_2] = 63,1\%$) mas com valores não significativos ($\chi^2_{(1)}=1,61$; n.s.). A análise realizada pelo ICS registrou o padrão agregado, na maioria das parcelas ($[A_1] = 74,3\%$ e $[A_2] = 69,3\%$), também com valores não significativos ($\chi^2_{(2)}=1,95$; n.s.). Para o índice de Morisita foi obtido também o padrão agregado para a maioria das parcelas ($[A_1]=1,92\pm 0,10$; $[A_2]=2,38\pm 0,28$) com valores não significativos ($F_{(1;639)}=3,35$; n.s.).



Figura 31 Registros de ocorrência de *Licania membranacea* nas áreas das UPA 1 e 2 da área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.

Para o efeito da declividade, na distribuição espacial de *L. membranacea* foi obtido o padrão não agregado pelo ID ($[D_1] = 60,0\%$ e $[D_2] = 58,5\%$; $\chi^2_{(1)}=0,06$; n.s.) e o padrão agregado ($[D_1] = 72,3\%$ e $[D_2] = 73,8\%$; $\chi^2_{(4)}=0,18$; n.s.) pelos ICS e Morisita ($[D_1] = 2,04 \pm 0,11$; $[D_2] = 2,53 \pm 0,67$; $F_{(1;639)}=1,51$; n.s.) para a maioria das parcelas analisadas, com efeito não significativo para todos os índices.

Valores significativos foram obtidos pelo ICS para o efeito da distância mais próxima do rio [R] ($\chi^2_{(4)}=15,15$; ***). Neste índice o padrão de distribuição que se manteve na maioria das parcelas, foi o agregado em todos os níveis do fator analisado ($[R_1]=77,0\%$; $[R_2]=74,5\%$; $[R_3]=61,3\%$). O mesmo padrão de distribuição foi obtido pelo índice de Morisita ($[R_1]=2,24 \pm 0,22$; $[R_2]=1,72 \pm 0,10$; $[R_3]= 2,31 \pm 0,25$), mas com valores não significativos ($F_{(2;638)}=2,29$; n.s.). Pelo índice ID o padrão obtido foi o não agregado em todos os níveis do efeito ($[R_1]=58,8\%$; $[R_2]=60,8\%$; $[R_3]=60,6\%$) com valores não significativos ($\chi^2_{(2)}=0,27$; n.s.).

Da interação dos fatores, somente foram obtidos valores significativos para as interações [D-R] ($\chi^2_{(10)}=21,53$; **) e [A-D-R] ($\chi^2_{(16)}=27,16$; **) pelo ICS para a distribuição agregada para a maioria dos níveis das interações. Nos níveis $[D_2-R_3]$ e $[A_2-D_2-R_3]$ verifica-se que 40% das parcelas tendem a um padrão regular (Tabela 17).

Para *L. membranacea* foram registrados 12.922 indivíduos nas UPA 1 e 2, em 94,9% do total das parcelas analisadas, com uma média de 19,17 indivíduos por parcela (Figura 31).

Tabela 17 Valores de frequência absoluta e relativa de parcelas quanto a classificação de distribuição espacial de *Licania membranacea* segundo os índices ID, ICS e Morisita, em função dos efeitos de altitude [A], declividade [D] e distância mais próxima do rio [R] e suas interações.

Efeito Níveis	ID			ICS				Índice de Morisita	p
	AG	N	p	AG	AL	RE	p		
A ₁	175 (42,0)	242 (58,0)	$\chi^2_{(1)}=1,61$	310 (74,3)	10 (2,4)	97 (23,3)	$\chi^2_{(2)}=1,95$	1,92±0,1	F _(1;639) =3,35
A ₂	89 (36,9)	152 (63,1)	n.s.	167 (69,3)	7 (2,9)	67 (27,8)	n.s.	2,38±0,28	n.s.
D ₁	237 (40,0)	356 (60,0)	$\chi^2_{(1)}=0,06$	429 (72,3)	15 (2,5)	149 (25,1)	$\chi^2_{(4)}=0,18$	2,04±0,11	F _(1;639) =1,51
D ₂	27 (41,5)	38 (58,5)	n.s.	48 (73,8)	2 (3,1)	15 (23,1)	n.s.	2,53±0,67	n.s.
R ₁	120 (41,2)	171 (58,8)	$\chi^2_{(2)}=0,27$	224 (77,0)	5 (1,7)	62 (21,3)	$\chi^2_{(4)}=15,15$	2,24±0,22	F _(2;638) =2,29
R ₂	83 (39,2)	129 (60,8)	n.s.	158 (74,5)	4 (1,9)	50 (23,6)	***	1,72±0,1	n.s.
R ₃	61 (39,4)	94 (60,6)		95 (61,3)	8 (5,2)	52 (33,5)		2,31±0,25	
A ₁ -D ₁	175 (42,0)	242 (58,0)	$\chi^2_{(2)}=2,4$	310 (74,3)	10 (2,4)	97 (23,3)	$\chi^2_{(4)}=3,01$	1,92±0,1	F _(2;638) =1,79
A ₂ -D ₁	62 (35,2)	114 (64,8)	n.s.	119 (67,6)	5 (2,8)	52 (29,5)	n.s.	2,32±0,29	n.s.
A ₂ -D ₂	27 (41,5)	38 (58,5)		48 (73,8)	2 (3,1)	15 (23,1)		2,53±0,67	
A ₁ -R ₁	79 (45,4)	95 (54,6)	$\chi^2_{(5)}=3,42$	138 (79,3)	3 (1,7)	33 (19,0)	$\chi^2_{(10)}=17,66$	1,92±0,1	F _(5;635) =1,93
A ₁ -R ₂	57 (39,3)	88 (60,7)	n.s.	110 (75,9)	2 (1,4)	33 (22,8)	n.s.	1,74±0,13	n.s.
A ₁ -R ₃	39 (39,8)	59 (60,2)		62 (63,3)	5 (5,1)	31 (31,6)		2,22±0,32	
A ₂ -R ₁	41 (35,0)	76 (65,0)		86 (73,5)	2 (1,7)	29 (24,8)		2,71±0,53	
A ₂ -R ₂	26 (38,8)	41 (61,2)		48 (71,6)	2 (3,0)	17 (25,4)		1,7±0,16	
A ₂ -R ₃	22 (38,6)	35 (61,4)		33 (57,9)	3 (5,3)	21 (36,8)		2,47±0,4	
D ₁ -R ₁	109 (41,8)	152 (58,2)	$\chi^2_{(5)}=1,92$	200 (76,6)	3 (1,1)	58 (22,2)	$\chi^2_{(10)}=21,53$	2,1±0,19	F _(5;635) =2,08
D ₁ -R ₂	75 (39,1)	117 (60,9)	n.s.	143 (74,5)	4 (2,1)	45 (23,4)	**	1,76±0,11	n.s.
D ₁ -R ₃	53 (37,9)	87 (62,1)		86 (61,4)	8 (5,7)	46 (32,9)		2,33±0,27	
D ₂ -R ₁	11 (36,7)	19 (63,3)		24 (80,0)	2 (6,7)	4 (13,3)		3,51±1,48	
D ₂ -R ₂	8 (40,0)	12 (60,0)		15 (75,0)	(0)	5 (25,0)		1,43±0,16	
D ₂ -R ₃	8 (53,3)	7 (46,7)		9 (60,0)	(0)	6 (40,0)		2,17±0,61	
A ₁ -D ₁ -R ₁	79 (45,4)	95 (54,6)	$\chi^2_{(8)}=5,32$	138 (79,3)	3 (1,7)	33 (19,0)	$\chi^2_{(16)}=27,16$	1,92±0,1	F _(8;632) =1,58
A ₁ -D ₁ -R ₂	57 (39,3)	88 (60,7)	n.s.	110 (75,9)	2 (1,4)	33 (22,8)	**	1,74±0,13	n.s.
A ₁ -D ₁ -R ₃	39 (39,8)	59 (60,2)		62 (63,3)	5 (5,1)	31 (31,6)		2,22±0,32	
A ₂ -D ₁ -R ₁	30 (34,5)	57 (65,5)		62 (71,3)	(0)	25 (28,7)		2,46±0,52	
A ₂ -D ₁ -R ₂	18 (38,3)	29 (61,7)		33 (70,2)	2 (4,3)	12 (25,5)		1,82±0,22	
A ₂ -D ₁ -R ₃	14 (33,3)	28 (66,7)		24 (57,1)	3 (7,1)	15 (35,7)		2,58±0,51	
A ₂ -D ₂ -R ₁	11 (36,7)	19 (63,3)		24 (80,0)	2 (6,7)	4 (13,3)		3,51±1,48	
A ₂ -D ₂ -R ₂	8 (40,0)	12 (60,0)		15 (75,0)	(0)	5 (25,0)		1,43±0,16	
A ₂ -D ₂ -R ₃	8 (53,3)	7 (46,7)		9 (60,0)	(0)	6 (40,0)		2,17±0,61	

Onde: AG – agregado; N – não agregado; AL – aleatório; RE – regular

Estrutura espacial e populacional de *Parinari excelsa* Sabine

Características botânicas e ecológicas

Parinari excelsa Sabine (Chrysobalanaceae) – Parinai – É uma árvore perene, com mais de 40 m de altura e até 4 m de circunferência; o tronco é reto e cônico; no ritidoma são encontradas numerosas lenticelas proeminentes, desprendimento em placas pequenas é

evidenciado em indivíduos adultos; a casca morta é marrom-rosada e a casca viva amarelada; exsuda seiva clara e translúcida. Os ramos são glabros ou levemente pubescentes. Folhas simples, alternas, ovadas ou oblongo-elíptica, com base arredondada a cuneada e o ápice acuminado; são glabras ou levemente tomentosas na face inferior (Figura 32a.b); pecíolo pubescente em indivíduos jovens, duas glândulas sésseis, medianas são visíveis na base do pecíolo em indivíduos jovens (frequentemente imperceptível nos adultos); estípulas membráceas visíveis ou caducas. Inflorescências em panículas terminais, pubescentes. Flores com pétalas brancas, receptáculo subcampanulado, tomentoso na parte externa. Fruto baga elipsóide com epicarpo densamente verrugoso, mesocarpo carnudo e endocarpo duro e espesso. O fruto e a semente são comestíveis (Coutinho e Pires 1996). A madeira é dura, pesada e difícil de trabalhar, contem sílica que dificulta seu processamento (Burkill 1985). É uma madeira de importância secundária e por isso os estudos nessa área são escassos, entretanto foi comercializada na Costa do Marfim como “sugue” para a Europa, como substituto para o “carvalho”. A madeira quando tratada pode ser usada em mobílias, construção de casas e é excelente para dormentes (Burkill 1985).

A floração na área de estudo pode acontecer de maio a setembro. A frutificação é irregular entre os anos, tendo sido registrada entre setembro e abril (Coutinho e Pires 1996).

Ocorre em florestas de terra firme na Costa Rica, Colômbia amazônica e Venezuela Oriental pelas Guianas e região da Amazônia brasileira até o Brasil oriental-central, também encontrada na África (Prance 2007). Sua ocorrência já foi registrada em florestas de planície em situações de montanhas de até 1000m altitude no Senegal e Camarões em florestas úmidas (Burkill 1985). Na Amazônia, Guianas, Brasil-central e África é frequente em platôs (Ribeiro *et al.* 1999)

Parinari excelsa é utilizada como sombreadora em plantações de Cinchona (Killian 1953) em Serra Leoa. Tem crescimento rápido, mas é difícil de controlar em áreas de silvicultura, com tendência a suprimir espécies desejáveis nesses sistemas (Savill e Fox 1967). É frequente na área de estudo, representando junto com *T. myrmecophila* de 3-4% da dominância relativa média nas áreas das UPA 1 e 2 estudadas. Ocorre em todos os sítios estudados, mas sua dominância é principal nos sítios de platô [21] e de encostas [22] nos quais está sempre associado com *V. americana*. Dentro desses sítios não apresenta dominância nas áreas mais distantes de rio [213], [222] e [223] (Tabela 11). Sua ocorrência, com dominância relativa média principal ou secundária com *L. membranacea* também de Chrysobalanaceae só ocorre nos sítios [212] e [223]. Não é uma espécie comercializada pela

empresa, principalmente pelo alto teor de sílica presente na madeira, mas tem importância medicinal e comestível (Coutinho & Pires 1996).

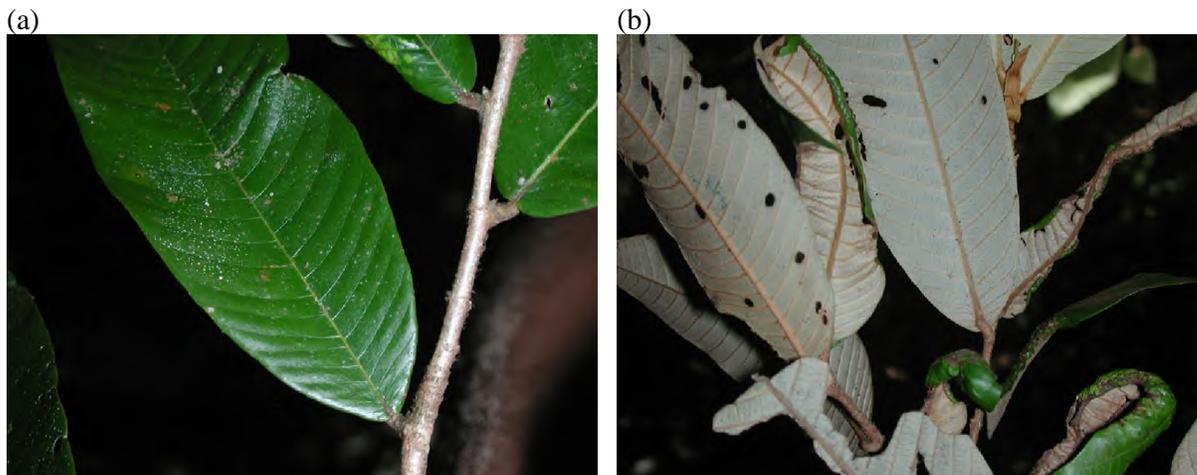


Figura 32 Estruturas vegetativas de *P. excelsa*. (a) face adaxial da folha. (b) face abaxial da folha. Fotos: ©Petroneli Pascal.

Fatores influentes na abundância de Parinari excelsa

O modelo completo de regressão múltipla ($p < 0,001$; $R^2_{aj.} = 0,06$), assinalou efeitos significativos sobre a abundância de *Parinari excelsa*, efetuados pela altitude ($p < 0,01$), com coeficiente positivo, e pela distância mais próxima do rio ($p < 0,05$), também com coeficiente positivo. Somente a forma quadrática de altitude foi assinalada como significativa ($p < 0,01$). Dentre as interações, somente a declividade e distância mais próxima do rio ($p < 0,05$) apresentou significância (Tabela 18).

Tabela 18 Parâmetros e coeficientes do modelo de regressão múltipla selecionado e coeficientes de determinação e significância do modelo de abundância de *Parinari excelsa*.

	Parâmetros					Coeficientes			
	Bi	SE _(Bi)	p	Bi _(-95%)	Bi _(+95%)	βi	SE _(βi)	βi _(-95%)	βi _(+95%)
b ₀	-4,944	7,947	n.s.	-20,547	10,660				
{A}	0,733	0,223	**	0,295	1,171	0,873	0,265	0,351	1,394
{D}									
{R}	-0,039	0,018	*	-0,074	-0,005	-0,416	0,188	-0,785	-0,048
{A ² }	-0,005	0,002	**	-0,009	-0,002	-0,917	0,293	-1,491	-0,342
{D ² }	0,016	0,011	n.s.	-0,006	0,038	0,119	0,083	-0,045	0,283
{R ² }									
{A*D}									
{A*R}	0,001	0,0003	n.s.	-0,0001	0,001	0,399	0,241	-0,074	0,873
{D*R}	-0,002	0,001	*	-0,004	-0,0001	-0,206	0,099	-0,401	-0,011
Modelo									
R	R ²	R ²	g.l.	QM	QM	F	p		
Mult.	Mult.	Aj.		Modelo	Erro				
0,26	0,07	0,06	(6;667)	1558,9	190,6	8,18	***		0,26

Onde: b₀ – intercepto; {A} – altitude; {D} – declividade; {R} distância mais próxima do rio; SE – erro padrão

O desdobramento do efeito de altitude, apresentou uma elevada determinação (R₂=0,62; p<0,001). As diferenciações deste modelo, definido pela função, $y = -7,1985 + 0,6056 * A - 0,0036 * A^2$, determinaram um valor máximo de 18,09 indivíduos.parcela⁻¹ em uma altitude de 83,55 m (Figura 33.a).

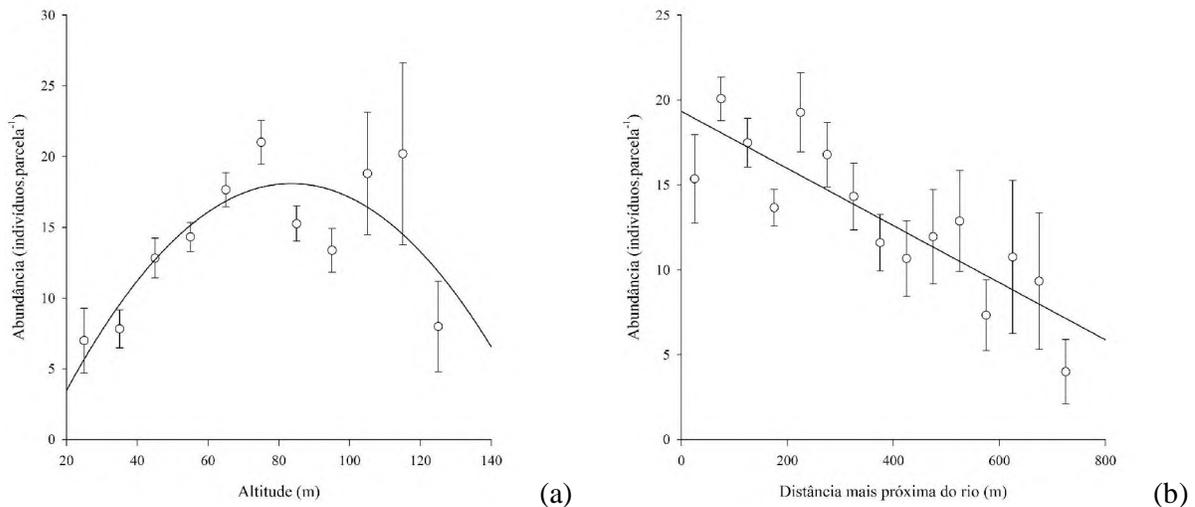


Figura 33 Valores médios e erro padrão da abundância de indivíduos de *Parinari excelsa*, em função das classes intervalares de (a) altitude e (b) distância mais próxima do rio, ajustados segundo o modelo polinomial quadrático e linear, respectivamente.

Com relação a distância mais próxima do rio, foi assinalada, também uma determinação elevada (R²=0,73). A derivação do modelo, definido pela função $y = 19,3332 -$

0,0168*R, estabelece um valor máximo de abundância de *Parinari excelsa* igual a 18,91 indivíduos.parcela⁻¹, a uma distância de 25 m (Figura 33.b)

A interação declividade e distância mais próxima do rio, sob desdobramento, apresentou uma baixa determinação ($R^2=0,02$) e uma significância limítrofe ($p=0,049$). Sendo que o modelo definido por $y=20,1162+-0,029846*D-0,0165*R+0,0028*D^2-0,0007*(D*R)+0,00001*R^2$, demonstrou comportamento errático e sem possibilidade de derivação adequada, estabelecendo pontos estacionários negativos (Figura 34).

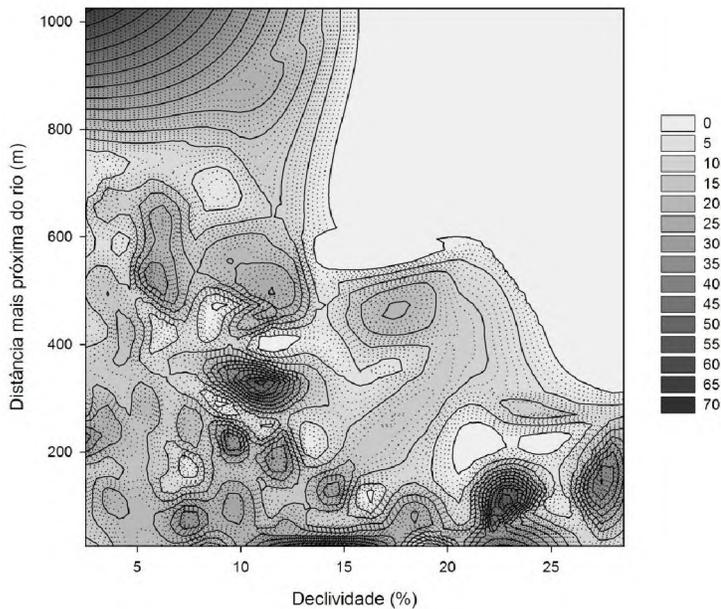


Figura 34 Valores de médios de abundância de indivíduos de *Parinari excelsa*, em função das classes intervalares de (a) declividade e (b) distância mais próxima do rio.

Distribuição espacial

Para *P. excelsa* foi obtido o padrão de distribuição espacial não agregado, em função do efeito da altitude ($[A_1]=68,3\%$; $[A_2]=58,7\%$), pelo ID, com valores relativamente significativos ($\chi^2_{(1)}=6,24$; *). Porém, o padrão obtido pelo ICS, em função também da altitude, foi o agregado ($[A_1]=60,5\%$; $[A_2]=65,5\%$) para a maioria das parcelas analisadas, mas com valores não significativos ($\chi^2_{(2)}=1,76$; n.s.). Da mesma forma, foi registrado o padrão agregado pelo índice de Morisita e, também com valores não significativos ($F_{(1;639)}=2,39$; n.s.).

A declividade não registrou valores significativos na distribuição espacial de *P. excelsa* por nenhum dos índices analisados. Para este fator, na maioria das parcelas analisadas, foi registrado o padrão agregado, pelo ICS ($[D_1]=62,4\%$; $[D_2]=62,3\%$; $\chi^2_{(4)}=0,07$; n.s.) e Morisita ($[D_1]=1,98\pm 0,10$; $[D_2]=2,35\pm 0,34$; $F_{(1;639)}=1,39$; n.s.). Já pelo índice ID o padrão que prevaleceu foi o não agregado ($[D_1]=65,4\%$; $[D_2]=58,0\%$; $\chi^2_{(1)}=1,50$; n.s.)

O efeito da distância mais próxima do rio registrou valores muito significativos pelo ID ($\chi^2_{(2)}=22,66$; ***) e ICS ($\chi^2_{(4)}=26,17$; ***) e não significativos pelo índice de Morisita ($F_{(2;638)}=1,45$; n.s.). O padrão de distribuição não agregado foi mais representativo na maioria das parcelas ($[R_1]=55,2\%$; $[R_2]=70,1\%$; $[R_3]=75,8\%$) pelo ID, enquanto que o agregado prevaleceu ($[R_1]=70,2\%$; $[R_2]=61,7\%$; $[R_3]=47,7\%$) pelo ICS e Morisita ($[R_1]=2,19\pm 0,15$; $[R_2]=1,88\pm 0,17$; $[R_3]=1,84\pm 0,20$). Pelos valores obtidos pelo ICS, verifica-se no nível $[R_3]$ uma tendência ao padrão regular em 44,3% das parcelas.

O efeito das interações entre os fatores analisados ([A-D], [A-R], [D-R], [A-D-R]) foram obtidos, pelo ID valores muito significativos para todas as interações, excetuando-se a interação [A-D] que apresentou menor nível de significância. Neste índice o padrão de distribuição não agregado foi registrado na maioria das parcelas, no entanto, em alguns níveis das interações ($[A_2-R_1]$, $[D_2-R_1]$, $[A_2-D_1-R_1]$, $[A_2-D_2-R_1]$) o padrão agregado é registrado em cerca de 50-53% das parcelas nesses níveis (Tabela 19). Valores muito significativos, para o padrão de distribuição obtidos pelo ICS, também foram obtidos para as interações ([A-R], [D-R], [A-D-R]), com predominância do padrão agregado em mais de 50% das parcelas em todos os níveis dessas interações (Tabela 19).

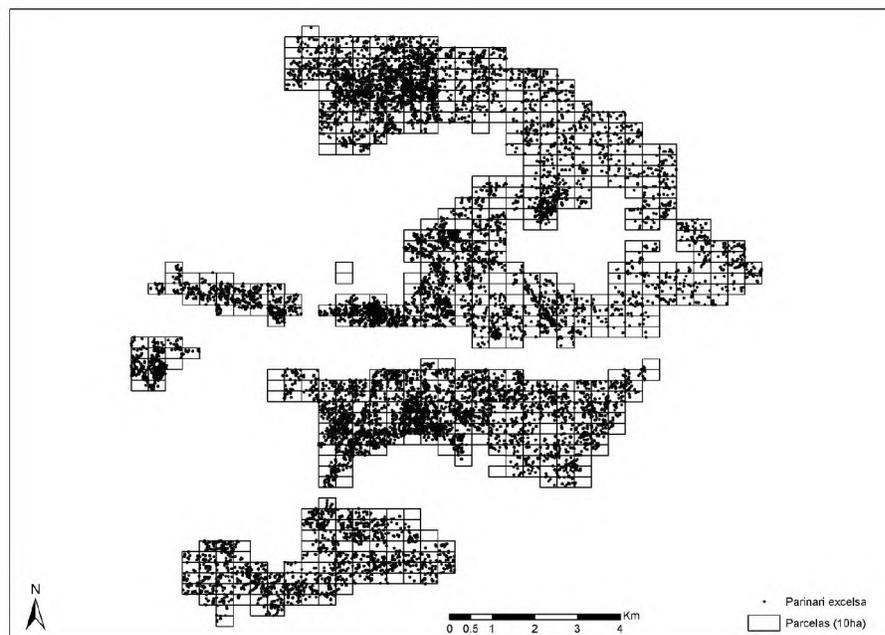


Figura 35 Registros de ocorrência de *Parinari excelsa* nas áreas das UPA 1 e 2 da área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.

P. excelsa foi registrada na área das UPA 1 e 2 em 95,5% das parcelas analisadas, com uma média de 16,09 indivíduos por parcela de um total de 10.844 indivíduos (Figura 35).

Tabela 19 Valores de frequência absoluta e relativa de parcelas quanto a classificação de distribuição espacial de *Parinari excelsa* segundo os índices ID, ICS e Morisita, em função dos efeitos de altitude [A], declividade [D] e distância mais próxima do rio [R] e suas interações.

Efeito Níveis	ID			ICS			Índice de Morisita	p	
	AG	N	p	AG	AL	RE			
A ₁	130 (31,7)	280 (68,3)	$\chi^2_{(1)}=6,24$	248 (60,5)	17 (4,1)	145 (35,4)	$\chi^2_{(2)}=1,76$	1,9±0,12	F _{(1;639)}=2,39}
A ₂	104 (41,3)	148 (58,7)	*	165 (65,5)	8 (3,2)	79 (31,3)	n.s.	2,2±0,17	n.s.
D ₁	205 (34,6)	388 (65,4)	$\chi^2_{(1)}=1,50$	370 (62,4)	22 (3,7)	201 (33,9)	$\chi^2_{(4)}=0,07$	1,98±0,1	F _{(1;639)}=1,39}
D ₂	29 (42)	40 (58)	n.s.	43 (62,3)	3 (4,3)	23 (33,3)	n.s.	2,35±0,34	n.s.
R ₁	134 (44,8)	165 (55,2)	$\chi^2_{(2)}=22,66$	210 (70,2)	6 (2)	83 (27,8)	$\chi^2_{(4)}=26,17$	2,19±0,15	F _{(2;638)}=1,45}
R ₂	64 (29,9)	150 (70,1)	***	132 (61,7)	7 (3,3)	75 (35)	***	1,88±0,17	n.s.
R ₃	36 (24,2)	113 (75,8)		71 (47,7)	12 (8,1)	66 (44,3)		1,84±0,2	
A ₁ -D ₁	130 (31,7)	280 (68,3)	$\chi^2_{(2)}=6,27$	248 (60,5)	17 (4,1)	145 (35,4)	$\chi^2_{(4)}=2,37$	1,9±0,12	F _{(2;638)}=1,36}
A ₂ -D ₁	75 (41)	108 (59)	*	122 (66,7)	5 (2,7)	56 (30,6)	n.s.	2,15±0,2	n.s.
A ₂ -D ₂	29 (42)	40 (58)		43 (62,3)	3 (4,3)	23 (33,3)		2,35±0,34	
A ₁ -R ₁	69 (39,7)	105 (60,3)	$\chi^2_{(5)}=28,52$	121 (69,5)	4 (2,3)	49 (28,2)	$\chi^2_{(10)}=28,23$	2,07±0,16	F _{(5;635)}=1,00}
A ₁ -R ₂	41 (28,3)	104 (71,7)	***	86 (59,3)	5 (3,4)	54 (37,2)	***	1,8±0,21	n.s.
A ₁ -R ₃	20 (22)	71 (78)		41 (45,1)	8 (8,8)	42 (46,2)		1,71±0,26	
A ₂ -R ₁	65 (52)	60 (48)		89 (71,2)	2 (1,6)	34 (27,2)		2,37±0,27	
A ₂ -R ₂	23 (33,3)	46 (66,7)		46 (66,7)	2 (2,9)	21 (30,4)		2,04±0,29	
A ₂ -R ₃	16 (27,6)	42 (72,4)		30 (51,7)	4 (6,9)	24 (41,4)		2,03±0,33	
D ₁ -R ₁	118 (44,2)	149 (55,8)	$\chi^2_{(5)}=24,16$	189 (70,8)	5 (1,9)	73 (27,3)	$\chi^2_{(10)}=27,23$	2,22±0,16	F _{(5;635)}=1,46}
D ₁ -R ₂	56 (29)	137 (71)	***	118 (61,1)	6 (3,1)	69 (35,8)	***	1,79±0,17	n.s.
D ₁ -R ₃	31 (23,3)	102 (76,7)		63 (47,4)	11 (8,3)	59 (44,4)		1,74±0,19	
D ₂ -R ₁	16 (50)	16 (50)		21 (65,6)	1 (3,1)	10 (31,3)		2±0,26	
D ₂ -R ₂	8 (38,1)	13 (61,9)		14 (66,7)	1 (4,8)	6 (28,6)		2,68±0,77	
D ₂ -R ₃	5 (31,3)	11 (68,8)		8 (50)	1 (6,3)	7 (43,8)		2,64±1	
A ₁ -D ₁ -R ₁	69 (39,7)	105 (60,3)	$\chi^2_{(8)}=29,03$	121 (69,5)	4 (2,3)	49 (28,2)	$\chi^2_{(16)}=29,3$	2,07±0,16	F _{(8;632)}=1,14}
A ₁ -D ₁ -R ₂	41 (28,3)	104 (71,7)	***	86 (59,3)	5 (3,4)	54 (37,2)	**	1,8±0,21	n.s.
A ₁ -D ₁ -R ₃	20 (22)	71 (78)		41 (45,1)	8 (8,8)	42 (46,2)		1,71±0,26	
A ₂ -D ₁ -R ₁	49 (52,7)	44 (47,3)		68 (73,1)	1 (1,1)	24 (25,8)		2,49±0,35	
A ₂ -D ₁ -R ₂	15 (31,3)	33 (68,8)		32 (66,7)	1 (2,1)	15 (31,3)		1,77±0,27	
A ₂ -D ₁ -R ₃	11 (26,2)	31 (73,8)		22 (52,4)	3 (7,1)	17 (40,5)		1,8±0,26	
A ₂ -D ₂ -R ₁	16 (50)	16 (50)		21 (65,6)	1 (3,1)	10 (31,3)		2±0,26	
A ₂ -D ₂ -R ₂	8 (38,1)	13 (61,9)		14 (66,7)	1 (4,8)	6 (28,6)		2,68±0,77	
A ₂ -D ₂ -R ₃	5 (31,3)	11 (68,8)		8 (50)	1 (6,3)	7 (43,8)		2,64±1	

Onde: AG – agregado; N – não agregado; AL – aleatório; RE – regular

Estrutura espacial e populacional de *Goupia glabra* Aubl.

Características botânicas e ecológicas

Goupia glabra Aubl. (Goupiaceae) – cupiúba. É uma espécie emergente, de dossel, atingindo geralmente 25-30 m de altura e 80-120 cm de diâmetro (Hirai *et al.* 2007); a base do tronco é acanalada ou com sapopemas ((Figura 36.e) e o fuste reto. Facilmente reconhecida

no campo pelo tronco, em geral com ritidoma marrom-claro, com lenticelas, com leves estrias em linhas verticais e desprendimento em placas coriáceas pequenas e irregulares (Figura 36.f). A casca morta é marrom-escura com aspecto de cortiça, farinhenta, casca viva alaranjada fibrosa, com poros brancos (Figura 36.g). Alburno creme, com seiva transparente exsudando medianamente e cheiro agradável adocicado. A copa grande e aberta com ramos ascendentes e freqüentemente nodosos. As folhas são simples, alternas, coriáceas e glabras, com 2-3 nervuras secundárias oblíquas (Figura 36.a-c). Botões florais jovens aglomerados; quando maduros são pedunculados, glabros. Flores com pedúnculo verde-claro, corola com base vermelha e pétalas amarelas (Figura 36.d). O fruto é uma baga globosa de cor vermelha e depois atro-purpúrea. Fruto baga com 3 a 5 sementes. Madeira pesada (0,80 a 0,88g/cm³); cerne castanho ou castanho levemente avermelhado; alburno róseo-claro; grã irregular a revessa; textura média; superfície sem brilho, medianamente áspera ao tato; cheiro característico desagradável (Mainieri & Chimelo 1989). É uma das madeiras mais importantes do comércio paraense, principalmente para exportação (Coutinho & Pires 1996).

A floração ocorre entre os meses de outubro e novembro, mas com registros também de junho a setembro (Xaud *et al.* 2002). Santos & Amaral (2003) reportam um padrão assincrônico de florescimento e uma ausência de padrão definido para o sistema de cruzamento. A frutificação pode ocorrer de outubro a Janeiro com alterações entre os anos (Lorenzi 1998; Xaud *et al.* 2002). Na área da Orsa Florestal, Coutinho & Pires (1996) registram os meses de maio e junho para floração e agosto para frutificação.

A dispersão das sementes é anemocórica ou zoocórica (Rankin-de-Merona & Ackerly 1987); as sementes, que de acordo com seu comportamento fisiológico, podem ser ortodoxa ou intermediária (Leão *et al.* 2001), têm a capacidade de permanecer dormentes no solo.

A planta é semidecídua, ciófito até heliófito, característica e exclusiva da mata pluvial amazônica de terra firme, onde é muito freqüente, porém de distribuição descontínua e irregular (Hirai *et al.* 2007). É a única representante arbórea da família na floresta de terra firme da Amazônia (Rankin-de-Merona & Ackerly 1987). Ocorre preferencialmente no interior da mata primária de terra firme, em aclives suaves de solos argilosos ou arenosos bem drenados, de textura leve e, baixo teor de matéria orgânica, podendo ocupar o dossel nas florestas primárias (Hirai *et al.* 2007). É uma espécie intolerante à sombra e de rápido crescimento e, segundo Whitmore (1990), as plântulas não podem sobreviver sob o dossel, na sombra. O autor acrescenta ainda, que o crescimento da planta em altura é rápido, com folhas susceptíveis, macias e com pouca defesa química ao ataque de herbívoros. Sua regeneração

natural pode ser considerada como excelente, desde que haja luz em abundância (Loureiro *et al.* 1979).

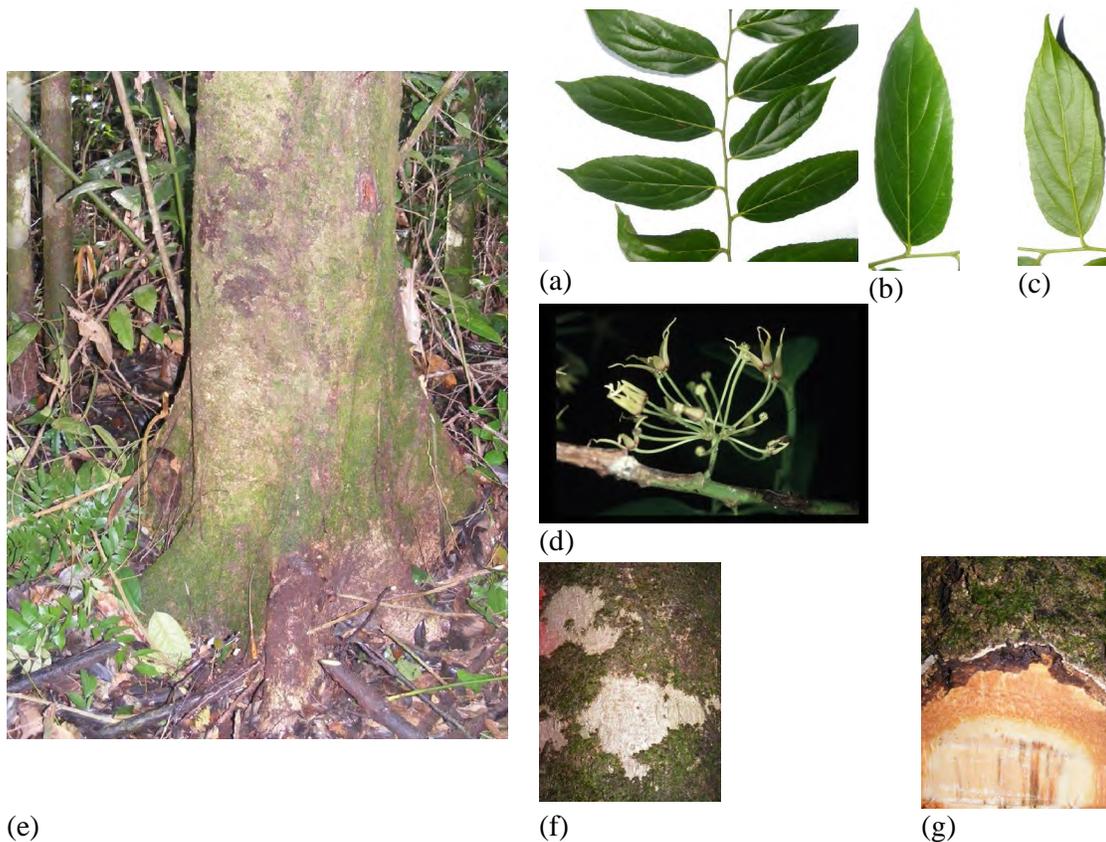


Figura 36 Estruturas morfológicas de *Goupia glabra*. (a) ramos com folhas alternadas; (b) face adaxial da folha; (c) face abaxial da folha; (d) flores (e) base do tronco; (f) ritidoma; (g) corte no tronco evidenciando casca morta, casca viva e alburno.

As sementes podem permanecer no solo, até ocorrer uma abertura no dossel da floresta, para favorecer a germinação, pois é uma espécie que requer muita luz para germinar, se estabelecer e crescer. Hirai *et al.* (2007) observaram que as árvores são bem distribuídas nas classes diamétricas a partir de 45 cm de diâmetro, entretanto, apenas 54% dessas árvores apresentam fustes com excelente qualidade para produção de madeira.

G. glabra junto com *L. membranacea* e *M. bidentata* ssp. *surinamensis* representam de 4-5% da dominância relativa média em todos os sítios analisados (Anexo 2), independente da distância do rio e juntamente com essas duas espécies dominam o sítio baixio [11]. A espécie é ainda registrada com dominância relativa secundária nos sítios de platô [21] e encostas [22] nas distâncias de rio [R₁] e [R₂]. Nestes sítios a espécie de dominância primária é principalmente *V. americana* com *P. excelsa* em [212] e com *L. membranacea* em [222] (Tabela 11).

Fatores influentes na abundância de *Goupia glabra*

A abundância de *Goupia glabra*, avaliada pelo modelo completo de regressão múltipla ($R^2_{aj.}=0,20$; $p<0,001$), mostrou-se influenciada pela altitude ($p<0,05$) e declividade ($p<0,01$), ambas com coeficientes negativos e pela distância mais próxima do rio ($p<0,001$), com coeficiente positivo. As formas quadráticas de declividade ($p<0,001$) de distância mais próxima do rio ($p<0,05$) também foram assinaladas como significativas. Somente a interação, altitude e distância mais próxima do rio ($p<0,01$) foi assinalada como significativa (Tabela 20).

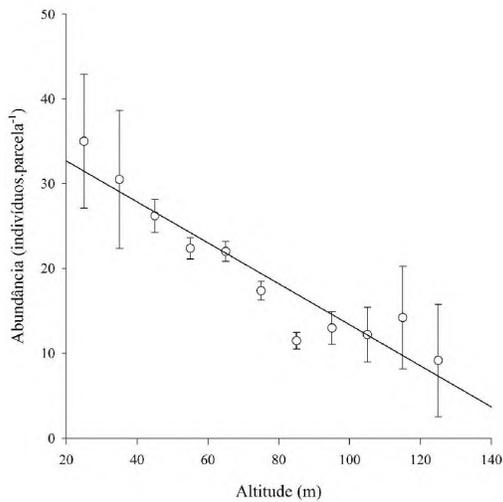
Tabela 20 Parâmetros e coeficientes do modelo de regressão múltipla selecionado e coeficientes de determinação e significância do modelo de abundância de *Goupia glabra*.

	Parâmetros					Coeficientes			
	B_i	$SE_{(B_i)}$	p	$B_{i(-95\%)}$	$B_{i(+95\%)}$	β_i	$SE_{(\beta_i)}$	$\beta_{i(-95\%)}$	$\beta_{i(+95\%)}$
b_0	25,587	4,497	***	16,757	34,417				
{A}	-0,126	0,061	*	-0,246	-0,007	-0,141	0,068	-0,274	-0,007
{D}	-1,392	0,459	**	-2,292	-0,491	-0,380	0,125	-0,627	-0,134
{R}	0,105	0,017	***	0,072	0,138	1,038	0,168	0,709	1,368
{A ² }									
{D ² }	0,065	0,018	***	0,030	0,100	0,447	0,123	0,207	0,688
{R ² }	-0,00004	0,00002	*	-0,0001	-0,00004	-0,239	0,107	-0,449	-0,029
{A*D}									
{A*R}	-0,001	0,0002	***	-0,001	-0,0004	-0,629	0,170	-0,962	-0,295
{D*R}									
Modelo									
	R	R ²	R ²	QM	QM				
	Mult.	Mult.	Aj.	g.l.	Modelo	Erro	F	p	
	0,45	0,20	0,20	(6;667)	5254,9	186,4	28,19	***	

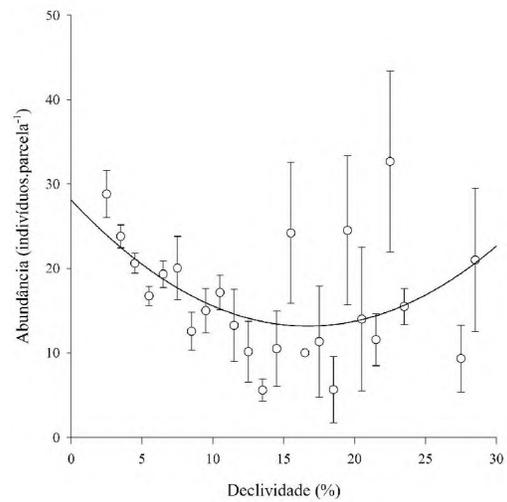
Onde: b_0 – intercepto; {A} – altitude; {D} – declividade; {R} distância mais próxima do rio; SE – erro padrão

Desdobrando-se o efeito da altitude, definido pela função $y=37,5174-0,2415*A$, apresentou uma muito elevada determinação ($R^2=0,96$), assinalando um ponto de máxima de 32,68 indivíduos.parcela⁻¹, na altitude de 20 m. Uma inflexão na função foi assinalada aos 75 m, com uma correspondência de 17,00 indivíduos.parcela⁻¹ (Figura 37.a).

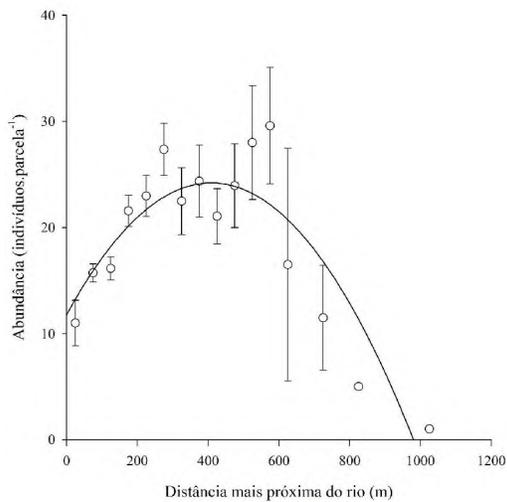
O desdobramento da declividade, apresentou uma menor determinação ($R^2=0,22$), definida pelo modelo $y= 28,1079-1,79001*D+0,0536097*D^2$, quando derivada definiu um ponto de mínima com 13,16 indivíduos.parcela⁻¹, em uma declividade de 13,16% (Figura 37.b).



(a)



(b)



(c)

Figura 37 Valores médios e erro padrão da abundância de indivíduos de *Goupia glabra*, em função das classes intervalares de (a) altitude, (b) declividade e (c) distância mais próxima do rio, ajustados segundo o modelos linear e quadráticos.

A relação entre a distância mais próxima do rio e a abundância de *Goupia glabra*, foi estabelecida por um modelo com determinação, também elevada ($R^2=0,77$), expressa pela função $y=11,7792+0,0607*R-0,0001*R^2$, a qual sob diferenciação apresentou um valor de máxima igual a 24,23 indivíduos.parcela⁻¹ em uma distância do rio de 409,5 m (Figura 37.b).

A interação entre a altitude e distância mais próxima do rio, apresentou um coeficiente de determinação de $R^2=0,19$, sendo definida pela função $y=27,205-0,381*A+0,116*R+0,002*A^2-0,001*(A*R)+-0,00004*R^2$. Derivando-se os valores, foi definido um ponto estacionário correspondente a 11,95 indivíduos.parcela⁻¹, na combinação de altitude 108,16 m e 92,76 m de distância do rio, entretanto trata-se de um «ponto de sela», o que não estabelece valores centrados de predição (Figura 38).

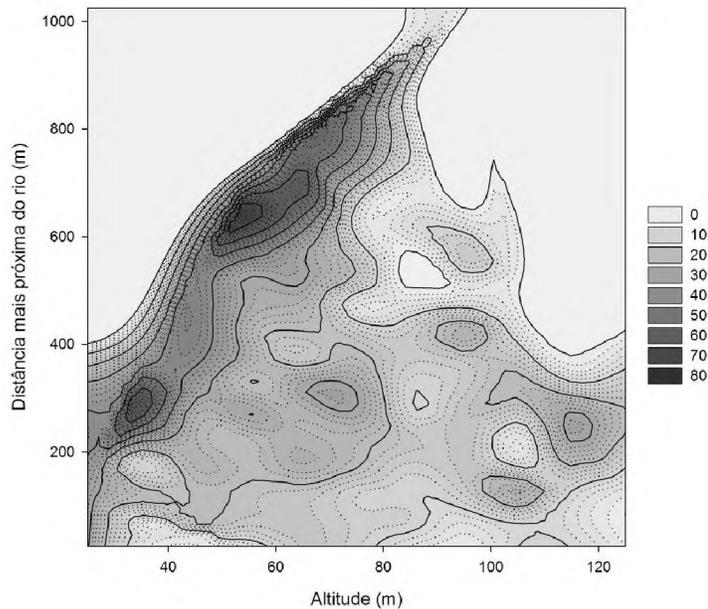


Figura 38 Valores de médios de abundância de indivíduos de *Goupia glabra*, em função das classes intervalares de (a) altitude e (b) distância mais próxima do rio.

A inspeção visual da relação entre a altitude e a distância mais próxima do rio, assinala maiores concentrações de *Goupia glabra* numa faixa de 40-80 m de altitude e dois pontos de maior concentração em cerca de 250 m de distância do rio e entre 600 e 800 m de distância do rio (Figura 38).

Distribuição espacial

A análise, dos valores de frequência absoluta e relativa nas parcelas das UPA 1 e 2 indica que a altitude teve efeitos significativos pelos índices de agregação ID ($\chi^2_{(1)}=6,04$; *) e ICS ($\chi^2_{(2)}=10,34$; **) e a distância mais próxima do rio pelo índice ID ($\chi^2_{(2)}=5,81$; *), nos padrões de distribuição espacial obtidos para a espécie, por estes índices.

Para o efeito da altitude foi obtido o padrão não agregado ($[A_1]=64,4\%$; $[A_2]=73,6\%$), pelo índice ID e, agregado ($[A_1]=70,2\%$; $[A_2]=58,0\%$) pelo ICS, para a maioria das parcelas. Para o índice de Morisita, os valores não são significativos ($F_{(1;638)}=0,02$; n.s.) e o padrão mantido, na maioria das parcelas foi o agregado ($[A_1]=1,99\pm 0,15$; $[A_2]=1,95\pm 0,20$).

A declividade não registrou valores significativos para os índices analisados (ID - $\chi^2_{(1)}=0,74$; n.s.; ICS - $\chi^2_{(4)}=4,19$; n.s.; Morisita - $F_{(1;638)}=1,66$; n.s.). O padrão de distribuição espacial, obtido para *G. glabra*, por estes índices foi: não agregado ($[D_1]=67,3\%$; $[D_2]=72,5\%$) pelo ID e, agregado pelo ICS ($[D_1]=66,8\%$; $[D_2]=55,1\%$) e Morisita ($[D_1]=1,92\pm 0,11$; $[D_2]=2,43\pm 0,67$).

O padrão agregado foi registrado, na maioria das parcelas, para o efeito da distância mais próxima do rio pelo ICS ($[R_1]=64,9\%$; $[R_2]=70,6\%$; $[R_3]=60,1\%$) e Morisita ($[R_1]=2,11\pm 0,15$; $[R_2]=1,85\pm 0,22$; $[R_3]=1,87\pm 0,31$), mas com valores não significativos (ICS - $\chi^2_{(4)}=6,99$; n.s; Morisita - $F_{(2;6387)}=0,56$; n.s.). Pelo ID o padrão agregado ($[R_1]=65,9\%$; $[R_2]=64,9\%$; $[R_3]=75,8\%$) foi o mais representativo nas parcelas analisadas.

O efeito da interação dos fatores sobre a distribuição espacial de *G. glabra* apresentou mais valores significativos pelo ICS para as interações [A-D] ($\chi^2_{(4)}=11,07$; **), [A-R] ($\chi^2_{(10)}=22,30$; **), [A-D-R] ($\chi^2_{(16)}=34,49$; ***) prevalecendo na maioria das parcelas o padrão agregado, excetuando-se os níveis $[D_2-R_1]$ e $[A_2-D_2-R_1]$ que registraram em 50% das parcelas o padrão regular (Tabela 21). Pelo ID foram obtidos valores significativos para as interações [A-D] ($\chi^2_{(2)}=6,09$; *) e [A-R] ($\chi^2_{(15)}=12,28$; *), prevalecendo o padrão não agregado para mais de 60% das parcelas em todos os níveis dessas interações (Tabela 21).

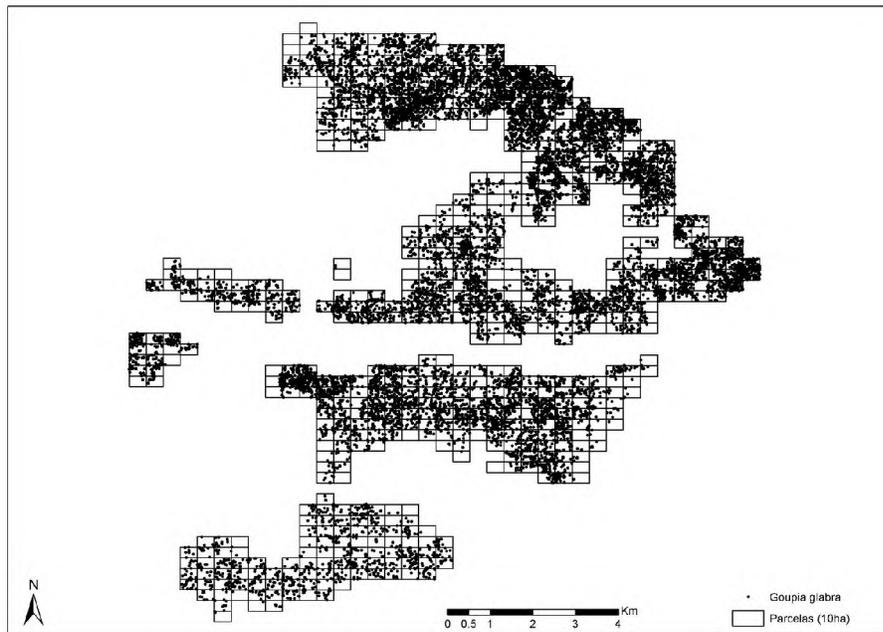


Figura 39 Registros de ocorrência de *Goupia glabra* nas áreas das UPA 1 e 2 da área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.

Os registros da ocorrência de *G. glabra* na área das UPA 1 e 2 são de 13.472 indivíduos, que ocorreram em 95,7% das parcelas com uma média de 19,99 indivíduos por parcela.

Tabela 21 Valores de frequência absoluta e relativa de parcelas quanto a classificação de distribuição espacial de *Goupia glabra* segundo os índices ID, ICS e Morisita, em função dos efeitos de altitude [A], declividade [D] e distância mais próxima do rio [R] e suas interações.

Efeito Níveis	ID			ICS				Índice de Morisita	p
	AG	N	p	AG	AL	RE	p		
A ₁	147 (35,6)	266 (64,4)	$\chi^2_{(1)}=6,04$	290 (70,2)	12 (2,9)	111 (26,9)	$\chi^2_{(2)}=10,34$	1,99±0,15	F _{(1;638)=0,02}
A ₂	66 (26,4)	184 (73,6)	*	145 (58,0)	11 (4,4)	94 (37,6)	**	1,95±0,2	n.s.
D ₁	194 (32,7)	400 (67,3)	$\chi^2_{(1)}=0,74$	397 (66,8)	19 (3,2)	178 (30)	$\chi^2_{(4)}=4,19$	1,92±0,11	F _{(1;638)=1,66}
D ₂	19 (27,5)	50 (72,5)	n.s.	38 (55,1)	4 (5,8)	27 (39,1)	n.s.	2,43±0,67	n.s.
R ₁	102 (34,1)	197 (65,9)	$\chi^2_{(2)}=5,81$	194 (64,9)	12 (4)	93 (31,1)	$\chi^2_{(4)}=6,99$	2,11±0,15	F _{(2;637)=0,56}
R ₂	74 (35,1)	137 (64,9)	*	149 (70,6)	3 (1,4)	59 (28,0)	n.s.	1,85±0,22	n.s.
R ₃	37 (24,2)	116 (75,8)		92 (60,1)	8 (5,2)	53 (34,6)		1,87±0,31	
A ₁ -D ₁	147 (35,6)	266 (64,4)	$\chi^2_{(2)}=6,09$	290 (70,2)	12 (2,9)	111 (26,9)	$\chi^2_{(4)}=11,07$	1,99±0,15	F _{(2;637)=1,13}
A ₂ -D ₁	47 (26,0)	134 (74,0)	*	107 (59,1)	7 (3,9)	67 (37,0)	**	1,77±0,13	n.s.
A ₂ -D ₂	19 (27,5)	50 (72,5)		38 (55,1)	4 (5,8)	27 (39,1)		2,43±0,67	
A ₁ -R ₁	67 (38,7)	106 (61,3)	$\chi^2_{(5)}=12,28$	118 (68,2)	4 (2,3)	51 (29,5)	$\chi^2_{(10)}=22,30$	2,19±0,21	F _{(5;634)=0,73}
A ₁ -R ₂	53 (36,8)	91 (63,2)	*	108 (75)	3 (2,1)	33 (22,9)	**	1,69±0,12	n.s.
A ₁ -R ₃	27 (28,1)	69 (71,9)		64 (66,7)	5 (5,2)	27 (28,1)		2,06±0,48	
A ₂ -R ₁	35 (27,8)	91 (72,2)		76 (60,3)	8 (6,3)	42 (33,3)		2±0,2	
A ₂ -R ₂	21 (31,3)	46 (68,7)		41 (61,2)	(0)	26 (38,8)		2,19±0,63	
A ₂ -R ₃	10 (17,5)	47 (82,5)		28 (49,1)	3 (5,3)	26 (45,6)		1,55±0,2	
D ₁ -R ₁	92 (34,5)	175 (65,5)	$\chi^2_{(5)}=8,68$	180 (67,4)	10 (3,7)	77 (28,8)	$\chi^2_{(10)}=17,05$	2,12±0,15	F _{(5;634)=1,98}
D ₁ -R ₂	66 (34,7)	124 (65,3)	n.s.	134 (70,5)	3 (1,6)	53 (27,9)	n.s.	1,65±0,1	n.s.
D ₁ -R ₃	36 (26,3)	101 (73,7)		83 (60,6)	6 (4,4)	48 (35,0)		1,92±0,34	
D ₂ -R ₁	10 (31,3)	22 (68,8)		14 (43,8)	2 (6,3)	16 (50,0)		2,06±0,48	
D ₂ -R ₂	8 (38,1)	13 (61,9)		15 (71,4)	(0)	6 (28,6)		3,64±2	
D ₂ -R ₃	1 (6,3)	15 (93,8)		9 (56,3)	2 (12,5)	5 (31,3)		1,39±0,21	
A ₁ -D ₁ -R ₁	67 (38,7)	106 (61,3)	$\chi^2_{(8)}=14,46$	118 (68,2)	4 (2,3)	51 (29,5)	$\chi^2_{(16)}=34,49$	2,19±0,21	F _{(8;631)=1,36}
A ₁ -D ₁ -R ₂	53 (36,8)	91 (63,2)	n.s.	108 (75)	3 (2,1)	33 (22,9)	***	1,69±0,12	n.s.
A ₁ -D ₁ -R ₃	27 (28,1)	69 (71,9)		64 (66,7)	5 (5,2)	27 (28,1)		2,06±0,48	
A ₂ -D ₁ -R ₁	25 (26,6)	69 (73,4)		62 (66,0)	6 (6,4)	26 (27,7)		1,97±0,21	
A ₂ -D ₁ -R ₂	13 (28,3)	33 (71,7)		26 (56,5)	(0)	20 (43,5)		1,53±0,17	
A ₂ -D ₁ -R ₃	9 (22,0)	32 (78,0)		19 (46,3)	1 (2,4)	21 (51,2)		1,61±0,26	
A ₂ -D ₂ -R ₁	10 (31,3)	22 (68,8)		14 (43,8)	2 (6,3)	16 (50,0)		2,06±0,48	
A ₂ -D ₂ -R ₂	8 (38,1)	13 (61,9)		15 (71,4)	(0)	6 (28,6)		3,64±2	
A ₂ -D ₂ -R ₃	1 (6,3)	15 (93,8)		9 (56,3)	2 (12,5)	5 (31,3)		1,39±0,21	

Onde: AG – agregado; N – não agregado; AL – aleatório; RE – regular

Estrutura espacial e populacional de *Dinizia excelsa* Ducke

Características botânicas e ecológicas

Dinizia excelsa Ducke (Leguminosae-Mimosoideae) – angelim-vermelho. É uma árvore emergente, medindo de 28-50m alt., 79-575cm DAP (Figura 40.a); tronco reto e cilíndrico; base do tronco com sapopemas até 1-2m do solo; copa bem distribuída a muito larga (Figura 40.e); ritidoma com desprendimento em grandes placas vermelhas, com até 5cm

espeç., dando ao tronco aspecto escamoso (Figura 40.f), a parte interna de cor branco-amarelada, presença de resina incolor e inodora; casca morta grossa, vermelha, casca viva laranja-escuro com marcas de “chama” porosa; albúrnio amarelo-escuro com linhas verticais, fibroso e com cheiro de legumes (Ferreira & Hopkins 2004). Folhas compostas, alternas, estipuladas, pecioladas, bipinadas, imparipinadas, ráquis foliar canaliculada, folíolos alternos, curto-peciolados, ráquis foliar canaliculada, folíolos de segunda ordem sésseis, alternos, oblongos, base assimétrica, ápice mucronado. Botões florais verdes, flores com estames brancos, corola e cálice verde-amarelado; as flores são polinizadas por abelhas (Figura 40.c-d). Fruto legume samaróide (Figura 40. b), oblongo, achatado, glabro, indeiscente, quando imaturo é marrom-avermelhado e preto quando maduro, polispérmico. A árvore quando madura, é difícil de ser confundida com qualquer espécie, pelo porte e pelo desprendimento e acumulação de cascas, grandes e coriáceas, em volta da sua base (Ferreira *et al.* 2004). Madeira muito pesada (0,95 a 1,00g/cm³); cerne marrom avermelhado; grã reversa; textura média; brilho moderado; cheiro desagradável; durável em contato com o solo; gosto indistinto; pouco lustrosa; difícil de trabalhar, porém recebe acabamento esmerado (Souza *et al.* 1997). Muito utilizada na construção civil.

A floração tem seu pico, principalmente em julho e agosto mas, pode ocorrer de abril a outubro. A frutificação é irregular (Ferraz *et al.* 2004) com registros de ocorrência de frutos de outubro a março e ficam evidentes na copa por até seis meses com dispersão principalmente em janeiro e fevereiro (Embrapa Amazônia Oriental 2004a; Ferreira *et al.* 2004).

A disseminação é anemocórica (Ferraz *et al.* 2004), provavelmente à curta distância. As sementes de *D. excelsa* são dormentes devido à impermeabilidade do tegumento (Vastano Junior *et al.*, 1983) e podem permanecer por longo tempo no solo (Vieira 1996).

Ocorre com uma densidade de 1 indivíduo para 1 até 4 ha em florestas de platô. Cresce rapidamente, principalmente em clareiras (Embrapa Amazônia Oriental 2004a) não suportando mais que 50% de sombreamento na fase juvenil em experimentos na região de Manaus (Varela & Santos 1992).

Ocorre na região Amazônica, principalmente no Amazonas, Pará, Acre, Rondônia, Roraima e Amapá. É uma das maiores árvores da floresta amazônica, e por seu tamanho e frequência, contribui consideravelmente para a biomassa da floresta, sendo considerada espécie-chave (Mesquita *et al.* 2007) nos ambientes onde está presente.

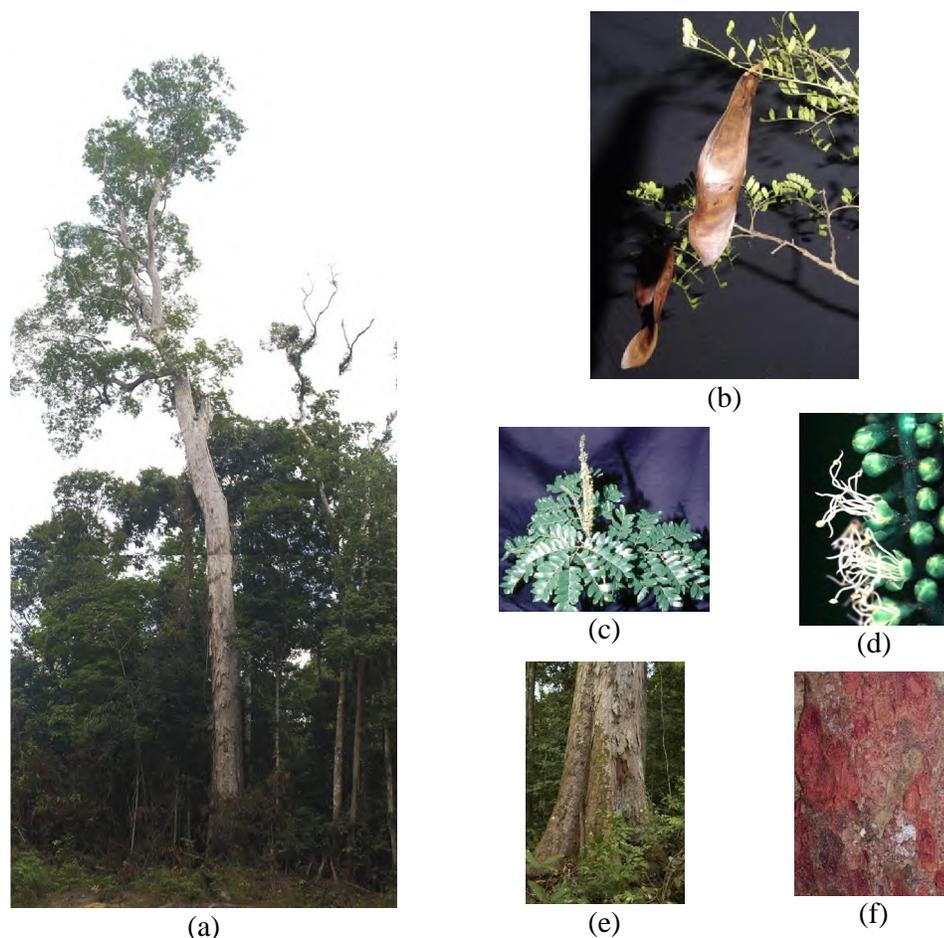


Figura 40 Estruturas morfológicas de *Dinizia excelsa*. (a) hábito; (b) ramos com fruto; (c) ramo evidenciando inflorescência; (d) detalhe da inflorescência; (e) base do tronco; (f) ritidoma.

Na área de estudo esta espécie é muito freqüente em todos os ambiente, mas sua abundância é maior nas áreas mais altas (platô). Nas áreas de maior dominância a espécie chega a representar 4,8% das espécies com DAP \geq 20cm (Coutinho & Pires 1996). Os dados analisados das UPA 1 e 2 mostram que, assim como as outras nove espécies analisadas, *D. excelsa* também ocorre em todos os sítios estudados com dominância relativa média entre 2-3% junto com *M. huberi*, *Minquartia guianensis* e *Q. paraensis* (Anexo 2).

A espécie não apresentou dominância primária em nenhum dos nove sítios analisados, mas com dominância secundária foi registrada em área de baixio, na distância de rio intermediária [112] e em áreas de platô na maior distância de rio [213] (Tabela 11). No sítio [112] a dominância principal é das espécies *G. glabra* e *M. bidentata* ssp. *surinamensis*, enquanto que no [213] é de *V. americana* (Tabela 11).

Fatores influentes na abundância de *Dinizia excelsa*

A abundância de *Dinizia excelsa*, segundo o modelo completo de regressão múltipla ($R^2_{aj.}=0,06$; $p<0,001$), assinalou-se influenciada pela altitude ($p<0,001$) e declividade ($p<0,01$), ambas com coeficientes positivos. As formas quadráticas de altitude ($p<0,001$), declividade ($p<0,05$) e distância mais próxima do rio ($p<0,001$) também foram assinaladas como significativas. Dentre as interações, somente altitude e distância mais próxima do rio ($p<0,01$) foi assinalada como significativa (Tabela 22).

Tabela 22 Parâmetros e coeficientes do modelo de regressão múltipla selecionado e coeficientes de determinação e significância do modelo de abundância de *Dinizia excelsa*.

	Parâmetros					Coeficientes			
	Bi	SE(Bi)	p	Bi _(-95%)	Bi _(+95%)	βi	SE(βi)	βi _(-95%)	βi _(+95%)
b ₀	-9,000	8,041	n.s.	-24,789	6,788				
{A}	0,800	0,240	***	0,329	1,272	0,879	0,264	0,361	1,397
{D}	-1,456	0,495	**	-2,429	-0,484	-0,393	0,134	-0,655	-0,130
{R}									
{A ² }	-0,006	0,002	***	-0,010	-0,003	-1,040	0,293	-1,614	-0,465
{D ² }	0,051	0,021	*	0,011	0,092	0,349	0,140	0,073	0,625
{R ² }	-0,00008	0,00002	***	-0,0001	-0,00005	-0,507	0,108	-0,720	-0,295
{A*D}									
{A*R}	0,001	0,0002	***	0,0004	0,001	0,536	0,114	0,313	0,760
{D*R}									
Modelo									
	R	R ²	R ²	QM		QM		p	
	Mult.	Mult.	Aj.	g.l.	Modelo	Erro	F		
	0,27	0,07	0,06	(6;667)	1947,4	222,5	8,75	***	

Onde: b₀ – intercepto; {A} – altitude; {D} – declividade; {R} distância mais próxima do rio; SE – erro padrão

O efeito de altitude, sob desdobramento, apresentou um valor muito elevado de determinação ($R^2=0,85$), sendo este expresso pela função $y=-13,2851+0,7202*A-0,0048*A^2$. A derivada desta função forneceu um valor de máxima de 13,50 indivíduos.parcela⁻¹ em um valor de altitude de 74,34 m (Figura 41.a).

A declividade, também apresentou uma valor elevado de determinação ($R^2=0,57$), expresso pela função $y=15,0535-0,6967*D+0,0111*D^2$. Um valor de mínima, após a diferenciação, foi estabelecido, correspondendo a 6,91 indivíduos.parcela⁻¹ em 15,5% de declividade (Figura 41.b).

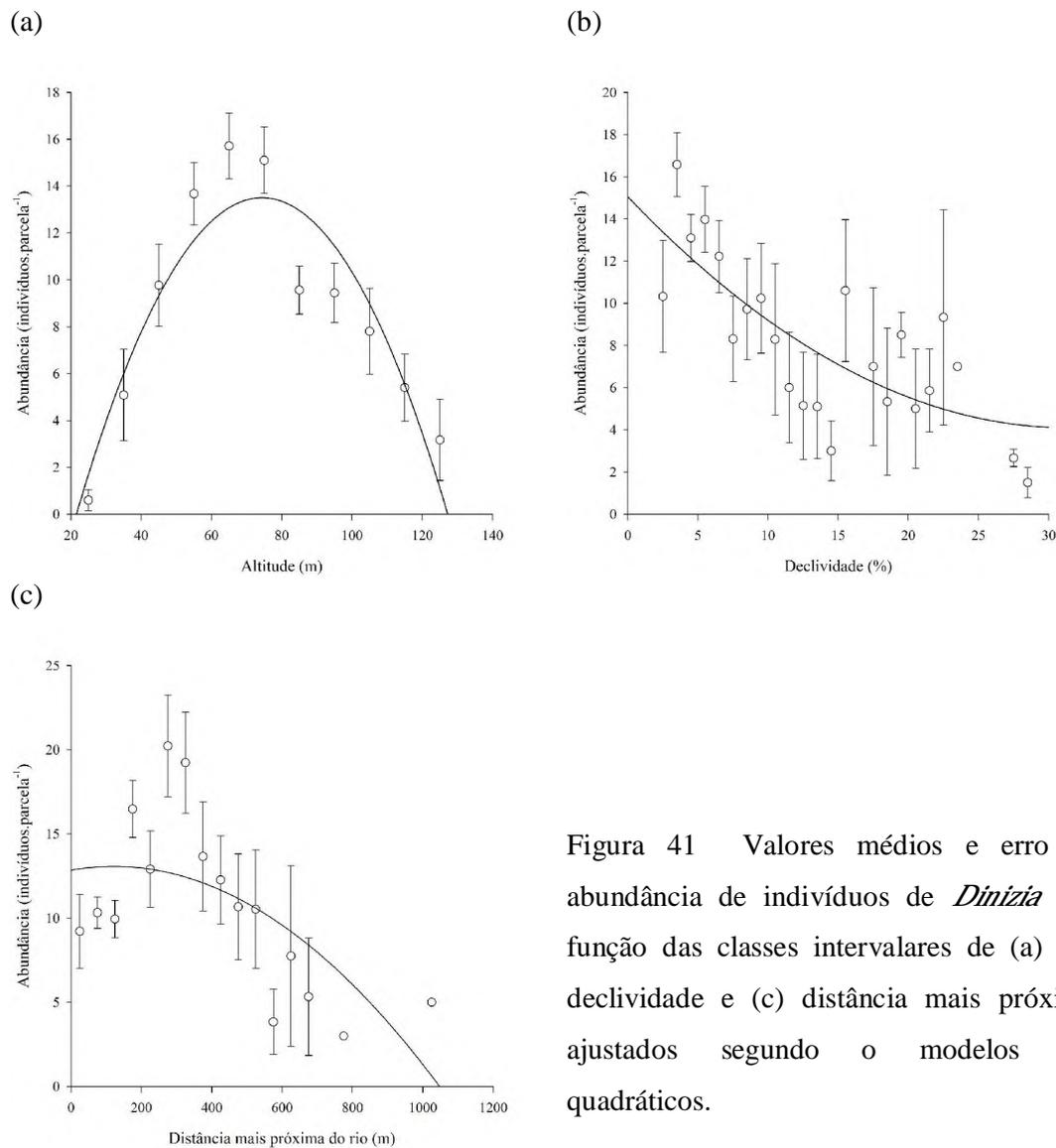


Figura 41 Valores médios e erro padrão da abundância de indivíduos de *Dinizia excelsa*, em função das classes intervalares de (a) altitude, (b) declividade e (c) distância mais próxima do rio, ajustados segundo o modelos polinomiais quadráticos.

A distância mais próxima do rio, apresentou também um elevado coeficiente de determinação ($R^2=0,42$). A expressão da relação entre a densidade de *Dinizia excelsa* e a distância mais próxima do rio é dada pela função $y=12,8419+0,0037*R-0,00002*R^2$, a qual sob derivação define um valor de máxima de 13,06 indivíduos.parcela⁻¹ em 121,5 m de distância do rio (Figura 41.c).

A interação ente a altitude e a distância mais próxima do rio, apresentou um baixo coeficiente de determinação ($R^2=0,06$), sendo definida pela função $y=-16,165+0,804*A+0,019*R-0,006*A^2+0,001*(A*R)-0,0001*R^2$. A derivação da função indicou um ponto estacionário de máxima de 18,00 indivíduos.parcela⁻¹, na combinação altitude 76,94 m e 349,36 m de distância do rio (Figura 42).

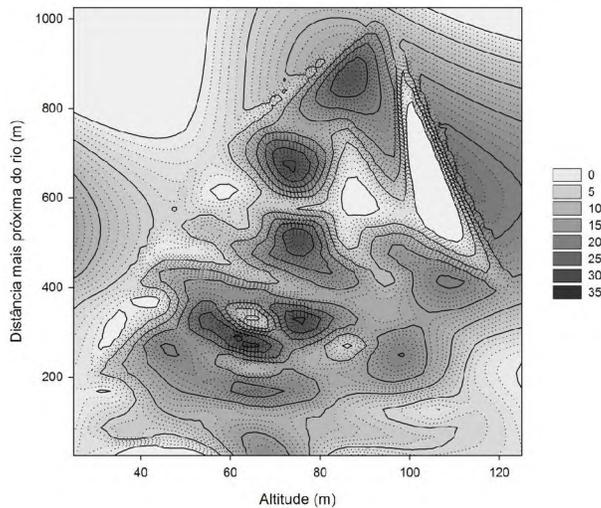


Figura 42 Valores de médios de abundância de indivíduos de *Dinizia excelsa*, em função das classes intervalares de (a) altitude e (b) distância mais próxima do rio.

Distribuição espacial

A análise da distribuição espacial de *D. excelsa* nas parcelas das UPA 1 e 2 indica valores não significativos para o efeito de nenhum dos três fatores analisados ([A], [D], [R]), mas revelou alguns padrões para os índices aplicados.

O padrão não agregado foi registrado pelo ID para a maioria das parcelas, com percentuais bem maiores do que quando foi registrado o padrão agregado pelo ICS. O padrão não agregado aparece em mais de 70% das parcelas ([A₁]=70,7%; [A₂]=76,3%; $\chi^2_{(1)}=2,21$; n.s.) pelo ID, nos dois níveis de altitude analisados.

Os resultados obtidos com a análise do ICS indicam que o efeito da altitude na distribuição espacial de *D. excelsa*, nas UPA 1 e 2, conferem no nível [A₁], em 48,4% das parcelas o padrão agregado e em, 43,1% o padrão regular, enquanto que no nível [A₂], em 51,7% das parcelas o padrão mantido é o agregado e em 41,9% é regular com valores não significativos ($\chi^2_{(2)}=1,20$; n.s.). Pelo índice de Morisita o padrão é agregado, com valores não significativos ($F_{(1;531)}=0,09$; n.s.)

O efeito da declividade sobre a distribuição de *D. excelsa* revelou o padrão não agregado ([D₁]=72,0%; [D₂]=81,0%; $\chi^2_{(1)}=2,29$; n.s.) pelo ID. Pelo ICS foi registrado o padrão agregado em 50,8% das parcelas no nível [D₁], enquanto que no nível [D₂]=47,6% o padrão regular, com valores não significativos para o efeito deste fator ($\chi^2_{(4)}=2,56$; n.s.). Enquanto, que pelo índice de Morisita o padrão agregado prevalece nos dois níveis do efeito ([D₁]=1,98±0,16; [D₂]=2,46±0,78; $F_{(1;531)}=0,82$; n.s.).

Pelo ICS foram obtidos os padrões agregado [R₁]=51,2%; [R₂]=49,7%; [R₃]=47,0%) e regular [R₁]=41,7%; [R₂]=43,4%; [R₃]=43,3%), em função do efeito da distância mais

próxima do rio, sendo que o padrão agregado foi registrado na maioria das parcelas com significância $\chi^2_{(4)}=1,39$; n.s. Pelo índice de Morisita, o padrão agregado também foi registrado na maioria das parcelas ($F_{(2,530)}=1,61$; n.s.). Pelo ID o padrão mais evidenciado foi o não agregado para o efeito da distância do rio ($[R_1]=74,4\%$; $[R_2]=70,9\%$; $[R_3]=73,1\%$; $\chi^2_{(2)}=0,68$; n.s.) (Tabela 23).

Da mesma forma que os índices utilizados, para análise da distribuição espacial de *D. excelsa*, indicaram valores não significativos, para os efeitos diretos dos fatores analisados, as interações entre os fatores também apresentaram valores não significativos pelos três índices. No entanto, houve maior tendência a distribuição regular pelo ICS no nível $[A_2-R_3]$ em 50,6% das parcelas e em 50% das parcelas no nível $[A_2-R_2]$. Da interação $[D-R]$ os níveis $[D_2-R_1]$ e $[D_2-R_2]$ tiveram o padrão regular em 50% e 52,6% das parcelas, respectivamente. Na interação $[A-D-R]$ o padrão regular foi registrado nos níveis $[A_1-D_1-R_3]$, $[A_2-D_2-R_1]$ e $[A_2-D_2-R_2]$ com 50,6%, 50% e 52,6% respectivamente (Tabela 23).

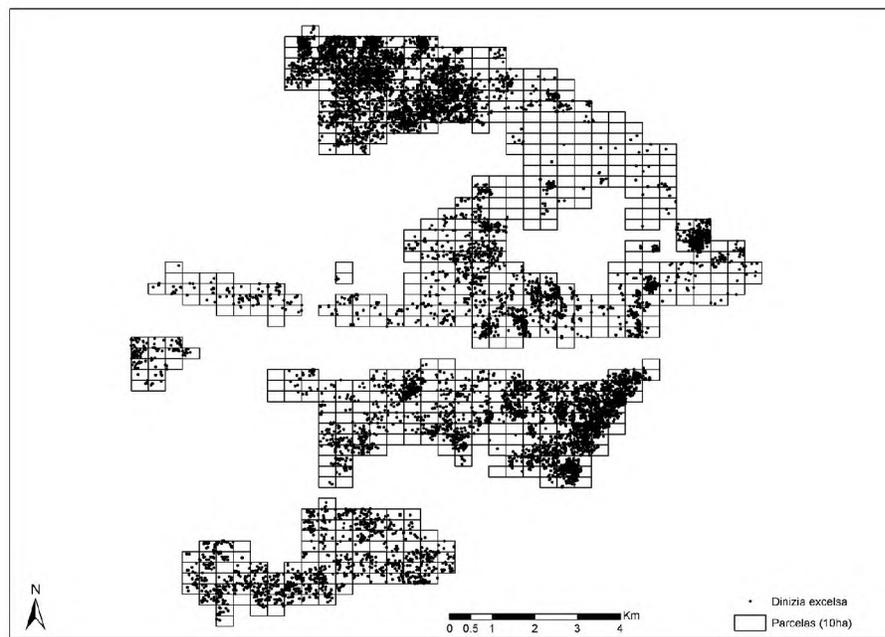


Figura 43 Registros de ocorrência de *Dinizia excelsa* nas UPA 1 e 2 da área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.

D. excelsa foi registrada em 83,3% das parcelas analisadas, com uma média de 12,76 indivíduos por parcelas de um total de 8.601 indivíduos nas UPA 1 e 2 (Figura 43).

Tabela 23 Valores de frequência absoluta e relativa de parcelas quanto a classificação de distribuição espacial de *Dinizia excelsa* segundo os índices ID, ICS e Morisita, em função dos efeitos de altitude [A], declividade [D] e distância mais próxima do rio [R] e suas interações.

Efeito Níveis	ID			ICS				Índice de Morisita	P
	AG	N	p	AG	AL	RE	p		
A ₁	100 (29,3)	241 (70,7)	$\chi^2_{(1)}=2,21$	165 (48,4)	29 (8,5)	147 (43,1)	$\chi^2_{(2)}=1,20$	2,08±0,22	F _{(1;531)}=0,09}
A ₂	56 (23,7)	180 (76,3)	n.s.	122 (51,7)	15 (6,4)	99 (41,9)	n.s.	1,98±0,23	n.s.
D ₁	144 (28)	370 (72)	$\chi^2_{(1)}=2,29$	261 (50,8)	37 (7,2)	216 (42)	$\chi^2_{(4)}=2,56$	1,98±0,16	F _{(1;531)}=0,82}
D ₂	12 (19)	51 (81)	n.s.	26 (41,3)	7 (11,1)	30 (47,6)	n.s.	2,46±0,78	n.s.
R ₁	65 (25,6)	189 (74,4)	$\chi^2_{(2)}=0,68$	130 (51,2)	18 (7,1)	106 (41,7)	$\chi^2_{(4)}=1,39$	2,24±0,29	F _{(2;530)}=1,61}
R ₂	55 (29,1)	134 (70,9)	n.s.	94 (49,7)	13 (6,9)	82 (43,4)	n.s.	1,62±0,13	n.s.
R ₃	36 (26,9)	98 (73,1)		63 (47)	13 (9,7)	58 (43,3)		2,23±0,4	
A ₁ -D ₁	100 (29,3)	241 (70,7)	$\chi^2_{(2)}=3,17$	165 (48,4)	29 (8,5)	147 (43,1)	$\chi^2_{(4)}=6,27$	2,08±0,22	F _{(2;530)}=0,68}
A ₂ -D ₁	44 (25,4)	129 (74,6)	n.s.	96 (55,5)	8 (4,6)	69 (39,9)	n.s.	1,81±0,16	n.s.
A ₂ -D ₂	12 (19)	51 (81)		26 (41,3)	7 (11,1)	30 (47,6)		2,46±0,78	
A ₁ -R ₁	38 (28,1)	97 (71,9)	$\chi^2_{(5)}=5,91$	70 (51,9)	9 (6,7)	56 (41,5)	$\chi^2_{(10)}=10,69$	2,12±0,37	F _{(5;527)}=0,97}
A ₁ -R ₂	42 (33,6)	83 (66,4)	n.s.	64 (51,2)	11 (8,8)	50 (40)	n.s.	1,75±0,19	n.s.
A ₁ -R ₃	20 (24,7)	61 (75,3)		31 (38,3)	9 (11,1)	41 (50,6)		2,51±0,66	
A ₂ -R ₁	27 (22,7)	92 (77,3)		60 (50,4)	9 (7,6)	50 (42)		2,38±0,44	
A ₂ -R ₂	13 (20,3)	51 (79,7)		30 (46,9)	2 (3,1)	32 (50)		1,38±0,14	
A ₂ -R ₃	16 (30,2)	37 (69,8)		32 (60,4)	4 (7,5)	17 (32,1)		1,83±0,24	
D ₁ -R ₁	60 (26,8)	164 (73,2)	$\chi^2_{(5)}=6,37$	119 (53,1)	14 (6,3)	91 (40,6)	$\chi^2_{(10)}=6,52$	2,09±0,25	F _{(5;527)}=1,32}
D ₁ -R ₂	53 (31,2)	117 (68,8)	n.s.	86 (50,6)	12 (7,1)	72 (42,4)	n.s.	1,62±0,15	n.s.
D ₁ -R ₃	31 (25,8)	89 (74,2)		56 (46,7)	11 (9,2)	53 (44,2)		2,31±0,45	
D ₂ -R ₁	5 (16,7)	25 (83,3)		11 (36,7)	4 (13,3)	15 (50)		3,43±1,67	
D ₂ -R ₂	2 (10,5)	17 (89,5)		8 (42,1)	1 (5,3)	10 (52,6)		1,66±0,36	
D ₂ -R ₃	5 (35,7)	9 (64,3)		7 (50)	2 (14,3)	5 (35,7)		1,58±0,39	
A ₁ -D ₁ -R ₁	38 (28,1)	97 (71,9)	$\chi^2_{(8)}=8,26$	70 (51,9)	9 (6,7)	56 (41,5)	$\chi^2_{(16)}=16,50$	2,12±0,37	F _{(8;524)}=0,97}
A ₁ -D ₁ -R ₂	42 (33,6)	83 (66,4)	n.s.	64 (51,2)	11 (8,8)	50 (40)	n.s.	1,75±0,19	n.s.
A ₁ -D ₁ -R ₃	20 (24,7)	61 (75,3)		31 (38,3)	9 (11,1)	41 (50,6)		2,51±0,66	
A ₂ -D ₁ -R ₁	22 (24,7)	67 (75,3)		49 (55,1)	5 (5,6)	35 (39,3)		2,05±0,28	
A ₂ -D ₁ -R ₂	11 (24,4)	34 (75,6)		22 (48,9)	1 (2,2)	22 (48,9)		1,27±0,14	
A ₂ -D ₁ -R ₃	11 (28,2)	28 (71,8)		25 (64,1)	2 (5,1)	12 (30,8)		1,91±0,3	
A ₂ -D ₂ -R ₁	5 (16,7)	25 (83,3)		11 (36,7)	4 (13,3)	15 (50)		3,43±1,67	
A ₂ -D ₂ -R ₂	2 (10,5)	17 (89,5)		8 (42,1)	1 (5,3)	10 (52,6)		1,66±0,36	
A ₂ -D ₂ -R ₃	5 (35,7)	9 (64,3)		7 (50)	2 (14,3)	5 (35,7)		1,58±0,39	

Onde: AG – agregado; N – não agregado; AL – aleatório; RE – regular

Estrutura espacial e populacional de *Tachigali myrmecophila* Ducke

Características botânicas e ecológicas

Tachigali myrmecophila Ducke (Leguminosae-Caesalpinoideae) – tachi-preto. Árvore com 30–40 m de altura de florestas de terra firme. Base do tronco em geral digitada, mas pequenas sapopemas côncavas podem estar presentes em alguns indivíduos (Figura 44.a). O ritidoma é marrom-acinzentado fortemente estriado que facilita a localização dos indivíduos

no campo (Figura 44.b). O corte no tronco evidencia manchas claras e escuras (marcas de chama), sendo a casca morta marrom-escuro e a casca viva amarelo-alaranjada (Figura 44.c). Folhas alternas, pinadas, paripinadas (Figura 44.d); folíolos opostos; pecíolo dilatado com domáceas que abrigam formigas (Figura 44.f); estípulas presentes na base dos pecíolos. Folíolos com base assimétrica, geralmente oblongo com veias laterais impressas na superfície superior (Figura 44.e). No entanto, para van der Werff (2008) caracteres de folhas, como tamanho, número de veias laterais, pubescência e forma da base e do ápice são de uso limitado na determinação e raramente é possível determinar um espécime com esses caracteres. Inflorescências em racemos terminais ou laterais. Flores amarelas, pequenas com pétalas e sépalas livres. A superfície interna das pétalas é escassamente pubescente, com alguns tricomas presentes somente na parte basal central. Fruto legume com uma ou duas sementes. *T. myrmecophila* é tratada por van der Werff (2008) como sinônimo de *T. glauca*.

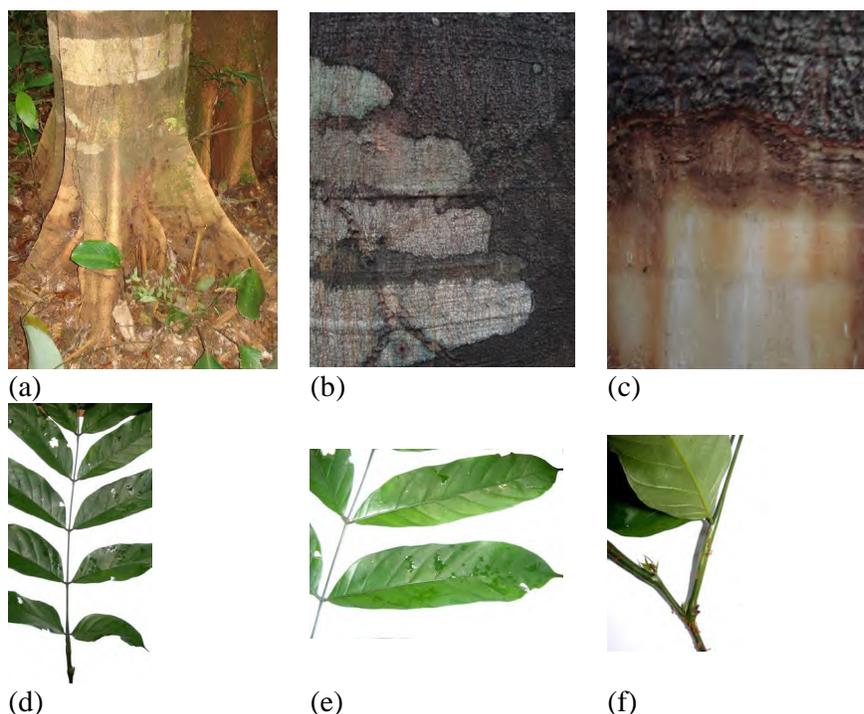


Figura 44 Estruturas morfológicas de *Tachigali myrmecophila*. (a) base do tronco; (b) ritidoma; (c) corte evidenciando floema; (d) folha; (e) folíolos; (f) pecíolo evidenciando domáceas.

T. myrmecophila esta distribuída nos estados do Pará, Amapá, Roraima e na Guiana Francesa (van der Werff (2008)).

Na área das UPA 1 e 2 a dominância relativa média registrada fica entre 3-4% da mesma forma que *P. excelsa* (Anexo 2). Foi registrado em todos os sítios analisados, independente da distância do rio.

É uma espécie clímax tolerante a sombra, se desenvolvendo bem em área de sub-bosque (Gama *et al.* 2003). Informações sobre autoecologia, dispersão, disseminação, habitat da espécie são escassas na literatura.

Na região do Vale do Jari são registradas sete espécies de *Tachigali*, todas recebendo derivativos do nome “tachi” e, destes Coutinho & Pires (1996) relataram que a aparência florestal de tachi-pitomba-da-mata (*T. paniculata*) é muito semelhante a *T. myrmecophila*. Os autores registram que floração para *T. myrmecophila* no mês de outubro.

Fatores influentes na abundância de Tachigali myrmecophila

O modelo de regressão múltipla, foi altamente significativo ($p < 0,001$) e apresentou um coeficiente de determinação considerável ($R^2_{aj.} = 0,14$). Dentre os efeitos lineares, somente altitude ($p < 0,001$), com coeficiente positivo apresentou significância. Sob as formas quadráticas, altitude ($p < 0,001$) e distância mais próxima do rio ($p < 0,001$) foram significativas. As interações altitude e distância mais próxima do rio ($p < 0,001$) e declividade e distância mais próxima do rio ($p < 0,001$) foram significativas (Tabela 24).

Tabela 24 Parâmetros e coeficientes do modelo de regressão múltipla selecionado e coeficientes de determinação e significância do modelo de abundância de *Tachigali myrmecophila*.

	Parâmetros					Coeficientes			
	Bi	SE _(Bi)	p	Bi _(-95%)	Bi _(+95%)	βi	SE _(βi)	βi _(-95%)	βi _(+95%)
b0	-13,479	5,344	*	-23,972	-2,985				
{A}	0,714	0,148	***	0,422	1,005	1,225	0,255	0,725	1,725
{D}									
{R}	-0,023	0,013	n.s.	-0,048	0,002	-0,352	0,193	-0,730	0,026
{A ² }	-0,005	0,001	***	-0,007	-0,003	-1,268	0,299	-1,855	-0,680
{D ² }									
{R ² }	-0,00004	0,00001	**	-0,0001	-0,00001	-0,359	0,111	-0,578	-0,140
{A*D}	0,003	0,002	n.s.	-0,001	0,008	0,162	0,107	-0,048	0,372
{A*R}	0,001	0,000	***	0,0004	0,001	0,972	0,237	0,507	1,438
{D*R}	-0,003	0,001	***	-0,004	-0,001	-0,361	0,104	-0,564	-0,157
Modelo									
	R	R²	R²	QM	QM				
	Mult.	Mult.	Aj.	g.l.	Modelo	Erro	F	p	
	0,39	0,15	0,14	(7;666)	1412,0	83,7	16,87	***	

Onde: b₀ – intercepto; {A} – altitude; {D} – declividade; {R} distância mais próxima do rio; SE – erro padrão

O efeito da altitude, sob desdobramento, apresentou coeficiente de determinação muito elevado ($R^2 = 0,90$). A função $y = -18,6356 + 0,8272 * A - 0,0049 * A^2$, representa esta

relação. A diferenciação desta indica um ponto estacionário de máxima de 16,36 indivíduos.parcela⁻¹ em uma altitude de 84,65 m (Figura 46.a).

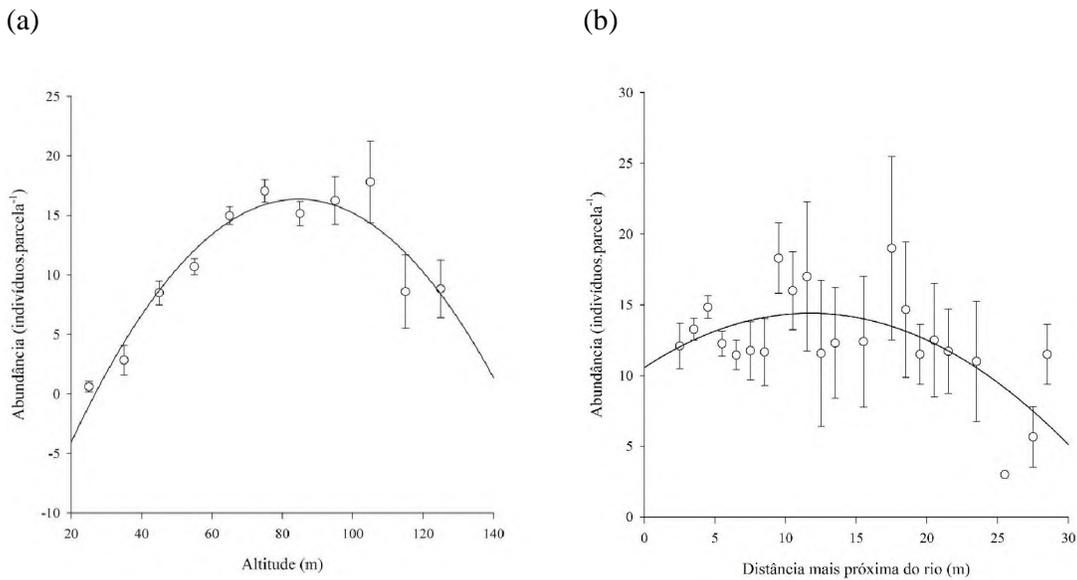


Figura 45 Valores médios e erro padrão da abundância de indivíduos de *Tachigali myrmecophila*, em função das classes intervalares de (a) altitude e (b) distância mais próxima do rio, ajustados segundo o modelos polinomiais quadráticos.

Já o efeito da distância mais próxima do rio, apresentou um valor de coeficiente de determinação menor do que a altitude ($R^2=0,39$). A relação entre este fator e abundância de *Tachigali myrmecophila* é definida pela função $y=11,9415+0,0121*R-0,00002*R^2$. Por meio de derivação, foi estabelecido um ponto estacionário de máxima de 13,66 indivíduos.parcela⁻¹ em uma distância mais próxima do rio de 285,97 m (Figura 46.b).

A interação entre a altitude e a distância mais próxima do rio, apresentou um coeficiente de determinação baixo ($R^2=0,13$). Sendo que a relação entre estas variáveis e a abundância da espécie são descritas pela função $y= -19,8377+0,8499*A-0,0033*R-0,0054*A^2+0,0004*(A*R)-0,00004*R^2$. A diferenciação desta função indicou ponto estacionário de máxima de 18,90 indivíduos.parcela⁻¹ na combinação altitude 92,69 m e 391,70 m de distância do rio (Figura 46.a).

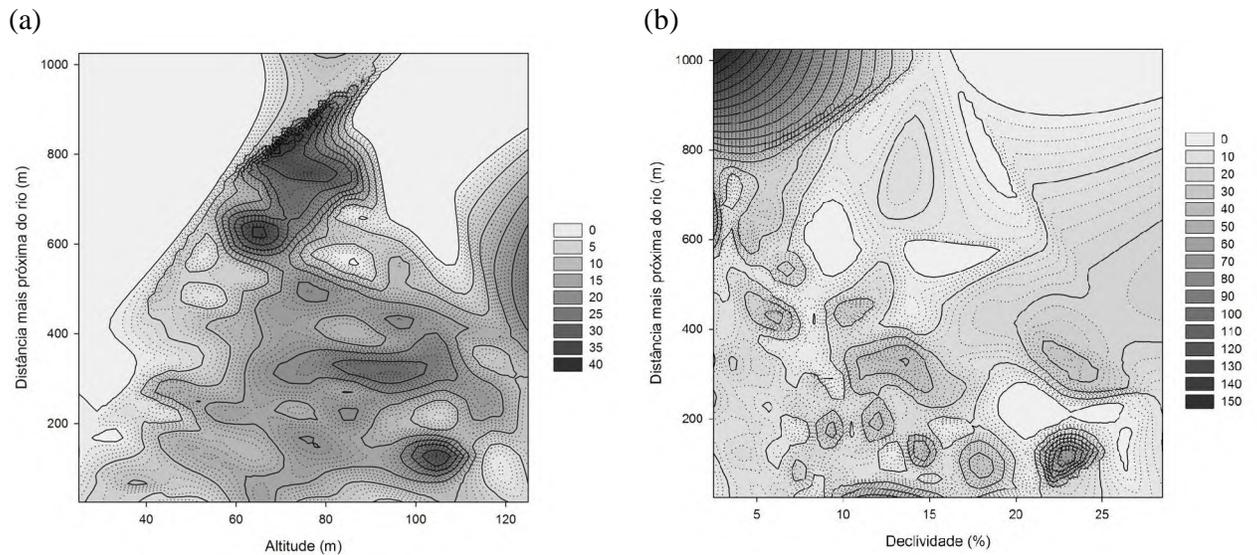


Figura 46 Valores médios de abundância de indivíduos de *Tachigali myrmecophila*, em função das classes intervalares de (a) altitude e distância mais próxima do rio e (b) declividade e distância mais próxima do rio.

Enquanto que a interação entre a declividade e a distância mais próxima do rio, apresentou um coeficiente de determinação muito baixo ($R^2=0,01$). A função $y=10,4992+0,3782*D+0,0147*R-0,0115*D^2+-0,0004*(D*R)-0,00002*R^2$ descreve a relação. A qual por meio de diferenciação estabeleceu um ponto estacionário de máxima de 14,44 indivíduos.parcela⁻¹, na combinação 12,46% de declividade e 216,46 m de distância do rio (Figura 46.b).

Distribuição espacial

Para *T. myrmecophila* a altitude foi o fator que apresentou valores significativos ($\chi^2_{(1)}=7,40$; **) na distribuição espacial da espécie, pelo ICS. O padrão agregado foi registrado em 64,7% no nível [A₁] e em 73,9% do nível [A₂]. Pelo índice de Morisita, apesar do padrão também ter sido o agregado para a maioria das parcelas, os valores obtidos não foram significativos ($F_{(1;596)}=3,01$; n.s.). Pelo ID, o padrão não agregado é registrado na maioria das parcelas ([A₁]=62,4%; [A₂]=58,2%; $\chi^2_{(1)}=1,08$; n.s.), no entanto, verifica-se no nível [A₂] uma relativa percentagem (41,8%) de parcelas com o padrão agregado (Tabela 25).

Os valores obtidos, em função do efeito da declividade, pelo ID indicam o padrão não agregado para a maioria das parcelas [D₁]=60,4%; [D₂]=63,8%; $\chi^2_{(1)}=0,30$; n.s.), mas com valores não significativos. Pelos ICS e Morisita o padrão presente na maioria das parcelas é o agregado, com valores não significativos (ICS- $\chi^2_{(4)}=0,07$; n.s.; Morisita - $F_{(1;596)}=0,01$; n.s.).

O padrão agregado pelo ICS está presente em 68,4% das parcelas no nível [D₁] e em 68,1% das parcelas no nível [D₂]. Sendo que o número de parcelas onde foi registrado o nível [D₂=66] é bem menor que as do nível [D₁=532] (Tabela 25).

O efeito da distância mais próxima do rio indica o padrão não agregado ([R₁]=58,9%; [R₂]=63,5%; [R₃]=60,6%; $\chi^2_{(2)}=1,05$; n.s.) para a maioria das parcelas, pelo ID, no entanto, no nível [R₁] também são registradas 41,1% das parcelas onde prevalece o padrão agregado. Pelo ICS o padrão registrado na maioria das parcelas foi agregado ([R₁]=68,6%; [R₂]=68,5%; [R₃]=67,6%), assim como pelo índice de Morisita ([R₁]=2,48±0,21; [R₂]=2,14±0,24; [R₃]=2,86±0,46), no entanto os valores não apresentaram significância (ICS- $\chi^2_{(4)}=5,40$; n.s.; Morisita – $F_{(2;595)}=1,34$; n.s.) (Tabela 25).

Para o efeito das interações entre os fatores não foram obtidos valores significativos para a distribuição espacial de *T. myrmecophila*. O padrão agregado foi mantido em mais de 60% das parcelas analisadas pelo ICS para todos os níveis das interações analisadas. Pelo ID, obteve-se o padrão não agregado em mais de 50% das parcelas analisadas em todos os níveis das interações, excetuando-se os níveis [D₂-R₃] com 62,5% e [A₂-D₂-R₃] com 62,5% para o padrão agregado (Tabela 25).

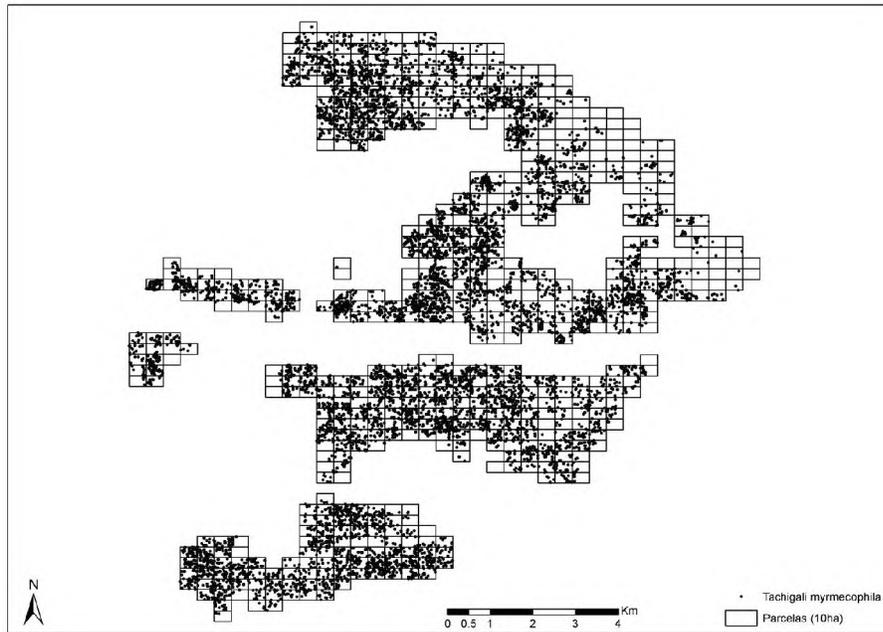


Figura 47 Registros de ocorrência de *Tachigali myrmecophila* nas UPA 1 e 2 da área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.

Registros de ocorrência de *T. myrmecophila* foram obtidos em 90,8% das parcelas analisadas, com 13,29 indivíduos por parcela de um total de 8.955 indivíduos para a área estudada (Figura 47).

Tabela 25 Valores de frequência absoluta e relativa de parcelas quanto a classificação de distribuição espacial de *Tachigali myrmecophila* segundo os índices ID, ICS e Morisita, em função dos efeitos de altitude [A], declividade [D] e distância mais próxima do rio [R] e suas interações.

Efeito Níveis	ID			ICS				Índice de Morisita	p
	AG	N	p	AG	AL	RE	p		
A ₁	143 (37,6)	237 (62,4)	$\chi^2_{(1)}=1,08$	246 (64,7)	24 (6,3)	110 (28,9)	$\chi^2_{(2)}=7,40$	2,69±0,25	F _(1;596) =3,01
A ₂	104 (41,8)	145 (58,2)	n.s.	184 (73,9)	7 (2,8)	58 (23,3)	**	2,13±0,13	n.s.
D ₁	222 (39,6)	338 (60,4)	$\chi^2_{(1)}=0,30$	383 (68,4)	28 (5)	149 (26,6)	$\chi^2_{(4)}=0,07$	2,46±0,17	F _(1;596) =0,01
D ₂	25 (36,2)	44 (63,8)	n.s.	47 (68,1)	3 (4,3)	19 (27,5)	n.s.	2,5±0,37	n.s.
R ₁	118 (41,1)	169 (58,9)	$\chi^2_{(2)}=1,05$	197 (68,6)	9 (3,1)	81 (28,2)	$\chi^2_{(4)}=5,40$	2,48±0,21	F _(2;595) =1,34
R ₂	73 (36,5)	127 (63,5)	n.s.	137 (68,5)	15 (7,5)	48 (24,0)	n.s.	2,14±0,24	n.s.
R ₃	56 (39,4)	86 (60,6)		96 (67,6)	7 (4,9)	39 (27,5)		2,86±0,46	
A ₁ -D ₁	143 (37,6)	237 (62,4)	$\chi^2_{(2)}=2,31$	246 (64,7)	24 (6,3)	110 (28,9)	$\chi^2_{(4)}=8,96$	2,69±0,25	F _(2;595) =1,92
A ₂ -D ₁	79 (43,9)	101 (56,1)	n.s.	137 (76,1)	4 (2,2)	39 (21,7)	n.s.	1,99±0,12	n.s.
A ₂ -D ₂	25 (36,2)	44 (63,8)		47 (68,1)	3 (4,3)	19 (27,5)		2,5±0,37	
A ₁ -R ₁	68 (41,5)	96 (58,5)	$\chi^2_{(5)}=3,60$	109 (66,5)	6 (3,7)	49 (29,9)	$\chi^2_{(10)}=14,50$	2,74±0,32	F _(5;592) =1,27
A ₁ -R ₂	46 (34,8)	86 (65,2)	n.s.	86 (65,2)	12 (9,1)	34 (25,8)	n.s.	2,27±0,36	n.s.
A ₁ -R ₃	29 (34,5)	55 (65,5)		51 (60,7)	6 (7,1)	27 (32,1)		3,23±0,76	
A ₂ -R ₁	50 (40,7)	73 (59,3)		88 (71,5)	3 (2,4)	32 (26,0)		2,14±0,22	
A ₂ -R ₂	27 (39,7)	41 (60,3)		51 (75,0)	3 (4,4)	14 (20,6)		1,9±0,17	
A ₂ -R ₃	27 (46,6)	31 (53,4)		45 (77,6)	1 (1,7)	12 (20,7)		2,35±0,29	
D ₁ -R ₁	110 (43,1)	145 (56,9)	$\chi^2_{(5)}=9,10$	177 (69,4)	8 (3,1)	70 (27,5)	$\chi^2_{(10)}=7,62$	2,45±0,22	F _(5;592) =0,58
D ₁ -R ₂	66 (36,9)	113 (63,1)	n.s.	122 (68,2)	13 (7,3)	44 (24,6)	n.s.	2,17±0,27	n.s.
D ₁ -R ₃	46 (36,5)	80 (63,5)		84 (66,7)	7 (5,6)	35 (27,8)		2,87±0,51	
D ₂ -R ₁	8 (25,0)	24 (75,0)		20 (62,5)	1 (3,1)	11 (34,4)		2,73±0,72	
D ₂ -R ₂	7 (33,3)	14 (66,7)		15 (71,4)	2 (9,5)	4 (19,0)		1,88±0,3	
D ₂ -R ₃	10 (62,5)	6 (37,5)		12 (75,0)	(0)	4 (25,0)		2,77±0,52	
A ₁ -D ₁ -R ₁	68 (41,5)	96 (58,5)	$\chi^2_{(8)}=10,92$	109 (66,5)	6 (3,7)	49 (29,9)	$\chi^2_{(16)}=18,20$	2,74±0,32	F _(8;589) =0,95
A ₁ -D ₁ -R ₂	46 (34,8)	86 (65,2)	n.s.	86 (65,2)	12 (9,1)	34 (25,8)	n.s.	2,27±0,36	n.s.
A ₁ -D ₁ -R ₃	29 (34,5)	55 (65,5)		51 (60,7)	6 (7,1)	27 (32,1)		3,23±0,76	
A ₂ -D ₁ -R ₁	42 (46,2)	49 (53,8)		68 (74,7)	2 (2,2)	21 (23,1)		1,94±0,16	
A ₂ -D ₁ -R ₂	20 (42,6)	27 (57,4)		36 (76,6)	1 (2,1)	10 (21,3)		1,91±0,21	
A ₂ -D ₁ -R ₃	17 (40,5)	25 (59,5)		33 (78,6)	1 (2,4)	8 (19,0)		2,18±0,35	
A ₂ -D ₂ -R ₁	8 (25,0)	24 (75,0)		20 (62,5)	1 (3,1)	11 (34,4)		2,73±0,72	
A ₂ -D ₂ -R ₂	7 (33,3)	14 (66,7)		15 (71,4)	2 (9,5)	4 (19,0)		1,88±0,30	
A ₂ -D ₂ -R ₃	10 (62,5)	6 (37,5)		12 (75,0)	(0)	4 (25,0)		2,77±0,52	

Onde: AG – agregado; N – não agregado; AL – aleatório; RE – regular

Estrutura espacial e populacional de *Vouacapoua americana* Aubl.

Características botânicas e ecológicas

Vouacapoua americana Aubl. (Leguminosae-Caesalpinioideae) - acapu. Árvore com 8-35 m alt. e DAP com 16,56-170 cm (Figura 48.a); fuste fenestrado ou levemente acanalado (Figura 48.g), caractere que facilita seu reconhecimento quando adulto; base do tronco acanalada, as vezes com sapopemas até 2 m do solo, ramificadas (Figura 48.f); ritidoma

marrom-avermelhado ou marrom-escuro com manchas azul-acinzentadas deixadas por líquens, estrias reticuladas; lenticelas vermelhas, espalhadas, ou formando linhas descontínuas; presença de anéis horizontais proeminentes, descontínuos; casca morta marrom-escuro; casca viva em camadas com coloração variando castanho-claro ou alaranjada com fibras marrom-claro, reticuladas, com pequenas marcas de chama; exsuda resina incolor; com odor que lembra feijão-verde; albúrnio creme-amarelado (Figura 48.e). Folhas imparipinadas (Figura 48.b,d), pecioladas, glândulas presentes entre a inserção dos folíolos; folíolos coriáceos, lanceolado-oblongos, assimétricos, ápice agudo, base obtusa, margem inteira (Figura 48.c). Inflorescência em racemo, com flores amarelo-douradas. Botões florais e pedúnculos amarelos com tricomas dourados e ferrugíneos. Frutos de cor castanho-amarelado, escuros, rugosos. Semente castanho-escuro. Madeira muito pesada (0,90 a 1,00 g/cm³); cerne castanho-escuro quando recentemente cortado, ficando quase preto com listras mais claras em exposição ao ar; grã direita para irregular; textura média; superfície irregularmente a medianamente lustrosa e medianamente áspera ao tato; odor pouco pronunciado; boa de trabalhar, recebendo bom acabamento com polimento um tanto lustroso.

Frutifica de abril a junho, na região das Guianas (Loubry 1994). As fenofases reprodutivas são plurianuais e irregulares; entretanto a floração apresenta sincronia (Sabatier 1985; Loubry 1994; Forget 1997). A produção de sementes é muito variável, de acordo com os anos de frutificação e, com o diâmetro dos indivíduos (Chauvet 2001).

A disseminação é barocórica com boa parte das sementes transportadas e enterradas por roedores (Dubost 1988; Forget 1990) que germinam no prazo de algumas semanas (Verruma 1990), sendo primordial para germinação, o enterramento de sementes por roedores (Traissac 2003).

O acapu encontra-se sobre condições edáficas muito variadas (Traissac 1998). Collinet (1997) constatou sobre parcelas de floresta natural em Paracou que a abundância de acapu é significativamente mais baixa nos baixios e em solos hidromórficos do que sobre outros tipos de solos. Enquanto que Forget (1994) notou um crescimento significativamente superior de plântulas sobre solos de montanha e colina (solos com drenagem vertical livre - DVL) do que sobre solos de drenagem vertical bloqueada (DVB). Schulz (1960) e Sabatier *et al.* (1997) já haviam observado que havia diferença de pH entre solos povoados por acapu e, aqueles onde a espécie é completamente ausente. O autor observou que o pH dos solos com acapu são mais ácidos que aqueles, onde a espécie é ausente.

Vouacapoua americana é uma espécie tolerante a sombra (Favrichon 1995). Barigah *et al.* (1998) observaram uma estagnação ou regressão no crescimento dos propágulos a partir

de 25% de luminosidade. Rijkers *et al.* (2000) verificaram que 95% dos indivíduos com menos de 20 metros de altura ficam situados em zonas com menos de 25% de abertura do dossel.

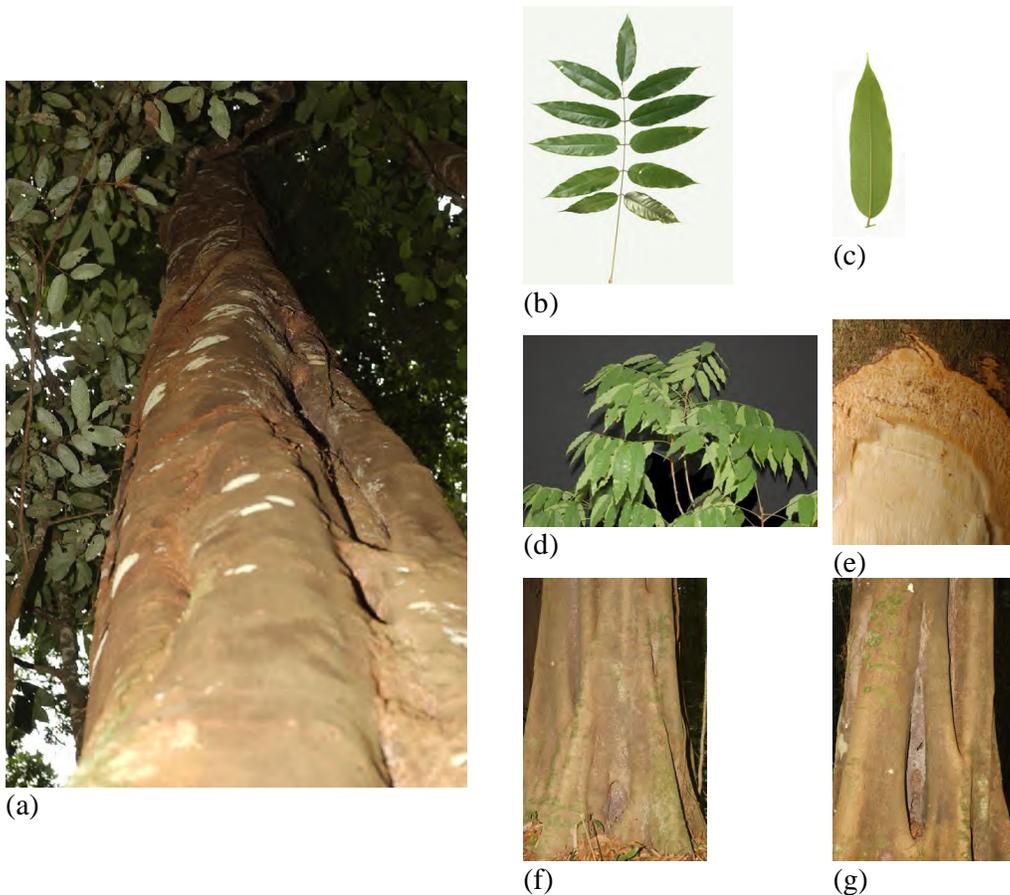


Figura 48 Estruturas morfológicas de *Vouacapoua americana*. (a) aspecto do tronco; (b) folha; (c) folíolo (d) ramo; (e) corte evidenciando floema; (f) base do tronco; (g) aspecto fenestrado do tronco.

Fatores influentes na abundância de Vouacapoua americana

O modelo de regressão múltipla ($R^2_{aj.}=0,18$; $p<0,001$) apresentou como significativo, sob a forma linear somente o efeito de declividade, este com coeficiente positivo. Sob as formas quadráticas, altitude ($p<0,001$) e distância mais próxima do rio ($p<0,001$) foram significativas. Todas as interações, sejam estas entre altitude e declividade ($p<0,01$), altitude e distância mais próxima do rio ($p<0,001$) e declividade e distância mais próxima do rio ($p<0,05$) foram significativas (Tabela 26).

Tabela 26 Parâmetros e coeficientes do modelo de regressão múltipla selecionado e coeficientes de determinação e significância do modelo de abundância de *Vouacapoua americana*

	Parâmetros					Coeficientes			
	Bi	SE(Bi)	p	Bi _(-95%)	Bi _(+95%)	βi	SE(βi)	βi _(-95%)	βi _(+95%)
b ₀	-20,736	8,027	*	-36,498	-4,974				
{A}									
{D}	4,472	2,153	*	0,245	8,699	0,506	0,243	0,028	0,984
{R}									
{A ² }	0,015	0,002	***	0,011	0,019	1,041	0,137	0,772	1,311
{D ² }	0,158	0,092	n.s.	-0,023	0,340	0,451	0,263	-0,065	0,967
{R ² }	0,00007	0,00004	*	-0,00004	0,0001	0,188	0,102	-0,011	0,388
{A*D}	-0,123	0,039	**	-0,200	-0,046	-1,615	0,516	-2,628	-0,602
{A*R}	-0,002	0,0004	***	-0,002	-0,001	-0,491	0,135	-0,757	-0,225
{D*R}	0,005	0,003	*	0,0001	0,010	0,196	0,098	0,003	0,389
Modelo									
	R	R ²	R ²	g.l.	QM	QM	F	p	
	Mult.	Mult.	Aj.		Modelo	Erro			
	0,43	0,19	0,18	(7;666)	24323,0	1111,3	21,89	***	

Onde: b₀ – intercepto; {A} – altitude; {D} – declividade; {R} distância mais próxima do rio; SE – erro padrão

O efeito de altitude, apresentou um coeficiente de determinação elevado (R²=0,95), sendo descrito pela função $y = 95,0161 - 4,8629*A + 0,0803*A^2 - 0,0004*A^3$. A diferenciação da função polinomial cúbica, assinalou os pontos estacionários de máxima de 5,51 indivíduos.parcela⁻¹ em 42,55m e máxima de 48,90 indivíduos.parcela em 104,65 m de altitude (Figura 49.a).

A relação entre a declividade, sob desdobramento, apresentou um coeficiente de determinação baixo (R²=0,29). Sendo descrita pela função $y = 18,3292 + 0,9971*D$. A diferenciação da função indicou um ponto de máxima 46,78 indivíduos.parcela⁻¹ em uma declividade de 28,5% (Figura 49.a).

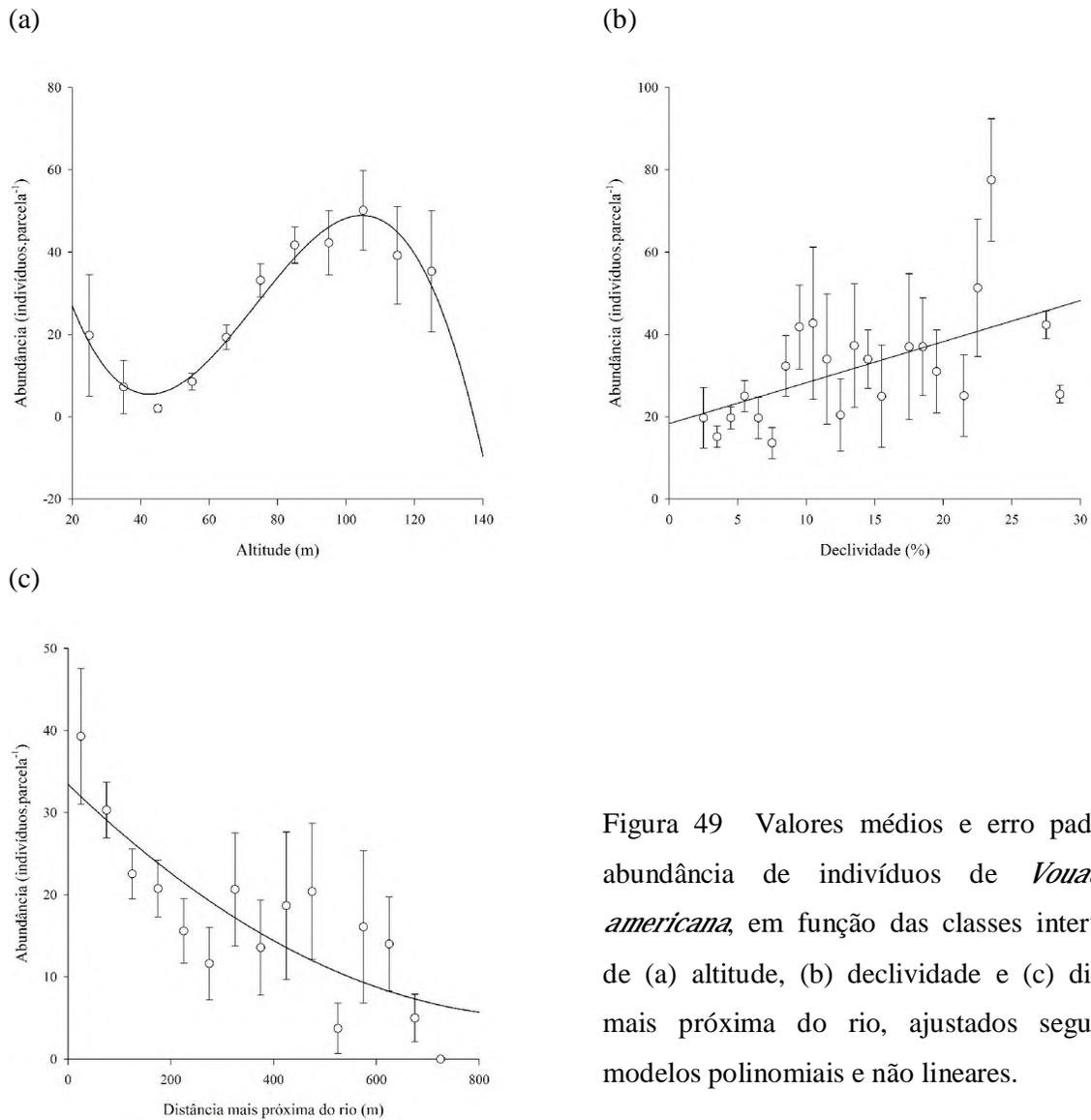


Figura 49 Valores médios e erro padrão da abundância de indivíduos de *Vouacapoua americana*, em função das classes intervalares de (a) altitude, (b) declividade e (c) distância mais próxima do rio, ajustados segundo o modelos polinomiais e não lineares.

A distância mais próxima do rio, apresentou um coeficiente de determinação mediano ($R^2=0,39$). Sendo expresso pela função $y=11,9415+0,0121*R-0,00002*R^2$. Por meio de derivação, foi definido um ponto estacionário de máxima de 13,66 indivíduos.parcela⁻¹ em 285,97 m de distância mais próxima do rio (Figura 49.c).

A interação entre a altitude e declividade apresentou uma determinação considerável ($R^2=0,15$), sendo definida por meio da função $y=-12,1109-0,6039*A+6,7892*D+0,0185*A^2-0,1447*(A*D)+0,1876*D^2$. A diferenciação da função indicou um ponto estacionário «de sela» de 34,20 indivíduos.parcela⁻¹ na combinação 107 m de altitude e 23,16% de declividade. Por tratar-se de um ponto «de sela», a preditibilidade desta função é mais restrita (Figura 50.a).

A interação entre a altitude e a distância mais próxima do rio, também apresentou uma determinação considerável ($R^2=0,13$), sendo definida pela função $y=-37,5378+1,3539*A-0,0726*R-0,004*A^2-0,0001*(A*R)+0,0001*R^2$. Por meio de diferenciação foram definidos pontos estacionários de máxima de 18,90 indivíduos.parcela⁻¹ na combinação altitude 92,69 m e 391,70 m de distância mais próxima do rio (Figura 50.b).

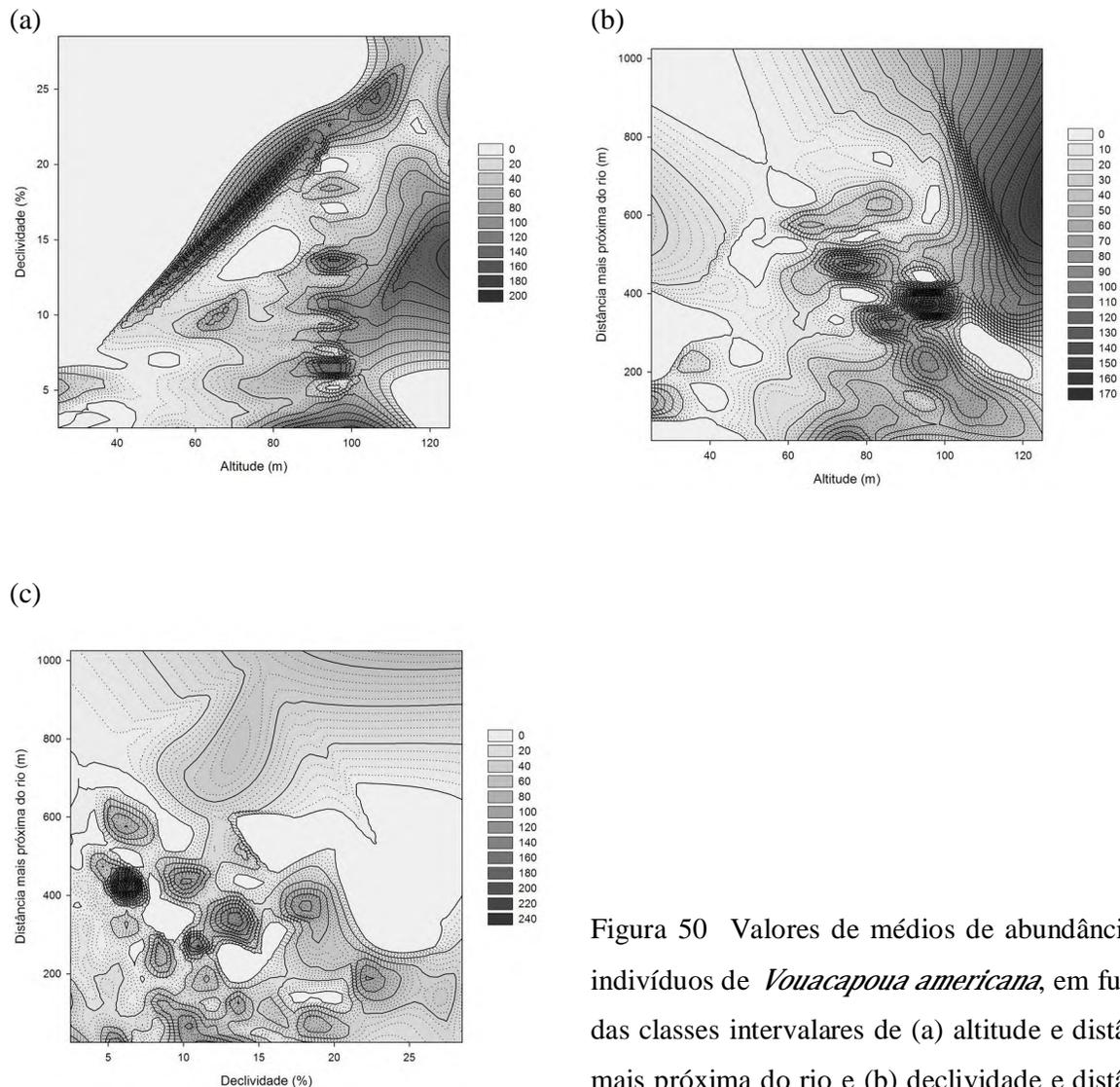


Figura 50 Valores de médios de abundância de indivíduos de *Vouacapoua americana*, em função das classes intervalares de (a) altitude e distância mais próxima do rio e (b) declividade e distância mais próxima do rio.

A interação declividade e distância mais próxima do rio apresentou um valor de determinação muito baixo ($R^2=0,01$). A relação entre estas variáveis e abundância da espécie é descrita pela função $y=26,886+1,6219*D-0,0996*R-0,04*D^2+0,0019*(D*R)+0,0001*R^2$. A diferenciação da função indicou um ponto estacionário «de sela», o qual apresenta uma preditibilidade mais restrita, como pode ser inspecionado visualmente na Figura 50.c.

Distribuição espacial

O padrão da distribuição espacial de *V. americana* é agregado, em função dos fatores ([A], [D], [R]) analisados pelo três índices. Os valores mais significativos foram obtidos para altitude (ID - $\chi^2_{(1)}=9,00$; ***; ICS - $\chi^2_{(2)}=17,36$; ***), quanto para declividade pelo ID ($\chi^2_{(1)}=11,14$; ***).

O padrão agregado, em função da altitude, obtido pelo ID esteve presente em 72,1% das parcelas no nível [A₁] e em 85,5% do nível [A₂]. Pelo ICS a agregação foi representada em 75,0% das parcelas no [A₁] e em 89,1% no nível [A₂]. Pelo índice de Morisita o valores foram menos significativos mas o padrão agregado prevaleceu na maioria das parcelas([A₁]=4,92±0,6; [A₂]=3,61±0,33; F_(1;298)=4,44; *).

O efeito da declividade, sobre o padrão de agregação, nas parcelas analisadas, também teve valores significativos, nos dois níveis analisados do fator ([D₁]=76,6%; [D₂]=96,4%) pelo ID. Pelo ICS os valores obtidos indicam o padrão agregado ([D₁]=80,6%; [D₂]=96,4%) mas, não são significativos ($\chi^2_{(4)}=8,20$; n.s.). Da mesma forma, os valores obtidos pelo índice de Morisita não são significativos (F_(1;298)=0,17; n.s.), mas indicam o padrão agregado para a maioria das parcelas ([D₁]=4,17±0,36; [D₂]=3,84±0,45).

Pelo ID, em função do efeito da distância mais próxima do rio, o padrão de distribuição espacial de *V. americana* é agregado [R₁₋₃], com 84,7%, 78,7% e 68,7%, respectivamente com um nível de significância menor ($\chi^2_{(2)}=7,94$; *). Pelo ICS o nível de significância é maior ($\chi^2_{(4)}=13,42$; **) para o padrão agregado indicado para a maioria das parcelas([R₁]=88,7%; [R₂]=80,9%; [R₃]=71,6%). Valores não significativos foram obtidos pelo índice de Morisita (F_(2;297)=0,09; n.s.) para o efeito da distância do rio nas parcelas, que também registraram o padrão agregado para a maiores destas (Tabela 27).

Os índices ID e ICS, apresentaram valores significativos na análise do efeito das interações entre os fatores, enquanto que o índice de Moritisa registrou valores não significativos para estas análises. O padrão de distribuição agregado foi mantido na maioria das parcelas analisadas por todos os índices em todos os níveis de interações dos fatores (Tabela 27).

V. americana ocorreu em 48,1 % das parcelas analisadas nas UPA 1 e 2, com um total de 14.541 indivíduos, registrando em média 21,57 indivíduos por parcela (Figura 51).

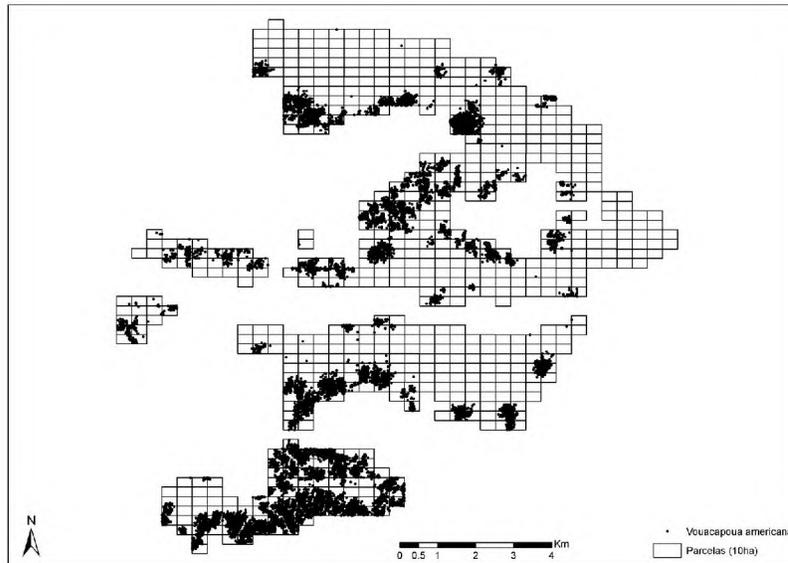


Figura 51 Registros de ocorrência de *Vouacapoua americana* nas UPA 1 e 2 da área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.

Tabela 27 Valores de frequência absoluta e relativa de parcelas quanto a classificação de distribuição espacial de *Vouacapoua americana* segundo os índices ID, ICS e Morisita, em função dos efeitos de altitude [A], declividade [D] e distância mais próxima do rio [R] e suas interações.

Efeito Níveis	ID			ICS				Índice de Morisita	p
	AG	N	p	AG	AL	RE	p		
A ₁	101 (72,1)	39 (27,9)	$\chi^2_{(1)}=9,00$	105 (75,0)	25 (17,9)	10 (7,1)	$\chi^2_{(2)}=17,36$	4,92±0,6	F _(1;298) =4,44
A ₂	165 (85,5)	28 (14,5)	***	172 (89,1)	8 (4,1)	13 (6,7)	***	3,61±0,33	*
D ₁	213 (76,6)	65 (23,4)	$\chi^2_{(1)}=11,14$	224 (80,6)	32 (11,5)	22 (7,9)	$\chi^2_{(4)}=8,20$	4,17±0,36	F _(1;298) =0,17
D ₂	53 (96,4)	2 (3,6)	***	53 (96,4)	1 (1,8)	1 (1,8)	n.s.	3,84±0,45	n.s.
R ₁	150 (84,7)	27 (15,3)	$\chi^2_{(2)}=7,94$	157 (88,7)	12 (6,8)	8 (4,5)	$\chi^2_{(4)}=13,42$	4,13±0,47	F _(2;297) =0,09
R ₂	70 (78,7)	19 (21,3)	*	72 (80,9)	12 (13,5)	5 (5,6)	**	3,92±0,41	n.s.
R ₃	46 (68,7)	21 (31,3)		48 (71,6)	9 (13,4)	10 (14,9)		4,31±0,66	
A ₁ -D ₁	101 (72,1)	39 (27,9)	$\chi^2_{(2)}=14,65$	105 (75)	25 (17,9)	10 (7,1)	$\chi^2_{(4)}=20,96$	4,92±0,6	F _(2;297) =2,29
A ₂ -D ₁	112 (81,2)	26 (18,8)	***	119 (86,2)	7 (5,1)	12 (8,7)	***	3,51±0,42	n.s.
A ₂ -D ₂	53 (96,4)	2 (3,6)		53 (96,4)	1 (1,8)	1 (1,8)		3,84±0,45	
A ₁ -R ₁	54 (77,1)	16 (22,9)	$\chi^2_{(5)}=16,45$	56 (80,0)	9 (12,9)	5 (7,1)	$\chi^2_{(10)}=38,94$	5,69±1,03	F _(5;294) =1,76
A ₁ -R ₂	29 (70,7)	12 (29,3)	**	30 (73,2)	8 (19,5)	3 (7,3)	***	4,02±0,7	n.s.
A ₁ -R ₃	18 (62,1)	11 (37,9)		19 (65,5)	8 (27,6)	2 (6,9)		4,1±0,79	
A ₂ -R ₁	96 (89,7)	11 (10,3)		101 (94,4)	3 (2,8)	3 (2,8)		3,22±0,43	
A ₂ -R ₂	41 (85,4)	7 (14,6)		42 (87,5)	4 (8,3)	2 (4,2)		3,84±0,5	
A ₂ -R ₃	28 (73,7)	10 (26,3)		29 (76,3)	1 (2,6)	8 (21,1)		4,43±0,95	
D ₁ -R ₁	122 (81,9)	27 (18,1)	$\chi^2_{(5)}=19,99$	129 (86,6)	12 (8,1)	8 (5,4)	$\chi^2_{(10)}=22,75$	4,31±0,56	F _(5;294) =0,26
D ₁ -R ₂	56 (75,7)	18 (24,3)	***	58 (78,4)	11 (14,9)	5 (6,8)	**	3,87±0,46	n.s.
D ₁ -R ₃	35 (63,6)	20 (36,4)		37 (67,3)	9 (16,4)	9 (16,4)		4,17±0,74	
D ₂ -R ₁	28 (100)	(0)		28 (100)	(0)	(0)		3,25±0,35	
D ₂ -R ₂	14 (93,3)	1 (6,7)		14 (93,3)	1 (6,7)	(0)		4,16±0,91	
D ₂ -R ₃	11 (91,7)	1 (8,3)		11 (91,7)	(0)	1 (8,3)		4,85±1,62	

Efeito Níveis	ID			ICS				Índice de Morisita	p
	AG	N	p	AG	AL	RE	p		
A ₁ -D ₁ -R ₁	54 (77,1)	16 (22,9)	$\chi^2_{(8)}=23,33$ ***	56 (80,0)	9 (12,9)	5 (7,1)	$\chi^2_{(16)}=45,24$ ***	5,69±1,03	F _{(8;291)=1,11}
A ₁ -D ₁ -R ₂	29 (70,7)	12 (29,3)		30 (73,2)	8 (19,5)	3 (7,3)		4,02±0,7	n.s.
A ₁ -D ₁ -R ₃	18 (62,1)	11 (37,9)		19 (65,5)	8 (27,6)	2 (6,9)		4,1±0,79	
A ₂ -D ₁ -R ₁	68 (86,1)	11 (13,9)		73 (92,4)	3 (3,8)	3 (3,8)		3,2±0,57	
A ₂ -D ₁ -R ₂	27 (81,8)	6 (18,2)		28 (84,8)	3 (9,1)	2 (6,1)		3,69±0,63	
A ₂ -D ₁ -R ₃	17 (65,4)	9 (34,6)		18 (69,2)	1 (3,8)	7 (26,9)		4,22±1,21	
A ₂ -D ₂ -R ₁	28 (100)	(0)		28 (100)	(0)	(0)		3,25±0,35	
A ₂ -D ₂ -R ₂	14 (93,3)	1 (6,7)		14 (93,3)	1 (6,7)	(0)		4,16±0,91	
A ₂ -D ₂ -R ₃	11 (91,7)	1 (8,3)		11 (91,7)	(0)	1 (8,3)		4,85±1,62	

Onde: AG – agregado; N – não agregado; AL – aleatório; RE – regular

Estrutura espacial e populacional de *Manilkara huberi*(Ducke) Chevalier

Características botânicas e ecológicas

Manilkara huberi (Ducke) Chevalier (Sapotaceae) – maçaranduba. Árvore nativa da floresta Amazônica, emergente, atingindo mais de 50m de altura e 0,64-1m de DAP; o fuste é cilíndrico, reto e na base, em geral digitada, podem ocorrer pequenas sapopemas; o ritidoma é marrom-avermelhado áspero, com grandes e profundas fissuras, esparsas e, as vezes com rachaduras que deixam a mostra parte da casca viva; a casca morta é marrom-escuro e a casca viva vermelha, exsudando látex branco (Figura 52.a) abundante e pegajoso (Embrapa Amazônia Oriental 2004). As folhas são oblongo-elípticas agrupadas no ápice dos ramos (Figura 52.b); a face inferior, é amarelo-pálida (branco-acinzentado em indivíduos jovens), característica que a distingue das demais espécies de *Manilkara* (Azevedo *et al.* 2007) (Figura 52.c). Botões florais pequenos, amarelo-ferrugíneos, cálice e anteras ferrugíneas. As flores são agrupadas nas extremidades dos ramos, com pedicelos e filetes brancos, cálice é verde-amarronzado, anteras ferrugíneas, estigmas verde-limão. Fruto baga globosa ou ovóide, glabra; verde-amarelada, com cálice persistente, com uma única semente. A madeira é muito pesada, cerne vermelho-escuro, grã direita, textura fina, cheiro indistinto, brilho moderado (Mainieri, 1983) e por isso é principalmente utilizada na construção externa. É a espécie mais valorizada do gênero devido a sua madeira (Embrapa Amazônia Oriental 2004b).

Manilkara huberi é polinizada por sirfídeos e abelhas de médio a pequeno porte (Maués 2007). A floração ocorre principalmente nos meses de maio a julho. A frutificação é registrada entre julho e outubro com os frutos maduros a partir de agosto.

A dispersão ocorre principalmente por gravidade, mas a zoocoria também é registrada, tendo nos macacos *Saimiri sciureus* os dispersores principais (Camizão & Contente 2002).

Ocorre geralmente em florestas de terra firme da Amazônia, alcançando altitudes de até 700 m. Tem a maior distribuição na região com cerca de 10,5 indivíduos ha⁻¹ de 0 a 140 cm de DAP (Embrapa Amazônia Oriental 2004b). A espécie parece não ocorrer em matas alagadas.

É uma espécie hermafrodita com algumas populações florescendo e se reproduzindo em intervalos alternados de 3 a 5 ou mais anos, enquanto outras florescem anualmente (Embrapa Amazônia Oriental 2004b). A estruturação genética espacial é característica da espécie e indica padrão de fluxo gênico por isolamento por distância (Azevedo *et al.* 2007; Azevedo *et al.* 2008). Devido a sua madeira muito dura e resistente, foi alvo preferido da colheita seletiva pela indústria da madeira.

Na área onde foi desenvolvido o estudo a espécie é muito freqüente nas áreas de terra firme, principalmente sobre os planaltos (Coutinho & Pires 1996). Outras espécies de *Manilkara* são registradas também na área e, podem ser confundidas devido a similaridade de seus troncos. Por ser a espécie mais interessante economicamente, a indústria madeireira vem agrupando diferentes espécies de *Manilkara* sob o nome maçaranduba (Gayot & Sist 2004). Esse procedimento pode afetar a dinâmica das populações, principalmente de *M. huberi* que, por ser a espécie que alcança os maiores diâmetros, é a mais explorada (Azevedo *et al.* 2008). Quando agrupada com as demais espécies, as populações remanescentes provavelmente serão formadas pelas demais espécies, especialmente *M. bidentata* ssp. *surinamensis* e *M. paraensis* que são as mais parecidas morfológicamente (Embrapa Amazônia Oriental 2004b).

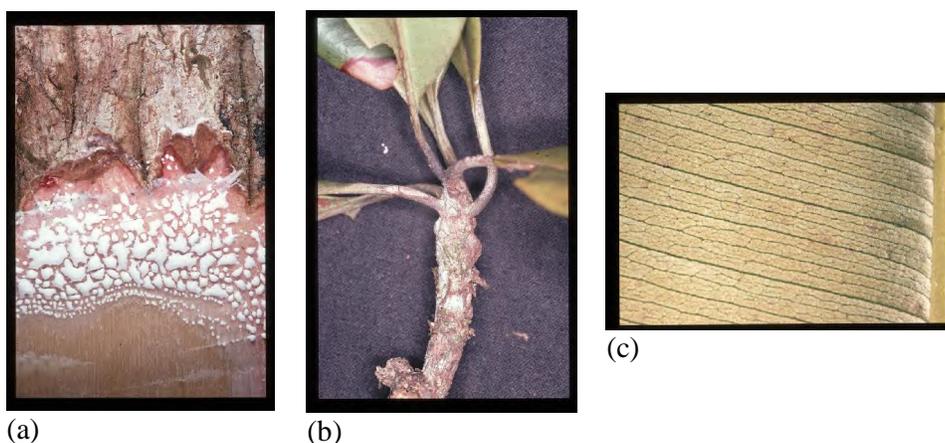


Figura 52 Estruturas morfológicas de *Manilkara huberi*. (a) corte evidenciando a exsudação de látex; (b) ramos evidenciando folhas agrupadas; (c) detalhe da venação.

Nas UPA 1 e 2, *M. huberi*, registrou dominância relativa média entre 2-3% ocorrendo em todos os sítios independente da distância do rio (Anexo 2). Assim como *D. excelsa* não

apresenta dominância principal nos nove sítios estabelecidos na área. No sítio [223], onde *V. americana* registra a dominância principal, a espécie apresenta dominância secundária junto com *M. bidentata* ssp. *surinamensis* e *L. membranacea* (Tabela 11).

Fatores influentes na abundância de Manilkara huberi

A aplicação do modelo completo de regressão múltipla ($R^2_{aj}=0,17$; $p<0,0001$) assinalou como significativos os efeitos da declividade ($p<0,05$), com coeficiente positivo, e distância mais próxima do rio ($p<0,05$), com coeficiente negativo. Sob a forma quadrática, foram assinalados efeitos de altitude ($p<0,001$) e declividade ($p<0,05$). Todas as interações, sejam estas entre altitude e declividade ($p<0,01$), altitude e distância mais próxima do rio ($p<0,01$) e declividade e distância mais próxima do rio ($p<0,05$) foram significativas (Tabela 28).

Tabela 28 Parâmetros e coeficientes do modelo de regressão múltipla selecionado e coeficientes de determinação e significância do modelo de abundância de *Manilkara huberi*

	Parâmetros					Coeficientes			
	Bi	SE _(Bi)	p	Bi _(-95%)	Bi _(+95%)	βi	SE(βi)	βi _(-95%)	βi _(+95%)
b ₀	0,576	2,421	n.s.	-4,178	5,331				
{A}									
{D}	1,095	0,550	*	0,015	2,175	0,487	0,245	0,007	0,967
{R}	-0,023	0,012	*	-0,046	-0,00043	-0,376	0,188	-0,745	-0,007
{A ² }	0,002	0,001	***	0,001	0,004	0,654	0,153	0,354	0,955
{D ² }	0,050	0,024	*	0,003	0,096	0,556	0,265	0,036	1,075
{R ² }	-	0,0000	n.s.	-	0,000001	-0,203	0,109	-0,418	0,012
{A*D}	0,00002	1		0,00004					
{A*R}	-0,029	0,010	**	-0,049	-0,009	-1,506	0,519	-2,524	-0,488
{A*R}	0,001	0,0002	**	0,0003	0,001	0,772	0,234	0,313	1,230
{D*R}	-0,001	0,001	*	-0,003	-0,00002	-0,217	0,109	-0,431	-0,004
Modelo									
	R	R ²	R ²	QM	QM				
	Mult.	Mult.	Aj.	g.l.	Modelo	Erro	F	p	
	0,43	0,18	0,17	(8;665)	1329,6	72,4	18,35	***	

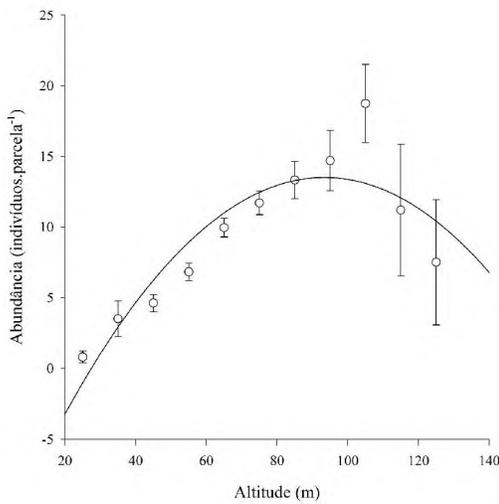
Onde: b₀ – intercepto; {A} – altitude; {D} – declividade; {R} distância mais próxima do rio; SE – erro padrão

O efeito de altitude, apresentou um coeficiente de determinação elevado ($R^2=0,80$), sendo descrito pela função $y=-13,5770+0,5797*A-0,0031*A^2$. A derivação da função, assinalou ponto estacionário de máxima de 13,50 indivíduos.parcela⁻¹ em 93,45 m de altitude (Figura 53.a).

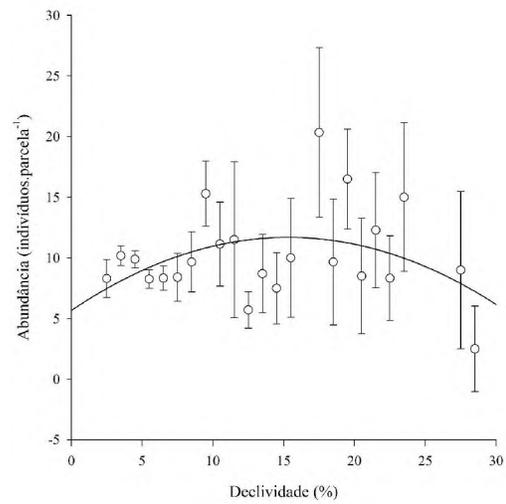
A relação entre a declividade, sob desdobramento, apresentou um coeficiente de determinação mais baixo ($R^2=0,15$). Sendo descrita pela função $y=5,6700+0,7867*D-0,0257*D^2$. A diferenciação da função indicou um ponto de máxima 11,69 indivíduos.parcela⁻¹ em declividade de 15,33% (Figura 53.b).

A distância mais próxima do rio, também apresentou um coeficiente de determinação baixo ($R^2=0,14$). Sendo expresso pela função $y=7,9315+0,0135*R-0,00002*R^2$. A diferenciação definiu um ponto estacionário de máxima de 10,07 indivíduos.parcela⁻¹ em 319,77 m de distância mais próxima do rio (Figura 53.c).

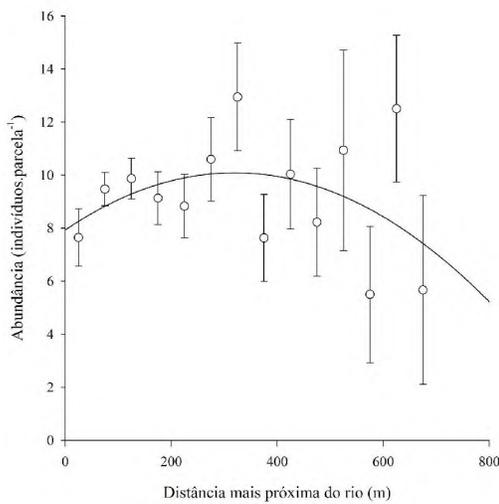
A interação entre a altitude e declividade apresentou uma determinação considerável ($R^2=0,16$). Sendo definida por meio da função $y=-1,2106-0,0021*A+0,8856*D+0,0035*A^2-0,0299*(A*D)+0,0468*D^2$. A diferenciação da função indicou um ponto estacionário máxima de 9,47 indivíduos.parcela⁻¹ na combinação 105,1 m de altitude e 24,37% de declividade (Figura 54.a).



(a)



(b)



(c)

Figura 53 Valores médios e erro padrão da abundância de indivíduos de *Manilkara huberi*, em função das classes intervalares de (a) altitude, (b) declividade e (c) distância mais próxima do rio, ajustados segundo modelos polinomiais.

A interação entre a altitude e a distância mais próxima do rio, também apresentou uma determinação baixa ($R^2=0,13$), sendo definida pela função $y=-11,6749+0,4903*A-0,0132*R-$

$0,0027*A^2+0,0004*(A*R)-0,00003*R^2$. A derivação da função estabeleceu um ponto estacionário de máxima de 25,77 indivíduos.parcela⁻¹ na combinação altitude 186,55 m e 1252,09 m de distância mais próxima do rio (Figura 54.b).

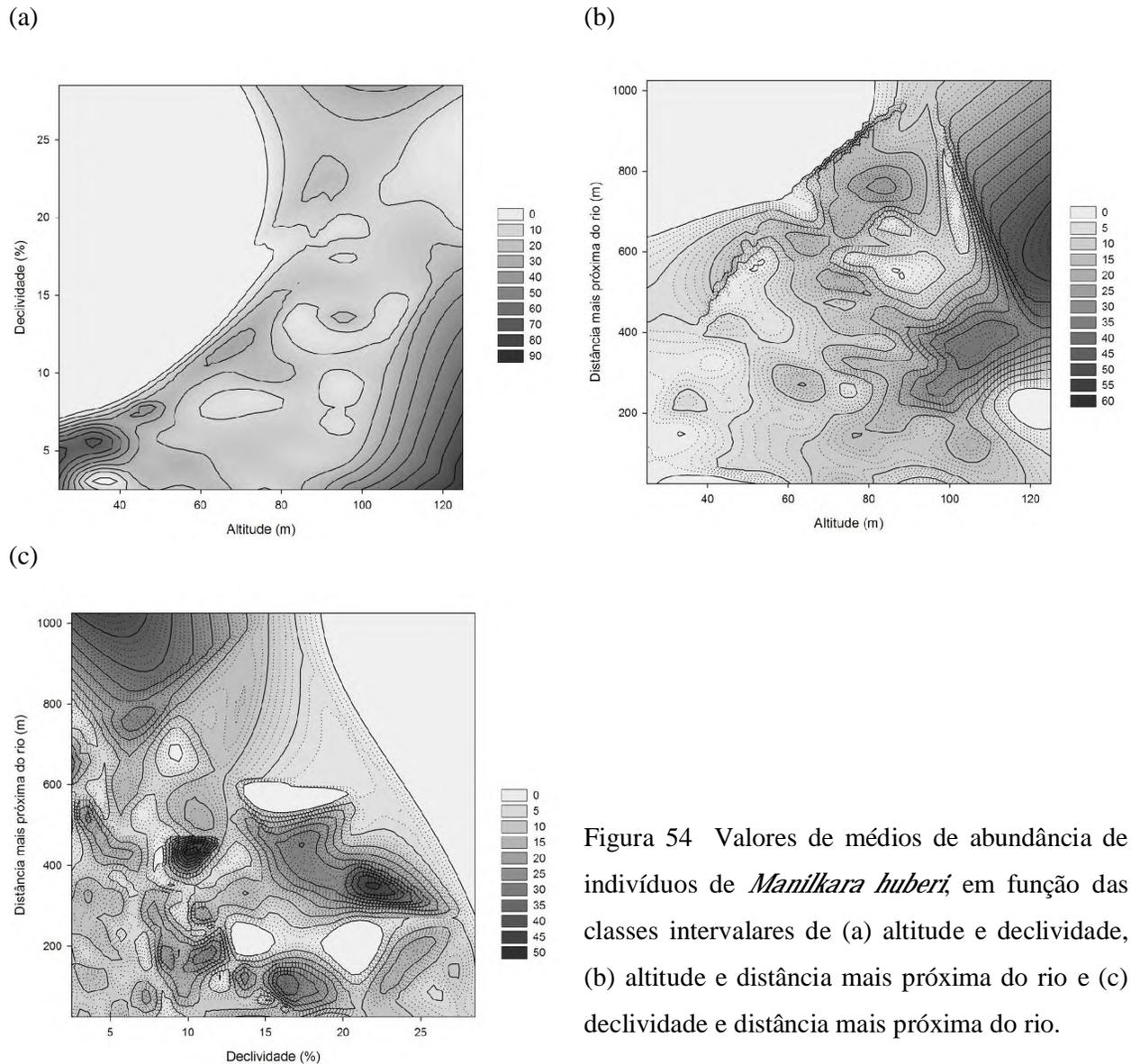


Figura 54 Valores de médios de abundância de indivíduos de *Manilkara huberi*, em função das classes intervalares de (a) altitude e declividade, (b) altitude e distância mais próxima do rio e (c) declividade e distância mais próxima do rio.

A interação declividade e distância mais próxima do rio apresentou um valor de determinação muito baixo ($R^2=0,003$), sendo que a função que descreve a relação $y=8,3582+0,1113*D+0,0048*R-0,004*D^2+0,0003*(D*R)-0,00001*R^2$ não apresentou significância para os parâmetros, estabelecendo uma relação espúria entre as variáveis, mesmo com a definição de um ponto estacionário de máxima de 13,61 indivíduos.parcela⁻¹ na combinação declividade 51,82% e distância mais próxima do rio 998,34 m, o qual demonstra a perda de preditibilidade desta função, como pode ser conferido na Figura 54.c.

Distribuição espacial

Para *M. huberi* o padrão de distribuição espacial, registrado nas parcelas analisadas foi o agregado, obtido pelos índices ICS ([A₁]=40,2%; [A₂]=62,2,5%; $\chi^2_{(2)}=31,43$; ***; [D₁]=47,6%; [D₂]=60,3%; $\chi^2_{(4)}=5,26$; n.s.; [R₁]=49,3%; [R₂]=43,0%; [R₃]=56,7%; $\chi^2_{(4)}=6,58$; n.s.) com valores significativos para altitude. Pelo índice de Morisita, o padrão que prevaleceu nas parcelas foi o agregado ([A₁]=1,75±0,17; [A₂]=2,22±0,24; F_(1;549)=2,71; n.s.; [D₁]=1,93±0,15; [D₂]= 2,11±0,30; F_(1;549)=0,17; n.s.; [R₁]= 2,05±0,26; [R₂]= 1,42±0,11; [R₃]=2,46±0,29; F_(1;548)=3,80; *), com valores significativos para distância mais próxima de rio. Um padrão regular foi ainda observado em 47% das parcelas no nível [A₁] de altitude e de 45,1% no nível [R₂] para distância mais próxima do rio (Tabela 29).

Pelo ID o padrão da distribuição espacial mais presente nas parcelas é o não agregado para todos os fatores analisados, sendo que os valores mais significativos obtidos foram aqueles em função da altitude ([A₁]=81,3%; [A₂]=71,8%; $\chi^2_{(1)}=7,48$; **) e da distância mais próxima do rio ([R₁]=76,6%; [R₂]=83,9%; [R₃]=70,1%; $\chi^2_{(2)}=8,87$; *). Para a declividade ([D₁]=78,6%; [D₂]=68,3%; $\chi^2_{(1)}=3,45$; n.s.) o padrão foi não agregado com valores não significativos (Tabela 29).

A análise, do efeito das interações entre os fatores, registrou valores muito significativos para as interações [A-R] e [A-D-R] pelo ID ([A-R]- $\chi^2_{(15)}=21,72$; *** e [A-D-R]- $\chi^2_{(8)}=25,19$; ***) e ICS ([A-R]- $\chi^2_{(10)}=41,64$; *** e [A-D-R]- $\chi^2_{(16)}=47,58$; ***). O padrão de distribuição geral obtido pelo ID é o não agregado para essas interações, em mais de 70% das parcelas analisadas. Pelo ICS o padrão predominante nas parcelas é o agregado, no entanto foi registrado o padrão regular em 45,6%, 47,7% e 48,7% das parcelas nos níveis [A₁-R₁], [A₁, R₂] e [A₁-R₃], respectivamente. Para a interação [A-D-R] pelo ICS também foi registrado o padrão regular nos níveis em 45,6% de [A₁-D₁-R₁], 47,7% em [A₁-D₁-R₂], 48,7% em [A₁-D₁-R₃] e 50% em [A₂-D₂-R₂] (Tabela 29).

Valores significativos para a distribuição espacial de *M. huberi* também foram registrados para as interações [A-D] com nível de significância menor pelo índice ID ($\chi^2_{(2)}=8,09$; *) do que pelo ICS ($\chi^2_{(4)}=31,89$; ***). O padrão registrado para essa interação foi o não agregado pelo ID e agregado nos níveis [A₂-D₁] e [A₂-D₂] e regular no nível [A₁-D₁] pelo ICS (Tabela 29). Para a interação [D-R] valores significativos foram obtidos somente pelo ICS ($\chi^2_{(5)}=12,82$; *) com predominância do padrão não agregado na maioria das parcelas (Tabela 29). Para o índice de Morisita, não foram obtidos valores significativos para as

interações dos fatores na distribuição de *M. huberi* e o padrão predominante por este índice foi o agregado para a maioria das parcelas (Tabela 29).

Os registros de ocorrência de *M. huberi* foram de 6,416 indivíduos nas áreas das UPA 1 e 2, com uma média de 9,52 indivíduos por parcela, ocorrendo em 87,9% das parcelas analisadas (Figura 55).

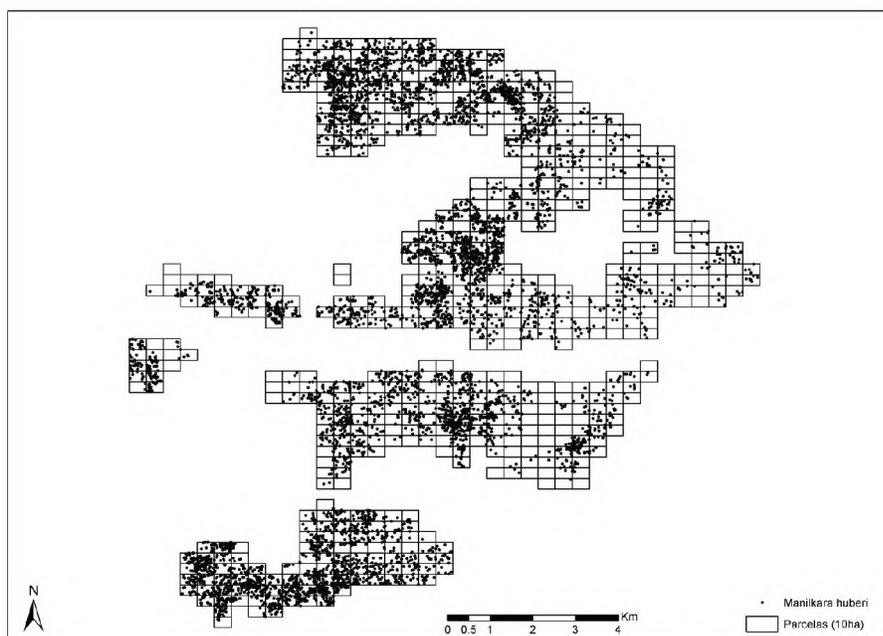


Figura 55 Registros de ocorrência de *Manilkara huberi* na área das UPA 1 e 2 da área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.

Tabela 29 Valores de frequência absoluta e relativa de parcelas quanto a classificação de distribuição espacial de *Manilkara huberi* segundo os índices ID, ICS e Morisita, em função dos efeitos de altitude [A], declividade [D] e distância mais próxima do rio [R] e suas interações.

Efeito	ID			ICS			p	Índice de Morisita	p
	AG	N	P	AG	AL	RE			
A ₁	69 (18,8)	299 (81,3)	$\chi^2_{(1)}=7,48$	148 (40,2)	47 (12,8)	173 (47)	$\chi^2_{(2)}=31,43$	1,75±0,17	F _{(1;549)=2,71}
A ₂	68 (28,2)	173 (71,8)	**	150 (62,2)	11 (4,6)	80 (33,2)	***	2,22±0,24	n.s.
D ₁	117 (21,4)	429 (78,6)	$\chi^2_{(1)}=3,45$	260 (47,6)	56 (10,3)	230 (42,1)	$\chi^2_{(4)}=5,26$	1,93±0,15	F _{(1;549)=0,17}
D ₂	20 (31,7)	43 (68,3)	n.s.	38 (60,3)	2 (3,2)	23 (36,5)	n.s.	2,11±0,3	n.s.
R ₁	66 (23,4)	216 (76,6)	$\chi^2_{(2)}=8,87$	139 (49,3)	25 (8,9)	118 (41,8)	$\chi^2_{(4)}=6,58$	2,05±0,26	F _{(2;548)=3,80}
R ₂	31 (16,1)	162 (83,9)	*	83 (43,0)	23 (11,9)	87 (45,1)	n.s.	1,42±0,11	*
R ₃	40 (29,9)	94 (70,1)		76 (56,7)	10 (7,5)	48 (35,8)		2,46±0,29	
A ₁ -D ₁	69 (18,8)	299 (81,3)	$\chi^2_{(2)}=8,09$	148 (40,2)	47 (12,8)	173 (47)	$\chi^2_{(4)}=31,89$	1,75±0,17	F _{(2;548)=1,40}
A ₂ -D ₁	48 (27,0)	130 (73,0)	*	112 (62,9)	9 (5,1)	57 (32,0)	***	2,26±0,31	n.s.
A ₂ -D ₂	20 (31,7)	43 (68,3)		38 (60,3)	2 (3,2)	23 (36,5)		2,11±0,3	
A ₁ -R ₁	32 (20)	128 (80)	$\chi^2_{(5)}=21,72$	65 (40,6)	22 (13,8)	73 (45,6)	$\chi^2_{(10)}=41,64$	1,95±0,33	F _{(5;545)=2,17}
A ₁ -R ₂	22 (16,7)	110 (83,3)	***	51 (38,6)	18 (13,6)	63 (47,7)	***	1,35±0,12	n.s.
A ₁ -R ₃	15 (19,7)	61 (80,3)		32 (42,1)	7 (9,2)	37 (48,7)		2,01±0,35	
A ₂ -R ₁	34 (27,9)	88 (72,1)		74 (60,7)	3 (2,5)	45 (36,9)		2,16±0,4	
A ₂ -R ₂	9 (14,8)	52 (85,2)		32 (52,5)	5 (8,2)	24 (39,3)		1,56±0,23	
A ₂ -R ₃	25 (43,1)	33 (56,9)		44 (75,9)	3 (5,2)	11 (19,0)		3,01±0,49	
D ₁ -R ₁	58 (23)	194 (77)	$\chi^2_{(5)}=12,82$	124 (49,2)	23 (9,1)	105 (41,7)	$\chi^2_{(10)}=17,46$	2,1±0,29	F _{(5;545)=1,88}
D ₁ -R ₂	26 (14,7)	151 (85,3)	*	75 (42,4)	23 (13)	79 (44,6)	n.s.	1,33±0,1	n.s.
D ₁ -R ₃	33 (28,2)	84 (71,8)		61 (52,1)	10 (8,5)	46 (39,3)		2,41±0,32	
D ₂ -R ₁	8 (26,7)	22 (73,3)		15 (50,0)	2 (6,7)	13 (43,3)		1,63±0,28	

Efeito	ID			ICS				Índice de Morisita	p
	AG	N	P	AG	AL	RE	p		
D ₂ -R ₂	5 (31,3)	11 (68,8)		8 (50,0)	(0)	8 (50,0)		2,25±0,66	
D ₂ -R ₃	7 (41,2)	10 (58,8)		15 (88,2)	(0)	2 (11,8)		2,76±0,78	
A ₁ -D ₁ -R ₁	32 (20,0)	128 (80,0)	$\chi^2_{(8)}=25,19$ ***	65 (40,6)	22 (13,8)	73 (45,6)	$\chi^2_{(16)}=47,58$ ***	1,95±0,33	F _{(8;542)=1,61}
A ₁ -D ₁ -R ₂	22 (16,7)	110 (83,3)		51 (38,6)	18 (13,6)	63 (47,7)		1,35±0,12	n.s.
A ₁ -D ₁ -R ₃	15 (19,7)	61 (80,3)		32 (42,1)	7 (9,2)	37 (48,7)		2,01±0,35	
A ₂ -D ₁ -R ₁	26 (28,3)	66 (71,7)		59 (64,1)	1 (1,1)	32 (34,8)		2,33±0,51	
A ₂ -D ₁ -R ₂	4 (8,9)	41 (91,1)		24 (53,3)	5 (11,1)	16 (35,6)		1,29±0,18	
A ₂ -D ₁ -R ₃	18 (43,9)	23 (56,1)		29 (70,7)	3 (7,3)	9 (22)		3,13±0,63	
A ₂ -D ₂ -R ₁	8 (26,7)	22 (73,3)		15 (50,0)	2 (6,7)	13 (43,3)		1,63±0,28	
A ₂ -D ₂ -R ₂	5 (31,3)	11 (68,8)		8 (50,0)	(0)	8 (50,0)		2,25±0,66	
A ₂ -D ₂ -R ₃	7 (41,2)	10 (58,8)		15 (88,2)	(0)	2 (11,8)		2,76±0,78	

Onde: AG – agregado; N – não agregado; AL – aleatório; RE – regular

Estrutura espacial e populacional de *Manilkara bidentata* ssp. *surinamensis* (Miq.) T.D.Penn.

Características botânicas e ecológicas

Manilkara bidentata ssp. *surinamensis* (Miq.) T.D. Penn. (Sapotaceae) – maparajuba. Em floresta úmida atinge mais 40 m de altura (Gayot & Sist 2004) e DAP pode alcançar 150 cm. São árvores de dossel com fustes bem desenvolvidos, retos e cônicos. A base é reta ou algumas vezes digitada. Ritidoma marrom com fissuras em linhas verticais ou profundamente fendido (Figura 56.a); casca morta marrom-escuro, casca viva marrom-clara; ao corte no fuste exsuda látex branco pegajoso com cheiro agradável (Gayot & Sist 2004). As folhas são simples, alterno-espiraladas com pecíolo curto, oblongas ou oblanceoladas, muito coriáceas, com limbo verde na face superior e, claras na face inferior (ONF, 2001), sem veia submarginal mas uma nervura central proeminente (Figura 56.b). Em geral as folhas situadas em ramos mais baixos são maiores e com margens planas, enquanto que aquelas situadas no final dos ramos são menores com a margem involuta (Gayot & Sist 2004). Os botões florais são verdes. As flores, assim como as folhas, agrupam-se nas extremidades dos ramos; são pequenas, com cálice verde e corola amarelo-claro, oligostêmone. O fruto é uma baga globosa verde quando imaturo, quando maduro ficam de cor marrom com estigma persistente com uma única semente comprimida de cor preta. *M. bidentata* ssp. *surinamensis* distingue-se das demais subespécies *bidentata* por apresentar folhas de comprimento menor e mais oblongas, menos elípticas, com ápice mais frequentemente arredondado que pontiagudo e com ausência das estipulas encontradas em ssp. *bidentata* (Gayot & Sist 2004; Embrapa Amazônia Oriental 2004) que também estão ausentes em *M. huberi*.

Na região amazônica a floração ocorre de novembro a março e a frutificação de dezembro a abril. A dispersão em geral é zoocórica com registros também de ornitocoria (Saravy *et al.* 2003). O fruto é comestível e bastante apreciado pela fauna.

M. bidentata ssp. *surinamensis* habita regiões planas, aluviais, baixas, zonas ligeiramente onduladas, inundadas ou periodicamente inundadas; sobre solos argilosos ou argilo-arenosos imperfeitamente drenados (Rudas Ll. *et al.* 2002). E ainda, em areia branca, em regiões de altitudes de 50-400 m. Pennington & Edwards (2005) registraram a distribuição desde Delta Amacuro (Serranía de Imataca), Bolívar, Antilhas, Colômbia, Guiana, Suriname, Guiana francesa, Equador, Peru, Brasil (nos estados do Amapá, Amazonas, Pará, Roraima). O látex foi explorado na Colômbia, Venezuela e Brasil como uma fonte de chicle (chiclete).

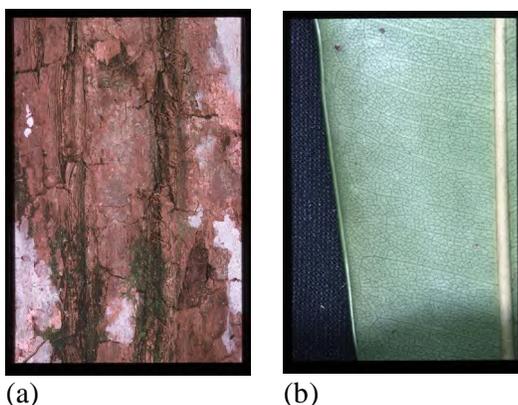


Figura 56 Estruturas morfológicas de *Manilkara bidentata* ssp. *surinamensis*: (a) detalhe do ritidoma; (b) detalhe da veação.

É uma espécie com dominância relativa média entre 4-5% na área das UPA 1 e 2 (Anexo 2). Tem dominância principal nos sítios de baixio [11] em todas as distâncias de rio [R₁₋₃] associada principalmente com *G. glabra* e com *L. membranacea*. Nos sítios [212] e [223] que tem dominância principal de *V. americana* e *P. excelsa* esta espécie aparece com dominância secundária (Tabela 11).

Fatores influentes na abundância de Manilkara bidentata ssp. surinamensis

O modelo completo de regressão múltipla (R²_{aj.}=0,19; p<0,001) apresentou uma determinação considerável. Dentre os fatores lineares, altitude (p<0,001) e distância mais próxima do rio (p<0,001) apresentaram influência. Sob a forma quadrática, a altitude (p<0,001) e a distância mais próxima do rio (p<0,001) foram significativas. Dentre as interações, altitude e declividade (p<0,01) e altitude e distância mais próxima do rio (p<0,001) foram significativas (Tabela 30).

Tabela 30 Parâmetros e coeficientes do modelo de regressão múltipla selecionado e coeficientes de determinação e significância do modelo de abundância de *Manilkara bidentata* ssp. *surinamensis*.

	Parâmetros					Coeficientes			
	Bi	SE(Bi)	p	Bi _(-95%)	Bi _(+95%)	βi	SE(βi)	βi _(-95%)	βi _(+95%)
b ₀	56,487	9,221	***	38,381	74,592				
{A}	-1,529	0,276	***	-2,072	-0,987	-1,476	0,267	-1,999	-0,953
{D}	2,042	1,098	n.s.	-0,114	4,198	0,484	0,260	-0,027	0,995
{R}	0,140	0,022	***	0,097	0,183	1,204	0,188	0,835	1,572
{A ² }	0,013	0,003	***	0,008	0,018	1,889	0,354	1,194	2,584
{D ² }	0,082	0,044	n.s.	-0,004	0,169	0,491	0,264	-0,026	1,009
{R ² }	-0,0001	0,00002	**	-0,0001	-0,00001	-0,284	0,108	-0,497	-0,071
{A*D}	-0,052	0,020	**	-0,091	-0,013	-1,441	0,546	-2,513	-0,369
{A*R}	-0,001	0,0004	***	-0,002	-0,001	-0,958	0,234	-1,417	-0,500
{D*R}	0,002	0,001	n.s.	-0,0003	0,005	0,190	0,109	-0,024	0,404
Modelo									
	R	R2	R2	QM	QM				
	Mult.	Mult.	Aj.	g.l.	Modelo	Erro	F	p	
	0,45	0,20	0,19	(9;664)	4673,5	249,0	18,77	***	

Onde: b₀ – intercepto; {A} – altitude; {D} – declividade; {R} distância mais próxima do rio; SE – erro padrão

A altitude, sob desdobramento, apresentou um elevado coeficiente de determinação ($R^2=0,95$). A derivação da função $y=-1,1781+1348,8058(1/A)+2370,4439*(1/A^2)$ estabeleceu um ponto estacionário de máxima igual a 17,224 em uma altitude de 75 m (Figura 57.a).

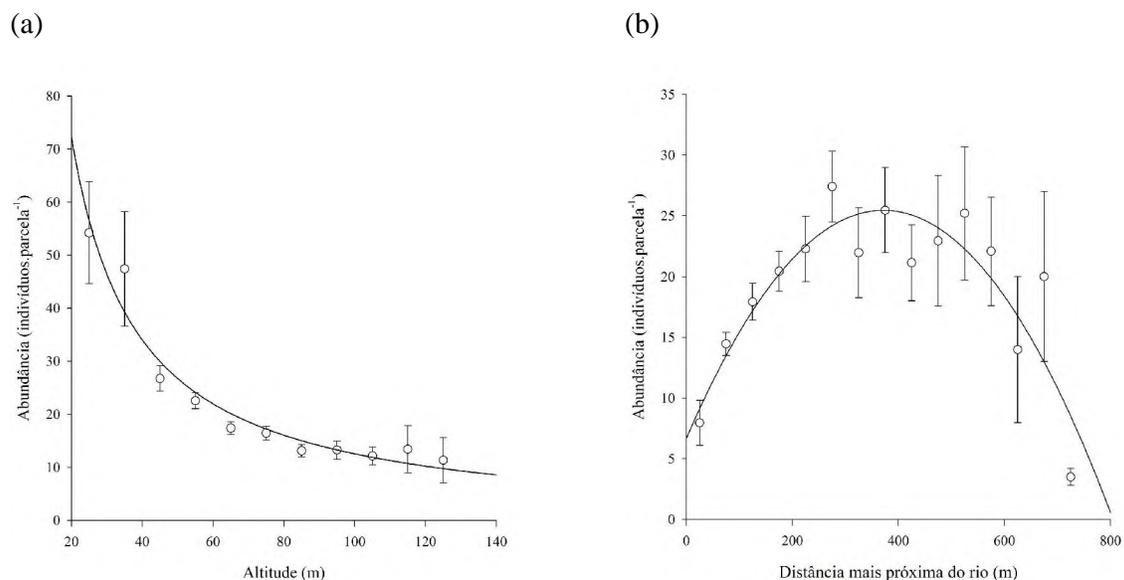


Figura 57 Valores médios e erro padrão da abundância de indivíduos de *Manilkara bidentata* spp. *surinamensis*, em função das classes intervalares de (a) altitude, e (b) distância mais próxima do rio, ajustados segundo modelos polinomiais.

A distância mais próxima do rio também apresentou um coeficiente de determinação elevado ($R^2=0,78$), sendo a relação entre a abundância de *M. bidentata* spp. *surinamensis* e a distância mais próxima do rio descrita pela função $y=7,4298+0,0933*R-0,0001*R^2$. Um ponto estacionário de máxima com 25,04 indivíduos.parcela⁻¹ a 377,75 m (Figura 57.b).

A interação entre a altitude e declividade, apresentou um coeficiente de determinação baixo, tendo sua relação expressa pela função $y=79,7546+-1,6942*A+1,9598*D+0,0122*A^2-0,0493*(A*D)+0,0941*D^2$. Derivando-se a função, obteve-se um ponto de mínima de 8,99 indivíduos.parcela⁻¹ na combinação altitude 102,59 m e declividade 16,47% (Figura 58.a).

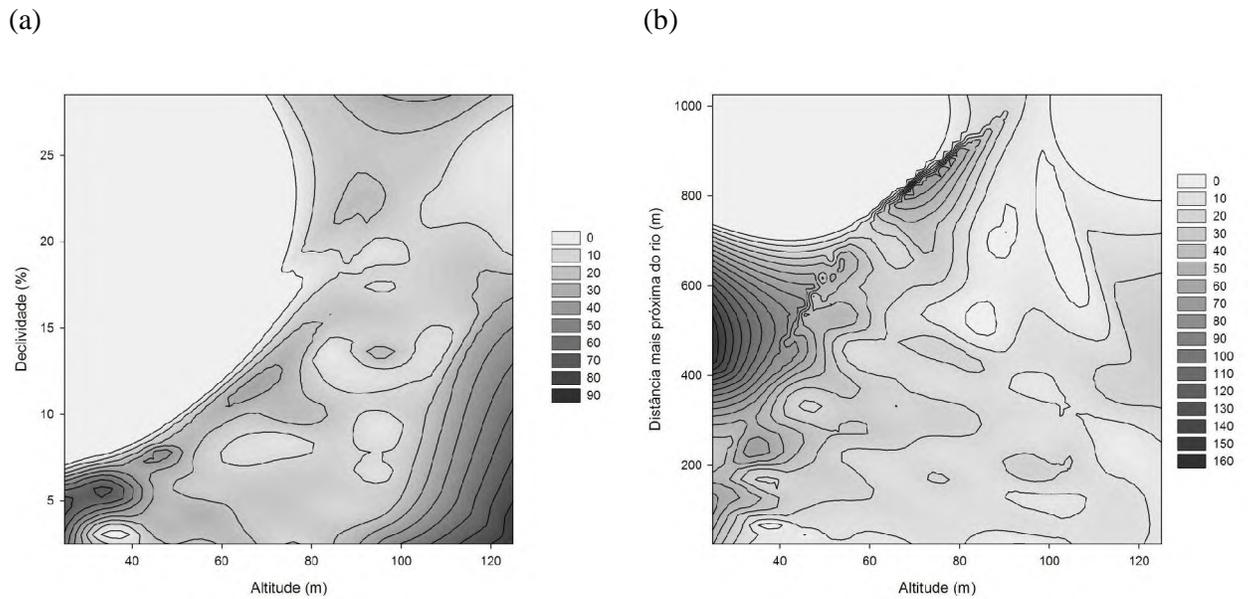


Figura 58 Valores de médios de abundância de indivíduos de *Manilkara bidentata* spp. *surinamensis*, em função das classes intervalares de (a) altitude e declividade, (b) altitude e distância mais próxima do rio.

A interação entre a altitude e a distância mais próxima do rio apresentou um coeficiente de determinação considerável ($R^2=0,19$), tendo a relação entre a abundância da espécie a as variáveis consideradas expressa pela função $y=53,8146-1,1534*A+0,121*R+0,0073*A^2-0,001*(A*R)-0,00005*R^2$. A diferenciação desta função indicou um «ponto de sela» equivalente a 13,23 indivíduos.parcela⁻¹ na combinação altitude 96 m e distância mais próxima do rio 245,30 m. Por tratar-se de um ponto estacionário «de sela», a preditibilidade desta função é mais restrita, como pode ser inspecionado visualmente em Figura 58.b.

Distribuição espacial

Os valores obtidos pelo ID, indicam na maioria das parcelas ($[A_1]=65,1\%$; $[A_2]=67,7\%$) o padrão não agregado, com valores não significativos ($\chi^2_{(1)}=0,50$; n.s.) em função do efeito da altitude, para *M. bidentata* ssp. *surinamensis*. Pelo ICS, a maioria das parcelas revelam o padrão agregado ($[A_1]=65,5\%$; $[A_2]=62,1\%$), mas também com valores não significativos ($\chi^2_{(2)}=1,73$; n.s.). Da mesma forma, são os valores obtidos pelo índice de Morisita, em função do efeito da altitude ($[A_1]=1,95\pm 0,15$; $[A_2]=2,37\pm 0,29$; $F_{(1,638)}=2,02$; n.s.).

Para o efeito da declividade, também foram obtidos valores não significativos na distribuição da espécie, pelos três índices analisados (ID - $\chi^2_{(1)}=3,13$; n.s.; ICS- $\chi^2_{(4)}=0,50$; n.s.; Morisita - $F_{(1;638)}=0,22$; n.s.). Para este fator, obteve-se o padrão não agregado ($[D_1]=67,2\%$; $[D_2]=56,5\%$) pelo ID, e agregado pelo ICS ($[D_1]=64,0\%$; $[D_2]=66,7\%$) e Morisita ($[D_1]= 2,09\pm 0,15$; $[D_2]= 2,31\pm 0,33$) para a maioria das parcelas. Pelo ID também foi registrado o padrão agregado em 43,5% das parcelas no nível $[D_2]$, sendo que neste nível 66 parcelas foram analisadas contra 574 no nível $[D_1]$.

A distribuição espacial de *M. bidentata* ssp. *surinamensis* em função do efeito da distância mais próxima do rio registrou os padrões agregado pelo ICS ($[R_1]=64,1\%$; $[R_2]=65,7\%$; $[R_3]=62,6\%$) e Morisita ($[R_1]= 2,41\pm 0,26$; $[R_2]= 1,71\pm 0,12$; $[R_3]= 2,09\pm 0,32$) e não agregado pelo ID ($[R_1]=64,4\%$; $[R_2]=64,8\%$; $[R_3]=71,0\%$) com valores não significativos (ICS- $\chi^2_{(4)}=0,43$; n.s.; Morisita - $F_{(1;637)}=2,26$; n.s.; ID - $\chi^2_{(2)}=2,18$; n.s.).

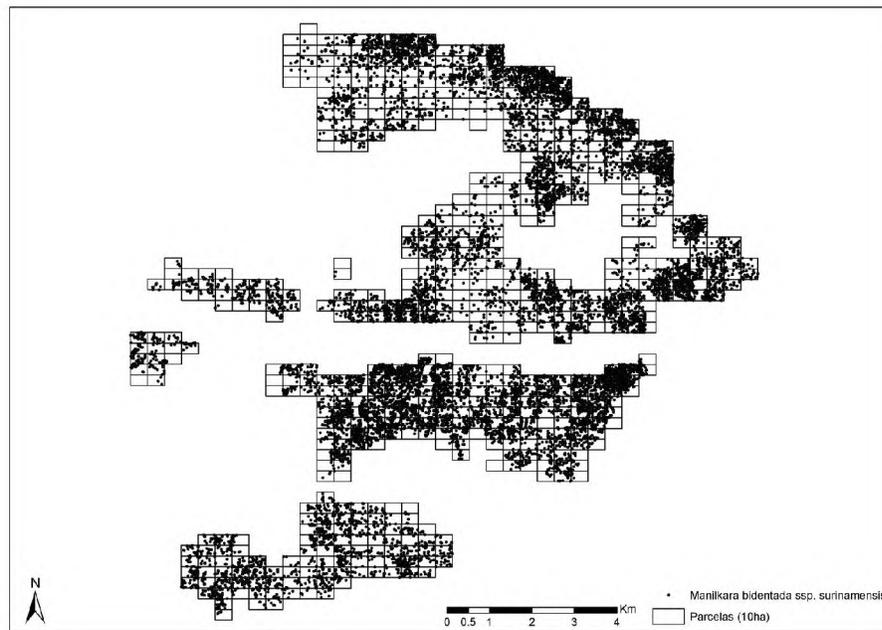


Figura 59 Registros de ocorrência de *M. bidentata* ssp. *surinamensis* na área das UPA 1 e 2 da área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.

A distribuição espacial de *M. bidentata* ssp. *surinamensis* em função do efeito das interações entre os fatores analisados só registrou valor significativo pela interação [A-D] pelo ID ($\chi^2_{(2)}=5,87$; *). Os demais valores das interações tanto por ID, ICS e Morisita foram registrados como não significativos. O padrão de distribuição registrado pelo índice ICS e Morisita foi o agregado para a maioria das parcelas analisadas. Pelo ID o padrão que prevaleceu foi o não agregado, no entanto nos níveis $[A_2-D_2]$, $[D_2-R_1]$, $[D_2-R_2]$, $A_2-D_2-R_1$ e

[A₂-D₂-R₂] das interações verifica-se percentuais consideráveis de parcelas em que ocorreu o padrão agregado (Tabela 31).

Os registros de *M. bidentata* ssp. *surinamensis* na área das UPA 1 e 2 se referem a 13.088 indivíduos, em 95,7% das parcelas analisadas, com uma média de 19,42 indivíduos por parcela (Figura 59).

Tabela 31 Valores de frequência absoluta e relativa de parcelas quanto a classificação de distribuição espacial de *Manilkara bidentata* ssp. *surinamensis* segundo os índices ID, ICS e Morisita, em função dos efeitos de altitude [A], declividade [D] e distância mais próxima do rio [R] e suas interações.

Efeito Níveis	ID			ICS				Índice de Morisita	p
	AG	N	p	AG	AL	RE	p		
A ₁	145 (34,9)	270 (65,1)	$\chi^2_{(1)}=0,50$	272 (65,5)	16 (3,9)	127 (30,6)	$\chi^2_{(2)}=1,73$	1,95±0,15	F _(1;638) =2,02
A ₂	80 (32,3)	168 (67,7)	n.s.	154 (62,1)	7 (2,8)	87 (35,1)	n.s.	2,37±0,29	n.s.
D ₁	195 (32,8)	399 (67,2)	$\chi^2_{(1)}=3,13$	380 (64)	20 (3,4)	194 (32,7)	$\chi^2_{(4)}=0,50$	2,09±0,15	F _(1;638) =0,22
D ₂	30 (43,5)	39 (56,5)	n.s.	46 (66,7)	3 (4,3)	20 (29)	n.s.	2,31±0,33	n.s.
R ₁	105 (35,6)	190 (64,4)	$\chi^2_{(2)}=2,18$	189 (64,1)	10 (3,4)	96 (32,5)	$\chi^2_{(4)}=0,43$	2,41±0,26	F _(2;637) =2,26
R ₂	75 (35,2)	138 (64,8)	n.s.	140 (65,7)	7 (3,3)	66 (31)	n.s.	1,71±0,12	n.s.
R ₃	45 (29)	110 (71)		97 (62,6)	6 (3,9)	52 (33,5)		2,09±0,32	
A ₁ -D ₁	145 (34,9)	270 (65,1)	$\chi^2_{(2)}=5,87$	272 (65,5)	16 (3,9)	127 (30,6)	$\chi^2_{(4)}=3,78$	1,95±0,15	F _(2;637) =1,02
A ₂ -D ₁	50 (27,9)	129 (72,1)	*	108 (60,3)	4 (2,2)	67 (37,4)	n.s.	2,39±0,37	n.s.
A ₂ -D ₂	30 (43,5)	39 (56,5)		46 (66,7)	3 (4,3)	20 (29)		2,31±0,33	
A ₁ -R ₁	65 (37,6)	108 (62,4)	$\chi^2_{(5)}=3,0$	113 (65,3)	7 (4)	53 (30,6)	$\chi^2_{(10)}=3,62$	2,12±0,22	F _(5;634) =1,43
A ₁ -R ₂	51 (35,2)	94 (64,8)	n.s.	96 (66,2)	6 (4,1)	43 (29,7)	n.s.	1,66±0,13	n.s.
A ₁ -R ₃	29 (29,9)	68 (70,1)		63 (64,9)	3 (3,1)	31 (32)		2,09±0,46	
A ₂ -R ₁	40 (32,8)	82 (67,2)		76 (62,3)	3 (2,5)	43 (35,2)		2,81±0,53	
A ₂ -R ₂	24 (35,3)	44 (64,7)		44 (64,7)	1 (1,5)	23 (33,8)		1,82±0,26	
A ₂ -R ₃	16 (27,6)	42 (72,4)		34 (58,6)	3 (5,2)	21 (36,2)		2,08±0,39	
D ₁ -R ₁	91 (34,5)	173 (65,5)	$\chi^2_{(5)}=5,46$	169 (64)	9 (3,4)	86 (32,6)	$\chi^2_{(10)}=1,41$	2,4±0,28	F _(5;634) =1,16
D ₁ -R ₂	66 (34,4)	126 (65,6)	n.s.	125 (65,1)	6 (3,1)	61 (31,8)	n.s.	1,63±0,11	n.s.
D ₁ -R ₃	38 (27,5)	100 (72,5)		86 (62,3)	5 (3,6)	47 (34,1)		2,13±0,36	
D ₂ -R ₁	14 (45,2)	17 (54,8)		20 (64,5)	1 (3,2)	10 (32,3)		2,5±0,54	
D ₂ -R ₂	9 (42,9)	12 (57,1)		15 (71,4)	1 (4,8)	5 (23,8)		2,5±0,72	
D ₂ -R ₃	7 (41,2)	10 (58,8)		11 (64,7)	1 (5,9)	5 (29,4)		1,71±0,3	
A ₁ -D ₁ -R ₁	65 (37,6)	108 (62,4)	$\chi^2_{(8)}=8,59$	113 (65,3)	7 (4)	53 (30,6)	$\chi^2_{(16)}=6,46$	2,12±0,22	F _(8;631) =1,09
A ₁ -D ₁ -R ₂	51 (35,2)	94 (64,8)	n.s.	96 (66,2)	6 (4,1)	43 (29,7)	n.s.	1,66±0,13	n.s.
A ₁ -D ₁ -R ₃	29 (29,9)	68 (70,1)		63 (64,9)	3 (3,1)	31 (32)		2,09±0,46	
A ₂ -D ₁ -R ₁	26 (28,6)	65 (71,4)		56 (61,5)	2 (2,2)	33 (36,3)		2,91±0,69	
A ₂ -D ₁ -R ₂	15 (31,9)	32 (68,1)		29 (61,7)	(0)	18 (38,3)		1,54±0,2	
A ₂ -D ₁ -R ₃	9 (22)	32 (78)		23 (56,1)	2 (4,9)	16 (39)		2,23±0,54	
A ₂ -D ₂ -R ₁	14 (45,2)	17 (54,8)		20 (64,5)	1 (3,2)	10 (32,3)		2,5±0,54	
A ₂ -D ₂ -R ₂	9 (42,9)	12 (57,1)		15 (71,4)	1 (4,8)	5 (23,8)		2,5±0,72	
A ₂ -D ₂ -R ₃	7 (41,2)	10 (58,8)		11 (64,7)	1 (5,9)	5 (29,4)		1,71±0,3	

Onde: AG – agregado; N – não agregado; AL – aleatório; RE – regular

Estrutura espacial e populacional de *Qualea paraensis* Ducke

Características botânicas e ecológicas

Qualea paraensis Ducke (Vochysiaceae) – mandioqueira-escamosa. Árvore de terra firme com altura variando de 10–35 m e DAP entre 12–58 cm (Figura 60.a), copa moderadamente ampla; base do tronco com sapopemas, côncavas ou retas, pouco ramificadas (Figura 60.e); o tronco mais cilíndrico na parte superior, mais próximo da copa; ritidoma em mosaico de marrom-avermelhado, claro, com efeito escamoso com placas soltas podres ou muito podres, placas maiores podendo ser semilenhosas, fixadas pelo ápice; embaixo das placas a cor é cinza claro ou marrom claro, pouco avermelhado ou ainda bege (Figura 60.f); com lenticelas dispostas aleatoriamente ou ausentes; a casca morta é cinza clara com algumas áreas marrons avermelhadas, escuras ou marrons com camadas mais claras; casca viva marrom avermelhada, escura, mais próximo do alburno é alaranjada com áreas fibrosas pontuadas mais ou menos em camadas (Figura 60.b); cheiro agradável às vezes forte. Folhas simples, oposta e decussada, elíptico-ovadas; ápice acuminado-caudado; base arredondada; margem inteira e textura coriácea (Figura 60.c-d). Glândulas na base do pecíolo. Inflorescência terminal; flores com cálice verde-rosado, a corola com pétalas vermelhas na base, tornando-se branca para o ápice, com linhas guias centralizadas, amareladas. O fruto é cápsula trilobada com sementes aladas. A madeira é moderadamente pesada, 780 kg/m³ da madeira seca, alburno bege, cerne pouco escuro, bom para compensado, tábuas, construção civil em geral (Paula & Alves 1997).

Floresce durante os meses de agosto a outubro e os frutos amadurecem em fevereiro a abril (Lorenzi 1998). Na área do estudo são registrados os meses de dezembro a janeiro para floração e janeiro a abril para frutificação (Coutinho & Pires 1996)

Ocorre somente em floresta de terra firme, em toda a região amazônica. Marcano-Berti (2005) registrou que a espécie é encontrada em planícies e regiões montanhosas em altitudes de 100-1000 m em Bolívar (Serranía de los Pijiguaos), Amazonas (Cerro Duida, Culebra, Río Sipapo, Tobogán de la sudeste de Selva de Puerto Ayacucho), Colômbia, Guiana, Peru e Brasil.

Apresenta dispersão anemocórica. É considerada espécie oportunista, e evidencia sua adaptação ao final da sucessão florestal, não tolerando grandes perturbações com a exploração madeireira, por necessitar de uma longa fase de recuperação de suas populações (Ferraz *et al.* 2004).

Na região do Vale do Jari a espécie é muito freqüente nas florestas de terra firme (Coutinho & Pires 1996). Na área das UPA 1 e 2 a dominância relativa média de *Q. paraensis* está entre 2-3% (Anexo 2), no entanto nos sítios estudados a espécie apresenta dominância secundária somente nos sítios de baixo nos níveis R₂ e R₃ de distâncias de rio. Nos sítios [112] que tem dominância principal de *G. glabra* e *M. bidentata* ssp. *surinamensis* ocorre junto com *L. membranacea* de dominância também secundária. Nos sítios [113], além das espécies citadas ocorre ainda *V. obscura*, também de dominância secundária.

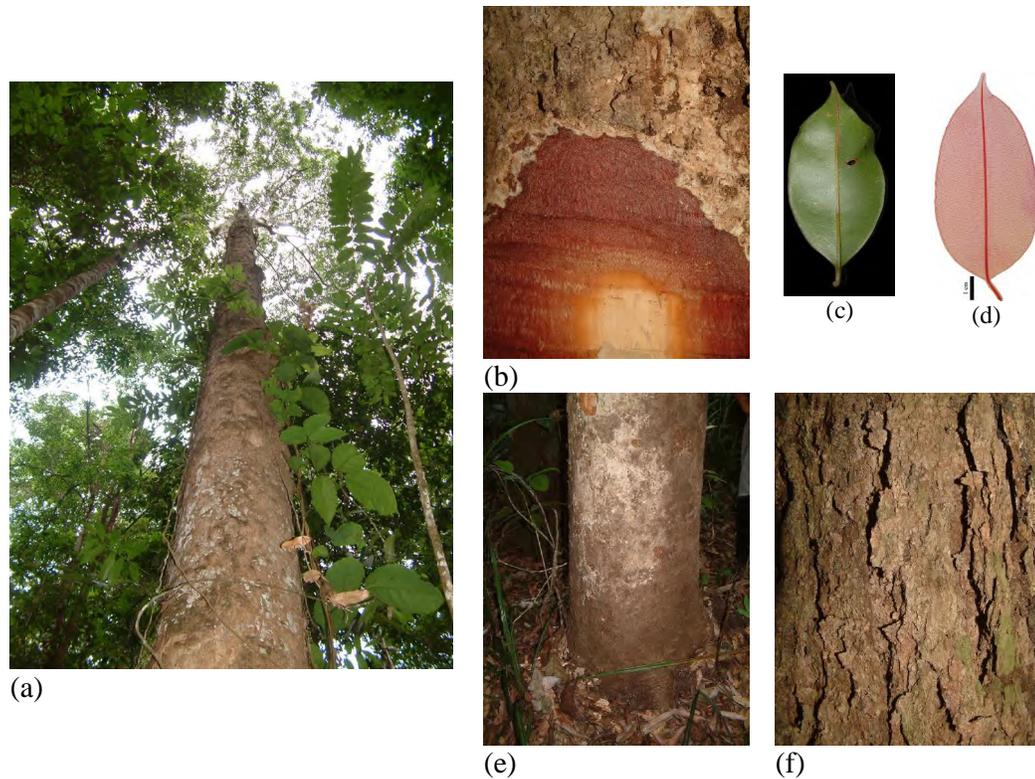


Figura 60 Estruturas morfológicas de *Qualea paraensis*. (a) Hábito; (b) corte evidenciando floema; (c) folha; (d) arquitetura foliar; (e) base do tronco; (f) ritidoma. Fonte: Hamada 2007

Fatores influentes na abundância de Qualea paraensis

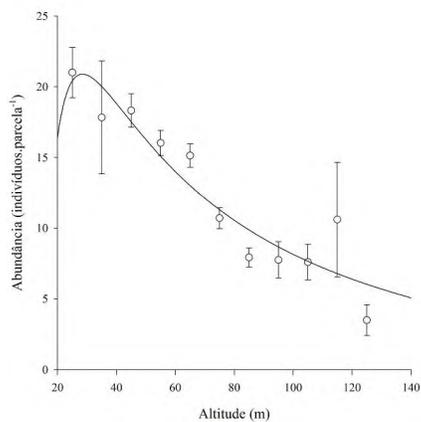
O modelo completo de regressão múltipla ($R^2_{aj}=0,20$; $p<0,001$) apresentou uma determinação considerável. Dentre os fatores lineares, declividade ($p<0,001$) e distância mais próxima do rio ($p<0,001$) apresentaram significância. Sob a forma quadrática, somente a altitude ($p<0,001$) foi significativa. Dentre as interações, altitude e declividade ($p<0,01$) e altitude e distância mais próxima do rio ($p<0,001$) foram significativas (Tabela 32).

Tabela 32 Parâmetros e coeficientes do modelo de regressão múltipla selecionado e coeficientes de determinação e significância do modelo de abundância de *Qualea paraensis*.

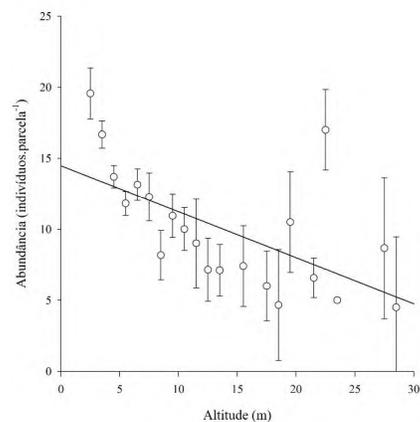
	Parâmetros					Coeficientes			
	Bi	SE(Bi)	p	Bi(-95%)	Bi(+95%)	βi	SE(βi)	βi(-95%)	βi(+95%)
b0	18,181	2,506	***	13,260	23,102				
{A}									
{D}	-1,745	0,494	***	-2,715	-0,775	-0,706	0,200	-1,099	-0,314
{R}	0,067	0,011	***	0,045	0,089	0,985	0,167	0,658	1,312
{A ² }	-0,002	0,0004	***	-0,002	-0,001	-0,373	0,103	-0,575	-0,171
{D ² }									
{R ² }	-0,00002	0,00001	n.s.	-0,00004	0,000001	-0,201	0,107	-0,410	0,009
{A*D}	0,019	0,005	***	0,009	0,030	0,911	0,244	0,431	1,391
{A*R}	-0,001	0,0002	***	-0,001	-0,0003	-0,638	0,170	-0,972	-0,305
{D*R}									

Modelo							
R	R ²	R ²	QM	QM	F	p	
Mult.	Mult.	Aj.	g.l.	Modelo	Erro		
0,46	0,21	0,20	(6;667)	2468,4	84,3	29,28	***

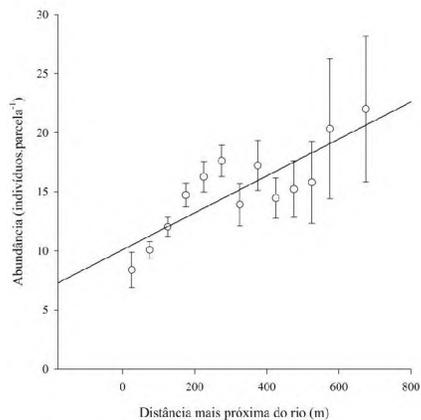
Onde: b₀ – intercepto; {A} – altitude; {D} – declividade; {R} distância mais próxima do rio; SE – erro padrão



(a)



(b)



(c)

Figura 61 Valores médios e erro padrão da abundância de indivíduos de *Qualea paraensis*, em função das classes intervalares de (a) altitude, e (b) distância mais próxima do rio, ajustados segundo modelos polinomiais lineares e quadráticos.

O desdobramento do efeito da altitude, apresentou um coeficiente de determinação elevado ($R^2=0,88$), sendo expresso pela função $y=-4,0149+1417,8085*(1/A)-$

$20177,7472*(1/A^2)$. A diferenciação desta função estabeleceu um ponto estacionário de máxima de 20,89 indivíduos.parcela⁻¹ em uma altitude de 28,45 m (Figura 61.a).

O efeito da declividade apresentou um coeficiente de determinação considerável ($R^2=0,33$), sendo expressa pela função $y= 14,4744 -0,3241*D$, o qual definiu, sob derivação, um ponto de máxima 13,66 indivíduos.parcela⁻¹ em uma declividade de 2,5% (Figura 61.b).

Já o desdobramento da distância mais próxima do rio apresentou um coeficiente de determinação elevado ($R^2=0,70$), sendo definido pela função $y=10,0972+0,0156*R$. A diferenciação desta função indicou um ponto de máxima de 20,64 indivíduos.parcela⁻¹ em uma distância mais próxima do rio de 675 m (Figura 61.c).

A interação entre a altitude e declividade, apresentou um coeficiente de determinação baixo ($R^2=0,14$). A função $y=29,7747 - 0,0451*A -2,1281*D -0,0022*A^2 + 0,0213*(A*D) + 0,0085*D^2$ descreve a relação entre a abundância de *Qualea paraensis* e as variáveis da interação. Por meio de diferenciação foi definido um ponto estacionário «de sela» igual a 7,22 indivíduos.parcela⁻¹ na combinação altitude 84,65 m e declividade 19,39% (Figura 62.a).

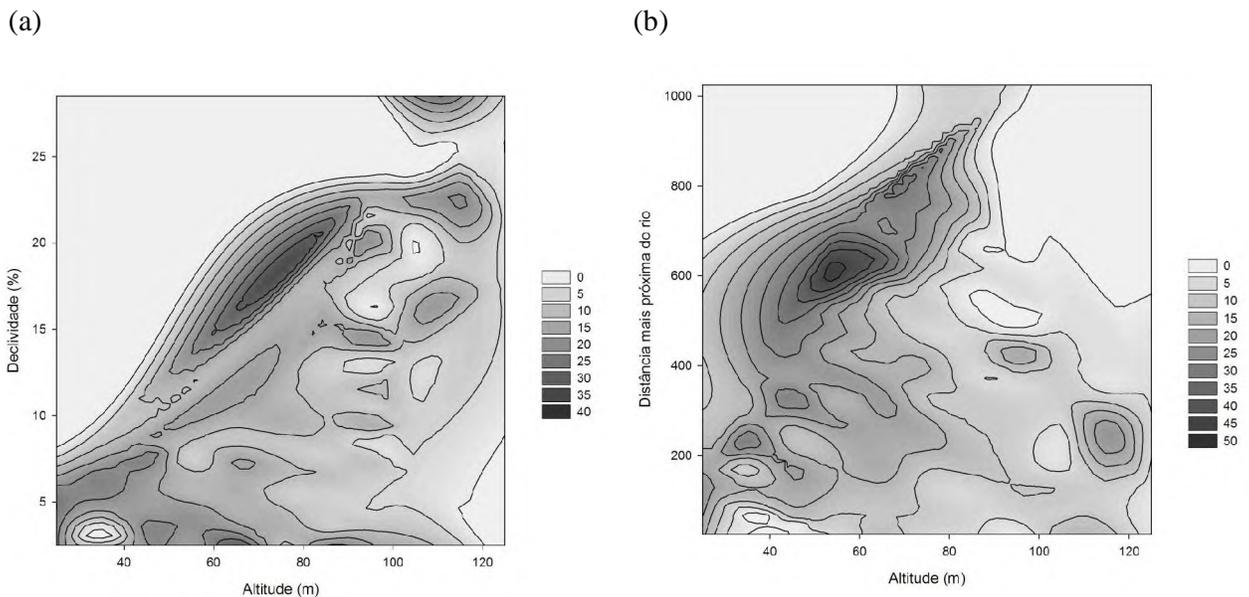


Figura 62 Valores de médios de abundância de indivíduos de *Qualea paraensis*, em função das classes intervalares de (a) altitude e declividade, (b) altitude e distância mais próxima do rio.

Já a interação altitude e distância mais próxima do rio apresentou um coeficiente de determinação considerável ($R^2=0,20$). A relação entre a abundância da espécie e as variáveis é dada pela função $y= 17,9354 -0,2017*A +0,0729*R +0,0009*A^2 -0,0007*(A*R) -$

0,00002*R². A diferenciação da função indicou um ponto estacionário «de sela» com valor de 6,90 indivíduos.parcela⁻¹ na combinação 110,29 m de altitude e distância mais próxima do rio de 2,43 m. Por tratar-se de um ponto estacionário «de sela», a preditibilidade desta função é mais restrita, como pode ser inspecionado visualmente em Figura 62.b.

Distribuição espacial

Para *Q. paraensis* foram obtidos valores significativos ($\chi^2_{(2)}=20,11$;***), pelo ICS, em função do efeito da altitude [A] na distribuição espacial da espécie que apresentou no nível [A₁] 64,7% das parcelas com distribuição agregada e, no nível [A₂] 47% agregada e 47,4% regular. Pelo ID, o efeito da altitude revelou o padrão não agregado, nos dois níveis analisados ([A₁]=62,5%; [A₂]=71,9%; $\chi^2_{(1)}=6,06$; *) com um nível e significância menor. Enquanto que, pelo índice Morisita o padrão obtido para a maioria das parcelas foi o agregado ([A₁]=1,99±0,14; [A₂]=2,03±0,17) mas, com valores não significativos ($F_{(1;627)}=0,04$; n.s.).

Para o efeito da declividade na distribuição espacial de *Q. paraensis* foi observado o padrão não agregado pelo ID ([D₁]=67,62%; [D₂]=64,7%) com valores não significativos. Pelo ICS com nível não significativo ($\chi^2_{(4)}=4,83$; n.s.) o padrão agregado foi registrado em 59,5% das parcelas para [D₁]; no nível [D₂] o padrão regular em 48,5% das parcelas foi superior ao agregado (45,6%). O índice de Morisita apresentou relativa significância ($F_{(1;627)}=4,84$;*) para o padrão de distribuição agregado ([D₁]= 1,92±0,11; [D₂]= 2,71±0,46).

O efeito da distância mais próxima do rio resultou em um padrão não agregado pelo ID [R₁]=65,1%; [R₂]=68,2%; [R₃]=64,9%; $\chi^2_{(2)}=0,66$; n.s.) na maioria das parcelas. Pelo ICS o padrão agregado prevaleceu [R₁]=54,8%; [R₂]=61,2%; [R₃]=59,7%; $\chi^2_{(4)}=3,23$; n.s.), mas com uma tendencia ao padrão regular no nível [R₁] em 40,4% das parcelas. Da mesma forma, foi observado o padrão agregado pelo índice de Morisita ([R₁]= 2,09±0,14; [R₂]= 1,88±0,23; [R₃]= 2,01±0,22) com valores não significativos ($F_{(1;626)}=0,35$; n.s.).

Uma análise em função do efeito das interações dos fatores registrou valores significativos pelo ICS para as interações [A-D] ($\chi^2_{(4)}=20,19$; ***), [A-R] ($\chi^2_{(10)}=31,29$;***e [A-D-R] ($\chi^2_{(16)}=36,49$; ***) e não significativos para [D-R]. Para a interação [A-D] foi registrado o padrão de distribuição agregado no nível [A₁-D₁] em 64,7% das parcelas, enquanto que no nível [A₂-D₁] em 47,5% ocorreu o padrão agregado e em 47% o padrão regular; no nível [A₂-D₂] o padrão agregado prevaleceu em 45,6% das parcelas enquanto que o regular em 48,5% (Tabela 33). Para a interação [A-R] o ICS registrou o padrão agregado

para a maioria das parcelas analisadas, sendo que nos níveis $[A_2-R_1]$ e $[A_2-R_2]$ em 51,2% e 47,1% das parcelas, respectivamente foi registrado o padrão regular (Tabela 33).

O padrão de distribuição regular também foi registrado nos níveis $[A_2-D_1-R_1]$ e $[A_2-D_2-R_2]$ em 52,7% e 52,4%, respectivamente das parcelas analisadas. Nos demais níveis dessa interação o padrão agregado prevaleceu nas parcelas. A interação $[D-R]$ apresentou valores não significativos para todos os níveis analisados.

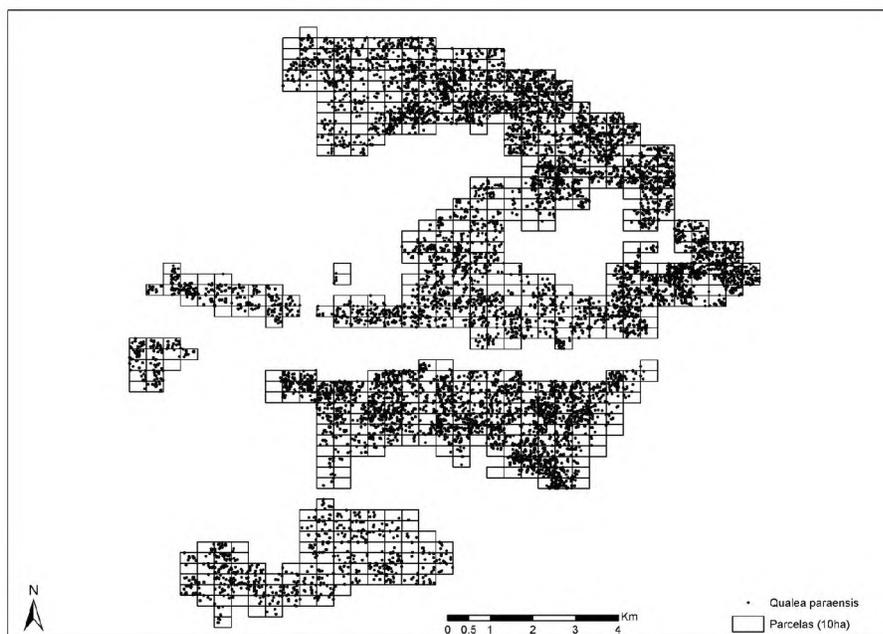


Figura 63 Registros de ocorrência de *Qualea paraensis* nas UPA 1 e 2 da área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.

Pelo ID, excetuando-se a interação $[A-D]$ as demais registraram valores não significativos para todos os níveis analisados. O padrão de distribuição registrado pelo ID prevaleceu o não agregado (Tabela 33). Para o índice de Morisita não foram registrados valores significativos entre os níveis das interações e o padrão presente na maioria das parcelas foi o agregado.

Q. paraensis ocorreu em 95,2% das parcelas analisadas com uma média de 13,57 indivíduos por parcela e um total de 9.145 indivíduos (Figura 63).

Tabela 33 Valores de frequência absoluta e relativa de parcelas quanto a classificação de distribuição espacial de *Qualea paraensis* segundo os índices ID, ICS e Morisita, em função dos efeitos de altitude [A], declividade [D] e distância mais próxima do rio [R] e suas interações.

Efeito Níveis	ID			ICS				Índice de Morisita	p
	AG	N	p	AG	AL	RE	p		
A ₁	154 (37,5)	257 (62,5)	$\chi^2_{(1)}=6,06$	266 (64,7)	17 (4,1)	128 (31,1)	$\chi^2_{(2)}=20,11$	1,99±0,14	F _{(1,627)=0,04}
A ₂	70 (28,1)	179 (71,9)	*	117 (47)	14 (5,6)	118 (47,4)	***	2,03±0,17	n.s.
D ₁	200 (33,8)	392 (66,2)	$\chi^2_{(1)}=0,06$	352 (59,5)	27 (4,6)	213 (36)	$\chi^2_{(4)}=4,83$	1,92±0,11	F _{(1,627)=4,84}
D ₂	24 (35,3)	44 (64,7)	n.s.	31 (45,6)	4 (5,9)	33 (48,5)	n.s.	2,71±0,46	*
R ₁	102 (34,9)	190 (65,1)	$\chi^2_{(2)}=0,66$	160 (54,8)	14 (4,8)	118 (40,4)	$\chi^2_{(4)}=3,23$	2,09±0,14	F _{(2,626)=0,35}
R ₂	68 (31,8)	146 (68,2)	n.s.	131 (61,2)	8 (3,7)	75 (35)	n.s.	1,88±0,23	n.s.
R ₃	54 (35,1)	100 (64,9)		92 (59,7)	9 (5,8)	53 (34,4)		2,01±0,22	
A ₁ -D ₁	154 (37,5)	257 (62,5)	$\chi^2_{(2)}=8,21$	266 (64,7)	17 (4,1)	128 (31,1)	$\chi^2_{(4)}=20,19$	1,99±0,14	F _{(2,626)=2,76}
A ₂ -D ₁	46 (25,4)	135 (74,6)	*	86 (47,5)	10 (5,5)	85 (47)	***	1,78±0,15	n.s.
A ₂ -D ₂	24 (35,3)	44 (64,7)		31 (45,6)	4 (5,9)	33 (48,5)		2,71±0,46	
A ₁ -R ₁	70 (41,4)	99 (58,6)	$\chi^2_{(5)}=10,53$	106 (62,7)	8 (4,7)	55 (32,5)	$\chi^2_{(10)}=31,29$	2,09±0,16	F _{(5,623)=0,40}
A ₁ -R ₂	46 (31,5)	100 (68,5)	n.s.	96 (65,8)	7 (4,8)	43 (29,5)	***	1,96±0,32	n.s.
A ₁ -R ₃	38 (39,6)	58 (60,4)		64 (66,7)	2 (2,1)	30 (31,3)		1,85±0,24	
A ₂ -R ₁	32 (26)	91 (74)		54 (43,9)	6 (4,9)	63 (51,2)		2,1±0,26	
A ₂ -R ₂	22 (32,4)	46 (67,6)		35 (51,5)	1 (1,5)	32 (47,1)		1,72±0,22	
A ₂ -R ₃	16 (27,6)	42 (72,4)		28 (48,3)	7 (12,1)	23 (39,7)		2,3±0,42	
D ₁ -R ₁	91 (34,7)	171 (65,3)	$\chi^2_{(5)}=0,73$	147 (56,1)	11 (4,2)	104 (39,7)	$\chi^2_{(10)}=10,93$	1,98±0,13	F _{(5,623)=1,64}
D ₁ -R ₂	61 (31,6)	132 (68,4)	n.s.	121 (62,7)	8 (4,1)	64 (33,2)	n.s.	1,89±0,25	n.s.
D ₁ -R ₃	48 (35)	89 (65)		84 (61,3)	8 (5,8)	45 (32,8)		1,86±0,19	
D ₂ -R ₁	11 (36,7)	19 (63,3)		13 (43,3)	3 (10)	14 (46,7)		3,12±0,78	
D ₂ -R ₂	7 (33,3)	14 (66,7)		10 (47,6)	(0)	11 (52,4)		1,85±0,44	
D ₂ -R ₃	6 (35,3)	11 (64,7)		8 (47,1)	1 (5,9)	8 (47,1)		3,16±1,23	
A ₁ -D ₁ -R ₁	70 (41,4)	99 (58,6)	$\chi^2_{(8)}=13,19$	106 (62,7)	8 (4,7)	55 (32,5)	$\chi^2_{(16)}=36,49$	2,09±0,16	F _{(8,620)=1,17}
A ₁ -D ₁ -R ₂	46 (31,5)	100 (68,5)	n.s.	96 (65,8)	7 (4,8)	43 (29,5)	***	1,96±0,32	n.s.
A ₁ -D ₁ -R ₃	38 (39,6)	58 (60,4)		64 (66,7)	2 (2,1)	30 (31,3)		1,85±0,24	
A ₂ -D ₁ -R ₁	21 (22,6)	72 (77,4)		41 (44,1)	3 (3,2)	49 (52,7)		1,79±0,24	
A ₂ -D ₁ -R ₂	15 (31,9)	32 (68,1)		25 (53,2)	1 (2,1)	21 (44,7)		1,65±0,25	
A ₂ -D ₁ -R ₃	10 (24,4)	31 (75,6)		20 (48,8)	6 (14,6)	15 (36,6)		1,91±0,29	
A ₂ -D ₂ -R ₁	11 (36,7)	19 (63,3)		13 (43,3)	3 (10)	14 (46,7)		3,12±0,78	
A ₂ -D ₂ -R ₂	7 (33,3)	14 (66,7)		10 (47,6)	(0)	11 (52,4)		1,85±0,44	
A ₂ -D ₂ -R ₃	6 (35,3)	11 (64,7)		8 (47,1)	1 (5,9)	8 (47,1)		3,16±1,23	

Onde: AG – agregado; N – não agregado; AL – aleatório; RE – regular

Estrutura espacial e populacional de *Vochysia obscura* Warm.

Características botânicas e ecológicas

Vochysia obscura Warm. (Vochysiaceae) – quaruba-rosa. Árvore de terra firme com altura de 7–35 m e até 70 cm de DAP (Figura 64.a); tronco reto, cilíndrico; base do tronco digitada ou com pequenas sapopemas; ritidoma marrom-avermelhado, acinzentado, com

aspecto mais ou menos liso, às vezes apresenta-se meio escamoso com placas relativamente pequenas, presas pelo ápice; lenticelas quando presentes são circulares, proeminentes, formando longas linhas horizontais (Figura 64.e); sob as placas são bege-escuro ou cinza-clara; a casca morta é acinzentada a marrom-clara; casca viva alaranjada clara com linhas radiais que evidenciam a separação do albúrneo branco (Figura 64.f); exsuda bastante seiva transparente e pegajosa que oxida para alaranjada; o cheiro é agradável. Folhas simples, oposta e decussada, elíptica; ápice retuso; base cuneada; margem inteira; textura coriácea (Figura 64.b-d). Um par de estípulas está presente na base do pecíolo. Inflorescência terminal em panícula com flores amarelas. Os frutos são cápsulas loculicidas com sementes aladas. A madeira apresenta densidade aparente de $0,55 \text{ g/cm}^3$, de difícil deslignificação e rendimento em celulose baixo. Apresenta boas características físico-mecânicas, porém seu uso para a obtenção de celulose não é aconselhável (Lobato 1969).

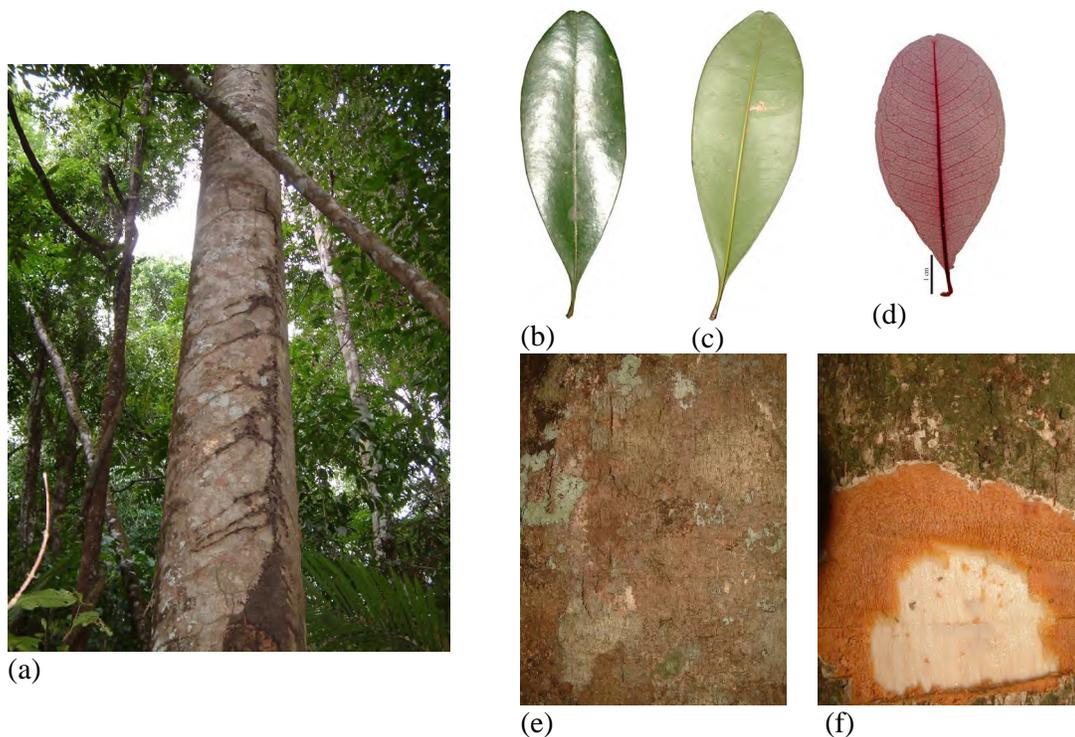


Figura 64 Estruturas morfológicas de *Vochysia obscura*. (a) tronco; (b) face adaxial da folha; (c) face abaxial da folha; (d) folha diafanizada evidenciando venação; (e) ritidoma; (f) corte evidenciando floema. Fotos: Hamada (2007).

Floresce de abril a dezembro e frutifica de fevereiro a junho (Hamada 2007). Na região do Vale do Jari os registros para floração são para os meses de setembro e janeiro e para frutificação os meses de dezembro a fevereiro (Coutinho & Pires 1996).

Marcano-Berti (2005) registraram a ocorrência da espécie em geral para florestas ribeirinhas, em áreas com altitudes de 50–200 m na Colômbia, Peru, Brasil.

Outras espécies de *Vochysia* também são registradas na região e recebem a denominação de derivativos de quaruba. Essas espécies têm madeiras parecidas e as mesmas aplicações na indústria madeireira. No entanto, a mais comum na região é *V. obscura* (Coutinho & Pires 1996).

Os valores de dominância relativa média obtidos para *V. obscura* na área das UPA 1 e 2, foram entre 1-2%, sendo portanto, entre as 10 espécies o menor valor obtido (Anexo 2). Não registrou valores de dominância principal entre os sítios estudados. Dominância secundária foi registrada no sítio [113] junto com *Q. paraensis* e *L. membranacea*, nesses sítios, *G. glabra* e *M. bidentata* ssp. *surinamensis*, apresentaram dominância principal (Tabela 11).

Fatores influentes na abundância de Vochysia obscura

O modelo completo de regressão múltipla ($R^2_{aj.}=0,33$; $p<0,001$) apresentou uma determinação considerável. Dentre os fatores lineares, altitude ($p<0,01$) e distância mais próxima do rio ($p<0,001$) apresentaram significância. Sob a forma quadrática, altitude ($p<0,001$) e distância mais próxima do rio ($p<0,001$) foram significativas. Dentre as interações, somente altitude e declividade ($p<0,001$) foram significativas (Tabela 34).

Tabela 34 Parâmetros e coeficientes do modelo de regressão múltipla selecionado e coeficientes de determinação e significância do modelo de abundância de *Vochysia obscura*

	Parâmetros					Coeficientes			
	Bi	SE(Bi)	p	Bi _(.95%)	Bi _(+.95%)	βi	SE(βi)	βi _(.95%)	βi _(+.95%)
b ₀	3,669	7,593	n.s.	-11,240	18,577				
{A}	0,573	0,220	**	0,140	1,006	0,679	0,261	0,166	1,192
{D}									
{R}	0,038	0,011	***	0,017	0,059	0,401	0,113	0,178	0,623
{A ² }	-0,007	0,002	***	-0,010	-0,003	-1,165	0,302	-1,758	-0,572
{D ² }									
{R ² }	-0,0001	0,00002	***	-0,0001	-0,00004	-0,490	0,114	-0,714	-0,266
{A*D}	0,010	0,003	***	0,005	0,016	0,353	0,094	0,168	0,537
{A*R}									
{D*R}	0,001	0,001	n.s.	-0,001	0,002	0,089	0,078	-0,065	0,242
Modelo									
	R	R ²	R ²	g.l.	QM	QM	F	p	
	Mult.	Mult.	Aj.		Modelo	Erro			
	0,58	0,34	0,33	(6;667)	4827,3	85,3	56,61	***	

Onde: b₀ – intercepto; {A} – altitude; {D} – declividade; {R} distância mais próxima do rio; SE – erro padrão

O desdobramento do efeito da altitude, apresentou um coeficiente de determinação elevado ($R^2=0,89$), sendo expresso pela função $y= 29,8862 -0,4259*A+0,0015*A^2$. A diferenciação desta função estabeleceu um ponto estacionário de máxima de 18,86 indivíduos.parcela⁻¹ em uma altitude de 31,95m (Figura 65.a).

A declividade assinalou um coeficiente de determinação, também elevado ($R^2=0,61$). A função $y=14,6964-1,2818*D+0,0318*D^2$. Após diferenciação foi definido um ponto estacionário de mínima de 1,76 indivíduos.parcela⁻¹ em uma declividade de 201,6% (Figura 65.b).

Também com um coeficiente de determinação elevado ($R^2=0,75$), o efeito de distância mais próxima do rio, o qual foi representado pela função $y=0,2264+0,0692*R-0,0001*R^2$, apresentou, após diferenciação um ponto estacionário de máxima de 13,48 indivíduos.parcela⁻¹ a uma distância mais próxima do rio de 383,50 m (Figura 65.b).

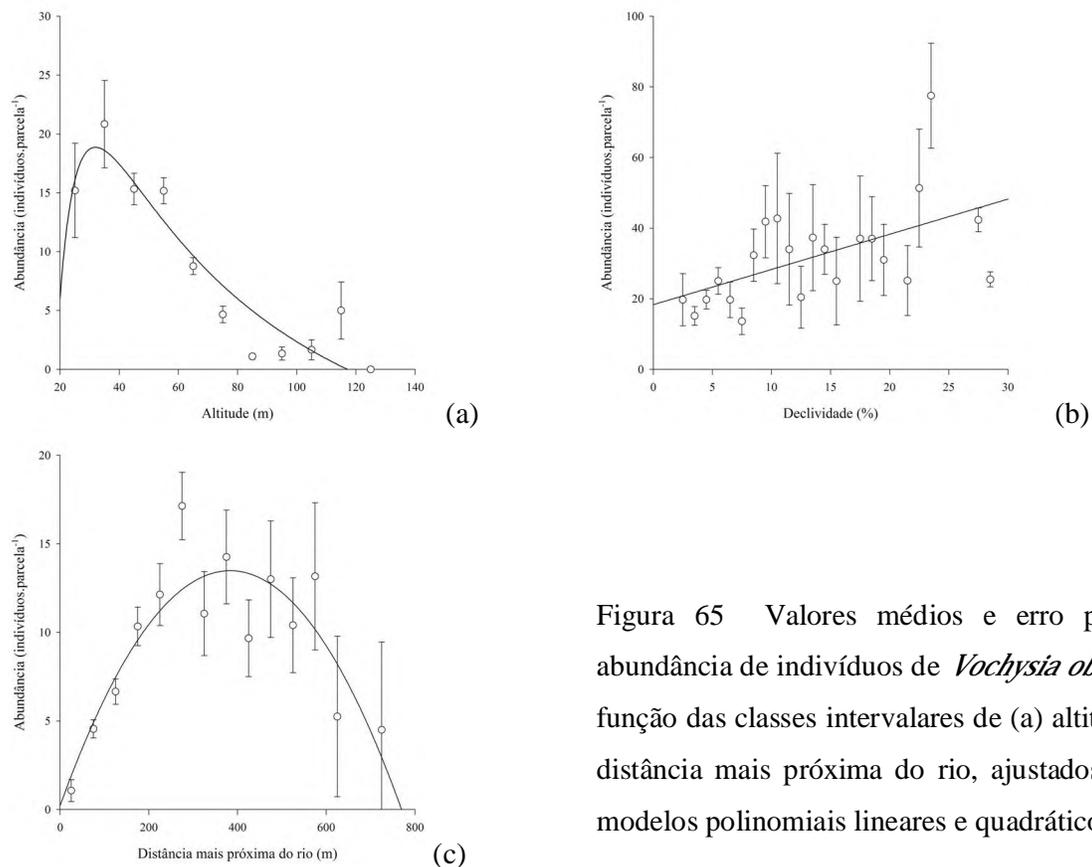


Figura 65 Valores médios e erro padrão da abundância de indivíduos de *Vochysia obscura*, em função das classes intervalares de (a) altitude, e (b) distância mais próxima do rio, ajustados segundo modelos polinomiais lineares e quadráticos.

A interação altitude e declividade apresentou um coeficiente de determinação ($R^2=0,24$) considerável. Sendo que a relação entre a abundância de *Vochysia obscura* e a altitude e declividade foi expressa pela função $y=39,4484-0,3535*A-2,2136*D-0,0011*A^2+0,0267*(A*D)-0,0036*D^2$. Após a diferenciação desta função foi definido um

ponto estacionário «de sela» correspondente a 1,172 indivíduos.parcela⁻¹ na combinação altitude 88,64 m e declividade 20,42% (Figura 66.a).

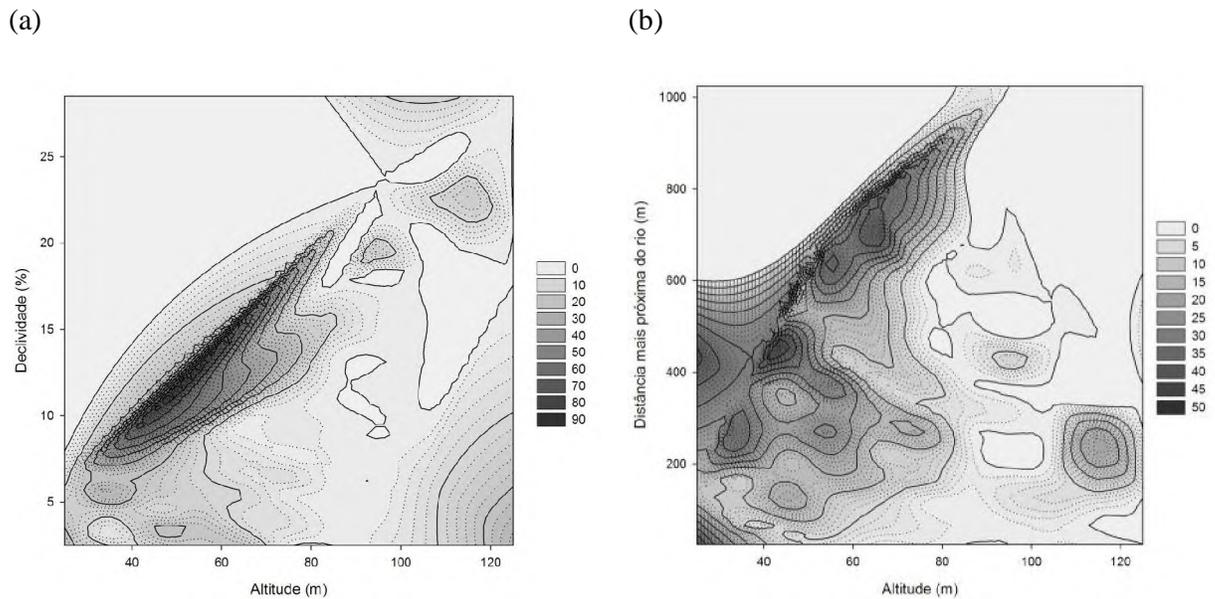


Figura 66 Valores de médios de abundância de indivíduos de *Vochysia obscura*, em função das classes intervalares de (a) altitude e declividade, (b) altitude e distância mais próxima do rio.

Um valor de coeficiente de determinação ($R^2=0,33$), também considerável, foi assinalado na interação altitude e distância mais próxima do rio considerável. A função $y=-16,1652+0,8042*A+0,0185*R-0,0064*A^2+0,0005*(A*R)-0,0001*R^2$, sob diferenciação forneceu um ponto estacionário «de sela» igual a 0,182 indivíduos.parcela⁻¹ na combinação altitude 114,9 m e distância mais próxima do rio 144,09 m (Figura 66.b).

Distribuição espacial

A distribuição espacial de *V. obscura* tem valores significativos em função da altitude pelos índices ID ($\chi^2_{(1)}=11,87;***$) e ICS ($\chi^2_{(2)}=69,80;***$). No entanto, o padrão obtido em função da altitude foi de não agregação pelo ID ([A₁]=67,4%; [A₂]=83,5%), e de agregado pelo ICS para ([A₁]=65,4%). Para o nível [A₂], o padrão de distribuição de *V. obscura*, apresentou-se distribuído em agregado (33,9%), aleatório (32,2%) e regular (33,9%). Pelo índice de Morisita, a altitude registrou efeitos não significativos ($F_{(1;420)}=1,17$; n.s.) e o padrão obtido foi o agregado ([A₁]=2,09±0,13; [A₂]=2,50±0,55).

A distribuição espacial da espécie, em função do efeito da declividade, apresentou valores significativos pelo ICS ($\chi^2_{(4)}=33,37;***$) com o padrão agregado em 58,1% das parcelas no nível [D₁] e o padrão aleatório em 48,1% das parcelas em [D₂], sendo que nesse nível, o número de parcelas analisadas (14) foi relativamente bem menor que no nível [D₁] (408). Pelo índice de Morisita também foi registrado o padrão agregado para a maioria das parcelas com valores significativos ($F_{(1;420)}=9,85;***$). Pelo ID, o padrão de distribuição espacial que se manteve nas parcelas analisadas foi o não agregado ([D₁]=70,8%; [D₂]=85,2%) com nível estatístico não significativo ($\chi^2_{(1)}=2,58$; n.s.).

A distância mais próxima do rio apresentou valores significativos somente pelo índice de Morisita ($F_{(1;419)}=8,29;***$), onde o padrão mantido, na maioria das parcelas, foi o agregado. Pelo ICS, o efeito da distância do rio registrou o padrão agregado ([R₁]=53,7%; [R₂]=64,0%; [R₃]=52,9%) para a maioria das parcelas, com valores não significativos ($\chi^2_{(4)}=8,41$; n.s.). Enquanto que, pelo ID o padrão mantido foi o não agregado ([R₁]=66,8%; [R₂]=74,4%; [R₃]=75,2%) com valores também não significativos ($\chi^2_{(2)}=3,56$; n.s.).

O efeito das interações, entre os fatores analisados, registrou valores muito significativos pelos três índices analisados, efectuando-se a interação [D-R] pelo ID. A interação [A-D] revelou o padrão não agregado para mais de 65% das parcelas em todos os níveis pelo ID, enquanto que pelo ICS foram registrados o padrão agregado no nível [A₁-D₁] em 65,4% das 336 parcelas, no nível [A₂-D₁] o padrão regular em 40% das 72 parcelas e no nível [A₂-D₂] o padrão aleatório em 48,1% das 14 parcelas, com valores muito significativos ($\chi^2_{(4)}=82,79;***$). O padrão agregado prevaleceu na maioria das parcelas em todos os níveis da interação pelo índice de Morisita (Tabela 35).

Para o efeito da interação [A-R] foi obtido pelo ID o padrão não agregado para a maioria das parcelas em todos os níveis ($\chi^2_{(5)}=21,76;***$). Pelo ICS ($\chi^2_{(10)}=82,16;***$) o padrão agregado prevaleceu para a maioria das parcelas nos níveis analisados, exceto para os níveis [A₂-R₁] onde 40% das 30 parcelas registrou o padrão aleatório e no nível [A₂-R₃] em 41,2% das 23 parcelas o padrão registrado foi o regular (Tabela 35). O padrão agregado prevaleceu na maioria das parcelas pelo índice de Morisita com valores muito significativos ($F_{(5;416)}=4,10;***$).

O padrão agregado foi registrado na maioria das parcelas em todos os níveis para o efeito da interação [D-R] com valores muito significativos pelo índice ICS ($\chi^2_{(10)}=42,61;***$) e Morisita ($F_{(5;416)}=8,04;***$). No nível [D₂-R₃] pelo ICS foi registrado em 50% das 3 parcelas nesse nível o padrão aleatório (Tabela 35).

O ID registrou o padrão não agregado para a maioria das parcelas em todos níveis da interação [A-D-R] ($\chi^2_{(8)}=22,47;***$). Pelo ICS o padrão agregado foi mais expressivo nos níveis [A₁-D₁-R_{1,3}] e [A₂-D₁-R₂]. Nos níveis [A₂-D₁-R_{1,3}] o padrão que prevaleceu foi o regular, enquanto que o aleatório foi registrado na maioria das parcelas dos níveis [A₂-D₂-R_{1,3}] (Tabela 35). Pelo índice de Morisita o padrão registrado foi o agregado para a maioria das parcelas com valores significativos ($F_{(8;413)}=5,34;***$).

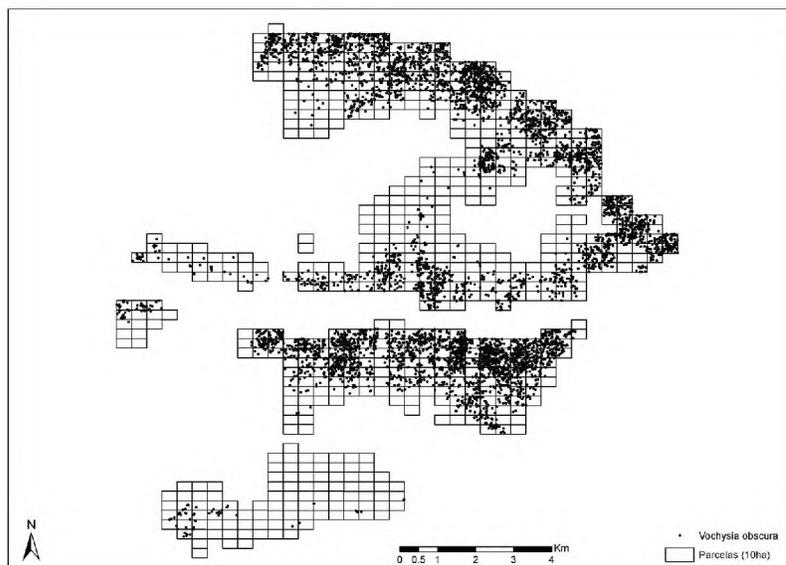


Figura 67 Registros de ocorrência de *Vochysia obscura* na área das UPA 1 e 2 da área de manejo da Orsa Florestal, Monte Dourado, Pará.

Na área das UPA 1 e 2 foram registrados 6.122 indivíduos de *V. obscura* em 69,7% das parcelas analisadas na área com uma média de 9,08 indivíduos por parcela (Figura 67).

Tabela 35 Valores de frequência absoluta e relativa de parcelas quanto a classificação de distribuição espacial de *Vochysia obscura* segundo os índices ID, ICS e Morisita, em função dos efeitos de altitude [A], declividade [D] e distância mais próxima do rio [R] e suas interações.

Efeito Níveis	ID			ICS				Índice de Morisita	p
	AG	N	p	AG	AL	RE	p		
A ₁	116 (32,6)	240 (67,4)	$\chi^2_{(1)}=11,87$	233 (65,4)	20 (5,6)	103 (28,9)	$\chi^2_{(2)}=69,80$	2,09±0,13	F _{(1;420)}=1,17}
A ₂	21 (16,5)	106 (83,5)	***	43 (33,9)	41 (32,3)	43 (33,9)	***	2,5±0,55	n.s.
D ₁	133 (29,2)	323 (70,8)	$\chi^2_{(1)}=2,58$	265 (58,1)	48 (10,5)	143 (31,4)	$\chi^2_{(4)}=33,37$	2,09±0,12	F _{(1;420)}=9,85}
D ₂	4 (14,8)	23 (85,2)	n.s.	11 (40,7)	13 (48,1)	3 (11,1)	***	4,74±3	***
R ₁	63 (33,2)	127 (66,8)	$\chi^2_{(2)}=3,56$	102 (53,7)	31 (16,3)	57 (30)	$\chi^2_{(4)}=8,41$	2,95±0,36	F _{(2;419)}=8,29}
R ₂	44 (25,6)	128 (74,4)	n.s.	110 (64)	13 (7,6)	49 (28,5)	n.s.	1,8±0,13	***
R ₃	30 (24,8)	91 (75,2)		64 (52,9)	17 (14)	40 (33,1)		1,56±0,17	
A ₁ -D ₁	116 (32,6)	240 (67,4)	$\chi^2_{(2)}=11,92$	233 (65,4)	20 (5,6)	103 (28,9)	$\chi^2_{(4)}=82,79$	2,09±0,13	F _{(2;419)}=4,92}
A ₂ -D ₁	17 (17)	83 (83)	***	32 (32)	28 (28)	40 (40)	***	2,07±0,34	**
A ₂ -D ₂	4 (14,8)	23 (85,2)		11 (40,7)	13 (48,1)	3 (11,1)		4,74±3	
A ₁ -R ₁	56 (40)	84 (60)	$\chi^2_{(5)}=21,76$	90 (64,3)	11 (7,9)	39 (27,9)	$\chi^2_{(10)}=82,16$	2,8±0,29	F _{(5;416)}=4,10}
A ₁ -R ₂	33 (25,6)	96 (74,4)	***	88 (68,2)	3 (2,3)	38 (29,5)	***	1,64±0,12	***
A ₁ -R ₃	27 (31)	60 (69)		55 (63,2)	6 (6,9)	26 (29,9)		1,68±0,2	
A ₂ -R ₁	7 (14)	43 (86)		12 (24)	20 (40)	18 (36)		3,63±1,5	
A ₂ -R ₂	11 (25,6)	32 (74,4)		22 (51,2)	10 (23,3)	11 (25,6)		2,4±0,44	
A ₂ -R ₃	3 (8,8)	31 (91,2)		9 (26,5)	11 (32,4)	14 (41,2)		1,17±0,22	
D ₁ -R ₁	62 (34,4)	118 (65,6)	$\chi^2_{(5)}=6,87$	98 (54,4)	26 (14,4)	56 (31,1)	$\chi^2_{(10)}=42,61$	2,75±0,27	F _{(5;416)}=8,04}
D ₁ -R ₂	42 (26,1)	119 (73,9)	n.s.	105 (65,2)	8 (5)	48 (29,8)	***	1,78±0,14	***
D ₁ -R ₃	29 (25,2)	86 (74,8)		62 (53,9)	14 (12,2)	39 (33,9)		1,54±0,17	
D ₂ -R ₁	1 (10)	9 (90)		4 (40)	5 (50)	1 (10)		9,27±9,15	
D ₂ -R ₂	2 (18,2)	9 (81,8)		5 (45,5)	5 (45,5)	1 (9,1)		2,2±0,57	
D ₂ -R ₃	1 (16,7)	5 (83,3)		2 (33,3)	3 (50)	1 (16,7)		2,28±1,52	
A ₁ -D ₁ -R ₁	56 (40)	84 (60)	$\chi^2_{(8)}=22,47$	90 (64,3)	11 (7,9)	39 (27,9)	$\chi^2_{(16)}=96,99$	2,8±0,29	F _{(8;413)}=5,34}
A ₁ -D ₁ -R ₂	33 (25,6)	96 (74,4)	***	88 (68,2)	3 (2,3)	38 (29,5)	***	1,64±0,12	***
A ₁ -D ₁ -R ₃	27 (31)	60 (69)		55 (63,2)	6 (6,9)	26 (29,9)		1,68±0,2	
A ₂ -D ₁ -R ₁	6 (15)	34 (85)		8 (20)	15 (37,5)	17 (42,5)		2,51±0,79	
A ₂ -D ₁ -R ₂	9 (28,1)	23 (71,9)		17 (53,1)	5 (15,6)	10 (31,3)		2,45±0,53	
A ₂ -D ₁ -R ₃	2 (7,1)	26 (92,9)		7 (25)	8 (28,6)	13 (46,4)		1,01±0,17	
A ₂ -D ₂ -R ₁	1 (10)	9 (90)		4 (40)	5 (50)	1 (10)		9,27±9,15	
A ₂ -D ₂ -R ₂	2 (18,2)	9 (81,8)		5 (45,5)	5 (45,5)	1 (9,1)		2,2±0,57	
A ₂ -D ₂ -R ₃	1 (16,7)	5 (83,3)		2 (33,3)	3 (50)	1 (16,7)		2,28±1,52	

Onde: AG – agregado; N – não agregado; AL – aleatório; RE – regular

Modelagem de predição para distribuição de 10 espécies vegetais mais abundantes no Vale do Jari, Almeirim, Pará, usando MaxEnt e GARP.

Os diferentes processos de validação dos modelos, gerados pelos algoritmos MaxEnt e GARP, variaram de forma distinta, na predição de pontos de ocorrência conhecidos para as espécies, nas áreas em que foram projetados. As predições que compararam áreas com variação topográfica diferentes (baixios nas UPA's 1 e 2 e platôs nas UPA's 3 e 4) apresentaram os menores valores de AUC (0,57) para os dois algoritmos utilizados. Vale salientar no entanto, que nas UPA 1 e 2 áreas consideradas de platô foram aquelas formadas por parcelas resultantes da interação [A₂-D₁], enquanto que nas UPA 3 e 4, além dessas, foram incluídas parcelas situadas em áreas de [A₃-D₁] que estão ausentes nas UPA 1 e 2. O número de parcelas resultantes das interações que originaram os sítios estudados também foi diferente entre as áreas das UPA 1-2 e 3-4. Na UPA 1 todas as 223 parcelas foram registradas nas classes de altitude A₁-A₂ e D₁-D₂ de declividade. Na UPA 2, treze parcelas foram registradas em áreas dos níveis A₃ e D₃ de um total de 470 parcelas. Na UPA 3 de 765 parcelas somente 36 ocorreram na altitude [A₁] enquanto nas outras classes de altitude o número de parcelas foi bem maior (288 em [A₂] e 395 em [A₃]). Na UPA 4 o maior número de parcelas foi registrado na classe [A₃] de altitude (526) e destas 310 em áreas planas [D₁] (platôs); em [A₂] foram registradas 320 parcelas das quais 267 em platô [D₁] (Tabela 36). Avaliando os valores de AUC obtidos, para os diferentes cenários estabelecidos, não foram registradas diferenças discrepantes entre os algoritmos utilizados (Tabela 37).

A comparação de áreas similares (1 → 2) gerou modelos com boas predições para (1→2 e 2→1) e, apesar dos valores de AUC estarem abaixo do ponto de corte estabelecido para as áreas de platô (3 → 4) este são similares. Os melhores valores médios de AUC foram obtidos para os modelos gerados com 50% dos pontos de toda a área inventariada (0,81-0,85). Neste cenário os modelos de todas as espécies apresentaram valores acima do ponto de corte estabelecido.

A variação no desempenho entre os algoritmos foi similar, mas distinta entre as espécies. Na predição dos modelos nas áreas ambientalmente diferentes, os valores de AUC obtidos com os modelos gerados a partir dos pontos de ocorrência das espécies nas UPA's 1 e 2 e, projetados na área das UPA's 3 e 4 variaram de 0,41 a 0,85 para o algoritmo MaxEnt e de 0,42 a 0,85 para o algoritmo GARP (Tabela 37). *P. excelsa* (MaxEnt = 0,85; GARP = 0,84) e

L. membranacea (MaxEnt = 0,84; GARP = 0,85) foram as espécies com os maiores valores de validação. Para todas as demais espécies, os valores de AUC, observados para os dois algoritmos, foram menores do que o valor mínimo considerado como corte (Tabela 37).

Tabela 36 Número de parcelas e percentual destas em função do sítios, nas UPA avaliadas.

Domínios topográficos	Sítios	UPA				Total
		UPA 1	UPA 2	UPA 3	UPA 4	
DT _(B)	A ₁ -D ₁ -R ₁	72 (32,3%)	108 (23,0%)	24 (3,1%)		204 (8,9%)
	A ₁ -D ₁ -R ₂	60 (26,9%)	87 (18,5%)	10 (1,3%)	1 (0,1%)	158 (6,9%)
	A ₁ -D ₁ -R ₃	46 (20,6%)	54 (11,5%)	2 (0,3%)		102 (4,4%)
	A ₂ -D ₁ -R ₁	15 (6,7%)	79 (16,8%)	60 (7,8%)	106 (12,5%)	260 (11,3%)
	A ₂ -D ₁ -R ₂	6 (2,7%)	43 (9,10%)	94 (12,3%)	86 (10,2%)	229 (9,9%)
	A ₂ -D ₁ -R ₃	17 (7,6%)	24 (5,10%)	88 (11,5%)	75 (8,9%)	204 (8,9%)
	A ₂ -D ₂ -R ₁	3 (1,3%)	29 (6,20%)	11 (1,4%)	19 (2,2%)	62 (2,7%)
	A ₂ -D ₂ -R ₂	3 (1,3%)	15 (3,20%)	12 (1,6%)	16 (1,9%)	46 (2,0%)
	A ₂ -D ₂ -R ₃	1 (0,4%)	15 (3,20%)	23 (3,0%)	18 (2,1%)	57 (2,5%)
DT _(P)	A ₃ -D ₁ -R ₁				12 (1,4%)	12 (0,5%)
	A ₃ -D ₁ -R ₂				17 (2%)	17 (0,7%)
	A ₃ -D ₁ -R ₃			290 (37,9%)	281 (33,2%)	571 (24,8%)
	A ₃ -D ₂ -R ₁	1 (0,2%)		4 (0,5%)	23 (2,7%)	28 (1,2%)
	A ₃ -D ₂ -R ₂			4 (0,5%)	18 (2,1%)	22 (1%)
	A ₃ -D ₂ -R ₃	4 (0,9%)		100 (13,1%)	119 (14,0%)	223 (9,7%)
	A ₃ -D ₃ -R ₁	5 (1,1%)		2 (0,3%)	8 (0,9%)	15 (0,7%)
	A ₃ -D ₃ -R ₂	1 (0,2%)		5 (0,7%)	8 (0,9%)	14 (0,6%)
A ₃ -D ₃ -R ₃			35 (4,6%)	40 (4,7%)	75 (3,3%)	
Outros	A ₁ -D ₂ -R ₁		2 (0,4%)	1 (0,1%)		3 (0,1%)
	A ₁ -D ₂ -R ₃		1 (0,2%)			1 (0,1%)
	A ₂ -D ₃ -R ₃		2 (0,4%)			2 (0,1%)
Total		223 (100%)	470 (100%)	765 (100%)	847 (100%)	2305 (100%)

Onde: DT_(B) – domínio topográfico de baixo; DT_(P) – domínio topográfico de platô.

Os modelos gerados com os pontos das UPA's 3 e 4, projetados na área das UPA's 1 e 2 variaram de 0,61 a 0,86 para MaxEnt e de 0,35 a 0,88 para GARP. Neste cenário, *P. excelsa* (MaxEnt = 0,86; GARP = 0,88), *L. membranacea* (MaxEnt = 0,85; GARP = 0,87) e *V. obscura* (MaxEnt = 0,80; GARP = 0,85) foram as espécies em que os modelos melhor se ajustaram. Os modelos que utilizaram 50% dos pontos de ocorrência, escolhidos aleatoriamente, das UPA's 1 a 4 foram os que apresentaram os melhores valores de AUC para todas as espécies, tanto para MaxEnt (0,79 – 0,90) como para GARP (0,75 – 0,88). No entanto, *M. bidentata* ssp. *surinamensis* (MaxEnt = 0,79; GARP = 0,77) e *Q. paraensis* (MaxEnt = 0,79; GARP = 0,76) apresentaram valores de AUC próximos ao valor mínimo de corte, assim como os modelos gerados pelo GARP para *G. glabra* (GARP = 0,78) e *D. excelsa* (GARP = 0,75).

Tabela 37 Valores de AUC obtidos pela validação dos modelos, para as 10 espécies obtidos pelos algoritmos MaxEnt e GARP.

Espécies	MaxEnt						
	1,2→3,4	3,4→1,2	1 - 4 _(50%)	1→2	2→1	3→4	4→3
<i>Licania membranacea</i>	0,84	0,85	0,89	0,80	0,76		*
<i>Parinari excelsa</i>	0,85	0,86	0,90	0,81	0,76		*
<i>Goupia glabra</i>	0,41	0,61	0,84	0,78	0,78	0,72	0,79
<i>Dinizia excelsa</i>	0,51	0,69	0,80	0,80	0,79	0,66	0,66
<i>Tachigali myrmecophila</i>	0,49	0,69	0,82	0,81	0,79	0,68	0,69
<i>Vouacapoua americana</i>	0,48	0,69	0,87	0,78	0,78	0,69	0,78
<i>Manilkara huberi</i>	0,49	0,67	0,86	0,79	0,76	0,73	0,79
<i>M. bidentata</i> ssp. <i>surinamensis</i>	0,49	0,66	0,79	0,76	0,74	0,62	0,64
<i>Qualea paraensis</i>	0,46	0,62	0,79	0,79	0,76	0,67	0,69
<i>Vochysia obscura</i>	0,67	0,80	0,90	0,82	0,78	0,39	0,34
Média	0,57	0,71	0,85	0,80	0,77	0,65	0,67
Mínimo	0,41	0,61	0,79	0,76	0,74	0,39	0,34
Máximo	0,85	0,86	0,90	0,82	0,79	0,73	0,79

Espécies	GARP						
	1,2→3,4	3,4→1,2	1 - 4 _(50%)	1→2	2→1	3→4	4→3
<i>Licania membranacea</i>	0,85	0,87	0,88	0,81	0,73		*
<i>Parinari excelsa</i>	0,84	0,88	0,88	0,81	0,70		*
<i>Goupia glabra</i>	0,42	0,35	0,78	0,80	0,67	0,67	0,77
<i>Dinizia excelsa</i>	0,52	0,51	0,75	0,80	0,71	0,67	0,66
<i>Tachigali myrmecophila</i>	0,49	0,52	0,80	0,80	0,71	0,64	0,65
<i>Vouacapoua americana</i>	0,48	0,59	0,84	0,78	0,77	0,56	0,78
<i>Manilkara huberi</i>	0,46	0,51	0,82	0,78	0,65	0,65	0,73
<i>M. bidentata</i> ssp. <i>surinamensis</i>	0,49	0,52	0,77	0,77	0,64	0,67	0,62
<i>Qualea paraensis</i>	0,47	0,55	0,76	0,79	0,67	0,65	0,67
<i>Vochysia obscura</i>	0,67	0,85	0,86	0,83	0,69	0,39	0,31
Média	0,57	0,62	0,81	0,80	0,69	0,61	0,65
Mínimo	0,42	0,35	0,75	0,77	0,64	0,39	0,31
Máximo	0,85	0,88	0,88	0,83	0,77	0,67	0,78

* Espécies que não foram inventariadas na UPA 4 por não estarem entre as espécies comercializadas pela empresa.

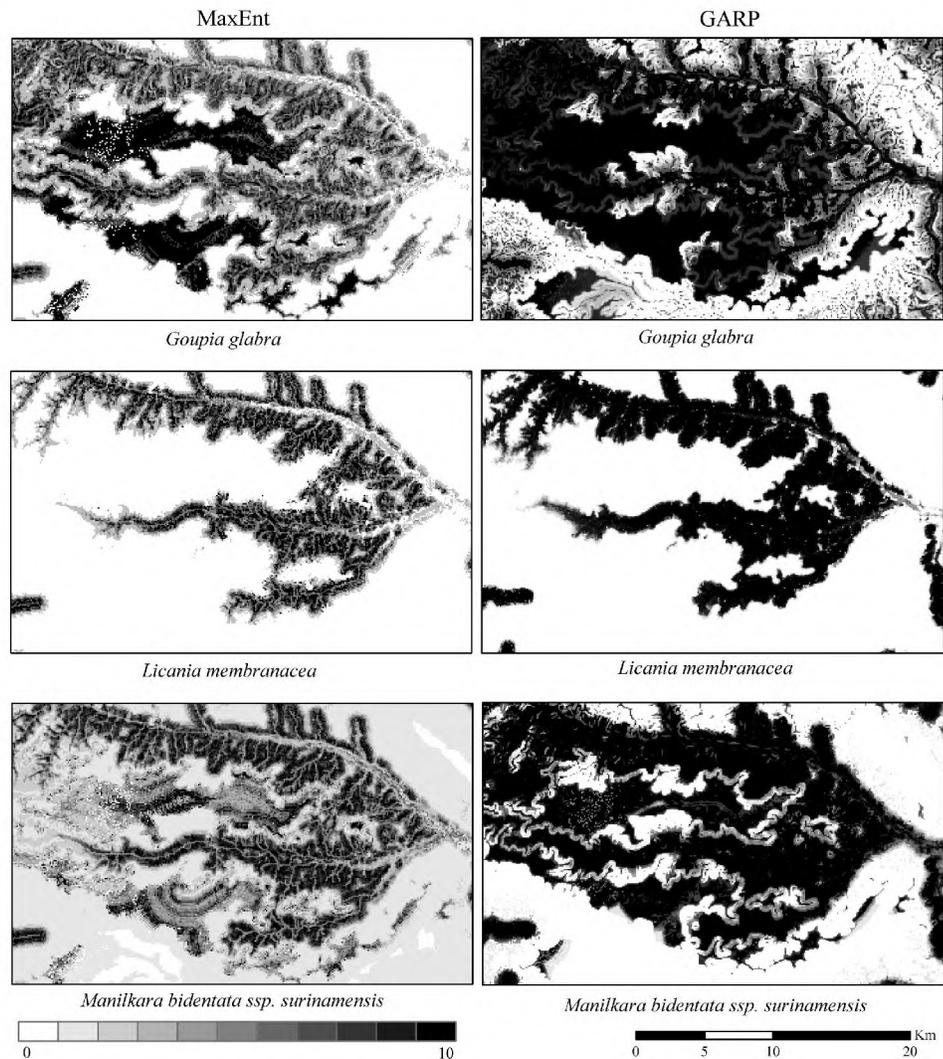


Figura 68 Mapas de predição da distribuição das espécies com maiores valores de dominância nas áreas de domínio topográfico “Baixio”.

A predição resultante da projeção de modelos gerados em áreas ambientalmente similares obteve maior sucesso (Figura 68 e Figura 69). Nas áreas de baixio (UPA’s 1 e 2) os modelos gerados com os pontos da UPA 1 projetados na UPA 2 apresentaram valores de AUC acima do limite de corte estabelecido para todas as espécies, tanto para o algoritmo MaxEnt (0,76-0,82) quanto para GARP (0,77-0,83). Já os valores de AUC, obtidos a partir dos modelos gerados com os pontos da UPA 2 projetados na UPA 1, foram menores (MaxEnt = 0,74-0,79; GARP = 0,64-0,77). Neste cenário, MaxEnt gerou os melhores modelos para as espécies, exceto *M. bidentata ssp. surinamensis* (0,74) apresentou AUC abaixo do limite de

corte; enquanto que nos modelos gerados pelo algoritmo GARP, somente *V. americana* apresentou valor de AUC acima do ponto de corte (0,77).

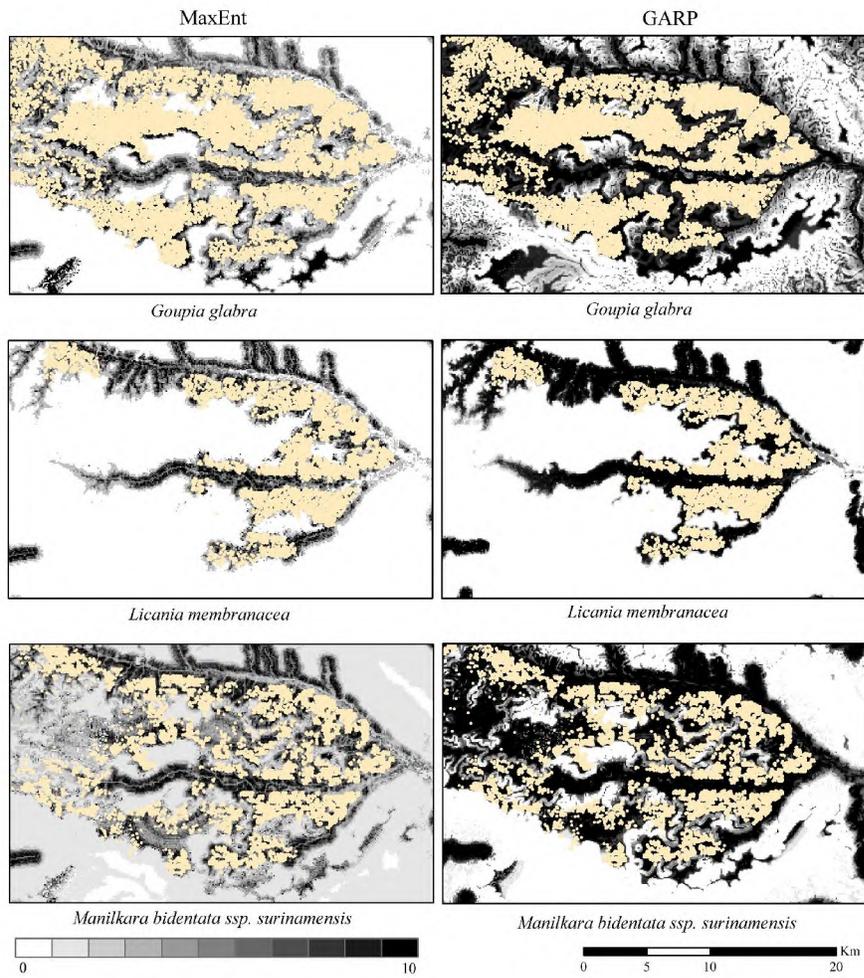


Figura 69 Mapas de predição da distribuição das espécies com maiores valores de dominância nas área de domínio topográfico “Baixio” evidenciando os pontos de validação dos modelos.

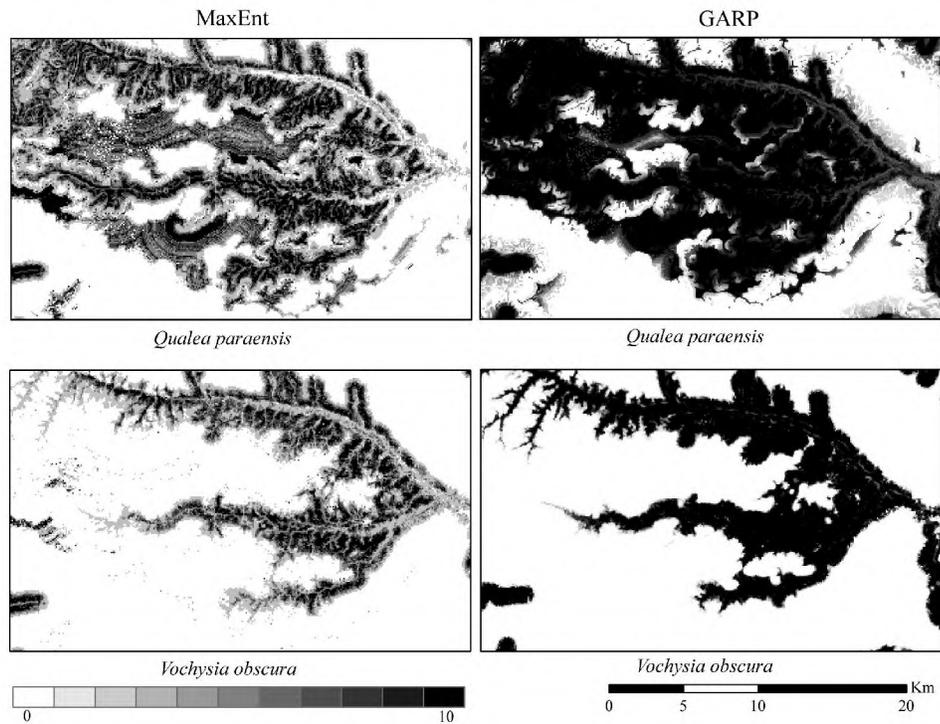


Figura 70 Mapas de predição da distribuição das espécies com valores secundários de dominância nas área de domínio topográfico “Baixio”.

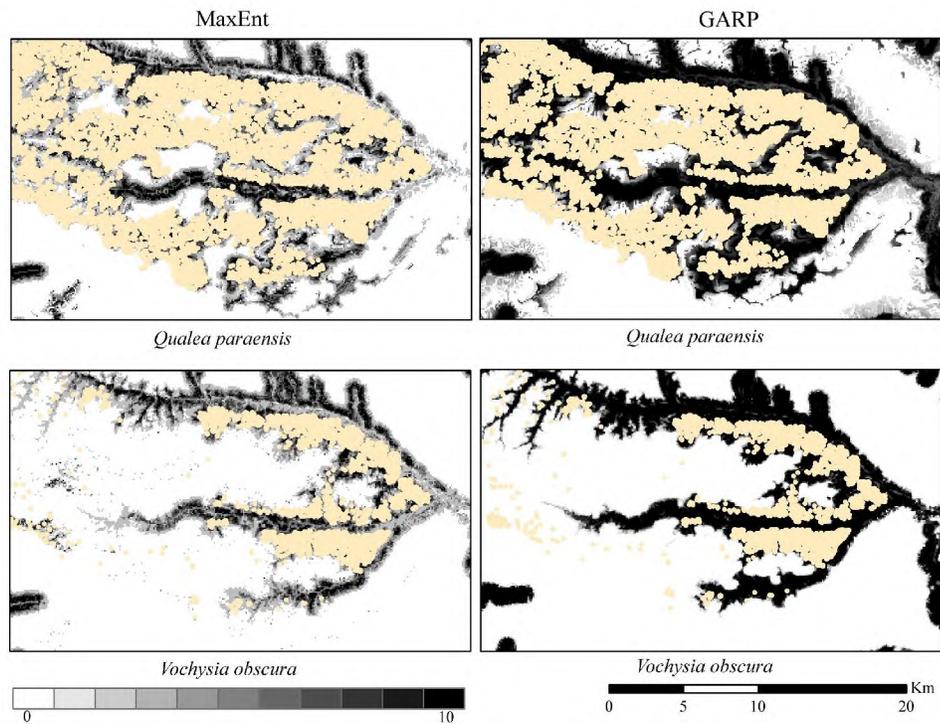


Figura 71 Mapas de predição da distribuição das espécies com valores secundários de dominância nas área de domínio topográfico “Baixio” evidenciando os pontos de validação dos modelos.

Nas áreas de platô (UPA's 3 e 4) a predição dos modelos apresentou maior variação nos valores de AUC para as espécies, mas relativamente semelhantes entre os dois algoritmos. Os valores de AUC obtidos dos modelos gerados com pontos da UPA 3 projetados na UPA 4 estiveram todos abaixo do limite de corte para o algoritmo MaxEnt (0,39-0,73) e para o algoritmo GARP (0,39-0,67). Neste cenário, a predição foi muito baixa para *V. obscura* tanto em MaxEnt como em GARP (0,39) e, a melhor predição foi obtida para *M. huberi* em MaxEnt (0,73) mas, ainda abaixo do ponto de corte estabelecido. A predição da distribuição das espécies obtida pela projeção dos pontos das UPA 4 projetados na UPA 3, teve os melhores valores de AUC para *G. glabra* (MaxEnt = 0,79; GARP = 0,77) e *V. americana* (MaxEnt = 0,78; GARP = 0,78) e para *M. huberi* (0,79) somente em MaxEnt. A predição neste cenário para *V. obscura* (MaxEnt = 0,34; GARP = 0,31) foi similar a obtida no cenário 3 4.

Analisando os gráficos de Jackknife obtidos pelo algoritmo MaxEnt verificou-se que a variável ambiental de maior importância para a elaboração dos modelos é a altitude, em 65% dos modelos gerados nos sete cenários estabelecidos. Em quatro desses cenários estabelecidos (3-4 1-2; 1 2; 2 1; 3 4; 4 3) a altitude foi a variável que esteve fortemente associada à distribuição para todas as espécies. No cenário (1-2 3-4) a variável distância mais próxima do rio esteve mais fortemente relacionada e parece explicar os modelos gerados. Nos cenários 2 1 e 1-4_(50%), dependendo da espécie, as variáveis altitude e distância mais próxima do rio (Figura 75) podem explicar as predições apresentadas pelos modelos, sendo que: *D. excelsa*, *L. membranacea*, *M. bidentata* ssp. *surinamensis*, *P. excelsa* e *T. myrmecophila* têm suas predições, nestes cenários, explicadas pela distância mais próxima do rio, enquanto que, *G. glabra*, *Q. paraensis* e *V. obscura* podem ser explicadas pelas duas variáveis, dependendo do cenário. A altitude parece ser a variável que explica a predição de distribuição para *V. americana* e *M. huberi*.

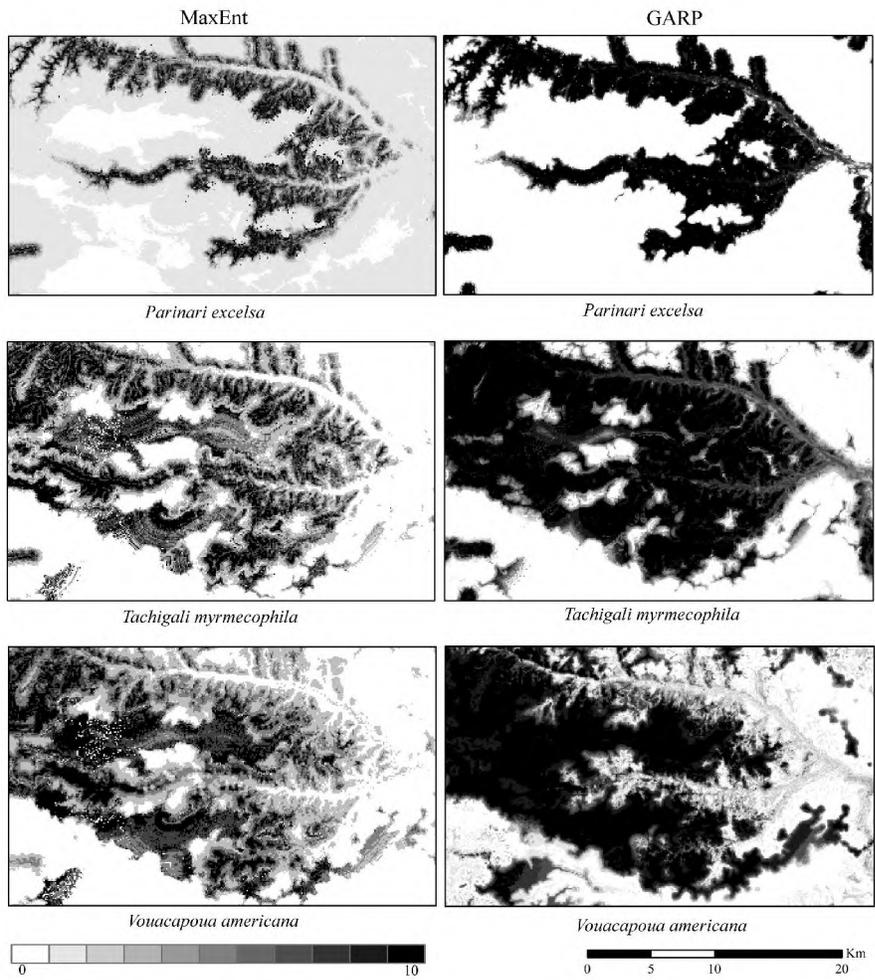


Figura 72 Mapas de predição da distribuição das espécies com maiores valores de dominância nas áreas de domínio topográfico “platô”.

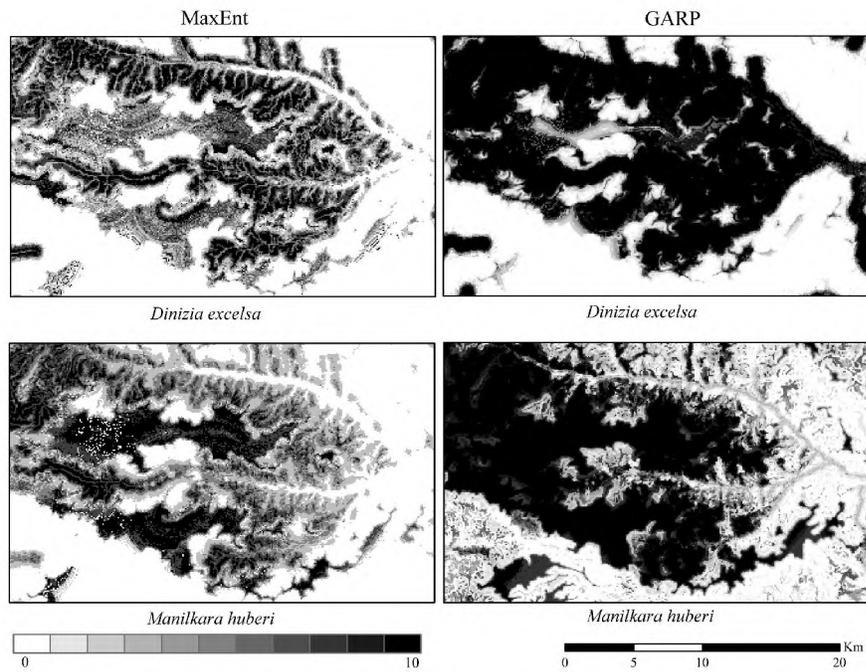


Figura 73 Mapas de predição da distribuição das espécies com dominância secundária nas áreas mais distâncias de rio, independente da altitude e declividade.

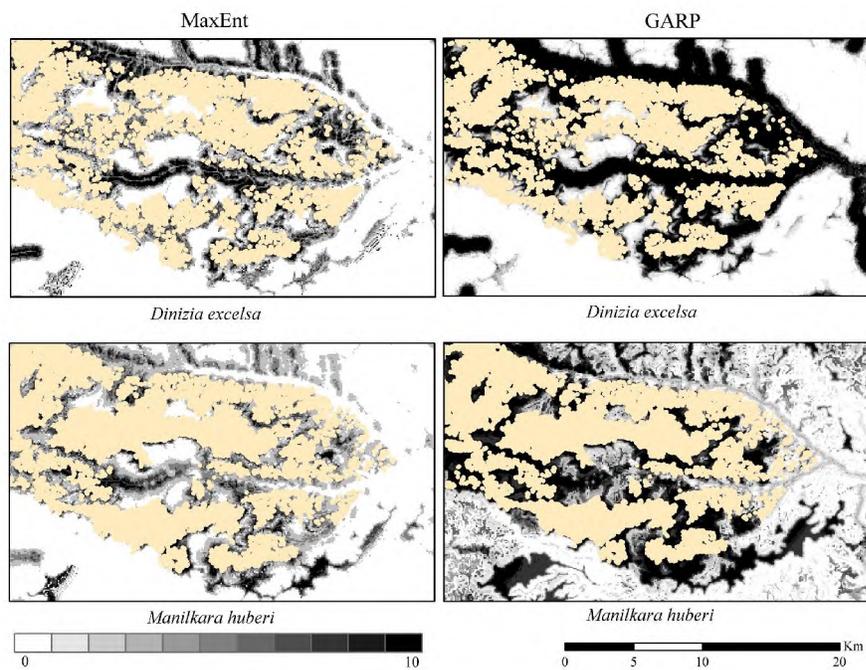
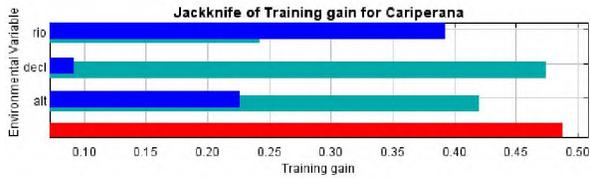
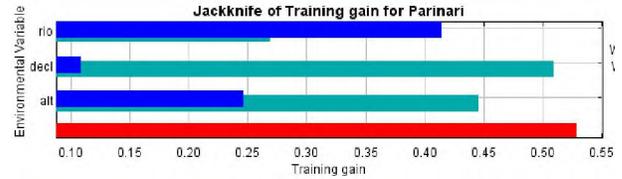


Figura 74 Mapas de predição da distribuição das espécies com dominância secundária nas áreas de domínio topográfico “baixo” nos níveis R_2 e R_3 da distância de rio.

Licania membranacea



Parinari excelsa



Goupia glabra



Dinizia excelsa



Tachigali myrmecophila



Vouacapoua americana



Manilkara huberi



Manilkara bidentata ssp. surinamensis



Qualea paraensis



Vochysia obscura



Onde: ■ Without variable; ■ With only variable; ■ With all variables

Figura 75 Gráficos de Jackknife gerados pelo algoritmo MaxEnt para os modelos que registraram os melhores valores de AUC após a validação dos modelos gerados usando 50% de todos os pontos das UPA 1 a 4.

5. DISCUSSÃO

A maioria dos inventários na Amazônia são realizados em áreas de 1 ha como um método padrão de amostragem (Black *et al.* 1950; Prance *et al.* 1976; Porto *et al.* 1976; Dantas & Müller 1979; Dantas *et al.* 1980; Uhl & Murphy 1981; Ayres 1988; Oliveira 2000; Nelson & Oliveira 2001). Ainda assim, esses inventários são onerosos e inviáveis em curto prazo e, por isso, dados de ocorrência de espécies em regiões tropicais acabam sendo, comparativamente, mais escassos (Paese *et al.* 2007). Dessa forma, estudos de distribuição espacial de árvores são dificultados pela baixa densidade apresentada para a maioria das espécies, pois nesses casos, áreas mais extensas são exigidas para obtenção de dados considerados suficientes (Tuomisto & Ruokolainen 1994).

Em estudos de modelagem esses dados também são muito importantes, visto que por amostrarem extensas áreas permitem reservar áreas relativamente grandes para a validação dos modelos. Neste estudo foram utilizados cerca de 5.000 ha para gerar os modelos e cerca de 19.500 ha para validação. Como são áreas relativamente distintas, essas informações serviram para discutir as limitações e vantagens dos modelos com dados dessa natureza.

O grande número de parcelas utilizadas nesse trabalho, bem como o tamanho da área amostrada e o bom georreferenciamento das árvores inventariadas são muito importantes para estudos na Amazônia.

Caracterização e definição dos sítios topográficos

A caracterização e definição dos sítios foram extremamente importantes neste estudo para o entendimento da distribuição espacial das espécies estudadas em função das variáveis analisadas. A partir do estabelecimento dos sítios e sua classificação, em função de níveis para as variáveis topográficas foi possível estabelecer qual variável registrava maior influência sobre certas espécies ou grupos de espécies e, como essas espécies se distribuíam na área do estudo. Vários trabalhos na Amazônia têm abordado que o padrão de distribuição dos vegetais refletem as condições ambientais e as restrições ecológicas das espécies (Hubbell & Foster 1986, Clark *et al.* 1999, ter Steege *et al.* 2000). Dentre estas condições, as variáveis de relevo como altitude, declividade, orientação de vertentes entre outras, quando combinadas, podem identificar elementos de terrenos e definir padrões de terreno (Valeriano 2005) que podem condicionar uma distribuição não aleatória dos indivíduos de uma população (Clark *et al.* 1999).

Dentre as variáveis utilizadas, foi assinalada a associação altamente significativa entre altitude e declividade, a qual foi estabelecida por meio de correlação linear e posterior refinamento da relação com base em um modelo logístico, sugerindo que o efeito dessas duas variáveis sobre a frequência dos indivíduos é correlacionado. No entanto, Valeriano (2003) ao mapear a declividade em microbaciais, ressaltou que a declividade é um fator que apresenta alta variabilidade a curtas distâncias e, pequena frequência de valores altos, requerendo alta resolução espacial para uma representação adequada da sua variação. Assim, a baixa resolução do Modelo Digital do Terreno (MDT) pode ter interferido na exatidão do mapeamento da declividade.

Na área de estudo verificou-se que os sítios de baixo [11] registraram a maior abundância das espécies (63,3%). No entanto, vale lembrar que os dados aqui utilizados são coletados com o objetivo de exploração florestal, logo devem cumprir a legislação ambiental vigente e, por isso áreas com declividade superior a 15% é tida como área com restrições operacionais e assim, muitas vezes nem chegam a ser inventariadas (Alves & Miranda 2008). Os maiores valores de dominância nos sítios foram registrados em altitudes mais elevadas [21] e [22], no entanto os valores de dominância obtidos para todos os sítios foram relativamente baixos.

Verificou-se que sítios de mesma classe de altitude e declividade eram mais similares entre si e, que sítios nas classes mais próximas do rio [R₁] e [R₂] obtiveram maior relação entre si independente da altitude e declividade (Figura 20 e Figura 21), tanto em uma análise de composição, dada pela matriz de similaridade binária, quanto de abundância, dada pela matriz de similaridade quantitativa. O efeito da distância do rio registrou efeitos positivos entre o grupo de espécies do terceiro quartil analisado (75%), sendo que a distância intermediária [R₂] registrou maior abundância das espécies com valores positivos nesse nível. Stropp & Venticinque (2003) trabalhando com dados de inventários madeireiros na Amazônia Central também registraram a forte influência dos igarapés sobre a densidade populacional e densidade estimada de três espécies de árvores.

As informações geradas pelo projeto RADAM evidenciaram a importância da topografia na caracterização da paisagem local e regional como um dos fatores determinantes do estabelecimento, distribuição e diversidade de espécies vegetais (Bispo *et al.* 2007). Para a definição desses efeitos o uso de dados de inventários florestais são mais restritivos, visto que as empresas buscam cenários ideais para o planejamento das atividades de exploração (com mínima ou nenhuma restrição operacional) e, dessa forma áreas ecologicamente importantes para o entendimento da distribuição e diversidade de espécies não são inventariadas. Por outro

lado, são valiosos pelas extensas áreas em que são inventariadas como por exemplo, os dados utilizados nesse estudo abrangem uma área de cerca de 40.000 ha.

Composição florística e fitofisionomia de áreas sob manejo florestal na região do Vale do Jari

O número de taxons registrados para a área de estudo (632 espécies nas UPAs 1 e 2) com DAP de inclusão acima de 35 cm DAP, mostra uma flora extremamente rica em comparação com outros trabalhos desenvolvidos para a Amazônia (Oliveira 2000; Nelson & Oliveira 2001). Esses valores vão ao encontro dos obtidos por Carvalho *et al.* (1987) que encontraram em 500 ha 255 espécies com DAP acima de 50 cm na área Morro do Felipe da Companhia Florestal Monte Dourado (atual Orsa Florestal). Azevedo (2006) analisando dados das parcelas permanentes instaladas na mesma área estudada por Carvalho *et al.* (1987) encontrou para o DAP mínimo de 20 cm o total de 427 espécies pertencentes a 194 gêneros e 58 famílias botânicas. Alves & Miranda (2008) que trabalharam também na área da UPA 1 encontraram 556 espécies de 229 gêneros e 57 famílias.

Os valores de abundância inferior a 1% obtidos para cerca de 70% das famílias também são corroborados por outros trabalhos na região (Barros & Barros 2000; Barros *et al.* 2000; Azevedo 2006; Alves & Miranda 2008). Para Gentry (1988) a baixa densidade de espécies é resultado das pressões ecológicas indicadas pelos altos índices de diversidade em florestas tropicais. As famílias que apresentaram o maior número de espécies são no geral, as mesmas citadas para a maioria dos trabalhos com composição florística na Amazônia (Barros & Barros 2000; Barros *et al.* 2000; Nelson & Oliveira 2001; Azevedo 2006) entre as quais destacam-se Leguminosae, Sapotaceae, Chrysobalanaceae e Vochysiaceae.

Dezoito espécies representam 50% da abundância total na área (segundo quartil). Destas 16 espécies também foram registradas por Alves & Miranda (2008) para a área de somente uma UPA, na mesma região, o que sugere a necessidade de uso de inventários sempre mais extensos. Azevedo (2006) registrou cinco dessas espécies entre as mais abundantes também para a área Morro do Felipe. Valores elevados de *G. glabra* e *L. membranacea* foram registrados nos inventários do projeto RADAMBRASIL para as regiões de Boa Vista, Manaus e Purus (Rollet 1993), enquanto que Mori *et al.* (1989) registraram *T. myrmecophila* como uma das espécies com VIE (Valor de Importância da Espécie) na floresta de Camaipi, no Amapá. Almeida *et al.* (1993) registraram *G. glabra* como uma das espécies mais abundantes em 4 ha de terra firme na Estação Científica Ferreira Penna, Pará.

A análise da composição florística associada aos sítios revelou que as espécies ocorrem indistintamente nos diferentes sítios. O grupo de espécies do sítio baixo [11] é representado na maioria por espécies raras (DM entre 0,01-0,05%) das quais 47 (87%) dessas espécies ocorrem até 150m de distância do rio, da mesma forma os menores valores de abundância foram registrados em áreas mais próximas do rio. Espécies raras são consideradas por Almeida *et al.* (1993) e Kageyama & Gandara (1994) como aquelas espécies com densidade absoluta inferior a 1 ind.ha⁻¹.

Sítios de baixo [111] representam 60% das parcelas na área estudada, enquanto que as parcelas situadas nas áreas mais próximas dos rios [R₁] representam 40% do total de parcelas analisadas (Tabela 7). Hodnett *et al.* (1997) relataram que a variação no padrão de inundação de áreas de baixo foi pouco estudada, assim como a relação com a composição florística. Drucker *et al.* (2008) citou que cheias imprevisíveis ocorrem nas adjacências dos igarapés na Amazônia e assim investigou a composição, riqueza e abundância de ervas terrestres nessas áreas e concluiu que a composição se diferenciou ao longo do gradiente ambiental das margens dos igarapés para as vertentes e que longitudinalmente a composição de ervas nos baixios foi significativamente correlacionada espacialmente.

Os fatores edáficos também podem caracterizar fitofisionomias como é o caso das formações florestais e arbustivas sobre areia do Rio Negro (Veríssimo *et al.* 2001). Para Ferraz *et al.* (1998) e Ribeiro *et al.* (1999) solos em ambiente de baixios têm maior concentração de areia enquanto, que em ambientes de platôs onde são argilosos. Diferentes respostas das espécies frente as posições topográficas refletem a influência que a variação ambiental pode ter sobre a estrutura espacial das espécies (Tuomisto & Ruokolainen 1994).

A maioria das espécies registradas na área ocorrem independentemente dos sítios estabelecidos, e destas, 25 espécies apresentam os maiores valores de dominância relativa média. Neste grupo, estão todas as espécies atualmente comercializadas pela empresa e a maior parte daquelas que tem potencial madeireiro e que podem ser incluídas futuramente a exploração. Essas informações confirmam a estratégia da empresa citada por Alves & Miranda (2008) ao selecionar áreas homogêneas do ponto de vista ambiental e, conseqüentemente operacional, para fins de manejo.

A variável distância mais próxima do rio [R] registrou efeito significativo exclusivo, com orientação positiva para 18 espécies do segundo quartil (50%) assinaladas no PCA I, enquanto que as variáveis altitude [A] e declividade [D] registraram orientação negativa para seis espécies assinaladas no PCA II, neste PCA somente *V. americana* registrou orientação positiva com a distância de rio (Figura 22 e Figura 23). Nestas análises verifica-se que o nível

intermediário de distância de rio [R₂] é o que apresenta maior abundância de espécies com orientação positiva.

Em função dos domínios topográficos estabelecidos (baixios, platôs e encostas), foram identificadas fitofisionomias com base nos maiores valores de dominância relativa média das espécies. A fitofisionomia dos domínios de baixios registram dominância principal de *G. glabra* e *M. bidentata* ssp. *surinamensis* (definindo a dominância {cupiúba-maparajuba}), fortemente associadas entre si em todos os níveis de distância de rio e, com *L. membranacea* no nível [R₁] (definindo a dominância {cupiúba-maparajuba-cariperana}). Nesta fitofisionomia são registradas associações de dominância secundária com *V. americana* na distância de rio [R₁], com *Q. paraensis* e *M. huberi* na distância [R₂] e com *V. obscura* na distância de rio [R₃]. Esta fitofisionomia foi referida por Alves & Miranda com valor de IVI=29,27, no entanto os autores não registraram a presença de *V. americana* e *M. huberi*.

As fitofisionomias de áreas de platô registram valores de dominância principal para *V. americana*, fortemente associada a *P. excelsa*, exceto na distância de rio [R₃]. A dominância {acapu-parinari} registra dominância secundária na distância de rio [R₂] com as três espécies dominantes dos sítios de baixo (*G. glabra*, *M. bidentata* ssp. *surinamensis* e *L. membranacea*); na distância de rio [R₃] a associação de dominância de *V. americana* é dividida com *D. excelsa* (definindo a dominância {acapu-angelim}). Alves & Miranda (2008) não registram essa fitofisionomia em seus resultados, no entanto indicam três comunidade que tem o acapu (*V. americana*) como a espécie mais importante, dentre as quais *P. excelsa* está presente em duas. No entanto, os autores registram a “comunidade” “acapu-angelim” com valores de DM maiores para *D. excelsa*.

As áreas de encostas tem dominância principal de *V. americana*. No nível [R₁] é registrada a dominância {acapu-parinari} com forte de dominância principal dessas espécies e com dominância secundária de *G. glabra*. No nível [R₂] é registrado o tipo {acapu-cariperana} com dominância secundária também de *G. glabra*, enquanto que no nível [R₃] a dominância principal é de *V. americana* associada com *M. bidentata* ssp. *surinamensis*, *L. membranacea* e *M. huberi* de dominâncias secundárias. Dessa forma tem-se uma tendência a formação da dominância {acapu-cupiúba} nos níveis [R₁] e [R₂], registrada por Alves & Miranda (2008). A dominância {acapu-cariperana} não é registrada por Alves & Miranda (2008), no entanto os autores registram a comunidade “cupiúba-cariperana” mas sem o registro de acapu nessa comunidade.

Barros & Barros (2000) ao estudar a fitossociologia de uma floresta tropical úmida na Amazônia brasileira, realizou análises de associação entre as espécies ocorrentes em quadras

de 20m x 25m instaladas em 100 unidades amostrais distribuídas aleatoriamente em uma área de 100 ha obtendo altos graus de associação negativa entre as espécies estudadas que evidenciavam, segundo o autor, diferentes combinações de fatores ambientais (microhabitat). Dentre as espécies estudadas pelo autor encontram-se *D. excelsa*, *G. glabra*, *M. bidentata* ssp. *surinamenis*, *M. huberi*, *T. myrmecophila* e *V. americana*.

Dessa forma tem-se que nos sítios de baixio a associação altitude/declividade conferem forte afinidade entre os sítios, enquanto que a distância mais próxima do rio é a variável que tem efeito sobre as afinidades entre os sítios. Sítios de baixio [11] são fortemente dominados por *G. glabra* e *M. bidentata* ssp. *surinamensis*, enquanto que nos demais sítios a dominância é definida pela forte presença de *V. americana*, que também registra certa dominância em sítios de baixio seco [113].

Padrões de diversidade α e estimativa de riqueza de espécies arbóreas com dados de inventários florestais madeireiros no Vale do Jari

Os valores do índice de diversidade de Shannon-Weaver obtidos para os sítios estudados foram elevados (H' : 3,76–3,91 bits.(ind.parc.)⁻¹) (Tabela 17), valores similares (H' : 3,85–5,85 bits.ind⁻¹) em relação aos normalmente foram registrados por Knight (1975) para florestas tropicais amazônicas. Alves & Miranda (2008) encontraram valores maiores (3,83 a 4,95 bits.(ind.parc.)⁻¹) no entanto, analisaram dados somente da UPA 1. Valores maiores já foram registrados na Indonésia por Sist & Saridan (1999) e em Manaus por Oliveira & Amaral (2004), no entanto o DAP de inclusão de árvores nos inventários realizados por esses autores era de 10cm.

O índice de Berger-Parker expressa a dominância específica (Confalonieri & Costa-Neto 2007; Pinto-Coelho 2000), ou seja é um bom aferidor de espécies dominantes em comunidades ao indicar a frequência destas espécies (Carim *et al.* 2007). Neste estudo este índice apresentou respostas distintas quanto a dominância de espécies nos diferentes sítios analisados. quando comparado com o número e percentual de *singletons* nas parcelas. A raridade de espécies inferida pelo número e percentual de *singletons* registrou menor variação nos valores obtidos do que para os valores de dominância obtidos pelo índice Berger-Parker.

A variável distância de rio [R] registrou efeito sobre o número médio de famílias nas parcelas, no número de espécies por parcela, na proporção de *singletons* e na diversidade de espécies inferida pelo índice de Shannon. No nível [R₂] que são áreas periodicamente alagadas, foram obtidos os maiores valores do número médio de famílias e gêneros nas parcelas, o maior número de espécies por parcela e a maior diversidade média. Enquanto que

os maiores valores da proporção de *singletons* foram registrados no nível [R₁], ou seja áreas de baixo alagado.

Alves & Miranda (2008) encontraram dezessete espécies com apenas 1 indivíduo em 195 parcelas de 10 ha, neste trabalho registramos número oscilando entre 35-39 espécies. Estas espécies, segundo Novotny & Basset (2000) podem estar presentes nesta frequência, por ineficiência amostral, por serem especialistas ou com baixo nível populacional ou ainda, difíceis de encontrar porque se mantem em populações pequenas, sazonais e erráticas (Brown Jr. & Freitas 1999).

As variáveis altitude e declividade quando registraram efeito sobre os padrões de diversidade e estimativa de riqueza, o fizeram associadas. Não foram registrados efeitos exclusivos dessas variáveis sobre os padrões analisados. Efeitos significativos foram registrados sobre a proporção espécies por família (S:F), na abundância e na dominância de espécies, no entanto o efeito da distância de rio também foi observado. Efeitos das condições ambientais (topografia, tipo de solo, temperatura, umidade, drenagem) refletem a riqueza e distribuição de espécies em florestas tropicais já foram referidos por Hubbell & Foster (1986), Gentry (1982; 1988), Zobel (1997), Clark *et al.* (1999), ter Steege *et al.* (2000) e Tuomisto *et al.* (2003) entre outros. A estabilidade dos sistemas florestais é correlacionada positivamente pela diversidade de espécies (Whittaker *et al.* 2001; Tilman *et al.* 2001), assim Alves & Miranda (2008) sugerem que os elevados índices de diversidade e equibilidade registrados para a área de estudo sejam considerados no planejamento das atividades de manejo florestal.

O tamanho amostral influenciou nos valores de riqueza observados para a área, onde sítios com maior amostragem apresentaram também maior número de espécies. Oliveira (2000) relatou a importância de se discutir o valor das análises fitossociológicas realizadas em áreas de 1 ha em matas de terra firme, questionando sobre até que ponto as conclusões podem ser estendidas para áreas adjacentes e se é possível caracterizar a vegetação com base nesse tamanho de amostra. Oliveira (1997) relatou que resultados de estrutura e composição obtidos a partir de amostras de 1 ha não podem ser extrapolados para florestas adjacentes mesmo sob as mesmas condições de topografia e solo. Neste trabalho, utilizamos parcelas de 10 ha dispostas em blocos de 160 ha. O que empreende uma representatividade maior, advogando a acuidade das estimativas obtidas no presente trabalho.

Com base nos estimadores não paramétricos de riqueza empregados, a saber: Chao I e II, Jackknife I e II, Michaelis-Menton e UGE foi assinalda uma representatividade global de cerca de 88% para os valores observados, sendo que para os sítios [11] essa representatividade alcançou 92%. Dessa forma, tem-se que inventários florestais de cunho madeireiro são

ferramentas que representam muito bem a diversidade nos sistemas da Amazônia, mesmo em condições de elevada raridade, como visto no presente caso. Barros & Barros (2000) também registrou elevada representatividade ao utilizar dados de inventários florestais na Amazônia. A restrição que se tem ao uso desses dados, é principalmente em função da determinação das espécies, no entanto Procópio & Secco (2008) ao analisar a identificação botânica nos inventários florestais concluíram que quando o identificador botânico é treinado a identificação deixará de ser vista como um obstáculo na construção dos inventários e passará a ser solução para a manutenção da diversidade.

Estrutura espacial, populacional e predição da distribuição das espécies mais importantes no Vale do Jari

O padrão de distribuição de uma espécie revela como os indivíduos de uma população podem estar localizados no espaço (Meirelles & Luiz 1995; Figueira 1998). Três formas básicas de distribuição são encontradas: aleatória – indivíduos distribuídos ao acaso; regular – distribuição dos indivíduos em intervalos similares e; agregada – indivíduos mais agregados, do que em uma distribuição ao acaso. Esses padrões de distribuição são explicados na literatura por diversas teorias (Janzen 1970; Connell 1971; Augspurger 1983; Crawley 1986; Guevara & Laborde 1993), no entanto, parece que a heterogeneidade do ambiente é o fator que exerce influência na forma como as plantas se dispõem no espaço (Begon *et al.* 1996). Neste trabalho o padrão de distribuição das 10 espécies estudadas foi obtido pelo índices ID, ICS e Morisita para indivíduos com DAP ≥ 35 cm.

Dentre as 10 espécies para as quais foram determinados os padrões de distribuição espacial, somente *V. americana* teve o padrão agregado, detectado pelos três índices utilizados (ID, ICS e Morisita). Este mesmo padrão também foi registrado para a espécie por Barros *et al.* (2000), enquanto Traissac (2003) sugere que esse padrão é resultado do efeito da disseminação, relativamente curta, realizada por roedores, mas que o acapu tem preferências edáficas sobre áreas mais altas, no entanto o mesmo autor observou que alguns agregados ocorrem independente dos fatores do solo.

Para *P. excelsa* o ID detectou o padrão agregado em áreas de terrenos mais úmidos [R₁] nas declividades intermediárias [A₂], nos demais níveis dos fatores e interações desses o padrão mantido foi o “não agregado”. Pelo ICS foi registrado o padrão “regular” no nível nos ambientes secos [R₃] e planos [D₁], nos demais níveis dos fatores e interações foi obtido o padrão “agregado” para a maioria das parcelas. O IM detectou o padrão “agregado”.

Para *D. excelsa*, *G. glabra*, *M. huberi*, *Q. paraensis* e *V. obscura* o padrão “não agregado” prevaleceu na maioria das parcelas pelo ID. Entretanto, o padrão “agregado” foi registrado pelo IM para essas espécies. Pelo ICS, foi registrado na maioria das parcelas também o padrão “agregado”. Barros *et al.* (2000) utilizando o IM obteve o padrão “aleatório” para espécies de *Licania* (incluindo *L. membranacea*), *G. glabra*, *D. excelsa*, *M. huberi* e *M. bidentata* ssp. *surinamensis*. Para *T. myrmecophila* e *V. americana* o autor registrou o padrão “agregado”.

A distribuição de *D. excelsa* não foi explicada por nenhum dos fatores analisados ou pela combinação destes ($A_i \cdot D_i$, $A_i \cdot R_i$, $D_i \cdot R_i$, $A_i \cdot D_i \cdot R_i$) ou qualquer efeito associado ao rio, tanto pelas análises de ID quanto ICS. Os resultados obtidos com ID revelam que a espécie tem distribuição “não agregada” em relação aos fatores altitude, declividade e distância mais próxima do rio isoladamente ou suas interações. O ICS não indica um padrão de distribuição, no entanto existe uma leve tendência de contribuição de áreas de encostas [A_2] e [D_2] para um padrão “regular”. Na análise usando Índice de Morisita o padrão definido é o “agregado”. Carneiro (2004) registrou que a densidade de *D. excelsa* tem relação de dependência com a topografia.

M. huberi também não teve sua distribuição explicada pelos fatores analisados ou pela interação destes, no entanto os resultados obtidos pelo ICS indicam uma tendência ao padrão “regular” como contribuição de [A_1] e [D_1]. Carneiro (2004) relatou que tanto para *M. huberi* quanto *M. bidentata*, a curva da relação entre densidade e probabilidade de ocorrência das espécies obtida pela cota de altitude se estabiliza a partir de determinado valor de densidade, ou seja, a probabilidade máxima é alcançada nos locais onde a densidade é máxima. No entanto, para *G. glabra* o mesmo autor registrou que o acréscimo de acerto de ocorrência foi próximo de zero, possivelmente porque a espécie ocorre em densidades elevadas em todas as cotas de altitude, embora com um aumento gradual probabilidade em direção a lugares mais altos. Neste trabalho *G. glabra* registrou o padrão agregado e com uma leve tendência ao padrão regular nas áreas de encostas [D_2].

Efeitos de [A_2] e [D_2] contribuíram no registro do padrão “regular” na distribuição de *Q. paraensis* nos níveis (A_2 ; D_2 ; $A_2 \cdot D_{1-2}$; $A_2 \cdot R_1$; $D_2 \cdot R_{1-3}$; $A_2 \cdot D_1 \cdot R_1$; $A_2 \cdot D_2 \cdot R_{1-3}$) pelo ICS. Para *V. obscura* o nível [A_2] da altitude contribuiu com o registro do padrão regular, enquanto que nas áreas de encostas [D_2] com o padrão “aleatório”.

O padrão “agregado” foi obtido ainda para *L. membranacea*, *M. bidentata* ssp. *surinamensis* e *T. myrmecophila* pelos índices ICS e Morisita considerando o registro do padrão em mais de 50% das parcelas. Pelo ID o padrão registrado foi o “não agregado”. No

entanto, o padrão “agregado” em níveis [D₂] e [R₃] foi detectado para as duas espécies. Barros *et al.* (2000) registrou o padrão agrupado pelo IM para *T. myrmecophila* e “aleatório” para duas espécies de *Licania* presentes na sua área de estudo.

M. bidentata ssp. *surinamensis* e *T. myrmecophila* tiveram sua distribuição relacionada com a altitude, no entanto foi observado para *M. bidentata* ssp. *surinamensis* uma relação positiva também com a declividade sugerindo existe uma maior probabilidade desta espécie ocorrer em regiões de encostas. Clement (2000) e Sampaio (2000) descrevem que tanto *M. bidentata* quanto *M. huberi* adaptam-se bem a solos argilosos, pesados, pobres em nutrientes, ou seja aqueles típicos de ambientes de platôs, resultados confirmados por Carneiro (2004) trabalhando com as mesmas espécies, também com dados de inventários florestais na Amazônia Ocidental.

Embora a legislação brasileira estabeleça que a Floresta Amazônica deva ser explorada sob o princípio do rendimento sustentável, falta estabelecer intensidades de exploração que sejam economicamente e ecologicamente viáveis e isto é determinado pelo ritmo de crescimento de cada espécie, que depende da biologia, da fotossíntese, da abertura de clareiras devido à exploração e da dinâmica do povoamento (composição de espécies, distribuição espacial, suscetibilidade à exploração, mortalidade, ingresso, crescimento e incrementos) em área sob manejo florestal sustentável.

Azevedo (2006) recomenda que sistemas silviculturais para serem implementados precisam ser testados e validados, adequando-se às características de cada microrregião ou bioma. As principais informações necessárias para implementar um sistema silvicultural e definir modelos de crescimento e produção são: determinação (identificação) taxonômica correta das espécies, estrutura da vegetação, distribuição espacial, padrões autoecológico, parâmetros demográficos da regeneração natural, biologia reprodutiva e dinâmica de crescimento e produção para cada espécie ou grupos de espécies afins presente no ambiente manejado, como definido pelo modelo SIMFLORA (Azevedo 2008). Muitos pontos importantes relativos a ecologia de comunidade de árvores e sobre a diversificação nos trópicos podem ser levantados e esclarecidos a partir de inventários permanentes em áreas maiores (Oliveira 2000) como as que vem sendo estudadas em florestas tropicais na América Central, Malásia e Índia em parcelas de 50 ha monitorando todos os indivíduos com mais de 1 cm de DAP (Condit 1995).

O ICS apresentou maior sensibilidade na captação dos padrões de agregação ou não das espécies em função das variáveis analisadas. O ID só foi capaz de captar a variação quando o padrão de distribuição da espécie analisada era fortemente associado com a(s)

variável(is) ou a interação destas. O IM só registrou o padrão agregado para todas as espécies e seus valores em geral não apresentaram significância estatística.

Modelos de distribuição das espécies

MaxEnt e GARP foram utilizados para verificar o poder de predição desses algoritmos em escala local, usando variáveis topográficas (altitude e declividade) e geográficas (distância de rio). Em vários estudos já foi constatado que diferentes algoritmos apresentam distintas precisões na hora de estimar a distribuição do ambiente ideal para uma espécie (Manel *et al.* 1999; Thuiller 2003; Muñoz & Felicíssimo 2004; Elith *et al.* 2006) e, em geral os resultados não são conclusivos, com o funcionamento dos algoritmos sendo diferentes de acordo com a espécie, a quantidade de registros de ocorrência e o número de variáveis preditoras.

Os resultados não registraram diferenças discrepantes entre os valores de AUC obtidos por meio de MaxEnt e GARP com os mesmos dados, para as mesmas áreas de projeção e validação. Pando & Giles (2007) ao compararem diferentes algoritmos concluíram que os algoritmos MaxEnt e Domain se mostraram superiores quanto a capacidade de discriminação (Domain) e de predição (MaxEnt) de *Linaria nigricans*.

O poder de predição dos modelos não registrou bons resultados para todas as espécies, de acordo com os dados de avaliação, mas verificamos que 56% dos melhores modelos/cenários para cada espécie tiveram AUCs entre 0,75-0,90 para MaxEnt e 42% tiveram AUCs entre 0,75 e 0,88 para GARP. Os resultados de validação dos modelos indicam que os modelos gerados pelo MaxEnt ($AUC_m=0,72\pm0,076$) são os que melhor se ajustam a distribuição dos sítios e das espécies do que os obtidos pelo GARP ($AUC_m=0,68\pm0,075$). Pando & Giles (2007) também obtiveram os melhores ajustes de distribuição de “invernaderos” pelo MaxEnt enquanto, que a melhor distribuição de *L. nigricans* foi melhor ajustada pelo algoritmo Domain.

Inicialmente, o objetivo da modelagem nesse estudo, era utilizar os dados de ocorrência das 10 espécies, selecionadas para terem sua distribuição modeladas nas UPA 1 e 2 para gerar os modelos e, utilizar os dados de ocorrência dessas espécies nas UPA 3 e 4 para validação dos modelos. No entanto, os modelos assim gerados apresentaram valores de AUC muito abaixo do valor mínimo de corte estabelecido tanto para MaxEnt, quanto para GARP.

Dessa forma, os modelos foram gerados utilizando todas as combinações possíveis entre as áreas disponíveis para o trabalho e, a partir desta decisão foram gerados sete cenários para modelagem das espécies focais. Os resultados obtidos para os diferentes cenários registraram melhor poder de predição tanto pelo MaxEnt ($AUC_m=0,85\pm0,038$) quanto pelo

GARP ($AUC_m=0,81\pm0,042$) para os modelos que utilizaram 50% dos pontos de ocorrência nas quatro UPAs (1,2,3,4) e validados nos outros 50% (Anexo 4), valores considerados bons do ponto de vista da qualidade do modelo (Barreto, dados não publicados). Valores relativamente expressivos ($AUC_m=0,80\pm0,01$), semelhantes para os dois algoritmos também foram obtidos para os modelos gerados com dados de ocorrência das espécies na UPA 1 e validados na UPA 2. Enquanto que, para os modelos gerados nos demais cenários o poder de AUC estiveram abaixo do limite mínimo de corte estabelecido, mas algumas excessões foram observadas.

Dentre as excessões verificamos que tanto MaxEnt quanto GARP parecem explicar bem a distribuição de *L. membranacea* e *P. excelsa* pela combinação das três variáveis utilizadas pelos modelos gerados com dados das UPA 1 e 2, validados nas UPA 3 e 4 e vice-versa. Pelo modelo de regressão linear, ajustado para *L. membranacea* verifica-se que tanto a altitude quanto a distância de rio influenciam a distribuição espacial da espécie na área das UPA 1 e 2 evidenciando que é uma espécie que prefere ambientes de baixio seco (altitudes baixas em áreas mais distantes do rio). Para *P. excelsa* o modelo de regressão sugere que a espécie prefere ambientes altos e distantes de rio. Esses ambientes são registrados nas UPA 1 e 2 e na UPA 3 (

Anexo 3). Para as demais espécies verificou-se que as condições ambientais registradas nas UPA 1 e 2 são mais restritivas do que nas UPA 3 e 4 logo, não representam todos os limites em que as espécies ocorrem e, por isso registraram baixos valores de AUC.

D. excelsa e *T. myrmecophila* foram relacionadas positivamente com a altitude (maiores abundâncias em áreas de platô), enquanto que *G. glabra*, *M. bidentata* ssp. *surinamensis* e *V. obscura* foram relacionadas negativamente (maiores abundâncias em áreas de baixio). Para esta variável os modelos gerados pelo MaxEnt mostraram melhor poder de predição. Para a distribuição de *M. bidentata* ssp. *surinamensis* o algoritmo GARP também mostrou-se bom preditor.

V. americana teve sua distribuição influenciada pelas três variáveis, sendo que a declividade foi a que registrou os valores mais significativos. Para esta espécie MaxEnt também apresentou os melhores modelos de predição da distribuição. *M. huberi* e *Q. paraensis* tiveram sua distribuição associadas com declividade e distância de rio, sendo que as maiores abundâncias de *M. huberi* foram registradas em áreas mais altas em terrenos mais úmidos, enquanto que *Q. paraensis* em áreas planas e em terrenos mais secos. Tanto MaxEnt

quanto GARP foram capazes de prever a distribuição de *M. huberi*, mas para *Q. paraensis*, os modelos não foram bons preditores.

Os mapas gerados com os resultados de GARP sugerem uma superestimativa para a predição de ocorrência para as espécies, enquanto que nos mapas gerados com os dados de MaxEnt, as áreas de predição coincidem melhor com os pontos de validação. Iwashita (2007) ao verificar a sensibilidade de modelos de distribuição de espécies a erros de posicionamento de dados concluiu que são necessárias métricas de avaliação diversas para os sistemas e algoritmos que modela a distribuição de espécies para evitar conclusões equivocadas. Neste trabalho, o autor concluiu ainda que para os modelos analisados foi detectado aumento da área de ocorrência prevista pela sensibilidade que os modelos apresentam aos erros de posicionamento.

Os resultados sugerem que MaxEnt foi o algoritmo que registrou as melhores regras de predição. No entanto, estas análises mostram que temos que ser cuidadosos nas conclusões que envolvem predições de ocorrência de espécies, pois não é conhecendo parte do nicho da espécie que podemos conhecer sua distribuição.

Dados de inventários florestais mostraram-se eficientes para serem utilizados na modelagem de predição, no entanto o fato de não representarem toda a variação local podem não gerar bons modelos em escala local. Para espécies restritivas esses dados são de uso limitado. Assim, os valores de AUC obtidos informam que não adianta ter um dos limites da distribuição para explicar toda ela.

Modelagem ambiental para predição de ocorrência de árvores com dados de inventários florestais usando algoritmos genéticos é uma metodologia relativamente nova. Alguns trabalhos de predição já foram desenvolvidos utilizando técnicas estatísticas (Pereira & Itami 1991; Westman 1991; Mortara 2000; ter Braak & Looman 1995; Franklin 1995; Austin 1996; Guisan & Zimmermann 2000) e, até mesmo utilizando dados de inventários florestais madeireiros na Amazônia (Carneiro 2004) no entanto, o uso de algoritmos genéticos para esse tipo de dados é uma proposta nova e, por isso os resultados obtidos não puderam ser comparados. Por se tratar de uma nova metodologia há necessidade de que trabalhos de campo posteriores possam vir validar ou não estes modelos.

6. CONCLUSÕES

A diversidade inferida com base no índice de Shannon mostrou-se influenciada exclusivamente pela variável distância de rio, sendo os ambiente periodicamente inundados [R₂] os que apresentaram maior diversidade média.

A dominância obtida pelo índice Berger-Parker foi influenciada tanto pela associação altitude/declividade quanto pela distância de rio, sendo que os maiores valores de dominância foram obtidos para áreas mais altas [21, 22] e, nas menores distâncias de rio [R₁]. A abundância também foi influenciada por essas variáveis, obtendo-se os maiores valores nos ambientes de baixo [11] e distância de rio intermediária [R₂]. Os estimadores de riqueza utilizados tiveram representatividade média de 88% em relação aos dados observados.

O padrão de distribuição espacial que prevaleceu nas parcelas foi o não agregado pelo índice ID, enquanto que pelos índices de Morisita e ICS foi o agregado. Efeito das variáveis altitude/declividade pelo ICS, registraram tendências a ocorrência dos padrões regular (*P. excelsa*, *G. glabra*, *D. excelsa*, *M. huberi*, *Q. paraensis* e *V. obscura*) e aleatório (*V. obscura*), enquanto que pelo ID o efeito das três variáveis registram também o padrão agregado para *L. membranacea*, *P. excelsa* e *T. myrmecophila*.

Os algoritmos MaxEnt e GARP não foram eficientes na predição da ocorrência de espécies nas áreas com características topográficas diferentes, mesmo para espécies com valores de abundância independentes desses fatores (p. ex. *G. glabra*, *D. excelsa*, *M. huberi*). No entanto, bons valores de AUC (acima de 0,75) foram obtidos, quando os modelos foram gerados considerando todas as variações topográficas de todos os ambientes e, também quando o número de pontos utilizados para gerar o modelo foi menor que aqueles utilizados para validação. MaxEnt foi o algoritmo que registrou o melhor poder de predição dos modelos no entanto, a extrapolação da predição para novas áreas deverá considerar a abundância da espécie e incluir mais variáveis ambientais.

Inventários florestais fornecem dados capazes de captar a riqueza mais que desejável para estudos de diversidade e distribuição espacial de espécies em sistemas florestais amazônicos e, por isso é uma ferramenta valiosa em estudos ecológicos na Amazônia. Esses dados aliados as atuais técnicas de modelagem e ferramentas de sensoriamento remoto gerariam bons resultados na definição de áreas para uso madeireiros ou de conservação. No entanto outros trabalhos utilizando dados dessa natureza, utilizando um número maior de variáveis ambientais são necessários para melhor definição de metodologias para esses fins.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almeida S.S.; Lisboa P.L.B. & Silva A.S. 1993. Diversidade florística de uma comunidade arbórea na estação científica “Ferreira Pena”, em Caxiuanã (Pará). *Bol. Mus. Paraense Emílio Goeldi Bot.*, 9(1): 93-128.
- Alves J.C.Z.O. & Miranda I.de S. 2008. Análise da estrutura de comunidades arbóreas de uma floresta amazônica de terra firme aplicada ao manejo florestal. *Acta Amazonica*, 38(4), 657-666.
- Amaral P.; Veríssimo, A.; Barreto P. & Vidal E. 1998. *Floresta para sempre: Um manual para produção de madeira na Amazônia*. Belém: Imazon, 130p.
- Anderson R.P.; Lew D. & Peterson A.P. 2003. Evaluating predictive models of species distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling* 162, 211-232.
- Augsburger C.K. 1983. Seed dispersal of the tropical tree, *Platypodium elegans*, and the escape of its seedlings from fungal pathogens. *Journal of Ecology*, 71: 759-772.
- Austin M.P. 1996. Predictive species spatial distribution: an interface between theory ecological and statistic modeling. In: Goodchild M.F.; Steyaert L.T.; Parks B.O.; Johnston C.; Maidment D.; Orane M.; Glendinning S. ed. *GIS an envirommental medeling: progress and research issues*. New York: Wiley, 11-15.
- Ayres J.M. 1988. Primate societies trends in ecology. *Tree*, 3: 7, 180-181p.
- Azevedo C.P. 2006. Dinâmica de florestas submetidas a manejo na Amazônia Oriental: Experimentação e simulação. 236 f. Tese (Doutorado em Manejo Florestal) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Azevedo C.P.; Sanquetta C.R.; Silva J.N.M.; Machado S.A.; Souza C.R. & Oliveira M.M. 2008. Simulação de estratégias de manejo florestal na Amazônia com uso do modelo SYMFOR. *Acta Amazonica*, 38(1): 51-70p.
- Azevedo V.C.R.; Kanashiro M.; Ciampi A.Y. & Grattapaglia D. 2007. Genetic structure and mating system of *Manilkara huberi* (Ducke) A. Chev. a heavily logged Amazonian timber species. *Journal of Heredity*, v.98, p.646-654.
- Azevedo V.C.R.; Kanashiro M.; Grattapaglia D. & Ciampi A.Y. 2008. Variabilidade no cpDNA em *Manilkara huberi*, espécie sob manejo sustentável na Amazônia brasileira. *Pesq. Agropec. Bras.*, Brasília, v.43, n.7, p.859-867.
- Barigah T.S.; Imbert P. & Huc R. 1998. Growth and net assimilation rate of seedlings of ten French Guianan tree species grown under five light regimes. *Annales des Sciences Forestieres* 55(6): 681- 706.
- Barros A.C. & Veríssimo A. (Editores). 1996. A Expansão da Atividade Madeireira na Amazônia: Impactos e Perspectivas para o Desenvolvimento do Setor Florestal no Pará. Belém: Imazon, 168p.

- Barros P.L.C. & Barros A.V.de 2000. Estudo da diversidade de espécies de uma floresta situada em Curuá-Uma, Pará. *Revista de Ciências Agrárias*, Belém-PA, 33: 49-65p.
- Barros A.V.de; Barros P.C.L. & Silva L.C.B. 2000. Análise fitossociológica de uma floresta situada em Curuá-Uma, Pará. *Revista de Ciências Agrárias*, Belém-PA, 34: 9-36p.
- Bauch R.E.; Kikuchi M.Y. & Pires J.S.R. 2004. Avaliação da certificação do manejo florestal das florestas naturais da Orsa Florestal S/A no Estado do Pará, Brasil. *Documentos técnicos*, 137p.
- Begon M.; Harper J.L.; & Townsend. 1996. *Ecology: individuals, populations and communities*. 3^a ed. Blackwell Scientific Publications London, U.K.
- Bispo P.da C.; Valeriano M.de M. & Kuplich T.M. 2007. Análise geomorfométrica como subsídio ao mapeamento da vegetação. *Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Florianópolis, Brasil, 21-26 abril 2007, INPE, p. 1607-1613.
- Black G.A.; Dobzhansky T.H. & Pavan C. 1950. Some attempts to estimate species diversity and population density of trees in Amazonian forests. *Bot Gaz.*, 111(4): 413-425.
- Braz, E.M.; Figueiredo, E.O.; d'Oliveira M.V.N. & Passos C.A.M. 2007. Manejo Florestal de Precisão: Modelo digital de exploração e manejo de florestas naturais. In: Figueiredo E.O. *Manejo de precisão em florestas tropicais: modelo digital de exploração florestal*. Rio Branco, AC: Embrapa Acre, p.17-29.
- Brown Jr. K.S. & Freitas A.V.L. 1999. Lepidoptera, p. 227–243. In: Brandão, C.R.F. & E.M. Cancellato (Eds.). *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. Invertebrados terrestres*. São Paulo, FAPESP, XVI, 279 p.
- Burkill H.M. 1985. *The useful plants of West Tropical Africa*. Vol 1. Kew Publishing. 976p.
- Busby, J.R. 1991. BIOCLIM - A bioclimate analysis and prediction system. In: Margules, C.R. & Austin, M.P. (eds), *Nature conservation*. cost effective biological surveys and data analysis. CSIRO, pp. 64-68.
- Camizão I.C. & Contente F.A.S. 2002. Distribuição espacial de três espécies arbóreas, no fragmento florestal Bosque Rodrigues Alves – Belém, PA. In: Congresso Brasileiro de Sistemas Agroflorestais, 4., Ilhéus, BA. *Anais*. Ilheus: Ceplac, p.1-4.
- Carim S.; Schwartz G. & Silva M.F.F.da. 2007. Riqueza de espécies, estruturas e composição florística de uma floresta secundária de 40 anos no leste da Amazônia. *Acta Botanica Brasilica* 21(2), 293-308.
- Carneiro J.S. 2004. Mapeamento preditivo da vegetação: uso de SIG para modelar a distribuição espacial de espécies arbóreas na Amazônia Central. Manaus: INPA/UFAM, Dissertação de Mestrado, 75p.
- Stropp J.C.; Venticinque E.M. 2003. Análise espacial da densidade populacional de árvores na Amazônia Central. In: **Resumos expandidos** do VI Congresso de Ecologia do Brasil, Fortaleza, p. 81-82
- Carvalho J.O.P.; Lopes J.C.A.; Silva J.N.M.; Costa H.B.; Malcher L.B. & Carvalho M.S.P. 1987. *Pesquisas com vistas ao manejo de matas nativas na região do Rio Jari*. Belém, PA. Embrapa – CPATU, 21 p. (EMBRAPA – CPATU, Documentos, 45).

- Chauvet S. 2001. Effects de la fragmentation forestière sur les interactions plantes-animaux: conséquences pour la régénération végétale. Doctorat. *Ecologie*, Paris VI: 253.
- Clark D.B. 2002. Los fatores edáficos y la distribución de las plantas. In: Guariguata M.R. & Catan G.H. ed. *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Catargo: Ediciones LUR, pp. 193-222.
- Clark D.B.; Palmer M.W. & Clark D.A. 1999. Edaphic factors and the landscape-scale distributions of tropical rain forest trees. *Ecology*(80)8: 2662-2675.
- Clement C.H. 2000. Piquiá: *Caryocar villosum*. In: Biodiversidade Amazônica: exemplos e estratégias de utilização. Ed.: Clay, J. W., Sampaio, P. T. B., Clement, C. R. Manaus: INPA, SEBRAE. pp.227-232.
- Forget P.M.; Merciet F. & Collinet F. 1999. Spatial patterns of two rodent-dispersed rain forest trees *Carapa procera* (Meliaceae) and *Vouacapoua americana* (Caesalpinaceae) at Paracou, French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*15: 301-313
- Condit R. 1995. Research in large, long-term tropical forest plots. *Trends Ecol. and Evol.*, 10: 18-22.
- Confalonieri U.E.C. & Costa Neto. 2007. Análises da diversidade e similaridade entre uma população de mosquitos (*Diptera* culicidae) de Caxiuanã, Pará, Brasil. *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil*, Caxambu, MG.
- Connell J.H. 1971. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. Pages 289-312 in P. J. den Boer and G. R. Gradwell, editors. Dynamics of numbers in populations. *Center for Agricultural Publication and Documentation*, Osterbeek Wageningen, The Netherlands.
- Corrêa J.L.L.; Jacomine P.K.T. & Santos R.D. 1989. *Solos do Jari* – Levantamento de reconhecimento de média intensidade dos solos sob floresta cultivada na área da Companhia Florestal Monte Dourado PA. Cia. Florestal Monte Dourado, Monte Dourado, PA, 2 volumes.
- Costa F.R.C. 2006. Mesoscale gradients of herb richness and abundance in central Amazonia. *Biotropica*, 38: 711-717.
- Costa M.O. 2007. Dendrologia como ferramenta ao manejo de 10 espécies de *Pouteria* Aubl. (Sapotaceae) em florestas do Estado do Pará. Belém: Universidade Federal Rural da Amazônia. Dissertação de Mestrado, 108p.
- Coutinho S.C. & Pires M.J.P. 1996. *Jari: um banco genético para o futuro*. Rio de Janeiro: Imago Ed. 244p.
- Crawley M.J. 1986. *Plant Ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Currie D.J. & Paquin V. 1987. Large-scale biogeographical patterns of species richness of trees. *Nature*329 (24): 326-327.
- Dantas M. & Muller N.A.M. 1979. Estudos fito-ecológicos do trópico úmido brasileiro II. Aspectos fitossociológicos de mata sobre latossolo amarelo em Capitão Poço, Pará. *Boletim de Pesquisa*, 9. Belém, CPATU/EMBRAPA.

- Dantas M.; Rodrigues I.A. & Muller N.A.M. 1980. Estudos fito-ecológicos do trópico úmido brasileiro I. Aspectos fitossociológicos de mata sobre terra roxa na região de Altamira, Pará. Congresso Nacional de Botânica XXX. Campo Grande MS. *Anais da Sociedade Botânica do Brasil*.
- Drucker D.P.; Costa F.R.C. & Magnusson W.E. 2008. How wide is the riparian zone of small streams in tropical forests? A test with terrestrial herbs. *Journal of Tropical Ecology* 24, 65-74p.
- Dubost G. 1988. Ecology and social life of the red acouchy, *Myoprocta exilis*; comparisons with the orange-rumped agouti, *Dasyprocta leporina*. *Journal of Zoology of London* 214: 107-123.
- Duivenvoorden J.F. 1996. Patterns of tree species richness in rain forests of the middle Caquetá area. Colombia. Nw Amazonia. *Biotropica*, 28(2). 142-158.
- Elith J.; Graham H.; Anderson P.; Dudik M.; Ferrier S.; Guisan A.; Hijmans J.; Huettmann F.; Leathwick R.; Lehmann A.; Li J.; Lohmann G.; Loisele A.; Manion G.; Moritz C.; Nakamura M. Nakazawa Y.; Overton C.M.; Peterson A.T.; Phillips J.; Richardson K.; Scachetti-Pereira R.; Schapire E.; Soberón J.; Williams S.; Wisz S. & Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distribution from occurrence data. *Ecography* 29; 129-151.
- Embrapa Amazônia Oriental. 2004a. *Espécies arbóreas da Amazônia*, N. 6 Angelim-vermelho, *Dinizia excelsa*. Belém-PA.
- Embrapa Amazônia Oriental. 2004b. *Espécies arbóreas da Amazônia*, N. 4: Maçaranduba, *Manilkara huberi*. Belém-PA
- Favrichon V. 1995. Modèle matriciel déterministe en temps discret. *Laboratoire de biométrie, Génétique et Biologie des Populations*, Université Claude Bernard Lyon 1: 280p.
- Ferraz I.D.K.; Leal-Filho N.; Imakawa A.M.; Varela V.P. & Piña-Rodrigues F.C.M. 2004. Características básicas para um agrupamento ecológico preliminar de espécies madeireiras da floresta de terra firme da Amazônia Central. *Acta Amazônica*, 34 (4): 621-633p.
- Ferraz J.; Ohta S. & Sales P.C. 1998. Distribuição dos solos ao longo de dois transectos em floresta primária ano norte de Manaus (AM). In: Higuchi N.; Campos M.A.A.; Sampaio P.T.B.; Santos J. *Pesquisas florestais para a conservação da floresta e reabilitação de áreas degradadas da Amazônia*, Manaus, INPA: 113-143
- Ferreira G.C. 2006. Diretrizes para coleta, herborização e identificação de material botânico nas parcelas permanentes em florestas naturais da Amazônia brasileira. GT Monitoramento de Florestas, IBAMA/ProManejo. Manaus, AM. 44p.
- Ferreira G.C.; Hopkins M.J.G. & Secco R. 2004. Contribuição ao conhecimento morfológico das espécies de Leguminosae comercializadas no estado do Pará como Angelim. *Acta Amazônica*, Manaus, v.34, n.2, p.219-232.
- Ferreira G.C. & Hopkins M.J.G. 2004. *Manual de identificação botânica e anatômica - angelim*. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 101 p.

- Figueira J.E.C. 1998. Dinâmica de populações de *Paepalanthus polyanthus* (Eriocaulaceae) na Serra do Cipó, MG. Universidade Estadual de Campinas, Inst. de Biologia. 112p. (Tese de Doutorado)
- Forget P.-M. 1990. Seed dispersal of *Vouacapoua americana* Aublet (Caesalpinaceae) by caviomorph rodents in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 6: 449-468.
- Forget P.-M. 1994. Recrutement pattern of *Vouacapoua americana* (Caesalpinaceae) a rodent-dispersed tree species in French Guiana. *Biotropica* 26(4): 408-419.
- Forget P.-M. 1997. Ten years seedlings dynamics in *Vouacapoua americana* in French Guiana: an hypothesis. *Biotropica* 29: 124-126.
- Franklin J. 1995. Predictive vegetation mapping: geographic modeling of biospatial patterns in relation to environmental gradients. *Progress in Physical Geography* 19(4): 474-499.
- Funk V.A.; Zermoglio M.F. & Nazir N. 1999. Testing the use of specimen collection data and gis in biodiversity exploration and conservation decision making in Guyana. *Biodiversity and conservation* 8: 727-751.
- Gama J.R.V.; Botelho S.A.; Bentes-Gama M.M.; Scolforo J.R.S. 2003. Estrutura e potencial futuro de utilização da regeneração natural de floresta de várzea alta no município de Afuá, Estado do Pará. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 13, n. 2, p. 71-82
- Gayot M. & Sist P. 2004. Vulnérabilité des espèces de maçaranduba face à l'exploitation en Amazonie brésilienne: nouvelles normes d'exploitation à définir. *Bois et Forêts des Tropiques*, N° 280 (2).
- Gentry A.H. 1982. Neotropical floristic diversity: Phytogeographical connections between Central and South America, Pleistocene climatic fluctuations or an accident of the Andean orogeny. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, St. Louis, v. 69, n. 3, p. 557-593.
- Gentry A.H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Ann. Missouri Bot. Gard.*, 75: 1-34.
- Guevara S. & Laborde J. 1993. Monitoring seed dispersal at isolated stading trees in tropical pastures: consequences for local species availability, *Vegetatio* 107: 319-338.
- Guisan A. & Thuiller W. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- Guisan A. & Thuiller W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letter* 8: 993-1009.
- Guisan A. & Zimmermann N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135, 147-186.
- Hamada M.O.S. 2007. Contribuição ao estudo dendrológico de 10 espécies de Vochysiaceae para o manejo florestal no Estado do Pará. Belém: Universidade Federal Rural da Amazônia. Dissertação de Mestrado, 94p.
- Hay J.D.; Bizerril M.X.; Calouro A.M.; Costa E,M.N.; Ferreira A.A.; Gastal M.L.A.; Goes Júnior C.D.; Manzan D.J.; Martins C.R.; Monteiro J.M.G.; Oliveira S.A.; Rodrigues M.C.M.; Seyfarth J.A.S. & Walter B.M.T. 2000. Comparação do padrão da distribuição

- espacial em escalas diferentes de espécies ativas do cerrado, em Brasília, DF. *Revista Brasileira de Botânica* 23: 341-347.
- Higuchi N.; Santos J.; Ribeiro R.J.; Silva R.P. & Rocha R.M. 2000. Sustentabilidade na produção de madeira dura tropical. *Revista Silvicultura*, São Paulo, v. 83, p. 32-37.
- Hirai, E.H.; Carvalho J.O.P. & Pinheiro K.A.O. 2007. Comportamento populacional de cupiúba (*Goupia glabra* Aubl.) em floresta de terra firme na fazenda Rio Capim, Paragominas (PA). *Revista de Ciências Agrárias*. Belém, n.47, p. 89-101.7
- Hodnett M.G.; Vendrame I.; Marques-Filho A.O.; Oyama M.D. & Tomasella J. 1997. Soil water storage and groundwater behaviour in a catenary sequence beneath forest in Central Amazonia: I. Comparisons between plateau, slope and valley floor. *Hydrology and Earth System Sciences*, 1(2): 265-277.
- Hopkins M.J.G. & Ferreira G.C. 2003. O problema da falta de coletas na Amazônia. In: *Resumos do 54º Congresso Nacional de Botânica*. Belém, Meio digital.
- Hopkins, M.J.G. 2003. As florestas da Amazônia: nosso conhecimento de sua biodiversidade. In: 54º Congresso Nacional de Botânica. Belém. *Livro de Resumos* do 54º Congresso Nacional de Botânica, 144-145p.
- Hopkins M.J.G. 2007. Modelling the known and unknown plant biodiversity of the Amazon Basin. *Journal of Biogeography*, v. 34, p.1317-1328.
- Hubbell S.P & Foster R.B. 1986. Commonness and rarity in a neotropical forest: implications for tropical tree conservation. In: M. Soulé (ed.), *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Sanderland. Massachusetts.
- Iwashita F. 2007. Sensibilidade de modelos de distribuição de espécies à qualidade do posicionamento de dados de coleta. São José dos Campos: INPE (Dissertação de Mestrado), 100p.
- Janzen, D.H. 1970. Herbívoros and number of tree species in tropical forests. *American Naturalist* 104:501.
- Jari. 2000. *Plano de Manejo Florestal Sustentável*. Jari Celulose S.A., Monte Dourado. (Documentos Técnicos).
- Kageyama P.Y. & Gandara F.B. 1994. Dinâmica de populações de espécies arbóreas: implicações para o manejo e a conservação. *Actesp*, 2: 1-9.
- Kahn F. 1987. The distribution of palms as a function of local topography in Amazonian terra-firme forests. *Experientia*, 43, 251-259.
- Killian C. 1953. Observations sur l'écologie et les besoins edaphiques du quinquina. *Bull. Inst. Franc. África Noire*, 15: 1901-1971
- Klammer G. 1971. Über plio-pleistozäne Terrassen und ihre Sedimente im unteren Amazonasgebiet. *Z. Geomorph.* N.F. 15, 62-106p.
- Klammer G. 1978. Reliefentwicklung im Amazonasbecken und plio-pleistozäne bewegungen des meerespiegels. *Z. Geomorph.* N.F. 22: 390-416.

- Knight D.H. 1975. A phytosociological analysis of species-rich tropical forest on Barro Colorado Island, Panamá. *Ecological Monographs*, 45: 259-328.
- Krebs C.J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper & Row, New York, USA. 654pp.
- Kubota Y.; Murata H. & Kikuzawa K. 2004. Effects of topographic heterogeneity on tree species richness and stand dynamics in a subtropical forest in Okinawa Island, southern Japan. *Journal of Ecology*. 92. 230-240.
- Leão N.V.M.; Carvalho J.E.U. & Ohashi S.T. 2001. Fenologia reprodutiva de 25 espécies arbóreas da Amazônia. In: J.N.M. Silva; J.O.P. Carvalho; J.A.G. Yared. *A Silvicultura na Amazônia Oriental*. contribuições do Projeto Embrapa/ DFID. Belém: Embrapa Amazônia Oriental: DFID, p. 139-158.
- Lewinsohn T. M. & Prado P.I. 2000. *Biodiversidade Brasileira*. Síntese do Estado Atual do Conhecimento. Relatório Síntese Final. In: Perfil do Conhecimento da Diversidade Biológica do Brasil. Campinas, NEPAM/UNICAMP & Brasília, Programa Nacional de Diversidade Biológica – PRONABIO/ Ministério do Meio Ambiente – MMA, Projeto Estratégia Nacional de Biodiversidade - BRA97G31- MMA/GEF/PNUD, 127p.
- Lins, C. 2001. *Jari: 70 anos de história*. 3ª Ed. Rio de Janeiro, Dataforma, 304p.
- Lleras E.P.; Leite A.M.C.; Torres M.F.N.M.; Monteiro J.O. & Noronha N.M. 1999. Diversidade vegetal na Amazônia: estado da arte. In: *Anais do Amazônia no Terceiro Milênio – Atitudes desejáveis*. São Paulo: BSIG. Vol. Único, p.1-9.
- Lobato A.T. 1969. As madeiras da Amazônia na produção de celulose. Estudo sistemático em laboratório de 50 madeiras da região de Curuá-Una, no Estado do Pará. SUDAM Departamento de recursos naturais. 60p.
- Lorenzi H. 2002. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil*. 2. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, v. 2, p. 85.
- Loubry D. 1994. Déterminisme du comportement phénologique des arbres en forêt tropicale humide de Guyane française (5°lat, N). Thèse de Doctorat., Université Pierre et Marie Curie. Paris VI: 566.
- Loureiro A.; Silva M. F. & Alencar J.da C. 1979. *Essências madeireiras da Amazônia*. Manaus: INPA, v. 1, p. 142-145.
- Ludwig J.A. & Reynolds J.F. 1988. *Statistical ecology: a primer on methods and computing*. New York: John Wiley & Sons, 337 p.
- Magurran A.E. & Henderson P.A. 2003. Explaining the excess of rare species in natural species abundance distributions. *Nature* 422 714-716.
- Magurran A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey, USA, 192pp.
- Mainieri C. 1983. Manual de identificação das principais madeiras comerciais brasileiras. São Paulo: IPT, 241p.
- Mainieri C. & Chimelo J.P. 1989. *Fichas de características das madeiras brasileiras*. São Paulo: IPT. 432p.

- Manel D.; Dias J.M.; Buckton S.T. & Ormerod S.J. 1999. Alternative methods for predicting species distribution: an illustration with Himalayan river birds. *Journal of Applied Ecology*, 36, 734–747.
- Marcano-Berti L. 2005. Vochysiaceae. pp. 500-524. In: P.E.Berry; K.Yatskievych; B.K. Holst (eds.). Rutaceae–Zygophyllaceae. In: J.A. Steyermark; P.E. Berry; K. Yatskievych & B.K. Holst (eds.). *Flora of the Venezuelan Guayana*. Portland, Timber Press, vol. 9
- Martins-Da-Silva R.C.V. & Ferreira G.C. 1998. *Acervo do Herbário IAN 1* - Meliaceae Ventenat. Belém-PA: EMBRAPA-CPATU, vol. 1, 58p.
- Martins-da-Silva R.C.V. 2002. Coleta e identificação de espécimes botânicos. Belém: *Embrapa Amazônia Oriental*, n.143, 40p.
- Matteucci S.D. & Colma A. 1982. *Metodología para el estudio de la vegetacion*. Washington: Eva V. Chesneau. 163p.
- Maués M.M. 2007. Sistemas de polinização no dossel de uma floresta ombrófila densa na Amazônia. Sociedade de Ecologia do Brasil. VIII CEB *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil*, Caxambu - MG
- Meirelles M.L. & Luiz A.J.B. 1995. Padrões espaciais de árvores de um cerrado em Brasília. *Revista Brasileira de Botânica* 18(2): 185-189.
- Mesquita M.R.; Ferraz I.D.K. & Camargo J.L.C. 2007. *Dinizia excelsa* Ducke: Morfologia externa de frutos e sementes e mudança foliar da plântula à árvore. *Revista Brasileira de Biotécnicas*, Porto Alegre, v. 5, supl. 1, p. 483-485 (Nota Técnica)
- Miranda E.E.de. 2005. *Brasil em relevo*. Campinas: Embrapa Monitoramento por satélite. Disponível em: <http://www.relevo.br/cnpm.embrapa.br>. Acesso em 08/12/2008.
- Mittermeier, R.A.; Myers N.; Thomsen J.B.; Fonseca G.A.B. & Olivieri S. 1998. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. *Conservation Biology* 12: 516-520.
- Mori S.A.; Rabelo B.V.; Tsou C.H. & Daly D.C. 1989. Composition and structure of an eastern Amazonian Forest at Camapai, Amapá, Brasil. *Bol. Mus. Paraense Emílio Goeldi*, 5(1): 3-18.
- Mori S.A.; Cremers G.; Gracie C.; de Granville J.-J.; Hoff M.; Heald S.V. & Mitchell J.D. 2002. Guide to the vascular plants of central French Guiana. Part 2. Dicotyledons. *Memoirs of the New York Botanical Garden*, 76, 1–776.
- Mortara M. O. 2000. Modelagem da distribuição potencial do palmitero (*Euterpe edulis* Mart.) em região montanhosa a partir de variáveis topográficas. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, SP. INPE-8857-TDI/805. 157 pp.
- Munõz J. & Fellicíssimo A.M. 2004. Comparison of statistical methods commonly used in predictive modeling. *J. Veg. Sci.* 15: 285-292.
- Nelson B.W. & Oliveira A.A.de. 2001. Área botânica. In: Capobianco J.P.R.; Veríssimo A.; Moreira A.; Sawyer D.; Santos I.dos & Pinto L.P. (Orgs). *Biodiversidade da Amazônia Brasileira*. avaliação e ações prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios. São Paulo, Estação Liberdade: Instituto Socioambiental. 132-176p.

- Nelson B.W.; Ferreira C.A.C.; Silva M.F.da & Kawasaki M.L. 1990. Endemism centres, refugia and botanical collection density in Brazilian Amazonia. *Nature* 345(6277): 714-716.
- Novotny V. & Basset.Y. 2000. Rare species in communities of tropical insect herbivores: pondering the mystery of singletons. *Oikos* 89: 564–572.
- Okuda T.; Adachi A.; Suzuki M.; Hussein N.A. Manokaran N. Saw L.G.; Shariff A.H.M. & Ashton P.S. 2004. In: E.C. Losos & E. Leigh, Jr. (eds). *Tropical forest diversity and dynamism-finding from a large-scale plot network* (b). The university of Chicago press, Chicago and London, pp. 221-240.
- Oliveira A.A.de. 1997. Diversidade, estrutura e dinâmica do componente arbóreo de uma floresta de terra firme de Manaus, AM. Tese de Doutorado. Instituto de São Paulo.São Paulo.
- Oliveira A.A.de. 2000. Inventários quantitativos de árvores em matas de terra firme: histórico com enfoque na Amazônia Brasileira. *Acta Amazônica* 30(4): 543-567.
- Oliveira A.N. & Amaral I.L. 2004. Floristic and phytosociology of a slope Forest in Central Amazônia, Brasil. *Acta Amazonica* 34(1): 21-34.
- ONF, 2001. *Guide de reconnaissance des arbres de Guyane*. Onf-Silvolab. Matoury (Guyane), France, Ccpr, 324 p.
- Paese A.; Dornelles S.; Santos J.E. & Pires J.S.R. 2007. Modelos de classificação em árvore para a localização de áreas de ocorrência potencial de espécies. *Megadiversidade* 3(12): 13-24.
- Pando B.B.de & Giles J.P.de. 2007. Aplicación de modelos de distribución de especies a la conservación de la biodiversidad en el sureste de la Península Ibérica. *GeoFocus* (Artículos) n.7, 100-119.
- Paula J.E. & Alves J.L.H. 1997. Madeiras nativas: anatomia, dendrologia, dendrometria, produção e uso. Brasília – DF. 543p.
- Pennington T.D. & Edwards K. S. 2005. Sapotaceae pp. 89-137. In: P.E.Berry; K.Yatskievych & B.K. Holst (eds.). Rutaceae–Zygophyllaceae. *Flora of the Venezuelan Guayana*. Portland, Timber Press, vol. 9.
- Pereira J.M. & Itami R.M. 1991. GIS-Based habitat modelling using logistic multiple regression: a study of the Mt. Graham red squirrel. *Photogrametric Engineering & Remote Sensing* 57 (11): 1475-1486.
- Phillips S.J.; Anderson R.P. & Schapire R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190: 231-259p.
- Phillips S.J.; Dudik M. & Schapire R.E. 2004. A Maximum entropy approach to species distributions modeling. *Proceedings of the Twenty-First International Conference on Machine Learning*. 655-662p.
- Pinto-Coelho R.M. 2000. *Fundamentos em Ecologia*. Porto Alegre, Artmed.

- Porto M.L.; Longhi H.M.; Citadini V.; Ramos R.F. & Mariath J.E.A. 1976. Levantamento fitossociológico em área de “mata-de-baixio” na estação experimental de silvicultura tropical – INPA: Manaus, AM. *Acta Amazonica*, 6(3): 301-318.
- Poulsen A.D. & Balslev H. 1991. Abundance and cover of ground herbs in an Amazonian rain forest. *J. Veg. Sci.* 2, 315-322.
- Poulsen A.D. & Tuomisto H. 1996. Small-scale to continental distribution patterns of neotropical pteridophytes: the role of edaphic preferences. In: J.M.Camus, M. Gibby and Johns (editors). *Pteridology in Perspective*, pp. 551-561. Royal Botanic Gardens, Kew.
- Prance G.T. 2007. Flora da Reserva Ducke, Amazonas, Brasil: Chrysobalanaceae. *Rodriguésia* 58 (3): 493-531.
- Prance G.T.; Rodrigues W.A. & Silva M.F.da 1976. Inventário florístico de um hectare de mata de terra firme km 30 da Estrada Manaus-Itacoatiara. *Acta Amazonica* 6(1): 9-35.
- Prance, G.T. 1977. Floristic inventory of the tropics: where do we stand? *Annals of the Missouri Botanical Garden* 64: 659-685.
- Procópio L.C. & Secco R.de S. 2008. A importância da identificação botânica nos inventários florestais: o exemplo do “tauari” (*Couratari* spp. e *Cariniana* spp. – Lecythidaceae) em duas áreas manejadas no estado do Pará. *Acta Amazônica* 38(1), 31-34.
- Queiroz W.T.1998. *Técnicas de Amostragem em Inventário Florestal nos Trópicos*. Belém: FCAP. Serviço de Documentação e Informação. 147 p.
- Rankin-De-Merona J.M. & Ackerly D.D. 1987. Estudos populacionais de árvores em florestas fragmentadas e as implicações para conservação *in situ* das mesmas na floresta tropical da Amazônia Central. *IPEF*n.35, p.47-59.
- Ribeiro J.L. da S.; Hopkins M.J.G.; Vicentini A.; Sothers C.A.; Costa M.A. da S.; de Brito J.M.; Souza M.A.D.; da Martins L.H.P.; Lohmann L.G.; Assunção P.A.C.L.; Pereira E.C.; Silva C.F.; Mesquita M.R. & Procópio L.C. 1999. *Flora da Reserva Ducke: Guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra-firme na Amazônia Central*. Manaus: INPA, 816p.
- Ribeiro, J.S. 2004. Estudo morfológico de cinco espécies de Micropholis (Griseb.) Pierre (Sapotaceae Juss.) ocorrentes no Estado do Pará. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal do Pará. 65p.
- Rijkers T.; JandeVries P.J.; Pons T.L. & Bongers F. 2000. Photosynthetic induction in saplings of three shade-tolerant tree species: comparing understorey and gap habitats in a French Guiana rain forest. *Oecologia* 125(3): 331-340.
- Rizzini C.T. 1977. Tratado de fitogeografia do Brasil. 2 vols. (vol. 1, Aspectos ecológicos: vol. 2, Aspectos sociológicos e florísticos). Hucited, Ed. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Rollet B. 1993. Tree populations in natural tropical rain Forest. *Bois et Forêts des Tropiques*, 236(2): 43-55.
- Rudas-Ll. A.; Prieto A.-C. & Rangel-Ch J.O. 2002. Principales tipos de vegetación de “la ceiba” (Guainía), Guayana Colombiana. *Caldasia* 24(2): 343-365.

- Ruokolainen K. & Tuomisto H. 1998. Vegetación natural de la zona de Iquitos. In geoeología y desarrollo amazónico: estudio integrado en la zona de Iquitos, Perú. *Annales Universitatis Turkuensis* serie AII 114, pp. 253-365.
- Sabatier D. 1985. Saisonalité et déterminisme du pic de fructification en forêt guyanaise. *Revue d'écologie (La Terre et la Vie)* 40: 289-320.
- Sabatier D.; Grimaldi M.; Prévost M. F.; Guillaume J.; Godron M.; Dosso M. & Curmi P. 1997. The influence of soil cover organisation on the floristic and structural heterogeneity of a Guianan rain forest. *Plant Ecology* 131: 81-108.
- Sampaio P.T.B. 2000. Maçaranduba: *Manilkara huberi*. In: *Biodiversidade Amazônica*. exemplos e estratégias de utilização. Ed.: Clay, J. W., Sampaio, P. T. B., Clement, C. R. Manaus: INPA, *SEBRAE*. pp.227-232.
- Santos K.A.J.; Ferreira G.C. & Martins-Da-Silva R.C.V. 2000. Acervo do Herbário IAN 2- Lecythidaceae Poiteau. Belém-PA: *EMBRAPA-CPATU* vol. 1, 190p.
- Santos R. P. & Amaral I. L. 2003. Aspectos da biologia reprodutiva da *Goupia glabra* Aublet (Cupiúba) na Amazônia Central. In *Anais 54º Congresso Nacional de Botânica e 3ª Reunião Amazônica de Botânica*. Belém-Pará..
- Saravy F.P.; Freitas P.J.; Lage M.A.; Leite S.J.; Braga L.F. & Sousa M.P. 2003. Síndrome de dispersão em estratos arbóreos em um fragmento de Floresta Ombrófila Aberta e densa em Alta Floresta – MT. *Revista do Programa de Ciências Agro-Ambientais*, Alta Floresta, v.2, n.1, p.1-12
- Savill P.S. & Fox J.E.D. 1967. *Trees of Sierra Leone*. Forestry Division, Freetown, Sierra Leone. p.217-219.
- Schulz J. P. 1960. Ecological studies on rain forest in Northern Suriname. *The vegetation of Suriname*. In: I. A. De Hulster & J. Lanjouw (Eds.) Amsterdam, Van Eedenfonds. 2: 267.
- Shepherd, G. J., 2000. Avaliação do Estado Atual do Conhecimento da Diversidade de Plantas Terrestres do Brasil. Relatório Final. In: *Perfil do Conhecimento da Diversidade Biológica do Brasil*. Campinas, NEPAM/UNICAMP & Brasília, Programa Nacional de Diversidade Biológica – PRONABIO/ Ministério do Meio Ambiente – MMA, Projeto Estratégia Nacional de Biodiversidade - BRA97G31- MMA/GEF/PNUD, 53p.
- Shepherd, G.J. 2003. *Conhecimento de diversidade de plantas terrestres do Brasil. Ministério do Meio Ambiente* (MMA), Brasília. Disponível em www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/plantas1 (acessado em novembro de 2004).
- Silva S.S. 2004. Estudo morfo-anatômico de espécies de *Micropholis* (Griseb.) Pierre (Sapotaceae Juss.) ocorrentes no Estado do Pará. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural da Amazônia. 112p.
- Siqueira M.F.de 2005. Uso de modelagem de nicho fundamental na avaliação do padrão de distribuição geográfica de espécies vegetais. Tese de Doutorado. São Carlos, SP. 119p.
- Sist P. & Saridan A. 1999. Stand structure and floristic composition of a primary lowland dipterocarp forest in East Kalimantan. *Journal of Tropical Forest Science* 11(4): 704-722.

- Sollins P. 1998. Factores influencing species composition in tropical lowland rain forest: does soil matter? *Ecology*79 (1): 23-30.
- Souza M.H.; Magliano M.M.; Camargos J.A.A. & Souza M.R. 1997. *Madeiras tropicais brasileiras*. Brasília: IBAMA-LPF, 152p.
- Stockwell D.R.B. & Peters D.P. 1999. The garp modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographic Information Systems*, 13, 143-158.
- Svenning, J-C. 1999. Microhabitat specialization in a species-rich palm community in Amazonian Ecuador. *Journal of Ecology*87: 55-65.
- ter Braak C.J.F. & Looman C.W.N. 1995. Regression. *In*: Jørgensen R.H.G.; ter Braak C.J.F. & van Tongeren O.F.R. ed. *Data analysis in community and landscape ecology*. New York: University of Cambridge, 29-75.
- ter Steege H.; Sebatier D.; Castellano H.; van Andel T.; Duivenvoorden J.; Oliveira A.A.; Lilwah R.; Maas P.; Mori S. 2000. An analysis of the floristic composition and diversity of Amazonian forests including those of the Guiana Shield. *Journal of Tropical Ecology*16: 801-828.
- Thuiller W. 2003. BIOMOD - optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. *Global Change Biology*(2003) 9, 1353–1362.
- Tilman D.; Reich P.B.; Knops J.; Wedin D.; Moelke T. & Lehman C. 2001. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science*, 294: 843-845.
- Traissac S. 1998. Etude de la dynamique de la répartition spatiale de *Vouacapoua americana* (Aublet), arbre de forêt tropicale guyanaise. *Rapport technique de D.E.A* "Analyse et Modélisation des Systèmes Biologiques, Université Claude Bernard Lyon1: 30p.
- Traissac S. 2003. Dynamique spatiale de *Vouacapoua americana* (Aublet), arbre de forêt tropicale humide à répartition agrégée. Thèse de Doctorat., Université Claude Bernard Lyon1, 200p.
- Tuomisto H. & Poulsen D. 1996. Influence of edaphic specialization on pteridophyte distribution in neotropical rain forests. *Journal of Biogeography*23: 283-293.
- Tuomisto H. & Ruokolainen K. 1994. Distribution of pteridophyta and melastomataceae along an edaphic gradient in an Amazonian rain forest. *Journal of Vegetation Science*5: 25-34.
- Tuomisto H. Ruokolainen K.; Aguilar M. & Sarmiento A. 2003. Floristic patterns along a 43-km long transect in an Amazonian rain forest. *Journal of Ecology*91: 743-756.
- Tuomisto H.; Ruokolainen K.; Kalliola R.; Linna A.; Danjoy W. & Rodriguez Z. 1995. Dissecting Amazonian biodiversity. *Science*269: 63-66.
- Tuomisto, H., Ruokolainen, K. & Yli-Halla, M. 2003. Dispersal, environment, and floristic variation of western Amazonian forests. *Science*299: 241-244.
- Uhl C. & Murphy P.G. 1981. Composition, structure, and regeneration of terra firme in the Amazon basin of Venezuela. *Tropic. Ecol.* 22(2): 219-237.

- Valencia R.; Foster R.; Villa G.; Condit R.; Svenning J.-C.; Hernandez C.; Romoleroux K.; Losos E.; Magard E. & Balslev H. 2004. Tree species distributions and local habitat variation in the Amazon: large forest plot in eastern Ecuador. *Journal of Ecology* 82: 214-229.
- Valeriano M.de M. 2003. Mapeamento da declividade em microbacias com Sistemas de Informação Geográfica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 7(2), 303-310.
- Valeriano M.de M. 2005. modelo digital de variáveis morfométricas com dados SRTM para o território nacional: o projeto TOPODATA. In: XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2005, Goiânia, GO. *Anais*. São José dos Campos: INPE. Artigos, p. 3595-3602.
- van der Werff H. 2008. A synopsis of the genus *Tachigali* (Leguminosae: Caesalpinioideae) in northern south America. *Ann. Missouri Bot. Gard.* 95(4): 618-660.
- Varela V.P. & Santos J. 1992. Influencia do sombreamento na produção de mudas de angelim pedra (*Dinizia excelsa* Ducke). *Acta Amazônica*, 22(3): 407-411p.
- Vastano-Júnior B.; Barbosa A.P. & Gonçalves A.N. 1983. Tratamentos pré-germinativos de sementes de espécies florestais amazônicas. I- Angelim pedra (*Dinizia excelsa* Ducke Leguminosae - Mimosoideae). *Acta Amazonica*, 13:413-419.
- Veríssimo A.; Moreira A.; Sawyer D.; dos Santos I. & Pinto L.P. (orgs.). 2001. *Biodiversidade na Amazônia brasileira*, avaliação e ações prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios. Instituto Sócioambiental / Estação Liberdade, São Paulo, Brasil.
- Vieira G. 1996. *Gap dynamics in managed amazonian forest: structural and ecophysiological aspects*. PhD Thesis Oxford Forestry Institute, University of Oxford. England. 162 p.
- Vormisto J.; Tuomisto H. & Oksanen J. 2004. Palm distribution patterns in Amazonian rainforests: What is role of topographic variation? *Journal of Vegetation Science* 15: 485-494.
- Westman W.E. 1991. Measuring realized niche spaces: climatic response of chaparral and coastal sage scrub. *Ecology* 72: 1678-1684.
- Whitmore T.C. 1990. *An introduction to tropical rain forests*. New York: Oxford University Press, 226p.
- Whittaker R.J.; Willis K.J. & Field R. 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography*, 28: 453-470.
- Xaud H.A.M.; Mourão Jr. M. & Arco-Verde M.F. 2002. Parque fenológico do Confiança: resultados para *Goupia glabra* Aubl. (cupiúba). Boa Vista: Embrapa Roraima 18p. (Embrapa Roraima: *Boletim de Pesquisa*, 5).
- Yoshida D.S.; Ferreira G.C. & Silva M.F.F.da 2001. Levantamento das Orchidáceas através da informatização dos Herbários MG (Museu Paraense Emilio Goeldi) e IAN (Embrapa Amazônia Oriental). In: *Resumos* do 52º Congresso Nacional de Botânica, João Pessoa, PB, p.272.

- Young K.R. & León B. 1989. Pteridophyte species diversity in the central peruvian alazon: importance of edaphic specialization. *Brittonia* 41: 388-395.
- Zobel M. 1997. The relative role of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? *Tree* 12(7): 266-269.
- Zuquim G. de P.S. 2006. Diversidade beta da comunidade de pteridófitas de florestas de terra firme na Amazônia Central. Dissertação de Mestrado). INPA/UFAM, Manaus, 53p.

Anexo 1 Número de espécies exclusivas dos sítios e seus representantes nas classes de dominância relativa média.

[AD]	[R]	DM	S	Espécies
[11]	R ₁	[<0,01%]	30	<i>Allantoma lineata</i> , <i>Andira retusa</i> , <i>Aniba</i> sp. "amapaensis", <i>Bothriospora corymbosa</i> , <i>Cordia tetrandra</i> , <i>Duroia</i> sp., <i>Ecclinusa guianensis</i> , <i>Enterolobium</i> sp., <i>Euxylophora paraensis</i> ⁽⁸⁾ , <i>Hirtella</i> sp., <i>Ilex dumosa</i> , <i>Ilex inundata</i> , <i>Ilex martii</i> , <i>Macrolobium acaciifolium</i> , <i>Neea</i> sp. 2, <i>Ocotea rufovestita</i> , <i>Patinoa paraensis</i> , <i>Pouteria</i> sp. "brasiliensis", <i>Pouteria minutiflora</i> , <i>Pouteria</i> sp. "paraensis", <i>Protium</i> sp. 1, <i>Protium spruceanum</i> , <i>Quina florida</i> , <i>Sextonia rubra</i> ⁽⁸⁾ , <i>Simaba cedron</i> , <i>Tapura amazonica</i> , <i>Toulicia bullata</i> , <i>Trattinnickia glaziovii</i> , <i>Trichilia schomburgkii</i> , <i>Vochysia tomentosa</i>
		[0,01%]	1	<i>Caraipa grandifolia</i>
		R ₂	[<0,01%]	16
	R ₃	[<0,01%]	7	<i>Dicypellium caryophyllatum</i> , <i>Hebepetalum humiriifolium</i> , <i>Inga panurensis</i> , <i>Mabea caudata</i> , <i>Mollia</i> sp., <i>Paypayrola grandiflora</i> , <i>Zygia latifolia</i>
[21]	R ₁	[<0,01%]	6	<i>Coccoloba diversifolia</i> , <i>Covepia joaquinae</i> , <i>Enterolobium contortisiliquum</i> , <i>Monopteryx inpaie</i> , <i>Nectandra pichurim</i> , <i>Swartzia arborescens</i>
		[0,01%]	1	<i>Bowdichia</i> sp. "paraense"
	R ₂	[<0,01%]	6	<i>Crudia amazonica</i> , <i>Guatteria</i> sp. "douradense", <i>Hirtella macrophylla</i> , <i>Maquira coriacea</i> , <i>Perebea mollis</i> , <i>Sterculia apetala</i>
		[0,01%]	2	<i>Inga amazonica</i> , <i>Pouteria cladantha</i>
	R ₃	[0,01%]	5	<i>Croton matourensis</i> , <i>Guatteria amazonica</i> , <i>Guatteria pteropus</i> , <i>Pouteria grandis</i> , <i>Psidium</i> sp. "matourensis"
[22]	R ₁	[0,01%]	2	<i>Inga edulis</i> , <i>Pouteria</i> sp. 1
	R ₂	[0,01%]	4	<i>Eriotheca surinamensis</i> , <i>Guatteriopsis</i> sp. "venosa", <i>Miconia</i> sp. 3, <i>Protium apiculatum</i>
	R ₃	[0,01-0,05%]	1	<i>Rhedia acuminata</i>

Onde: [AD] – Altitude/Declividade; [R] – Distância mais próxima do rio; DM – dominância relativa média; S – número de espécies; ⁽⁸⁾ – espécies de interesse madeireiro

Anexo 2 Número de espécies presentes em todos os sítios e seus representantes nas classes de dominância relativa média.

DM	S	Espécies
<0,01%	3	<i>Caryodendron amazonicum</i> , <i>Homalium racemosum</i> , <i>Swartzia sprucei</i>
[0,01%]	73	<i>Acacia polyphylla</i> , <i>Aiouea</i> sp. "amazonica", <i>Alexa grandiflora</i> , <i>Ampelocera edentula</i> , <i>Aniba</i> sp. "caianensis", <i>Aniba rosaedora</i> , <i>Apuleia leiocarpa</i> , <i>Aspidosperma carapanauba</i> , <i>Beilschmiedia</i> sp., <i>Bertholletia excelsa</i> , <i>Bombacopsis nervosa</i> , <i>Brosimum acutifolium</i> , <i>Buchenavia grandis</i> , <i>Byrsonima aerugo</i> , <i>Capirona decorticans</i> , <i>Cedrela odorata</i> ^(S) , <i>Chamaecrista adiantifolia</i> , <i>Chrysophyllum brasiliense</i> , <i>Dacryodes nitens</i> , <i>Dalbergia spruceana</i> , <i>Diospyros santaremnensis</i> , <i>Diospyros vestita</i> , <i>Duguetia cauliflora</i> , <i>Erisma calcaratum</i> ^(S) , <i>Eschweilera obversa</i> , <i>Eschweilera</i> sp. 2, <i>Guarea</i> sp. 3, <i>Guazuma ulmifolia</i> , <i>Hirtella obidensis</i> , <i>Inga rubiginosa</i> , <i>Inga</i> sp. 1, <i>Inga</i> sp. 3, <i>Inga tarapotensis</i> , <i>Iryanthera juruensis</i> , <i>Lacistema aggregatum</i> , <i>Licania egleri</i> , <i>Licania pallida</i> , <i>Licania</i> sp. 1, <i>Macrobium</i> sp., <i>Malouetia lata</i> , <i>Maprounea guianensis</i> , <i>Martiodendron parviflorum</i> , <i>Micropholis</i> sp. "amazonicum", <i>Ocotea</i> sp. "caianensis", <i>Ocotea schomburgkiana</i> , <i>Ocotea sprucei</i> , <i>Pachira aquatica</i> , <i>Parkia decussata</i> , <i>Pisonia tomentosa</i> , <i>Platymiscium ulei</i> ^(S) , <i>Pourouma minor</i> , <i>Pouteria</i> sp. "kruklii", <i>Pouteria reticulata</i> , <i>Protium</i> sp. "niloi", <i>Protium</i> sp. 4, <i>Protium</i> sp. "speciosum", <i>Qualea</i> sp. "douradense", <i>Roupala</i> sp., <i>Sterculia amazonica</i> , <i>Swartzia grandifolia</i> , <i>Swartzia racemosa</i> , <i>Tapirira guianensis</i> , <i>Terminalia guyanensis</i> , <i>Terminalia</i> sp. 2, <i>Tetragastris altissima</i> ^(S) , <i>Thyrsodium spruceanum</i> , <i>Trichilia septentrionalis</i> , <i>Virola calophylla</i> , <i>Vochysia maxima</i> ^(S) , <i>Vochysia surinamensis</i> , <i>Xylopia aromatica</i> , <i>Xylopia nitida</i> , <i>Zanthoxylum culantrillo</i>
[0,01-0,05%]	64	<i>Acosmium nitens</i> ^(S) , <i>Aniba</i> sp. "albescens", <i>Aniba canelilla</i> , <i>Aniba</i> sp. "paraensis", <i>Aniba puchury-minor</i> , <i>Aniba</i> sp., <i>Aspidosperma megalocarpon</i> , <i>Aspidosperma oblongum</i> , <i>Aspidosperma</i> sp. 1, <i>Aspidosperma</i> sp. 2, <i>Brosimum lactescens</i> , <i>Calophyllum brasiliense</i> , <i>Copaifera officinalis</i> , <i>Dimorphandra multiflora</i> , <i>Diospyros duckei</i> , <i>Diospyros</i> sp. 1, <i>Douradoa</i> sp., <i>Ficus nymphaeifolia</i> , <i>Guatteria poeppigiana</i> , <i>Hevea brasiliensis</i> , <i>Hevea guianensis</i> , <i>Hirtella eriandra</i> , <i>Hymenaea intermedia</i> ^(S) , <i>Inga gracilifolia</i> , <i>Inga peziifera</i> , <i>Iryanthera sagotiana</i> , <i>Lecythis chartacea</i> , <i>Lecythis corrugata</i> subsp. <i>corrugata</i> , <i>Licania impressa</i> , <i>Licania kunthiana</i> , <i>Macrobium pendulum</i> , <i>Macquira sclerophylla</i> , <i>Maytenus floribunda</i> , <i>Maytenus myrsinoides</i> , <i>Micropholis acutangulata</i> , <i>Ocotea aciphylla</i> , <i>Ocotea splendens</i> , <i>Ormosia coccinea</i> , <i>Ormosia flava</i> , <i>Ormosia paraensis</i> , <i>Parahancornia fasciculata</i> ^(S) , <i>Parahancornia</i> sp., <i>Parkia gigantocarpa</i> , <i>Pera bicolor</i> , <i>Perebea guianensis</i> , <i>Pourouma</i> sp. 2, <i>Pouteria</i> sp. "arborea", <i>Pouteria</i> sp. "caldense", <i>Pouteria oblanceolata</i> , <i>Pouteria</i> sp. 2, <i>Pouteria</i> sp. 5, <i>Protium krukoffii</i> , <i>Protium polybotryum</i> , <i>Protium sagotianum</i> , <i>Pterocarpus santalinoides</i> , <i>Sacoglottis amazonica</i> , <i>Siparuna decipiens</i> , <i>Sloanea</i> sp. 2, <i>Styrax sieberi</i> , <i>Tachigali paraensis</i> , <i>Tapirira</i> sp., <i>Taralea oppositifolia</i> , <i>Vataireopsis speciosa</i> , <i>Vochysia guianensis</i>
[0,05-0,10%]	46	<i>Amanoa guianensis</i> , <i>Antonia ovata</i> , <i>Byrsonima stipulacea</i> , <i>Casearia arborea</i> , <i>Cedrelinga cataniformis</i> ^(S) , <i>Chaunochiton kappleri</i> , <i>Conceveiba guianensis</i> , <i>Copaifera martii</i> , <i>Dimorphandra</i> sp., <i>Dourodia consimilis</i> , <i>Eriotheca globosa</i> ^(S) , <i>Eschweilera micrantha</i> , <i>Eugenia floribunda</i> , <i>Ferdinandusa elliptica</i> , <i>Hymenolobium</i> sp., <i>Inga alba</i> , <i>Inga splendens</i> , <i>Licania paraensis</i> , <i>Micropholis mensalis</i> , <i>Mouriri grandiflora</i> , <i>Nectandra myriantha</i> , <i>Neea</i> sp. 1, <i>Ocotea</i> sp. 2, <i>Onychopetalum amazonicum</i> , <i>Peltogyne paradoxa</i> , <i>Pouteria bracteata</i> , <i>Pouteria elegans</i> ^(S) , <i>Pouteria engleri</i> , <i>Pouteria lasiocarpa</i> , <i>Pouteria laurifolia</i> , <i>Pouteria</i> sp. 8, <i>Pouteria torta</i> , <i>Priourella</i> sp. "amazonica", <i>Psychotria mapourioides</i> , <i>Pterocarpus rohrii</i> , <i>Qualea caerulea</i> , <i>Rinorea guianensis</i> , <i>Sloanea grandis</i> , <i>Sterculia frondosa</i> , <i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> , <i>Tabebuia serratifolia</i> ^(S) , <i>Terminalia argentea</i> , <i>Virola michelii</i> , <i>Virola sebifera</i> , <i>Zollernia paraensis</i> , <i>Zygia racemosa</i> ^(S)
[0,10-0,25%]	57	<i>Abarema jupunba</i> , <i>Aspidosperma album</i> , <i>Aspidosperma eteanum</i> ^(S) , <i>Aspidosperma macrocarpon</i> , <i>Astronium gracile</i> ^(S) , <i>Astronium obliquum</i> ^(S) , <i>Buchenavia parvifolia</i> ^(S) , <i>Carapa guianensis</i> ^(S) , <i>Chrysophyllum pomiferum</i> , <i>Corythophora ramosa</i> , <i>Couepia robusta</i> , <i>Couepia</i> sp. 1, <i>Couratari guianensis</i> ^(S) , <i>Couratari oblongifolia</i> ^(S) , <i>Couroupita</i> sp. "paraensis", <i>Diplotropis racemosa</i> , <i>Dipteryx</i> sp. "intermedia", <i>Emmotum fagifolium</i> , <i>Endopleura uchi</i> , <i>Helicostylis pedunculata</i> , <i>Hirtella bicornis</i> , <i>Humiria balsamifera</i> , <i>Hymenolobium excelsum</i> ^(S) , <i>Hymenolobium flavum</i> ^(S) , <i>Hymenolobium petraeum</i> ^(S) , <i>Hymenolobium sericeum</i> ^(S) , <i>Inga oerstedia</i> , <i>Licania latifolia</i> , <i>Licaria canella</i> ^(S) , <i>Lueheopsis rosea</i> , <i>Macoubea guianensis</i> ^(S) , <i>Mouriri</i> sp. 2, <i>Neea constricta</i> , <i>Parinari montana</i> , <i>Parkia reticulata</i> , <i>Parkia ulei</i> ^(S) , <i>Peltogyne paniculata</i> , <i>Pogonophora schomburgkiana</i> , <i>Pouteria amazonica</i> , <i>Pouteria krukovii</i> , <i>Pouteria</i> sp. 4, <i>Protium decandrum</i> ^(S) , <i>Protium pallidum</i> , <i>Schefflera morototoni</i> ^(S) , <i>Simarouba amara</i> ^(S) , <i>Sloanea guianensis</i> , <i>Sloanea obtusa</i> , <i>Sloanea</i> sp. 1, <i>Sterculia speciosa</i> , <i>Swartzia acuminata</i> , <i>Swartzia panacoco</i> , <i>Syzygiopsis</i> sp. "spruceana", <i>Tetragastris panamensis</i> ^(S) , <i>Thyrsodium guianense</i> , <i>Trattinnickia burseraefolia</i> , <i>Vochysia divergens</i> , <i>Vochysia splendens</i>
[0,25-0,50%]	36	<i>Anacardium giganteum</i> ^(S) , <i>Aniba</i> sp. "squarensis" ^(S) , <i>Apeiba glabra</i> , <i>Balizia elegans</i> , <i>Batesia floribunda</i> , <i>Caryocar villosum</i> ^(S) , <i>Couma guianensis</i> , <i>Dialium guianense</i> ^(S) , <i>Diplotropis purpurea</i> ^(S) , <i>Drypetes variabilis</i> , <i>Enterolobium schomburgkii</i> ^(S) , <i>Erisma uncinatum</i> ^(S) , <i>Eschweilera pedicellata</i> , <i>Ferdinandusa paraensis</i> , <i>Glycydendron</i> sp., <i>Guarania</i> sp. "amapaensis", <i>Helicostylis</i> sp., <i>Hirtella piresii</i> , <i>Jacaranda copaia</i> ^(S) , <i>Lecythis pisonis</i> ^(S) , <i>Licania heteromorpha</i> var. <i>heteromorpha</i> , <i>Licania octandra</i> , <i>Luehea altermifolia</i> , <i>Mezilaurus itaubá</i> ^(S) , <i>Mouriri collocarpa</i> , <i>Ocotea guianensis</i> , <i>Parkia</i>

DM	S	Espécies
		<i>pendula</i> ^(§) , <i>Pouteria oppositifolia</i> ^(§) , <i>Pouteria rodriguesiana</i> , <i>Pouteria spruceana</i> , <i>Qualea wittrockii</i> , <i>Sclerolobium tinctorium</i> , <i>Terminalia amazonica</i> , <i>Trattinnickia rhoifolia</i> ^(§) , <i>Vatairea erythrocarpa</i> , <i>Vochysia vismiifolia</i>
[0,50-1,00%]	21	<i>Albizia pedicellaris</i> , <i>Caryocar glabrum</i> ^(*) , <i>Dipteryx magnifica</i> ^(§) , <i>Dipteryx odorata</i> ^(*) , <i>Eschweilera coriacea</i> ^(§) , <i>Eschweilera paniculata</i> ^(§) , <i>Hymenaea courbaril</i> ^(*) , <i>Inga heterophylla</i> , <i>Laetia procera</i> , <i>Lecythis poiteaui</i> ^(§) , <i>Mouriri</i> sp. 1, <i>Parkia nitida</i> , <i>Persea jariensis</i> ^(§) , <i>Piptadenia communis</i> , <i>Pithecellobium decandrum</i> , <i>Pouteria</i> sp. "japuna", <i>Pouteria jariensis</i> , <i>Sacoglottis guianensis</i> , <i>Sclerolobium melanocarpum</i> , <i>Syzygiopsis</i> sp. "amazonica", <i>Tachigali melinonii</i>
[1,00-2,00%]	15	<i>Aspidosperma</i> sp. "paraensis", <i>Bowdichia nitida</i> ^(*) , <i>Brosimum parinarioides</i> ^(§) , <i>Chimarrhis turbinata</i> , <i>Licania micrantha</i> , <i>Mezilaurus lindaviana</i> ^(§) , <i>Mouriri brachyanthera</i> , <i>Pouteria macrocarpa</i> , <i>Qualea rosea</i> , <i>Ruizterania albiflora</i> ^(*) , <i>Swartzia polyphylla</i> , <i>Tachigali paniculata</i> ^(*) , <i>Tachigali</i> sp., <i>Vantanea parviflora</i> , <i>Vochysia obscura</i>
[2,00-3,00%]	4	<i>Dinizia excelsa</i> ^(*) , <i>Manilkara huberi</i> ^(*) , <i>Minquartia guianensis</i> ^(§) , <i>Qualea paraensis</i> ^(*)
[3,00-4,00%]	2	<i>Parinari excelsa</i> , <i>Tachigali myrmecophylla</i>
[4,00-5,00%]	3	<i>Goupia glabra</i> ^(*) , <i>Licania membranacea</i> , <i>Manilkara bidentata</i> ssp. <i>surinamensis</i> ^(*)
[5,00-6,00%]	1	<i>Vouacapoua americana</i> ^(*)

Onde: DM – dominância relativa média; S – número de espécies; (*) – espécies atualmente comercializadas; §) – espécies de interesse madeireiro

Anexo 3 Número de espécies presentes nas classes de distância mais próxima do rio nos sítios "baixo-plano" [11] e seus representantes nas classes de dominância relativa média

[R]	DM	S	Espécies
R ₁ -R ₂	<0,01%	16	<i>Aniba pedicellata</i> , <i>Bowdichia</i> sp. "linae", <i>Cassia fastuosa</i> , <i>Cecropia obtusa</i> , <i>Cordia sericicalyx</i> , <i>Crudia oblonga</i> , <i>Goupia</i> sp. "amazonica", <i>Goupia</i> sp. "santarenense", <i>Inga thibaudiana</i> , <i>Licania</i> sp. 2, <i>Myrocarpus frondosus</i> , <i>Patagonula americana</i> , <i>Peltogyne lecointei</i> , <i>Terminalia paraensis</i> , <i>Vochysia eximia</i> , <i>Xylopia emarginata</i>
	[0,01%]	4	<i>Caryocar microcarpum</i> , <i>Couepia guianensis</i> subsp. <i>guianensis</i> , <i>Minquartia</i> sp. "brasiliense", <i>Ocotea</i> sp. "amapaensis"
R ₁ -R ₃	<0,01%	6	<i>Cordia scabrifolia</i> , <i>Festuca peruviana</i> , <i>Himatanthus sucuuba</i> , <i>Inga micradenia</i> , <i>Quararibea guianensis</i> , <i>Stryphnodendron polystachyum</i>
	[0,01%]	2	<i>Abarema piresii</i> , <i>Diospyros</i> sp. 2
R ₂ -R ₃	<0,01%	8	<i>Cynometra hostmanniana</i> , <i>Miconia poeppigii</i> , <i>Miconia</i> sp. 1, <i>Priourella priourellii</i> , <i>Protium</i> sp. 5, <i>Trema micrantha</i> , <i>Zygia ampla</i> , <i>Zygia</i> sp. "cochleata"
R ₁ -R ₂ -R ₃	<0,01%	14	<i>Casearia sylvestris</i> , <i>Cassia grandis</i> , <i>Couepia guianensis</i> , <i>Dendrobangia boliviana</i> , <i>Duroia macrophylla</i> , <i>Euplassa inaequalis</i> , <i>Licania canescens</i> , <i>Myrcia falax</i> , <i>Ocotea</i> sp. 1, <i>Oenocarpus bacaba</i> , <i>Platymiscium trinitatis</i> , <i>Pouteria pariry</i> , <i>Protium alsonii</i> , <i>Trattinnickia</i> sp. "spruceana"
	[0,01%]	3	<i>Chrysophyllum</i> sp. "amapaensis", <i>Cryptocarya</i> sp., <i>Goupia</i> sp. "jariense"

Onde: [R] – Níveis de distância mais próxima do rio; DM – dominância relativa média; S – número de espécies

Anexo 4 Número de espécies presentes nas classes de distância mais próxima do rio nos sítios “baixo-plano” [11] e “médio-plano” [21] seus representantes nas classes de dominância relativa média

[R]	DM	S	Espécies
R ₁	<0,01%	7	<i>Brosimum guianense</i> [§] , <i>Iryanthera amazonica</i> , <i>Peschiera linkii</i> , <i>Pithecellobium</i> sp., <i>Platonia insignis</i> , <i>Pourouma villosa</i> , <i>Rhabdodenrdon amazonicum</i>
	[0,01%]	1	<i>Myrcia acuminata</i>
R ₃	<0,01%	1	<i>Calliandra trinervia</i>
R ₁ -R ₂	<0,01%	19	<i>Caraipa densifolia</i> , <i>Chamaecrista bahiae</i> , <i>Cordia goeldiana</i> [§] , <i>Eschweilera apiculata</i> , <i>Eschweilera grandiflora</i> , <i>Hydrochorea corymbosa</i> , <i>Macrolobium campestre</i> , <i>Maquira guianensis</i> , <i>Myrcia amapensis</i> , <i>Pouteria</i> sp. 6, <i>Protium tenuifolium</i> , <i>Pseudobombax munguba</i> , <i>Pterandra arborea</i> , <i>Simaba cuspidata</i> , <i>Sterculia pruriens</i> , <i>Swartzia</i> sp. 2, <i>Trymatococcus amazonicus</i> , <i>Vatairea guianensis</i> , <i>Virola multicostata</i>
	[0,01%]	4	<i>Apeiba tibourbou</i> , <i>Dulacia guianensis</i> , <i>Pouteria decussata</i> , <i>Virola flexuosa</i>
	[0,01-0,05%]	1	<i>Tabebuia insignis</i> [§]
R ₁ -R ₃	<0,01%	12	<i>Cecropia sciadophylla</i> , <i>Chamaecrista xinguensis</i> , <i>Eugenia</i> sp., <i>Licania heteromorpha</i> , <i>Licaria</i> sp. “amazonica”, <i>Ocotea amazonica</i> , <i>Pourouma</i> sp. 1, <i>Pouteria opposita</i> , <i>Recordoxylon stenopetalum</i> , <i>Rheedia macrophylla</i> , <i>Tetragastris hostmannii</i> , <i>Theobroma subincanum</i>
	[0,01%]	5	<i>Eschweilera juruensis</i> , <i>Guarea silvatica</i> , <i>Leonia glycyarpa</i> , <i>Micropholis guyanensis</i> [§] , <i>Protium trifoliolatum</i>
R ₂ -R ₃	<0,01%	9	<i>Anacardium</i> sp., <i>Casearia javitensis</i> , <i>Diospyros artanthaeifolia</i> , <i>Ecclinusa ramiflora</i> , <i>Mora paraensis</i> , <i>Ocotea douradensis</i> , <i>Ocotea silvae</i> , <i>Ptychopetalum olacoides</i> , <i>Vismia</i> sp. “paraensis”
R ₁ -R ₂ -R ₃	<0,01%	31	<i>Anaxagorea dolichocarpa</i> , <i>Aspidosperma auriculatum</i> , <i>Calycophyllum spruceanum</i> , <i>Campsiandra comosa</i> var. <i>laurifolia</i> , <i>Conceveiba martiana</i> , <i>Cupania</i> sp., <i>Duguetia</i> sp., <i>Enterolobium maximum</i> , <i>Eschweilera</i> sp. 1, <i>Geissospermum sericeum</i> , <i>Laplacea fruticosa</i> , <i>Licania apetala</i> , <i>Macrolobium brevense</i> , <i>Ormosia coutinhoi</i> , <i>Ouratea polygyna</i> , <i>Pachira</i> sp., <i>Pera arborea</i> , <i>Poraqueiba guianensis</i> , <i>Pouteria amapaensis</i> , <i>Pouteria franciscana</i> , <i>Pouteria</i> sp. 9, <i>Protium giganteum</i> , <i>Rauvolfia pentaphylla</i> , <i>Rollinia</i> sp. “spruceana”, <i>Tabebuia impetiginosa</i> [§] , <i>Tapirira obtusa</i> , <i>Terminalia</i> sp. 1, <i>Tovomita</i> sp. 2, <i>Triplaris surinamensis</i> , <i>Trischidium alternum</i> , <i>Zanthoxylum rhoifolium</i>
	[0,01%]	30	<i>Alchorneopsis floribunda</i> , <i>Aspidosperma</i> sp. “amapa”, <i>Aspidosperma sandwithianum</i> , <i>Attalea maripa</i> , <i>Brosimum</i> sp. 1, <i>Caryocar pallidum</i> , <i>Cheilochlinium cognatum</i> , <i>Cochlospermum orinocensis</i> , <i>Couropita guianensis</i> , <i>Cynometra spruceana</i> var. <i>spruceana</i> , <i>Dimorphandra macrostachya</i> , <i>Eschweilera subglandulosa</i> [§] , <i>Hevea spruceana</i> , <i>Hymenaea parvifolia</i> [§] , <i>Licania silvae</i> , <i>Micropholis</i> sp. “arborea”, <i>Mollia speciosa</i> , <i>Pera</i> sp., <i>Persea</i> sp. “arborea”, <i>Pouteria procera</i> , <i>Pouteria venulosa</i> , <i>Protium robustum</i> , <i>Sclerolobium guianense</i> , <i>Simaba orinocensis</i> , <i>Sterculia</i> sp., <i>Stryphnodendron paniculatum</i> , <i>Stryphnodendron</i> sp. “spruceana”, <i>Symphonia globulifera</i> , <i>Trattinnickia</i> sp. “amazonica”, <i>Vismia cayennensis</i>
	[0,01-0,05%]	4	<i>Guarea</i> sp. 1, <i>Osteophloeum platyspermum</i> , <i>Pentaclethra macroloba</i> , <i>Richardella</i> sp. “spruceana”

Onde: [R] – Níveis de distância mais próxima do rio; DM – dominância relativa média; S – número de espécies

§) – espécies de interesse madeireiro

Anexo 5: Lista de espécies UPA 01 e UPA 02

ANACARDIACEAE

- Anacardium giganteum* W. Hancock ex Engl. - cajuçu
Anacardium sp. - cajuí da mata
Anacardium spruceanum Benth. ex Engl. - cajuí
Astronium gracile Engl. - muiracatiara
Astronium obliquum Griseb - aroeira
Spondias lutea Engl. - taperebá
Tapirira guianensis Aubl. - tatapiririca
Tapirira obtusa (Benth.) J.D. Mitch. – tatapiririca-peluda
Tapirira sp. – tatapiririca-vermelha
Tapirira spruceana Engl. – tatapiririca-amarela
Thyrsodium guianense Sagot ex Marchand - amaparanaré
Thyrsodium spruceanum Benth. - amaparana

ANNONACEAE

- Anaxagorea dolichocarpa* Sprague & Sandwith – envira-anacoré; envira-branca
Bocageopsis multiflora (Mart.) R.E.Fr. – envira-taia
Duguetia cauliflora R.E.Fr. - envira
Duguetia sp. – envira-jaboti
Duguetia surinamensis R.E.Fr. – envira-surucucu
Gutteria amazonica R.E.Fr. – envira-amarela
Gutteria sp. “douradense” – envira-vermelha
Gutteria poeppigiana Mart. – envira-preta
Gutteria pteropus Benth. – envira-preta-II
Gutteriopsis sp. “venosa” – envira-roxa
Onychopetalum amazonicum R.E.Fr. - envira-ão
Rollinia fendleri R.E.Fr. – ata-brava
Rollinia sp. “spruceana” – envira-marrom
Xylopia aromatica (Lam.) Mart. – imbiriba-branca
Xylopia emarginata Mart. – envira-cana-da-várzea

Xylopia nitida Dunal – envira-cana

APOCYNACEAE

- Aspidosperma album* (Vahl) Benoist ex Pichon - araracanga-vermelha, araracanga-preta, araracanga-folha-grande
Aspidosperma auriculatum Markgr. – carapanauba-preta-folha-pequena
Aspidosperma carapanauba Pichon – carapanaúba-preta
Aspidosperma eteanum Markgr. - araracanga
Aspidosperma macrocarpon Mart. - peroba
Aspidosperma megalocarpon Müll.Arg. – araracanga-amarela
Aspidosperma oblongum A.DC. – carapanaúba-branca
Aspidosperma sandwithianum Markgr. – araracanga-branca
Aspidosperma sp. “amapa” – araracanga-II
Aspidosperma sp. “jariensis” – araracanga-da-várzea
Aspidosperma sp. “paraensis” – carapanaúba-amarela
Aspidosperma sp. 1 - araracangarana
Aspidosperma sp. 2 - carapanaúba
Couma guianensis Aubl. - sorva
Geissospermum sericeum Benth. & Hook.f. ex Miers - quinarana
Himatanthus sucuuba (Spruce ex Müll.Arg.) Woodson - sucuuba
Macoubea guianensis Aubl. – amapá-amargoso
Malouetia lata Markgr. – garroteiro-da-várzea
Parahancornia fasciculata (Poir.) Benoist - amapá
Parahancornia sp. - amapazinho
Peschiera linkii (A.DC.) Miers – molongó-II
Rauvolfia pentaphylla Huber ex Ducke – gogó-de-guariba, quassa
- AQUIFOLIACEAE
- Ilex dumosa* Reissek – pau-mate-II
Ilex inundata Poepp. ex Reissek – pau-mate-roxo
Ilex martii Loes – pau-mate
- ARALIACEAE
- Schefflera morototoni* (Aubl.) Maguire, Steyerf. & Frodin - morototó
- ARECACEAE
- Attalea maripa* (Aubl.) Mart. - inajá

Oenocarpus bacaba Mart. - bacabeira
 BIGNONIACEAE
Jacaranda copaia (Aubl.) D.Don - parapará; caroba
Tabebuia impetiginosa (Mart. ex DC.) Stand. – pau-d'arco-roxo
Tabebuia insignis (Miq.) Sandwith – capitari-branco
Tabebuia serratifolia (Vahl) G.Nicholson – pau-d'arco-amarelo
 BOMBACACEAE
Bombacopsis nervosa (Uittien) A.Robyns – mamorana-da-terra-firme, mungubinha-amarela
Ceiba pentandra (L.) Gaertn. - sumauma
Eriotheca globosa (Aubl.) A.Robyns - mamorana
Eriotheca surinamensis (Uittien) A.Robyns – mamorana-da-caatinga
Pachira aquatica Aubl. – mamorana-grande; mamorana
Pachira sp. – mamorana-casca-dura
Patinoa paraensis (Huber) Cuatrec. - cupuaçurana
Pseudobombax munguba (Mart. & Zucc.) Dugand - munguba
 Quararibea guianensis Aubl. - inajarana
 BORAGINACEAE
Cordia goeldiana Huber - freijó
Cordia scabrifolia A.DC. - freijorana
Cordia sericicalyx A.DC. – freijó-peludo
Cordia sprucei Mez – freijorana-branca, feijorana-folha-grande
Cordia tetrandra Aubl. – chapéu-de-sol
 Patagonula americana L. – ipê-branco
 BURSERACEAE
Dacryodes nitens Cuatrec. - breu
Protium altsonii Sandwith – breu-mescla-folha-pequena, breu-mescla
Protium amazonicum (Cuatrec.) D.C.Daly – breu-andirobinha, breu-vermelho-sem-cheiro
Protium apiculatum Swart – breu-vermelho-III
Protium araguense Cuatrec. – breu-jatoá
Protium cuneatum Swart – breu-pipiranga
Protium decandrum (Aubl.) Marchand – breu-vermelho
Protium giganteum Engl. – breu-branco-folha-grande

Protium guianense (Aubl.) Marchand – breu-xis
Protium hostmannii (Miq.) Engl. – breu-sem-cheiro-II
Protium krukoffii Swart – breu-sem-cheiro-I
Protium morii D.C.Daly – breu-vermelho-folha-grande
Protium sp. “niloi” – breu-vermelho-II
Protium pallidum Cuatrec. – breu-branco
Protium paniculatum Engl. – breu-amarelo
Protium polybotryum (Turcz.) Engl. – breu-amescla
Protium robustum (Swart) D.M.Poster – breu-grande
Protium sagotianum Marchand – breu-preto
Protium sp. 1 – breu-amaparana-II
Protium sp. 4 – breu-vermelho-IV
Protium sp. 5 – breu-y
Protium sp. “speciosum” – breu-folha-simples
Protium spruceanum (Benth.) Engl. – breu-sem-cheiro 3
Protium tenuifolium (Engl.) Engl. – breu-pretense
Protium trifoliolatum Engl. – breu-inambu, breu-sem-cheiro-II
Tetragastris altissima (Aubl.) Swart – breu-manga
Tetragastris hostmannii (Engl.) Kuntze – breu-paraense
Tetragastris panamensis (Engl.) Kuntze – breu-areu-areu
Trattinnickia sp. “amazonica” – breu-sucuruba-vermelho
Trattinnickia burseraefolia Mart. – breu-sucuruba-branco
Trattinnickia glaziovii Swart – breu-paraense-II
Trattinnickia rhoifolia Willd. – breu-sucurúba
Trattinnickia sp. “spruceana” – breu-sucuruba-cinza
 CARYOCARACEAE
Caryocar glabrum (Aubl.) Pers. - piquiarana
Caryocar microcarpum Ducke – piquiarana-da-várzea
Caryocar pallidum A.C.Sm. – piquiarana-II
Caryocar villosum (Aubl.) Pers. - piquiá
 CECROPIACEAE
Cecropia obtusa Trécul – embaúba-branca
Cecropia sciadophylla Mart. - torém
Cecropia sp. 2 – embaúba-vermelha

Pourouma minor Benoist – mapatirana-branca
Pourouma sp. 1 – mapatirana-folha-grande
Pourouma sp. 2 – mapatirana-vermelho
Pourouma villosa Trécul - mapati
 CELASTRACEAE
Goupia glabra Aubl. - cupiúba
Goupia sp. “amazonica” – cupiúba-vermelha
Goupia sp. “jariense” – cupiúba-amarela
Goupia sp. “santarenense” – cupiúba-branca
Goupia sp. – cupiúba-preta
Maytenus floribunda Reissek – xixuá-vermelho
Maytenus myrsinoides Reissek - xixuá
 CHRYSOBALANACEAE
Couepia guianensis Aubl. - cumaté
Couepia guianensis subsp. *guianensis* Aubl. – cumatê-preto
Couepia joaquinae Prance – cumatê-II
Couepia robusta Huber - pajurá
Couepia sp. 1 – caripê-II
Hirtella bicornis Mart. & Zucc. – farinha-seca-branca
Hirtella eriandra Benth. – farinha-seca-vermelha-II
Hirtella macrophylla Benth. ex Hook.f. – farinha-seca-I
Hirtella obidensis Ducke – caripê-vermelho
Hirtella piresii Prance – farinha-seca-vermelha
Hirtella sp. – caripê-seco
Hirtella sprucei Benth. ex Hook.f. – farinha-seca
Licania apetalá (E.Mey.) Fritsch – caripe-matupiri
Licania canescens Benoist – caripê-branco-II
Licania egléri Prance – caripê-matupiri-II
Licania heteromorpha Benth. – ingá-rosário
Licania heteromorpha var. *heteromorpha* Benth. - macucu
Licania impressa Prance – caripê-branco
Licania kunthiana Hook.f. – caripê-pintadinho
Licania laevigata Prance – macuce-vermelho-II
Licania latifolia Benth. ex Hook.f. – macucu-vermelho

Licania macrophylla Benth. - anoerá; macucu-branco
Licania membranacea Sagot ex Laness. - cariperana, cariperana-branca
Licania micrantha Miq. – cariperana-amarela
Licania minutiflora (Sagot) Fritsch – pajurá-da-várzea
Licania octandra (Hoffmanns. ex Roem. & Schult.) Kun – anoerá-vermelho
Licania pallida Spruce ex Sagot – caripê-pintadinho-II
Licania paraensis Prance – caripê-doce
Licania silvae Prance – farinha-seca-vermelha-III
Licania sp. 1 – caripê-da-folha-redonda
Licania sp. 2 – cariperana-do-igapó
Licania sp. 3 – cariperana-vermelha
Parinari excelsa Sabine - parinari
Parinari montana Aubl. – pajurá-de-pedra
 CLUSIACEAE
Calophyllum brasiliense Cambess. - jacareúba
Caraipa densifolia Mart. - tamaquaré
Caraipa grandifolia Mart. – tamaquaré-da-várzea
Platonia insignis Mart. - bacuri; bacuriaçu
Rheedia acuminata (Ruiz & Pav.) Planch. & Triana – bacuri-coroa
Rheedia macrophylla (Mart.) Planch. & Triana – bacuri-pari
Symphonia globulifera L.f. - anani
Tovomita sp. 2 – manguerana-vermelha
Vismia sp. “amapaense” – lacre-folha-média
Vismia cayennensis (Jacq.) Pers. - lacre; lacre-branco
Vismia sp. “paraensis” – lacre-amarelo-da-folha-grande
 COCHLOSPERMACEAE
Cochlospermum orinocensis (Kunth) Steud. - piriquiteira
 COMBRETACEAE
Buchenavia grandis Ducke – tanimbuca-folha-grande
Buchenavia parvifolia Ducke – tanimbuca-folha-pequena
Terminalia amazonica (J.F.Gmel.) Exell – tanimbuca-folha-média
Terminalia argentea Mart. – tanimbuca-amarela

Terminalia guyanensis Eichl. – tanimbuca-da-várzea
Terminalia paraensis Mart. – cuiarana-amarela
Terminalia sp. 1 - cuiarana
Terminalia sp. 2 – cuiarana-da-terra-firme
 CONNARACEAE
Connarus perrottetii (DC.) Planch. - muirassacaca
 DICHAPETALACEAE
Tapura amazonica Poepp. – pau-de-bicho
 EBENACEAE
Diospyros artanthaefolia Mart. – caqui-da-várzea
Diospyros duckei Sandwith – caqui-roxo
Diospyros santaremnensis Sandwith – caqui-amarelo
Diospyros sp. 1 - caqui
Diospyros sp. 2 – caqui-vermelho
Diospyros vestita Bakh. – caqui-preto
 ELAEOCARPACEAE
Sloanea grandis Ducke – urucurana-branca
Sloanea guianensis (Aubl.) Benth. – urucurana-folha-pequena
Sloanea obtusa Planch. ex Benth. – urucurana-vermelha
Sloanea sp. 1 - urucurana
Sloanea sp. 2 – urucurana-da-folha-grande
 EUPHORBIACEAE
Alchorneopsis floribunda (Benth.) Müll.Arg. – canelarana-branca
Amanoa guianensis Aubl. - manoa
Caryodendron amazonicum Ducke – seringa-de-porco
Conceveiba guianensis Aubl. - arraeira
Conceveiba martiana Baill. – arraeira-branca
Croton matourensis Aubl. - maravuvuia
Drypetes variabilis Uittien – arataciu-preto, maparana
Glycydendron amazonicum Ducke – pau-doce
Glycydendron sp. – mirindiba-amarela
Guarania sp. “amapaensis” - jarai
Hevea brasiliensis (Willd. ex A.Juss.) Müll.Arg. - seringueira
Hevea guianensis Aubl. – seringa-itaúba

Hevea spruceana (Benth.) Müll.Arg. – seringa-barriguda
Mabea caudata Pax & K.Hoffm. - taquari
Maprounea guianensis Aubl. – taquari-branco
Pera arborea Mutis – pereiro-preto
Pera bicolor (Kloltzsch) Müll.Arg. - pereiro
Pera sp. – pereiro-amarelo
Pogonophora schomburgkiana Miers. ex Benth. - aracapuri
Sapium glandulosum (L.) Morong - murupita
 FLACOURTIACEAE
Casearia arborea (Rich.) Urb. – sardinheira-da-terra-firme
Casearia javitensis Kunth – café-do-diabo
Casearia sylvestris Sw. – caferana-folha-miúda
Homalium racemosum Jacq. - sardinheira
Laetia procera (Poepp.) Eichler – pau-jacaré
Leonia glycyarpa Ruiz & Pav. – trapiá-da-várzea
 HIPPOCRATEACEAE
Cheilochlinium cognatum (Miers) A.C.Sm. - xixuarana
 HUGONIACEAE
Hebepetalum humiriifolium (Planch.) Benth. - abacaterana
 HUMIRIACEAE
Endopleura uchi (Huber) Cuatrec. - uchi
Humiria balsamifera Aubl. - umiri
Sacoglottis amazonica Mart. – uchirana-branca-da-várzea, uchirana-branca
Sacoglottis guianensis Benth. - uchirana
Vantanea parviflora Lam. - paruru
 ICACINACEAE
Dendrobangia boliviana Rusby - caferana
Emmotum fagifolium Desv. ex Ham. - muiraximbé
Poraqueiba guianensis Aubl. - umarirana
 LACISTEMATAACEAE
Lacistema aggregatum (P.J.Bergius) Rusby - lacistema
 LAURACEAE
Aiouea sp. “amazonica” Mez – louro-sem-cheiro

Aniba canelilla (Kunth) Mez – casca-preciosa; preciosa
Aniba fragrans Ducke – louro-rosa
Aniba pedicellata Kosterm. – louro-peludo-folha-grande
Aniba puchury-minor (Mart.) Mez – preciosa-preta
Aniba rosaeodora Ducke – pau-rosa
Aniba sp. “albescens” – louro-caraxió
Aniba sp. “amapaensis” – louro-mole-II
Aniba sp. “caianensis” – louro-mole
Aniba sp. “paraensis” – louro-casca-preta
Aniba sp. – umarirana-da-várzea
Aniba sp. “squarensis” – louro-capitiu
Beilschmiedia sp. – louro-congó
Cryptocarya sp. – noz-moscada-do-brasil
Dicypellium caryophyllum Nees - cravinho
Licaria sp. “amazonica” – louro-manga
Licaria canella Kosterm. – louro-preto
Mezilaurus itauba (Meisn.) Taub. ex Mez – itaúba-preta
Mezilaurus lindaviana Schwacke & Mez – itaúba-amarela
Nectandra myriantha Meisn. – louro-grande
Nectandra pichurim (Kunth) Mez – louro-tamanco-amarelo
Ocotea aciphylla (Nees) Mez – louro-amarelo
Ocotea acutangula (Miq.) Mez – louro-abacaterana
Ocotea amazonica (Meisn.) Mez – louro-branco
Ocotea douradensis Vatt. – louro-abacate
Ocotea guianensis Aubl. – louro-prata
Ocotea rufovestita Ducke – louro-folha-marrom
Ocotea schomburgkiana (Nees) Mez – louro-tamanco
Ocotea silvae Vattimo – louro-capitiú-grande
Ocotea sp. “amapaensis” – louro-capitiu-preto
Ocotea sp. “caienensis” – louro-folha-fina
Ocotea sp. “panamensis” – louro-capitiú-da-várzea
Ocotea sp. 1 – louro-II
Ocotea sp. 2 – louro-peu
Ocotea splendens (Meisn.) Baill. – louro-canela

Ocotea sprucei (Meisn.) Mez – louro-folha-simples, louro-puchurri
Persea sp. “arborea” – louro-da-várzea
Persea jariensis Vattimo – louro-cravo
Sextonia rubra (Mez) van der Werff – louro-vermelho

LECYTHIDACEAE

Allantoma lineata (Mart. ex O.Berg) Miers - cerú
Bertholletia excelsa Bonpl. – castanha-do-pará
Corythophora rimosa W.A.Rodrigues - castanharana
Couratari guianensis Aubl. - tauari
Couratari oblongifolia Ducke & R.Knuth – tauari-branco, tauari-amarelo
Couropita guianensis Aubl. – castanha-de-macaco
Couropita sp. “paraensis” – castanha-dura
Eschweilera apiculata (Miers) A.C.Sm. – matamatá-rosa-da-várzea
Eschweilera coriacea (DC.) S.A.Mori - matamatá, matamatá-branco
Eschweilera grandiflora (Aubl.) Sandwith – matamatá-folha-grande
Eschweilera juruensis R.Knuth – matamatá-amarelo
Eschweilera micrantha (O.Berg) Miers – matamatá-vermelho
Eschweilera obversa (O.Berg) Miers – matamatá-castanhola
Eschweilera paniculata (O.Berg) Miers – matamatá-jibóia
Eschweilera pedicellata (Rich.) S.A.Mori – matamatá-rosa-da-terra-firme
Eschweilera sp. 1 – matamatá-castanhola-da-várzea
Eschweilera sp. 2 – matamatá-do-paredão
Eschweilera subglandulosa (Steud. ex O.Berg) Miers – matamatá-preto
Gustavia hexapetala (Aubl.) Sm. – geniparana-da-várzea
Lecythis chartacea O.Berg – matamatá-ripeiro, jarana-branca
Lecythis corrugata subsp. *corrugata* Poit. – jatereu-morrão
Lecythis pisonis Cambess. – castanha-sapucaia
Lecythis poiteaui O.Berg – jarana-amarela, matamatá-jarana

LEGUMINOSAE-CAES.

Acosmium nitens (Vogel) Yakovlev - itaubarana
Apuleia leiocarpa (Vogel) J.F.Macbr. - muirajuba

- Batesia floribunda* Spruce ex Benth. – acapurana-da-terra-firme
Campsiandra comosa var. *laurifolia* (Benth.) R.S.Cowan – acapurana-da-várzea
Cassia fastuosa Willd. ex Vogel – fava-cipó
Cassia grandis L.f. - mari-mari-da-terra-firme
Cassia spruceana Benth. - mari-mari-preto-da-terra-firme
Chamaecrista adiantifolia (Spruce ex Benth.) H.S.Irwin & Barn - acapupixuna
Chamaecrista bahiae (H.S.Irwin) H.S.Irwin & Barneby – coração-de-negro
Chamaecrista xinguensis (Ducke) H.S.Irwin & Barneby – pau-preto
Copaifera martii Hayne - copaíba
Copaifera officinalis (Jacq.) L. – copaíba-preta
Copaifera reticulata Ducke – copaíba-mari-mari
Crudia amazonica Spruce ex Benth. – ipê-do-campo
Crudia oblonga Benth. – rim-de-paca
Cynometra hostmanniana Tul. – jutairana-vermelha
Cynometra spruceana var. *sprucena* Benth. - jutairana
Dialium guianense (Aubl.) Sandwith – jutai-pororoca
Dimorphandra macrostachya Benth. – fava-pombo
Dimorphandra multiflora Ducke – fava-amarela
Dimorphandra sp. – fava-amarela-II
Elizabetha durissima Ducke – arapari-vermelho
Eperua stipulata Benth. - apazeiro
Exostyles sp. 1 - exostyles
Hymenaea coubaril L. - jatobá
Hymenaea intermedia Ducke – jutai-mirim
Hymenaea oblongifolia Huber – jutai-da-várzea
Hymenaea parvifolia Huber – jutai-vermelho
Macrolobium acaciifolium (Benth.) Benth. – arapari-da-várzea
Macrolobium brevense Ducke – iperana-vermelha
Macrolobium campestre Huber – iperana, ipê-folha-comprida
Macrolobium pendulum Willd. ex Vogel – ipê-da-várzea
Macrolobium sp. – ipê-II
Martiodendron parviflorum (Amshoff) R.Koeppen - muirapixuna
Mora paraensis (Ducke) Ducke - pracuúba
Myrocarpus frondosus Allemão – condurú-de-sangue
Peltogyne lecointei Ducke – pau-roxo
Peltogyne paniculata Benth. – coataquiçaua-vermelho
Peltogyne paradoxa Ducke - coataquiçaua
Recordoxylon stenopetalum Ducke - manico
Sclerolobium melanocarpum Ducke – tachi-vermelho
Tachigali guianensis (Benth.) Zarucchi & Herend. – tachi-peludo
Tachigali melinonii (Harms) Zarucchi & Herend. – tachi-pitomba-branco
Tachigali myrmecophylla (Ducke) Ducke – tachi-preto
Tachigali paniculata Aubl. – tachi-pitomba-da-mata
Tachigali paraensis (Huber) Barneby – tachi-branco
Tachigali sp. – tachi-pitomba-preto
Tachigali tinctoria (Benth.) Zarucchi & Herend. – tachi-pitomba
Trischidium alternum (Benth.) H.E.Ireland – gombeira-amarela
Vouacapoua americana Aubl. - acapu
Zollernia paraensis Huber – pau-santo
- LEGUMINOSAE-MIM.
- Abarema curvicarpa* (H.S.Irwin) Barneby & J.W.Grimes – orelha-de-negro-vermelha
Abarema jupunba (Willd.) Britton & Killip – saboeiro-da-terra-firme
Abarema piresii Barneby & J.W.Grimes – mapuchiqui-II
Acacia polyphylla DC. – paricá-branco
Albizia pedicellaris (DC.) L.Rico – mapuchiqui-vermelho
Balizia elegans (Ducke) Barneby & J.W.Grimes – mapuchiqui-branco
Calliandra trinervia Benth. - caliandra
Cedrelinga cataniformis (Ducke) Ducke - cedrorana
Dinizia excelsa Ducke – angelim-vermelho
Enterolobium contortisiliquum (Vell.) Morong – orelha-de-negro
Enterolobium maximum Ducke - caxipa; tamboril
Enterolobium schomburgkii (Benth.) Benth. – fava-de-rosca
Enterolobium sp. – fava-de-rosca-grande

Festuca peruviana Infantes – capitão-do-campo
Hydrochorea corymbosa (Rich.) Barneby & J.W.Grimes – saboeiro-da-várzea
Inga alba (Sw.) Willd. – inga-II, inga-xixi, ingá-turi
Inga amazonica L. Cárdenas – ingá-da-várzea
Inga capitata Desv. – ingá-costela
Inga edulis Mart. – ingá-cipó
Inga gracilifolia Ducke – ingá-ferro
Inga heterophylla Willd. – ingá-xixi-vermelho
Inga micradenia Spruce ex Benth. – ingá-branco
Inga oerstediana Benth. ex Seem. – ingá-vermelho
Inga panamensis Seem. – ingá-de-piriquito
Inga panurensis Spruce ex Benth. – ingá-cinzentos
Inga pezizifera Benth. – ingá-grande
Inga rubiginosa (Rich.) DC. – ingá-peludo
Inga sp. 1 – ingá-da-folha-grande
Inga sp. 3 – ingá-vermelho-folha-grande
Inga splendens Willd. – ingá-açu-da-mata
Inga tarapotensis Spruce ex Benth. – ingá-marrom
Inga thibaudiana DC. – ingá-cipó-II
Parkia decussata Ducke – fava-arara-tucupi
Parkia gigantocarpa Ducke – fava-grande
Parkia nitida Spruce ex Benth. – fava-coré
Parkia pendula (Willd.) Benth. ex Walp. - fava-bolota, visgueiro, inga-xixirana
Parkia reticulata Ducke - fava
Parkia ulei (Harms) Kuhl. - esponjeira
Pentaclethra maculosa (Willd.) Kuntze - pracaxi
Piptadenia communis Benth. - timborana
Pithecellobium decandrum Ducke – saboeiro-amarelo
Pithecellobium sp. – saboeiro-do-igapó
Stryphnodendron paniculatum Poepp. - tachirana
Stryphnodendron polystachyum (Miq.) Kleinhoonte – tachirana-branca
Stryphnodendron pulcherrimum (Willd.) Hochr. - barbatimão

Stryphnodendron sp. “spruceana” – tachirana-vermelha
Zygia ampla (Spruce ex Benth.) Pittier - jarandea
Zygia sp. “cochleata” – ingá-de-rosca
Zygia latifolia (L.) Fawc. & Rendle - ingarana
Zygia racemosa (Ducke) Barneby & J.W.Grimes – angelim-rajado
 LEGUMINOSAE-PAP.
Alexa grandiflora Ducke - melancieira
Andira retusa (Poir.) Kunth - mangarana
Bowdichia sp. “linae” – sucupira-branca
Bowdichia nitida Spruce ex Benth. – sucupira-amarela
Bowdichia sp. “paraense” – sucupira-amarela-I
Dalbergia spruceana (Benth.) Benth. – jacarandá-do-pará
Diploptropis purpurea (Rich.) Amshoff – sucupira-preta
Diploptropis racemosa (Hoehne) Amshoff – sucupira-de-morcego
Dipteryx sp. “intermedia” – cumaru-amarelo
Dipteryx magnifica Ducke – cumaru-rosa
Dipteryx odorata (Aubl.) Willd. - cumaru
Dussia discolor (Benth.) Amshoff - mututirana
Hymenolobium excelsum Ducke – angelim-da-mata
Hymenolobium flavum Kleinhoonte – angelim-amarelo
Hymenolobium petraeum Ducke – angelim-pedra
Hymenolobium sericeum Ducke - angelim
Hymenolobium sp. – angelim-II
Monopteryx inpae W.A.Rodrigues – uacurana-de-cheiro
Ormosia coccinea (Aubl.) Jacks. - tento
Ormosia coutinhoi Ducke - buiuçu
Ormosia flava (Ducke) Rudd – tento-preto
Ormosia paraensis Ducke – tento-amarelo
Platymiscium trinitatis Benth. – macacaúba-da-várzea
Platymiscium ulei Harms – macacaúba-vermelho
Pterocarpus rohrii Vahl – mututi-da-terra-firme
Pterocarpus santalinoides L'Hér. ex DC. – mututi-da-várzea
Swartzia acuminata Willd. ex Vogel - prautaca
Swartzia arborescens (Aubl.) Pittier – mututi-duro-III

Swartzia grandifolia Bong. ex Benth. – gombeira-vermelha
Swartzia panacoco (Aubl.) R.S.Cowan - gombeira
Swartzia polyphylla DC. - pitaíca
Swartzia racemosa Benth. - pacapeuá
Swartzia sp. 2 – gombeira-preta
Swartzia sp. “paraense” – gombeira-da-foha-grande
Swartzia sprucei Benth. – mututi-duro-II
Taralea oppositifolia Aubl. - cumarurana
Vatairea erythrocarpa (Ducke) Ducke – fava-bolacha da-terra-firme
Vatairea guianensis Aubl. – fava-bolacha-da-várzea
Vataireopsis speciosa Ducke – fava-amargosa

LOGANIACEAE

Antonia ovata Pohl – antonia-branca

MALPIGHIACEAE

Byrsonima aerugo Sagot – muruci-vermelho; muruci
Byrsonima stipulacea A.Juss. – muruci-da-mata
Pterandra arborea Ducke – muruci-bacaba

MELASTOMATACEAE

Miconia poeppigii Triana - tinteiro
Miconia sp. 1 – tinteiro-amarelo
Miconia sp. 3 – tinteiro-preto

MELIACEAE

Carapa guianensis Aubl. - andiroba
Cedrela odorata L. – cedro-vermelho
Guarea macrophylla Vahl – jataúba-vermelha-III
Guarea silvatica C.DC. – jataúba-amarela
Guarea sp. 1 - jataúba
Guarea sp. 2 – jataúba-grande
Guarea sp. 3 - jatoá
Trichilia lecointeri Ducke – jataúba-branca
Trichilia micrantha Benth. – jataúba-branca-II
Trichilia schomburgkii C.DC. – jataúba-vermelha-IV
Trichilia septentrionalis C.DC. – jataúba-vermelha

MEMECYLACEAE

Mouriri brachyanthera Ducke - muiraúba
Mouriri collocarpa Ducke – muiraúba-amarela
Mouriri grandiflora DC. – muiraúba-da-várzea
Mouriri sp. 1 – muiraúba-branca
Mouriri sp. 2 – muiraúba-vermelha
Mouriri sp. 3 – muiraúba-folha-grande
Mouriri sp. 4 – muiraúba-preta

MORACEAE

Bagassa guianensis Aubl. - tatajuba
Brosimum acutifolium Huber – mururé-vermelho
Brosimum guianense (Aubl.) Huber – janitá-branco
Brosimum lactescens (S.Moore) C.C.Berg - pama
Brosimum parinarioides Ducke – amapá-doce
Brosimum rubescens Taub. - muirapiranga
Brosimum sp. 1 - muirapinima
Clarisia racemosa Ruiz & Pav. - guariúba
Ficus nymphaeifolia Mill. - apuí
Ficus sp. - mata-pau
Helicostylis pedunculata Benoist – inharé-amarelo
Helicostylis sp. - inharé
Maquira coriacea (H.Karst.) C.C.Berg – muiratinga-da-várzea
Maquira guianensis Aubl. – janitá-amarelo
Maquira sclerophylla (Ducke) C.C.Berg – muiratinga-da-terra-firme
Perebea guianensis Aubl. - cauchorana
Perebea mollis (Poepp. & Endl.) Huber – pama-amarela
Trymatococcus amazonicus Poepp. & Endl. - mururé

MYRISTICACEAE

Iryanthera juruensis Warb. – ucuubarana-vermelha
Iryanthera sagotiana (Benth.) Warb. - ucuubarana
Iryanthera sp. “amazonica” – ucuubarana-amarela
Osteophloeum platyspermum (Spruce ex A.DC.) Warb. - ucuubão
Virola calophylla (Spruce) Warb. - ucuúba
Virola flexuosa A.C.Sm. – ucuúba-branca
Virola michelii Heckel – ucuúba-preta, ucuúba-vermelha

Virola multicosata Ducke – ucuúba-peluda
Virola sebifera Aubl. – ucuúba-da-terra-firme
Virola surinamensis (Rol. ex Rottb.) Warb. – ucuúba-da-várzea

MYRTACEAE

Eugenia feijoi O. Berg - araçá, araçá-da-mata
Eugenia floribunda Hwest ex Willd. - goiabinha
Eugenia sp. – murta-folha-grande
Myrcia acuminata (Kunth) DC. - murtinha
Myrcia amapensis McVaugh – murta-roxa
Myrcia clusiifolia (Kunth) DC. – murta-folha-redonda
Myrcia falax (Rich.) DC. - murta
Psidium sp. “matourensis” – goiaba-do-mato

NYCTAGINACEAE

Neea constricta Spruce ex J.A.Schmidt – João-mole
Neea sp. 1 – João-duro
Neea sp. 2 – João-mole-branco
Pisonia tomentosa Casar. – João-mole-vermelho

OCHNACEAE

Ouratea polygyna Engl. – pau-de-serra

OLACACEAE

Chaunochiton kappleri (Sagot. ex Engl.) Ducke – pau-vermelho
Douradoa sp. – pau-curupira-II
Douradoa consimilis Sleumer – pau-curupira
Dulacia guianensis (Engl.) Kuntze. - muirapuamarana
Minquartia sp. “brasiliense” – aquariquara-da-folha-redonda
Minquartia guianensis Aubl. - acariquara
Ptychopetalum olacoides Benth. - muirapuama

POLYGONACEAE

Coccoloba diversifolia Jacq. - cauçú
Triplaris surinamensis Cham. – tachi-da-várzea

PROTEACEAE

Euplassa inaequalis (Pohl.) Engl. – louro-faia
Roupala montana Aubl. - faieira
Roupala sp. – faieira-vermelha

QUIINACEAE

Lacunaria oppositifolia Pires – papo-de-mutum
Quiina florida Tul. – moela-de-mutum-III
Touroulia guianensis Aubl. – moela-de-mutum

RUBIACEAE

Bothriospora corymbosa (Benth.) Hook.f. – sasarico-branco
Calycophyllum spruceanum (Benth.) Hook.f. ex K.Schum. – paulato-da-várzea
Capirona decorticans Spruce – paulato-da-terra-firme
Chimarrhis turbinata DC. – pau-de-remo
Duroia macrophylla Huber – puruí-da-mata
Duroia sp. - puruizinho
Ferdinandusa elliptica Pohl. – bacabinha-branca
Ferdinandusa paraensis Ducke – bacabinha-quina
Genipa americana L. - genipapo
Psychotria mapourioides DC. – caferana-da-mata

RUTACEAE

Euxylophora paraensis Huber – pau-amarelo
Rhabdodenrdon amazonicum (Spruce ex Benth.) Huber - batiputá
Zanthoxylum culantrillo Kunth - tamanqueira
Zanthoxylum rhoifolium Lam. – tamanqueira-amarela, limãozinho

SAPINDACEAE

Cupania cinera Poepp. – pau-de-esperto-vermelho
Cupania sp. – pau-de-espeterana
Toulicia sp. “acutifolia” - pitomba
Toulicia bullata Radlk. - caneleiro

SAPOTACEAE

Chrysophyllum brasiliense A.DC. – abiu-casca-doce-vermelho
Chrysophyllum pomiferum (Eyma) T.D.Penn. – abiu-seringarana
Chrysophyllum sp. “amapaensis” – abiu-mocambi
Ecclinusa guianensis Eyma - balatinha
Ecclinusa ramiflora Mart. – abiu-peludo
Manilkara bidentata ssp. *surinamensis* (Miq.) T.D.Penn. - maparajuba
Manilkara huberi (Ducke) Standl. - maçaranduba

Micropholis actangulata (Ducke) Eyma – abiu-fruto-quadrado
Micropholis sp. “amazonicum” – mangabarana-grande
Micropholis sp. “arborea” – abiu-mangabarana
Micropholis guyanensis (A.DC.) Pierre - mangabarana
Micropholis mensalis (Baehni) Aubrév. – abiu-goiabinha
Pouteria amapaensis Pires & T.D.Penn. – guajará-amarelo
Pouteria amazonica Radlk. – abiu-rosa-branca, abiu-rosa-amarela
Pouteria bilocularis (H.Winkl.) Baehni – abiu-roxo, abiu-amarelo-casca-grossa
Pouteria bracteata T.D.Penn. – abiu-fissurado
Pouteria cladantha Sandwith – abiu-paruru
Pouteria decussata (Ducke) Baehni – abiu-amargoso
Pouteria elegans (A.DC.) Baehni - guajará
Pouteria engleri Eyma – guajará-branco
Pouteria franciscana Baehni – abiu-rosa-da-várzea
Pouteria grandis Eyma – guajará-girimum
Pouteria jariensis Pires & T.D.Penn. – abiu-preto, balatarana
Pouteria krukovii (A.C.Sm.) Baehni – abiu-rosa-vermelha
Pouteria lasiocarpa (Mart.) Radlk. – abiu-seco-vermelho
Pouteria laurifolia (Gomes) Radlk. – abiu-seco
Pouteria macrocarpa (Mart.) D.Dietr. – abiu-cutite
Pouteria minutiflora (Britton) Sandwith - abiu-zinho
Pouteria oblanceolata Pires – abiu-rosa-preta
Pouteria opposita (Ducke) T.D.Penn. – guajará-folha-grande
Pouteria oppositifolia (Ducke) Baehni – abiu-ucuubarana
Pouteria paraensis (Standl.) Baehni – guajará-roxo
Pouteria pariry (Ducke) Baehni - pariri
Pouteria procera (Mart.) K.Hammer – maçarandubarana-da-várzea
Pouteria reticulata (Engl.) Eyma – abiu-casca-grossa folha-grande
Pouteria rodriguesiana Pires & T.D.Penn. – abiu-cutite-ferro
Pouteria sp. 1 - abiu
Pouteria sp. 2 – abiu-cutite-vermelho
Pouteria sp. 4 – abiu-preto-III
Pouteria sp. 5 – abiu-rosa-cinza

Pouteria sp. 6 – abiu-rosa-pitomba
Pouteria sp. 7 – balatarana-preta
Pouteria sp. 8 – rosada-brava; caramurim
Pouteria sp. 9 – guajará-pedra
Pouteria sp. “arborea” – abiu-cutite-preto
Pouteria sp. “brasiliensis” – abiu-marrom
Pouteria sp. “caldense” – abiu-vermelho
Pouteria sp. “japuna” – abiu-rosa-seca
Pouteria sp. “krukliit” – abiu-rosa-vermelha-dura
Pouteria spruceana (Mart. & Miq.) Baehni – abiu-folha-grande, abiu-rosa-paruru
Pouteria torta (Mart.) Radlk. - abiu-rosa
Pouteria venulosa (Mart. & Eichler) Baehni – abiu-mangabinha; abiu-rosa-branco
Priurella priurei (A.DC.) Aubrév. – abiu-mocambo
Priurella sp. “amazonica” – abiu-dentado
Richardella sp. “spruceana” – abiu-ferro
Syzygiopsis sp. “amazonica” – abiu-ucuubarana-vermelha
Syzygiopsis sp. “spruceana” – abiu-rosa-casca-fina
SIMAROUBACEAE
Simaba cedron Planch. - pau-para-tudo
Simaba cuspidata Spruce ex Engl. - marupazinho
Simaba orinocensis Kunth - cajurana
Simarouba amara Aubl. - marupá
SIPARUNACEAE
Siparuna decipiens (Tul.) A.DC. - capitú
STERCULIACEAE
Guazuma ulmifolia Lam. - mutamba
Mollia sp. – mutamba-branca-II
Sterculia amazonica E.L.Taylor ex Mondragon – capoteiro-vermelho
Sterculia apetala (Jacq.) H.Karst. - tacacazeiro
Sterculia frondosa Rich. – capoteiro-rosa
Sterculia pruriens (Aubl.) K.Schum. – axixá-branco
Sterculia sp. – capoteiro-branco

- Sterculia speciosa* K.Schum. - capoteiro, axixá
Theobroma subincanum Mart. - cupuí
Theobroma sylvestre Aubl. ex Mart. in Buchner – cacau-da-mata; cacau-azul
- STYRACACEAE
Styrax sieberi Perkins - lourorana
- THEACEAE
Laplacea fruticosa (Schrad.) Kobuski – teca-vermelha
- TILIACEAE
Apeiba glabra Aubl. – pente-de-macaco
Apeiba tibourbou Aubl. – pau-de-jangada
Luehea alternifolia (Mill.) Mabb. – açoita-cavalo
Lueheopsis rosea (Ducke) Burret – açoita-cavalo-II
Mollia speciosa Mart. – mutamba-branca
- ULMACEAE
Ampelocera edentula Kuhl. - trapiarana
Trema micranta (L.) Blume - curumiraua
- VIOLACEAE
Paypayrola grandiflora Tul. – mangue-branco
Rinorea guianensis Aubl. - acariquarana
- VOCHYSIACEAE
Erisma calcaratum (Link.) Warm. – jaboti-da-várzea
Erisma uncinatum Warm. – jaboti-da-terra-firme
Qualea caerulea Aubl. – mandioqueira-lisa-II
Qualea cassiquiarensis Spruce ex Warm. – mandioqueira-da-várzea
Qualea paraensis Ducke – mandioqueira-escamosa
Qualea rosea Aubl. - mandioqueira
Qualea sp. “douradense” – mandioqueira-lisa-folha-grande
Qualea wittrockii Malme – mandioqueira-do-igapó
Ruizterania albiflora (Warm.) Marc.-Berti – jaboti-flor-branca,
mandioqueira-lisa
Vochysia cayennensis Warm. – quarubatinga-da-terra-firme
Vochysia divergens Pohl. – quaruba-branca
Vochysia eximia Ducke - quaruba
- Vochysia guianensis* Aubl. - quarubatinga, trema
Vochysia inundata Ducke – quaruba-cedro-da-várzea
Vochysia maxima Ducke – quaruba-fissurada
Vochysia obscura Warm. – quaruba-rosa
Vochysia splendens Spruce ex Warm. – quaruba-preta
Vochysia surinamensis Stafleu – quaruba-rosarana
Vochysia tomentosa DC. - quarubinha
Vochysia vismitifolia Spruce ex Warm. – quaruba-cedro-da-terra-firme.

