

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E MANEJO DE RECURSOS
NATURAIS

Dalva Araújo Martins

**AUTO-ECOLOGIA DE SEIS ESPÉCIES MADEIREIRAS EM
UMA FLORESTA DE PRODUÇÃO NO SUDOESTE DA
AMAZÔNIA**

Dissertação de Mestrado

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

Universidade Federal do Acre
Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais

**Auto-ecologia de seis espécies madeireira em uma floresta de
produção no Sudoeste da Amazônia**

Dalva Araújo Martins

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais da Universidade Federal do Acre, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais.

Rio Branco, Acre 2010.

© MARTINS, D.A.2010

Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade Federal do Acre

M38ac	<p>Martins, Dalva Araújo, 1978 - Auto-ecologia de seis espécies madeireira em uma floresta de produção no Sudoeste da Amazônia / Dalva Araújo Martins --- Rio Branco : UFAC, 2010. 103f : il. ; 30cm.</p> <p>Dissertação (Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais) – Programa de Pós-Graduação Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais da Universidade Federal do Acre. Orientador: Prof. Dr. Marcos Silveira. Inclui bibliografia</p> <p>1. Manejo florestal - Amazônia. 2. Estrutura populacional - Amazônia. 3. Amazônia – Distribuição espacial. 4. Amazônia – Política econômica. 5. Amazônia Sul Ocidental. I. Título.</p> <p>CDD.: 363.70098112 CDU.: 911.375.5(811)</p>
-------	---

Universidade Federal do Acre
Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais

**Auto-ecologia de seis espécies madeireira em uma floresta de
produção no Sudoeste da Amazônia**

Dalva Araújo Martins

BANCA EXAMINADORA

Dr. Elder Ferreira Morato
Universidade Federal do Acre

Dr. José Marcelo Domingues Torezan
Universidade Estadual de Londrina

Dr. Luciano Ribas Arruda
Embrapa – Acre

Dra. Amy Duchelle
Universidade da Florida

ORIENTADOR (A)

Dr. Marcos Silveira
Universidade Federal do Acre

AGRADECIMENTOS

À Deus, por me permitir viver e concluir esta pesquisa.

Ao prof^o. Dr. Marcos Silveira, pela orientação, oportunidade, paciência e amizade.

Ao Prof^o. Dr. Cleber Ibraim Salimon, pela co-orientação, compreensão, ajuda incondicional e acima de tudo paciência, você me ensinou muito, obrigada.

Ao Prof^o. Dr. Elder Ferreira Morrato, pela dedicação com a qual me ensinou e atendeu nos últimos dois anos e pelos ensinamentos, há poucos professores com suas qualidades...

Ao Prof^o. Dr. Lisando Soares Juno, pelos encaminhamentos e incentivo frente à coordenação do PPG-EMRN.

A Prof^a. Jorcely Gonsalves Barroso, pelas ajudas, esclarecimentos e ensinamentos.

Ao Fundo Mundial para Natureza – WWF, pelo financiamento á pesquisa.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Cientifico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa de mestrado.

A Prefeitura Municipal de Rio Branco – Acre, pela concessão das licenças para capacitação.

Ao projeto LBA, pelo apoio logístico através do empréstimo da Toyota.

A empresa Laminados Triunfo, por permitir a pesquisa em sua propriedade.

A todos do laboratório de Botânica e Ecologia Vegetal pela convivência e amizade.

Aos companheiros Izaias Brasil, Herison Medeiros, Wendenson Castro, João Lima, Jurandir, Edilson Consuelo, Natam Nascimento de Oliveira, Rafaela, Francelino e Flávio Obermuller, que me ajudaram no trabalho de campo, obrigada pela

preciosa ajuda, pela convivência e ótima companhia, não teria conseguido sem o empenho de vocês.

Ao Sr. Raimundo Saraiva, por me ensinar a reconhecer as espécies em todas as classes de tamanho, seus ensinamentos me deram mais autonomia.

Aos amigos Nei Ahrens Haag e Iracema Moll, pela ajuda, por toda a força que sempre me deram, pela maravilhosa companhia e por tudo que me ensinaram.

Ao Waldir Correia do Nascimento, meu companheiro de uma vida, pelo amor carinho e compreensão que me dedicou em todos estes anos, obrigado por tudo, sem você não seria possível....

À minha família e os amigos, pelo carinho, paciência, compreensão e apoio em todos os momentos. Não tenho como agradecer.

A todos que indiretamente colaboraram com a realização desse trabalho, meus sinceros agradecimentos.

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS	v
Lista de figuras	viii
Lista de tabelas	ix
INTRODUÇÃO GERAL	1
Área de estudo	6
Espécies estudadas	11
REFERÊNCIAS CONSULTADAS	14
Capítulo 1: Estrutura populacional e distribuição espacial de seis espécies madeireiras em uma floresta de produção no Sudoeste da Amazônia	23
Resumo	24
Abstract	25
INTRODUÇÃO	26
MATERIAL E MÉTODOS	29
RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
CONCLUSÃO	44
REFERÊNCIAS CONSULTADAS	46
Capítulo 2: Fatores ambientais determinantes da distribuição e abundância das espécies: efeito da declividade, fertilidade e textura do solo em floresta de produção	59
Resumo	60
Abstract	61
INTRODUÇÃO	62
MATERIAL E MÉTODO	65
RESULTADOS E DISCUSSÃO	68
CONCLUSÃO	83
REFERÊNCIAS CONSULTADAS	84
CONSIDERAÇÕES FINAIS	93

Tabela de figuras

Figura 1 – Localização da Fazenda São Jorge I, Sena Madureira-AC	8
Figura 1.1 - Modelo conceitual do tamanho da parcela e da distribuição das subparcelas	31
Figura 1.2 – Variação da densidade das espécies <i>Hymenaea courbaril</i> , <i>Apuleia leiocarpa</i> , <i>Caryocar glabum</i> , <i>Manilkara bidentata</i> e <i>Parkia nitida</i> entre os tratamentos	36
Figura 1.3 – Distribuição do número de indivíduos por classe de tamanho	41
Figura 2.1- Localização das parcelas no gráfico de classes texturais	69
Figura 2.2 - Média, erro padrão e desvio padrão da declividade nos tratamentos	73
Figura 2.3. Eixos de ordenação da análise de componentes principais para as 16 parcelas	76
Figura 2.4 - Eixo de ordenação da análise de correspondência canônica para as 16 parcelas	83

Lista de tabelas

Tabela 1.1 – Abundância absoluta e densidade de indivíduos nos tratamentos	33
Tabela 1.2 – Valores do índice de Morisita e resultados estatísticos F obtidos para as populações das espécies estudadas	43
Tabela 2.1 – Médias e desvios padrões das variáveis edáficas	70
Tabela 2.2 – Coeficiente de correlação entre variáveis ambientais, autovalores, porcentagem de explicação e cumulativa de explicabilidade dos dois primeiros eixos de ordenação da análise dos componentes principais	75
Tabela 2.3 – Resultado da análise de correspondência canônica, para oito variáveis ambientais e seis espécies	78
Tabela 2.4 – Coeficiente canônico das variáveis com os eixos de ordenação da análise de correspondência canônica	79

INTRODUÇÃO GERAL

Editado segundo normas da Revista ACTA AMAZONICA

De forma ampla, o manejo de florestas tropicais envolve conhecimentos que cobrem vários aspectos da atuação do homem sobre a floresta, indo desde a preservação de áreas para fins biológicos até a conservação completa do ecossistema natural (GÓMEZ-PAMPA & BURKLEY, 1991; BOYLER & SAYER, 1995). Em âmbito mais restrito, basicamente, o manejo florestal relaciona-se com a organização da produção da madeira, aplicando métodos empresariais e princípios técnicos na operação de uma propriedade florestal (SILVA, 1996).

No Brasil, país com 60% do território cobertos por florestas, em sua maioria tropical (SOBRAL *et al.*, 2002), o conceito de manejo florestal em regime de rendimento sustentável foi introduzido com a realização dos primeiros inventários florestais, executados por peritos da Food and Agriculture Organization Of the United Nations (FAO), no final de 1950 (HIGUCHI, 2007). Mas, somente 15 anos depois, é que foi criado o Código Florestal Brasileiro (CFB), sob a Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. O código era taxativo quanto à exploração de madeira na Amazônia, Art. 15: *"Fica proibida a exploração sob forma empírica das florestas primitivas da bacia amazônica que só poderão ser utilizadas em observância a planos técnicos de condução e manejo a serem estabelecidos por ato do Poder Público, a ser baixado dentro do prazo de um ano."*, no entanto, não trouxe um conceito de manejo florestal sustentável, quanto mais um roteiro de elaboração de um plano de execução do mesmo.

Embora o CFB não dispusesse de um roteiro para a elaboração de um plano de manejo, o primeiro foi elaborado para a Floresta Nacional do Tapajós, em 1978 (HIGUCHI, 2007), demonstrando a necessidade de uma legislação mais específica

sobre o tema. Na tentativa de resolver o problema da falta de roteiro, a Lei N° 7.511, de 7 de julho de 1986, Portaria N° 486/86-P, de 28 de outubro de 1986 determinou normas administrativas e técnicas a fim de fixar "*conceitos e procedimentos a serem observados para exploração florestal.*"

No entanto, o problema só foi contornado com o Decreto Federal N° 1.282, de 19 de outubro de 1994, que regulamenta o Art. 15 do CFB. No Capítulo I do Decreto, que trata: "*Da Exploração das Florestas Primitivas e Demais Formas de Vegetação Arbórea na Amazônia*", são estabelecidos, de forma clara, os "*... princípios gerais e fundamentos técnicos do Manejo*". Além do roteiro para elaboração de um plano, ela apresenta uma listagem completa dos documentos necessários aos encaminhamentos dos mesmos, e diversos modelos de declarações e compromissos, a serem assumidos por quem pretende manejar a floresta (IBAMA, 2003).

O Decreto Federal N° 1.282/94, ainda define Manejo Florestal Sustentável (MFS) como, "*a administração da floresta para obtenção de benefícios econômicos e sociais, respeitando-se os mecanismos de sustentação do ecossistema*". Porém, Pearce (1999) entende que este conceito de manejo, limita-se a obter rendimentos sustentados unicamente do uso da madeira. Em 1998, o termo foi ampliado para manejo florestal sustentável de uso múltiplo, sendo então, "*... a administração da floresta para a obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, respeitando-se os mecanismos de sustentação do ecossistema objeto do manejo, e considerando-se, cumulativa ou alternativamente, a utilização de múltiplas espécies madeireiras, de múltiplos produtos e subprodutos não madeireiros, bem como a utilização de outros bens e serviços de natureza florestal*".

Em outras palavras refere-se a um sistema de manejo da floresta orientado à obtenção de rendimento sustentável de múltiplos produtos e serviços da floresta em longo prazo (PEARCE *et al.*, 2003).

A utilização do sistema de manejo florestal em regime de sustentabilidade era praticamente inexistente na Amazônia até 1994 (SOBRAL *et al.*, 2002), mas a região abriga um volume estimado de 60 bilhões de metros cúbicos de madeira em tora, cujo valor econômico potencial pode alcançar quatro trilhões de reais em madeira serrada (BARROS & VERÍSSIMO, 2002). Assim, com a regulamentação do Art. 15 e com o conceito de MFS definido, a implantação deste sistema começa a se difundir pela Amazônia e, em 1994 foram aprovados vários Planos de Manejos Florestais Sustentáveis (PMFS) para a região (HIGUCHI, 2007). Em 2004, o setor madeireiro da região extraiu 24,5 milhões de m³ de madeira em tora, o equivalente a cerca de 6,2 milhões de árvores (LENTINI *et al.*, 2005).

O Acre também acompanhou o crescimento do setor madeireiro regional. Em 1998, o estado extraiu 200 mil m³ de madeira em tora, e nos cinco anos subseqüentes, essa produção mais que dobrou, uma vez que em 2004, o volume extraído de madeira em tora, foi de 420 mil m³. Desta produção, 82,5% foi exportado para Estados Unidos da América, China e França, significando um crescimento econômico de 1800%, pois o valor obtido com as exportações passou de US\$ 0,3 milhões em 1998 para US\$ 5,4 milhões em 2004 (LENTINI *et al.*, 2005) estimulando o crescimento do setor.

Este crescimento desperta a preocupação da sociedade, pois embora os MFS estejam fundamentados nos paradigmas da sustentabilidade (ver EMBRAPA, 2000), propondo que produtos florestais devem ser manejados comercialmente de modo a causar o menor impacto possível ao ecossistema, quer por razões econômicas, quer por razões ecológicas (MULLER, 1998), Nardelli e Griffith (2003), afirmam que o conceito

de sustentabilidade ainda não foi desenvolvido em consenso para o setor florestal, devendo existir diferentes visões.

Bawa e Seidler (1998) afirmam que, freqüentemente, o MFS é promovido sem um exame rigoroso da inter-relação entre manutenção da biodiversidade, viabilidade econômica e produção em longo prazo, resultando em impactos na estrutura das comunidades vegetais e, mudanças microclimáticas, biogeoquímicas e alterações dos processos ecológicos, como apontam os trabalhos de Uhl e Buschbacher (1985), Jonkers (1987), Uhl e Kauffman (1990), Johns (1991), Thiollay (1992), Johnson e Cabarle (1993), Hill *et al.*, (1995), Ter Steege *et al.*, (1995), Pinard *et al.*, (1995), Brouwer (1996), Pinard *et al.*, (1996), Pinard e Putz (1996), Johns *et al.*, (1996), Holdsworth e Uhl (1997), McNabb *et al.*, (1997), Webb (1997), Whitman *et al.*, (1997), Cochrane *et al.*, (1999), Nepstad *et al.*, (1999), Leal Filho (2000), Kammesheidt *et al.*, (2001), Carvalho (2001), Molino e Sabatier (2001), Pereira *et al.*, (2002), Jardim & Silva (2003), Hall *et al.*, (2003) e Asner *et al.*, (2004).

Apesar de muitos trabalhos relatarem os impactos do MFS sobre a comunidade vegetal em geral, as pesquisa sobre os impactos dos MFS, devem ser direcionados para uma escala mais restrita, a auto-ecologia das árvores exploradas, pois a exploração das formas vegetais sem o conhecimento prévio da auto-ecologia das espécies tem afetado de forma drástica a biodiversidade dos ecossistemas (MARQUES E JOLY, 2000).

Assim, a falta de conhecimento sobre as populações manejadas torna-se um fator limitante para a implementação do MFS, já que as diversas limitações associadas a operações madeireiras têm um impacto direto nos padrões da estrutura, dinâmica e regeneração das espécies exploradas (GULLISON e HARDNER, 1993; BOOT e GULLISON, 1995; WHITMAN *et al.*, 1997; PURVES & LAW, 2002; WALTERS, 2005), pondo em risco a sustentabilidade do manejo.

No entanto, é necessário ter cautela, quando tratamos de auto-ecologia das espécies exploradas, pois diferentes fatores ambientais e a disponibilidade de recursos podem afetar os padrões populacionais das espécies, bem como distúrbios naturais ou antrópicos (LUNDBERG & INGVARSSON, 1998; Leite, 2001). Dentre os fatores ambientais e os recursos disponíveis mais importantes está a disponibilidade de água e nutrientes, textura do solo, topografia, incidência luminosa, características da biologia reprodutiva da espécie, e interação entre os organismos (BUIST *et al.*, 2002; WARD *et al.*, 2005; VAN DEN BERG e OLIVEIRA, 1999; CLARK *et al.*, 1999; BRANQUINHO *et al.*, 2007; KWON *et al.*, 2007; GUNATILLEKE *et al.*, 2006; JENNERSTEN, 1998; LOYD *et al.*, 2002; ZUQUIM *et al.*, 2007).

Os fatores ambientais mais comumente relacionados à auto-ecologia de plantas tropicais em diversas escalas são a topografia, textura, e fertilidade do solo (TUOMISTO, & RUOKULAINEN, 1994; SVENNING, 1999; VORMISTO *et al.*, 2004). Estudos em pequenas escalas espaciais (1 ha) descreveram forte relação entre a distribuição de espécies vegetais e solo (YOUNG & LEON, 1989; POULSEN & BASLEV, 1991).

Deste modo, estudos que visem ampliar o conhecimento sobre comportamento populacional, especialmente de espécies dominantes, são fundamentais (CALDOTO *et al.*, 1996) e quando acompanhados das características físicas e químicas do solo, podem ser a base para decisões de gestão em um MFS (BRUNA & KRESS, 2002).

Com a intenção de colaborar com informações que ajudem a delinear os Planos de Manejos Florestais Sustentáveis, o capítulo 1 desta dissertação avaliou parâmetros básicos da estrutura populacional, como densidade e abundância, estrutura de tamanho e distribuição espacial de seis espécies madeireiras em área pré e pós-exploração e o capítulo 2, investigou efeitos de fatores ambientais determinantes sobre a distribuição e

a abundância de seis espécies madeireiras, tendo como elemento de análise a declividade, a fertilidade e a textura do solo em áreas pré e pós-exploração.

Área de estudo

Este estudo foi realizado na Fazenda São Jorge I (Figura 1), uma área de 7.840 ha localizada no município de Sena Madureira, de propriedade da empresa Laminados Triunfo Ltda. que destinou ao manejo 7.060 ha (IMAFLORA, 2005).

A empresa possui um limite máximo de exploração de 30 m³/ha, adotando um ciclo de corte de 25 anos, define como diâmetro mínimo de exploração para todas as espécies, 55 cm, e explorou entre 2002 e 2009, 700 ha e 43 espécies madeireiras, sendo o empreendimento certificado em 2005 (IMAFLORA, 2005).

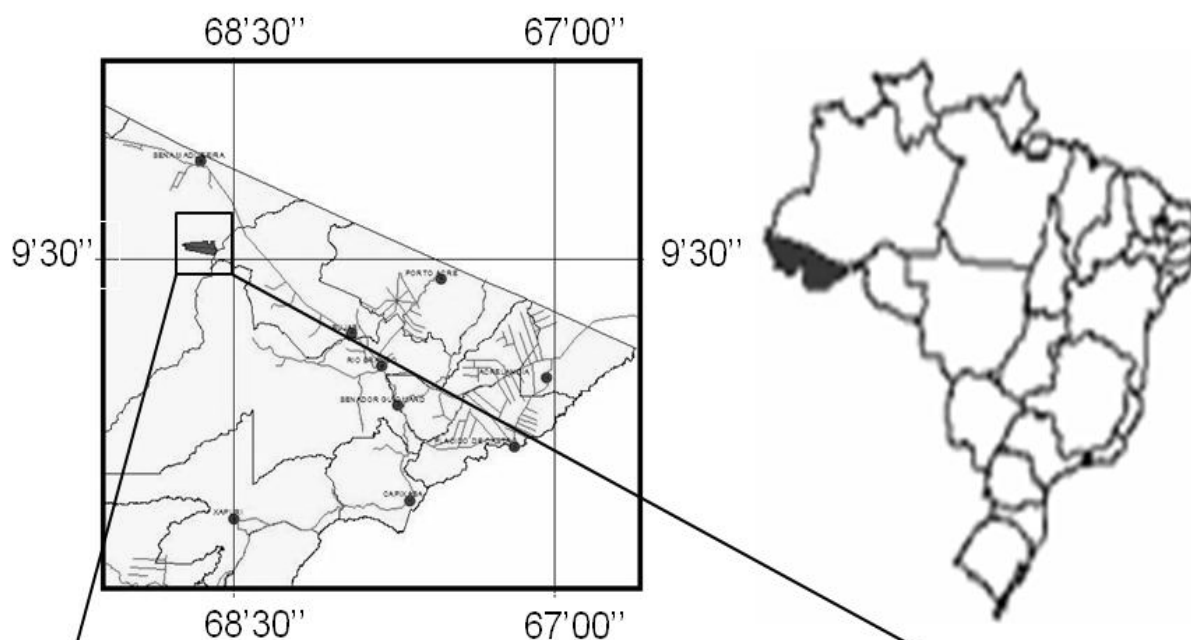
Esta fazenda faz parte de um antigo seringal denominado Seringal Mercês, localizado nas margens do Rio Iaco. Nos tempos do ciclo da borracha, a área pertenceu ao seringalista Jorge Escoce Farias. Com a queda no preço da borracha, o Seringal Mercês foi repartido em diferentes propriedades e repassado para os filhos e familiares do proprietário. Em 1996, Ciro Machado Neto comprou as Fazendas São Jorge I e II e converteu de cerca de 250 ha para utilização na pecuária. O restante da área, inteiramente coberto por floresta, foi transferido à empresa Acre Brasil Verde para a condução das atividades de manejo florestal (IMAFLORA, 2005).

Em 2000 foi realizado o primeiro inventário e em 2001, iniciou-se na área a construção da infra-estrutura (alojamentos, ramais e um acampamento florestal). Por fim, Plano de Manejo e o primeiro Plano Operativo Anual – POA foram aprovados pelo IBAMA em 2001 para uma área de 545 ha (IMAFLORA, 2005).

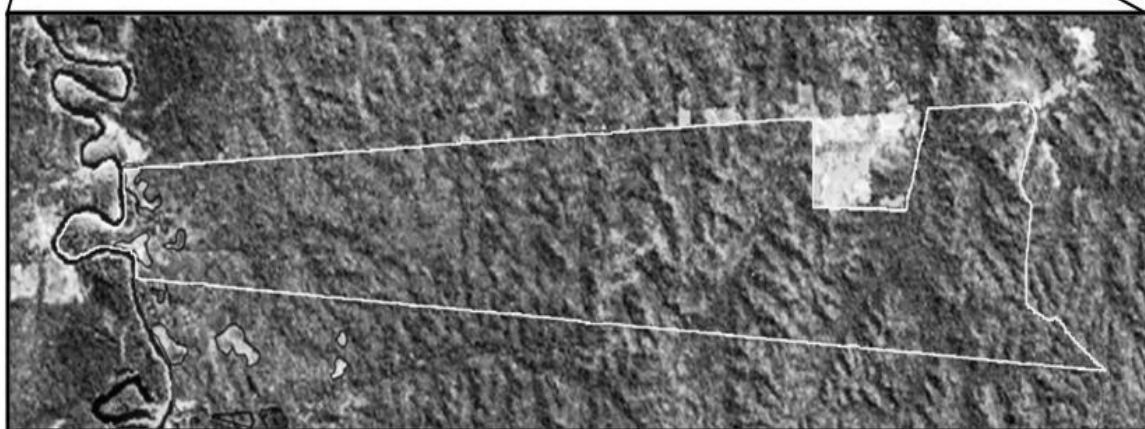
Em 2004, a empresa separou as áreas desmatadas da matrícula da propriedade, ficando apenas com áreas florestais (7.840 ha). Neste mesmo ano, a Acre Brasil Verde

se uniu em parceria com a Laminados Triunfo Ltda, que adquiriu 87,5% das cotas da primeira, tornando-se acionista majoritária da empresa, tendo como proprietário, Jandir Santin (IMAFLORA, 2005).

MAPA DE LOCALIZAÇÃO



Fazenda São Jorge I – Sena Madureira



LEGENDA	
	Igarapés
	Limite da Propriedade
	Bacias Hidrográficas
	Desmatamento

Imagem Landsat TM
Bandas: 5,4,3
Ano de Aquisição: 2003

Projeção UTM
Datum: SAD 69



LAMINADOS
TRIUNFO

Título: Carta Imagem	
Proprietário: Acre Brasil Verde Industrial Madeireira Ltda.	
Imóvel: Fazendas São Jorge I & II	Município: Sena Madureira - AC
Área: 7.872,99 ha	Responsável Técnico:
Escala: 1:50.000	
Data: Julho 2004	

Figura 1 – Localização da Fazenda São Jorge I, Sena Madureira-AC.
Fonte: Laminados Triunfo Ltda.

Clima e Hidrografia

A Fazenda São Jorge está situada em uma região onde o clima é classificado como equatorial quente úmido, a precipitação pluviométrica apresenta uma média anual entre 2000 e 2250 mm, com longa estação chuvosa. O balanço hídrico apresenta oscilações ao longo do ano, ocorrendo um excesso entre os meses de novembro a maio e um déficit hídrico do solo entre os meses de setembro e novembro. No “inverno” são comuns as “friagens” fenômeno efêmero, porém, muito comum na região. A “friagem” resulta do avanço da frente polar que, impulsionada pela massa de ar polar, provoca quedas bruscas de temperatura, permanecendo por alguns dias com a média em torno de 10° C. Porém, nos últimos anos este fenômeno vem apresentando quedas em intensidade e duração (ACRE, 2000). Os dados climatológicos registram temperaturas médias anuais variando entre 24,5° C e 25,5° C, sendo julho o mês mais frio, com média de 23,3° C e outubro a mais quente, com média de 25,8° C. A umidade relativa apresenta-se em níveis elevados durante todo o ano, com médias mensais em torno de 80-90%, sem significativas oscilações no decorrer do ano (RADAMBRASIL, 1976).

A rede hidrográfica do Acre é bastante expressiva, possui extensos rios que se apresentam especialmente bem distribuídos dentro do Estado, com cursos direcionados no sentido sudoeste nordeste apontando para o Rio Amazonas. Normalmente os rios apresentam caráter meândrico, o que dificulta bastante a navegação, com o aumento das distâncias, formação de bancos de areia nos leitos dos rios ou ainda queda de árvores nas margens. Embora a área esteja inserida na bacia hidrográfica do Rio Purus, apenas um pequeno trecho do limite da propriedade possui contato com um afluente direto deste rio, o Iaco, que é bastante sinuoso como os grandes rios do Acre, porém, não apresenta os meandros colmatados tão comuns nos demais rios. No interior da propriedade não há rios de grande expressão, mas, existem vários igarapés bem

distribuídos por toda a área que desembocam no rio Iaco e a grande maioria no igarapé Riozinho.

Solos

De acordo com o Zoneamento Ecológico Econômico - ZEE (ACRE, 2006), existem várias classes de solos na área, predominando os solos hidromórficos, na margem do Rio Iaco e, principalmente, os argissolos nas nascentes dos pequenos igarapés, os quais, por estarem associados às condições de relevo mais movimentado, são susceptíveis a erosão.

Geologia e Topografia

Segundo RADAMBRASIL (1976), predomina nesta região a Formação Solimões, que transgride sobre as porções das bacias do Acre e Alto Amazonas. Na região também são observadas duas feições morfológicas bem distintas com a presença de baixos platôs com drenagem dendrítica de baixa densidade que indicam, em termos de fotointerpretação, regiões com sedimentos permeáveis. Em contraste, outras regiões apresentam uma drenagem mais densa, indicando a presença de um terreno mais impermeável o que sugere a predominância de sedimentos siltítico-argilosos, resultando em formas de relevo mais dissecados. De um modo geral, nessas áreas estes fenômenos são bem discerníveis e apresentam-se com uma quebra brusca quando da passagem de uma superfície para outra. Ainda de acordo com o RADAMBRASIL (1976) os tipos de rochas encontradas, nessa área, são classificados como arenito, composto de grãos angulosos e sub-arredondados do tamanho de areia variando entre média a fina, cimentados por material essencialmente limonítico que confere às rochas razoável coesão.

Na Fazenda São Jorge a altitude varia entre 160 e 290 m, com padrões de drenagem dendrítico. Compreende uma superfície muito dissecada e com declive muito expressivo. As áreas de topo aguçado com declives fortes e as de topo convexo com declives medianos refletem a presença de faces arenosas da Formação Solimões. E ainda, um conjunto de formas de relevo marcado por topos estreitos e alongado esculpido em sedimentos denotando controle estrutural, definidas por vales encaixados (ACRE, 2006).

Vegetação

A área é predominantemente coberta por Floresta Aberta com suas variações de composições florestais e formas de relevo. Na Floresta Tropical Aberta com Palmeiras predominam palmeiras do gênero *Iriartea* no arenito terciário, assim como, espécies de outros gêneros. Esse tipo de floresta ocorre nas áreas aluviais do Quaternário e nas superfícies dissecadas do terciário e do Pré-Cambriano, ocupando as planícies inundadas temporariamente ao longo dos rios e nos talwegues dos inúmeros vales (ACRE, 2006). A Floresta Tropical Aberta com Bambu (tabocal) caracteriza-se pela dispersão marcante de colmos do bambu *Guadua* spp. no sub-bosque, sendo ocorre de forma adensada nas aberturas, onde há uma maior incidência de luz (ACRE, 2006).

Espécies estudadas

Apuleia leiocarpa (Voguel) J.F.Mac, (Fabaceae-Caesapinoideae), conhecida como Cumaru cetim ou Garapeira, é uma espécie heliófita ou de luz difusa, indiferente às condições físicas do solo, com dispersão ampla, porém, em baixa frequência, que ocorre em florestas semidecíduas, e em menor frequência, em florestas pluviais,

raramente em formações secundárias abertas, desde a região norte até a região sul do Brasil. Crescendo isoladamente a árvore desenvolve uma copa frondosa, podendo ser utilizada no paisagismo, e a sua madeira, sendo moderadamente pesada (densidade $0,83\text{g/cm}^3$), dura, fácil de trabalhar e de longa durabilidade, é utilizada principalmente em marcenarias, esquadrias, carrocerias, trabalhos de torno, construção civil (vigas, ripas, caibros, tacos, tábuas para assoalhos), usos externos (postes, moirões, dormentes, esteios, etc.) (LORENZI, 2000).

Couratari guianensis Aubl. (Lecythidaceae), ou Tauari, é uma espécie semidecídua que apresenta dois eventos de florescimento por ano, polinização mediada por abelhas e moscas e dispersão anemocórica, e que cresce em terras baixas e elevações médias e no clima úmido a muito úmido da Amazônia (Brasil Guiana e Guiana Francesa). A sua madeira possui uma densidade equivalente a $0,61\text{g/cm}^3$, sendo empregada na construção civil para fabricação de portas, janelas, venezianas, ripas, partes estruturais secundárias (cordões, guarnições, rodapés, forros e lambris), partes internas de móveis, lâminas, compensados, embalagens, peças encurvadas, cabos de vassoura, brinquedos, objetos de adorno, instrumentos musicais, lápis, palitos de fósforo, bobinas e carretéis (ZENID, 2009).

Caryocar glabum (Aubl.) Pers. (Caryocaraceae), também chamado de Piquiarana, é uma espécie emergente com reprodução supra-anual (RANKIN DE MERONA & ACKERLY, 1987) e dispersão mediada por cotias, relativamente rara nos platôs e encostas da floresta de terra firme, cujas plantas juvenis são encontradas apenas em clareiras ou áreas desmatadas. Com uma densidade de $0,85\text{g/cm}^3$, a sua madeira é empregada na construção civil para fabricação de dormentes ferroviários, cruzetas,

postes, defensas, estacas, mourões, vigas, caibros, embarcações (quilhas, convés, costados e cavernas), tanoaria e embalagens (ZENID, 2009).

Hymenaea courbaril Ducke (Fabaceae-Caesalpinoideae), ou, popularmente, Jatobá, é uma espécie semidecídua, heliófita ou esciófita, seletiva xerófita, pouco exigente em fertilidade e umidade do solo, geralmente ocorre em terrenos bem drenados da floresta latifoliada semidecídua, e produz uma quantidade grande de semente viáveis envolvidas por uma farinha comestível e nutritiva consumida por homens e animais. A sua madeira pesada apresenta uma densidade de 0,96 g/cm³ é empregada na construção civil (vigas, caibros, ripas), na confecção de acabamentos internos (marcos de portas, tacos, tábuas para assoalhos), cabos de ferramentas, peças torneadas e móveis e, sendo uma espécie de fácil multiplicação, pode ser usada em reflorestamentos heterogêneos, arborização de parques e grandes jardins (LORENZI, 2000).

Manilkara bidentata Miq. (Sapotaceae), também chamada de Maçaranduba, ocorre em florestas tropicais úmidas no Amapá, Amazonas, Pará, Roraima e Venezuela, e ainda, em Porto Rico, Costa Rica e Panamá (GAYOT, 2004), atinge mais de 40 m de altura, possui fissuras profundas na casca, látex branco, cerne avermelado, fruto globular de 2-6 centímetros de diâmetro com polpa roxa ou preta e uma semente comprimida e preta, e é utilizada na fabricação de móveis, tacos de bilhar, arco de violão, portas, pisos e tábuas (ZENID, 2009).

Parkia nitida Miq. (Fabaceae-Mimosoideae), comumente chamada de Fava pé-de-arara ou Angico, é uma espécie semidecídua, heliófita a mesófita, que produz anualmente muitas sementes, possui dispersão descontínua e irregular, ocorre em solo argiloso ou arenoso, sendo característica da floresta pluvial Amazônica, onde cresce em terra firme ou nas várzeas periodicamente inundadas, preferencialmente em florestas

secundárias antigas, mas que também é encontrada no sul do Panamá, leste da Venezuela até as Guianas. Ela possui madeira leve (densidade 0,40 g/cm³), muito dura ao corte, de textura grossa, resistência mecânica média e durabilidade boa, utilizada como lenha e para a obtenção de lâminas desenroladas destinadas à fabricação de compensados, embalagens leves, brinquedos e forros (LORENZI, 2000)

REFERENCIAS CONSULTADAS

- ACRE, Governo do Estado do. Programa Estadual de Zoneamento do Estado do Acre. 2006. *Zoneamento Ecológico do Acre*. Fase II: documento Síntese – escala 1:250.000. Rio Branco: SEMA.
- ASNER, G.; KELLER, M.; SILVA, J. N. M. 2004. Spatial and temporal dynamics of forest canopy gaps following selective logging in the eastern Amazon. *Global Change Biology*, 10: 765–783.
- BAWA, K. S., SEIDLER, R., 1998. Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Conservation Biology*. 12: 46-55.
- BARROS, A. C.; VERÍSSIMO, A. 2002. *A expansão madeireira na Amazônia: impactos e perspectivas para o desenvolvimento sustentável no Pará*. Belém: IMAZON
- BOOT, R. G. A., GULLISON, R. E., 1995. Approaches to developing sustainable extraction systems for tropical forest products. *Ecol. Appl.* 5: 896-903.

- BOYLE, T. J. B.; SAYER, J. A. 1995. Measuring, monitoring and conserving biodiversity in managed tropical forests. *Commonwealth Forestry Review*, 74 (1): p.20-25.
- BUIST, M.; COATES D. J.; YATE C. J. S. 2002. Rarity and threat in relation to the conservation of Acacia in Western Australia. *Conservation Science W. Aust.*, 4(3): 33-53.
- BRANQUINHO, C.; SERRANO, H. C.; PINTO, M. J.; MARTINS-LOUÇÃO M. A. 2007. Revisiting the plant hyperaccumulation criteria to rare plants and earth abundant elements. *Environmental Pollution*, 146: 437-443.
- BRUNA, E.M.; KRESS, W.J. 2002. Habitat fragmentation and the demographic structure of an Amazonian understory herb (*Heliconia acuminata*). *Conservation Biology*, 16: 1256–1266.
- BROUWER, L. C. 1996. *Nutrient cycling in pristine and logged tropical rain forest: a study in Guyana*. Netherlands: University of Utrecht Press.
- CARVALHO, J.O.P. de. 2001. Estrutura de matas altas sem babaçu na Floresta Nacional do Tapajós. In: Silva, J. N.M.; Carvalho, J.O.P. de; Yared, J.A.G. (Ed.) *A silvicultura na Amazônia Oriental: contribuições do projeto Embrapa/DFID*. Belém: Embrapa Amazônia Oriental/DFID. 277-290.
- CALDATO, S. L.; LONGHI, S. J.; FLOSS, P. A. 1999. Estrutura populacional de ocotea porosa (lauraceae) em uma floresta ombrófila mista, em Caçador (SC). *Ciência Florestal*, 9 (1): 89-101.
- COCHRANE, M.; ALENCAR, A.; SCHULZE, M. D.; SOUZA JR., C. M.; NEPSTAD, D. C.; LEFEBVRE, P.; DAVIDSON, E. A. 1999. Positive feedback in the fire dynamics of closed canopy tropical forests. *Science*, 284: 1832-1835.

- CLARK, D. B.; PALMER M. W.; A. CLARK, D. A. 1999. Edaphic factors and the landscapescale distributions of tropical rain forest trees. *Ecology*, 80(8): 2662–2675.
- EMBRAPA/CPATU. 2000. Conservação Genética em Florestas Manejadas na Amazônia. Proposta de Projeto. Embrapa. Belém. 4p.
- GÓMEZ-POMPA, A.; BURLEY, F. W.1991. The management of natural tropical Forest. In: GÓMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T. C.; HADLEY, M. 1991. *Rain forest regeneration and management*. Paris: UNESCO/Casterton Hall: Parthenon. 3-18p.
- 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*, 280 (2): 75-90.
- GULLISON, R. E., HARDNER, J. J., 1993. The effects of road design and harvest intensity on forest damage caused by selective logging: Empirical results and a simulation model for the Bosque Chimanes, Bolivia. *Forest Ecol. Manage*, 59: 1-14.
- GUNATILLEKE, C. V. S.; GUNATILLEKE I. A. U. N.; ESUFALI, S.; HARMS, K. E.; ASHTON P. M. S.; BURSLEM, D. F. R. P.; ASHTON, P. S. 2006. Species–habitat associations in a Sri Lankan dipterocarp forest. *Journal of Tropical Ecology*, 22:371–384.
- HALL, J. S., HARRIS, D. J., MEDJIBE, V., ASHTON, P. M. S., 2003. The effects of selective logging on forest structure and tree species composition in a Central African forest: implications for management of conservation areas. *Forest Ecol. Manage*, 183: 249-264.

- HIGUCHI, F.G. 2007. *A Influência do tamanho da parcela na precisão da função de distribuição de diâmetro de Weibull da floresta primária da Amazônia Central*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba.
- HILL, J. K.; HAMER, K. C.; LACE, L. A.; BANHAM, W. M. T. 1995. Effects of selective logging on tropical forest butterflies on Buru, Indonesia. *Journal of Applied Ecology*, 32: 754–760.
- HOLDSWORTH, A. R.; UHL, C. 1997. Fire in eastern Amazonian logged rain forest and the potential for fire reduction. *Ecol. Appl.*, 7: 713–725.
- IBAMA, 2003. Manejo florestal - retrospecto na legislação federal. Disponível em: <http://www.manejoflorestal.org/index3.cfm?cat_id=67&subcat_id=244> Acesso em 12 julho de 2008.
- IMAFLOA. Instituto de Manejo e certificação Florestal e Agrícola. 2005. Resumo Publico de Certificação de Acre Brasil Verde Industrial Madeireira Ltda. Piracicaba – SP. 46p.
- JARDIM, F.C. DA S.; SILVA, G.A.P. 2003. Análise da variação estrutural da floresta equatorial úmida da estação experimental de silvicultura tropical do Instituto Nacional de pesquisa da Amazônia – INPA, Manaus (AM). *Revista de Ciências Agrárias*, (39): 25-54.
- JENNERSTEN, O. 1988. Pollination in *Dianthus deltoids* (Caryophyllaceae): effects of habitat fragmentation on visitation and seed set. *Conservation Biology*, 2: 359-366.
- JOHNSON, N., CABARLE, B., 1993. Surviving the cut. World Resources Institute, Washington, DC.
- JOHNS, A. D. 1991. Responses of Amazonian rain forest birds to habitat modification. *Journal of Tropical Ecology*, 7: 417–437.

- JOHNS, J. S., BARRETO, P., UHL, C., 1996. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the Eastern Amazon. *Forest Ecol. Manage.*, 89: 59-77.
- JONKERS, W. B. J. 1987. *Vegetation structure, logging damage and silviculture in a tropical rain forest in Suriname*. Netherlands: Wageningen Agricultural University, 172 p.
- KAMMESHEIDT, L; LEZAMA, A.T.; FRANCO, W.; PLONCZAK, M. 2001. History of logging and silvicultural treatments in the western Venezuelan plain forests and the prospect for sustainable forest management. *Forest Ecol. Manage.*, 148:1-20.
- KWON, G. J.; LEE, B. A.; NAM, J. M.; KIM, J. G. 2007. The relationship of vegetation to environmental factors in Wangsuk stream and Gwarim reservoir in Korea: II. Soil environments Ecological. *Ecological Research*, 22(1): 75–86.
- LEAL FILHO, N. 2000. *Dinâmica inicial de regeneração natural de florestas exploradas na Amazônia brasileira*. São Paulo. 157p. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.
- LEITE, E. J. 2001. Spatial distribution patterns of riverine forest taxa in Brasília, Brazil. *Forest Ecol. Manage.*, 140: 257-264.
- LENTINI, M.; PEREIRA, D.; CELENTANO, D.; PEREIRA, R. 2005. *Fatos Florestais da Amazônia*. Belém: Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia.
- LORENZI, H. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. 2.ed. Nova Odessa, SP: Plantarum. 2000. 368p.
- LUNDBERG, S.; INGVARSSON, P. 1998. Population dynamics of resource limited plants and their pollinators. *Theoretical Population Biology*, 54: 44-49.

- LLOYD, K.; LEE, W. E WILSON, J. 2002. Competitive abilities of rare and common plants: comparisons using *Acaena* (Rosaceae) and *Chionochloa* (Poaceae) from New Zealand. *Conservation Biology*, 16(4): 975–985.
- MARQUES, M. C. M.; JOLY, C. A. 2000. Estrutura e dinâmica de uma população de *Calophyllum brasiliense* Camb, em floresta higrófila do sudeste do Brasil. *Revta brasil. Bot.*, 23(1): 107-112.
- MOLINO, J.-F., SABATIER, D., 2001. Tree diversity in tropical rainforest: a validation of the intermediate disturbance hypothesis. *Science*, 294: 1702-1704.
- MÜLLER, U., 1998. *Effects of refinements on the development of a neotropical rainforest after controlled logging in Suriname*. MSc thesis. Wageningen Agricultural University, Wageningen, The Netherlands.
- MCNABB, K. L.; MILLER, M. S.; LOCKABY, B. G.; STOKES, B. J.; CLAWSON, R. G.; STANTURF, J. A.; SILVA, J. N. M. 1997. Selection harvesting in Amazonian rain forest: long-term impacts on soil properties. *Forest Ecol. Manage.*, 93: 153-160.
- NARDELLI, B. E GRIFFITH, J. 2003. Mapeamento conceitual da visão de sustentabilidade de diferentes atores do setor florestal brasileiro. *Revista Árvore*, 27(2): 241-256.
- NEPSTAD, D. C.; VERÍSSIMO, A.; ALENCAR, A.; NOBRE, C.; LIMA, E.; LEFEBVRE, P.; SCHLESENGER, P.; POTTERK, C.; MOUTINHO, P.; MENDOZA, E.; COCHRANE, M.; BROOKS, V. 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature*, 398: 505–508.
- PEARCE, D.; PUTZ, F. E. P.; VANCLAY, J. 1999. A sustainable forest future. Londres: CSERGE. *Working Paper*, GEC 99-15. 64p.

- PEARCE, D., PUTZ, F. E., VANCLAY, J. K., 2003. Sustainable forestry in the tropics: Panacea or folly? *Forest Ecol. Manage.* 172: 229-247.
- PEREIRA, R. JR., ZWEEDE J., ASNER, G. P., KELLER, M., 2002. Forest canopy damage and recovery in reduced-impact and conventional selective logging in eastern Pará, Brazil. *Forest Ecol. Manage.*, 168: 77-89.
- PINARD, M. A., PUTZ, F. E., TAY, J., SULLIVAN, T. E., 1995. Creating timber harvesting guidelines for a reduced-impact logging project in Malaysia. *J. For.* 93: 41-45.
- PINARD, M. A.; PUTZ, F. E. 1996. Retaining forest biomass by reducing logging damage. *Biotropica*, 28: 278-295.
- PINARD, M.; HOWLETT, B.; DAVIDSON, D. 1996. Site conditions limit pioneer tree recruitment after logging of dipterocarp forests in Sabah, Malaysia. *Biotropica*, 28: 2-12.
- POULSEN, A. D.; BALSLEV, H. 1991. Abundance and cover of ground herbs in an Amazonian Rain Forest. *Journal of Vegetation Science*, 2: 315-322.
- PURVES, D. W. & LAW, R. 2002. Fine-scale spatial structure in a grassland community: quantifying the plant's-eye view. *Journal of Ecology*, 90: 121-129.
- RADAMBRASIL. 1976. *Levantamento dos Recursos Naturais*. Folha SC19, Rio Branco. Vol. 12, DNPM, MME. Rio de Janeiro, Brasil, 458p.
- 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*, (35): 47-59.
- SILVA, J. N. M. 1996. *Manejo Florestal*. Brasília. EMBRAPA-SPI. 46p.

- SOBRAL, L.; VERÍSSIMO, A.; LIMA, E.; AZEVEDO, T.& SMERALDI, R. 2002. *Acertando o alvo 2: consumo de madeira amazônica e certificação florestal no Estado de São Paulo*. Belém: Imazon, Imaflora e Amigos da Terra.
- SVENNING, J.C. 1999. Microhabitat specialization in a species-rich palm community in Amazonian Equador. *Journal of Ecology*, 87: 55-65.
- TER STEEGE, H.; BOOT, R. H.; BROUWER, L. 1995. Basic and applied research for sound rain forest management in Guyana. *Ecol. Appl.*, 5: 904-910.
- TUOMISTO, H.; RUOKULAINEN, K. 1994. Distribution of Pteridophyte and Melastomataceae along an edaphic gradient in an Amazonian Rain Forest. *Journal of Vegetation Science*, 5: 25-34.
- THIOLLAY, J. M. 1992. Influence of selective logging on bird species diversity in a Guiana rain forest. *Conservation Biology*, 6: 47-63.
- UHL, C.; BUSCHBACHER, R. 1985. A disturbing synergism between cattle ranching burning practices and selective tree harvesting in the eastern Amazon. *Biotropica*, 17: 265-268.
- UHL, C.; KAUFFMAN, J. B. 1990 Deforestation fire susceptibility and potential tree responses to fire in the eastern Amazon. *Ecology*, 71: 437-449.
- VAN DEN BERG, E. & OLIVEIRA FILHO, A.T. 1999. Spatial partitioning among tree species within an area of tropical montane gallery forest in south-eastern Brazil. *Flora*, 194: 249-246.
- VORMISTO, J., TUOMISTO, H. & OKSANEN, J. 2004. Palm distribution patterns in Amazonian rainforests: What is the role of topographic variation? *J. Veg. Sci.* 15:485-494.

- WARD, M.; DICK, C. W.; GRIBEL, R.; LEMES, M.; CARON, H.; LOWE, A. J. 2005. To self, or not to selfy: A review of outcrossing and pollen-mediated gene flow in neotropical trees. *Heredity*, 95: 246–254.
- WALTERS, B. B., 2005. Ecological effects of small-scale cutting of Philippine mangrove forests. *Forest Ecol. Manage.*, 206: 331-348.
- WEBB, E. L., 1997. Canopy removal and residual stand damage during controlled selective logging in lowland swamp forest of northeast Costa Rica. *Forest Ecol. Manage.*, 95: 117-129.
- WHITMAN, A. A., BROKAW, N. V. L., HAGAN, J. M., 1997. Forest damage caused by selection logging of mahogany (*Swietenia macrophylla*) in northern Belize. *Forest Ecol. Manage.*, 92: 87-96.
- YOUNG, K.R.; LÉON, B. 1989. Pteridophyte species diversity in the central peruvian amazon: importance of edaphic specialization. *Brittonia*, 41(4): 388-395
- ZENID, José. 2009. *Madeira: uso sustentável na construção civil*. 2 ed. Instituto de Pesquisas Tecnológicas, 100 p.
- ZUQUIM, G.; Costa. F.R.C & Prado, J. 2007 Fatores que determinam a distribuição de espécies de pteridófitas da Amazônia Central. *Revista Brasileira de Biociências*, 5.(2): 360-362.

Capítulo 1

Estrutura populacional e distribuição espacial de seis espécies madeireiras em
uma floresta de produção no Sudoeste da Amazônia.

**Estrutura populacional e distribuição espacial de seis espécies madeireiras
em uma floresta de produção no Sudoeste da Amazônia.**

Martins, D. A.¹; Silveira, M.²; Salimon, C. I.²

1 - Bolsista do CNPq - Programa de Pós - graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais - Curso de Mestrado.

2 - Universidade Federal do Acre-UFAC, Centro de Ciências Biológicas e da Natureza - CCBN, BR 364 km 04 - 69910 - 900 - Rio Branco-AC, Fone: ** 68 3212 3676.

Resumo

O presente trabalho objetivou estudar a estrutura populacional e a distribuição espacial de *Apuleia leiocarpa*, *Caryocar glabum*, *Couratari guianensis*, *Hymenaea courbaril* e *Manilkara bidentata* em uma floresta de produção, localizada na Fazenda São Jorge I, Sena Madureira, Acre. Utilizou-se o método de unidades amostrais em forma de conglomerado, composto por 8 subunidades (20 x 500 m) distribuídas em área pré-exploração e pós-exploração. No total, 16 subunidades foram instaladas, compondo dois conglomerados que foram amostrados em 2008 e 2009, constituindo uma cronosequência e somando 16 ha de área amostral. Em cada parcela, todos os indivíduos das espécies estudadas, de tamanho igual ou maior a 15 cm de altura foram notificados, medindo-se o diâmetro do caule e/ou altura. Os resultados mostraram uma variação na estrutura populacional das seis espécies estudadas em relação ao manejo florestal, uma vez que duas apresentaram estrutura irregular, três mostraram curva exponenciais negativas e irregulares, e apenas uma espécie apresentou curva exponencial negativa em todos os tratamentos. Quanto ao padrão de distribuição espacial variou entre

agregado e aleatório, sendo que cinco espécies mantiveram o padrão e uma modificou após a exploração.

Palavras-chave: Manejo florestal; Estrutura populacional; Sudoeste da Amazônia; distribuição espacial; Estágio de tamanho.

Abstract

The present work aimed to study the population structure and the spatial distribution of *Apuleia leiocarpa*, *Caryocar glabum*, *Couratari guianensis*, *Hymenaea courbaril* and *Manilkara bidentata*, in the production Forest, located in farm São Jorge I, Sena Madureira, Acre State. The method of the conglomerate sample units, composite at 8 subunits (20 x 500 m) distributed in area before exploitation the after exploitation. A total of 16 subunits were installed, composing two conglomerates than were sampled in 2008 and 2009, constituting a chronological sequence and adding 16 hectares of sample area. In each plot all the individuals of species studied of size equal or higher than 15 cm of height were notified, being measured the stem diameter and/or height. The results have shown to change in population structure of six studied in relation to forest management, two species showed structural irregularity, three showed curve exponential negative and irregular, and only one specie showed curve exponential negative in all treatment. With relation to spatial distribution pattern change between aggregate and random, five species kept the pattern and one specie did not keep the pattern after exploitation.

Key words: Forest management; population structure; Amazonia South-west; spatial distribution; Size phase.

INTRODUÇÃO

O Brasil é um país de riquezas naturais imponentes, detentor da maior reserva contínua de floresta tropical úmida do mundo, a Amazônia, que ocupa aproximadamente 4,9 milhões de km² (SKOLE & TUCKER, 1993) e corresponde 60% do território nacional (HIGUCHI *et al.*, 2006), congregando uma das maiores biodiversidade do planeta. Entretanto a região já perdeu 16,2% da floresta original (FEARNSIDE, 2005). Segundo o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), até setembro de 2009 a Amazônia perdeu 40 mil ha de cobertura florestal, mas estas perdas acumuladas ao longo do tempo mostram números mais alarmantes. A área total desflorestada na Amazônia brasileira em 1990 já era de 41,5 milhões de ha, e cresceu para 58,7 milhões em 2000 e 60,3 milhões de ha em 2001 (INPE, 2002).

Dentre as principais causas do desmatamento na Amazônia destacamos a exploração madeireira (FEARNSIDE, 2003; FEARNSIDE, 2005; ALENCAR *et al.*, 2004 e LAURANCE *et al.*, 2004), pois segundo Asner *et al.* (2005), no período de 1999 a 2002, aproximadamente, 1,5 milhão de hectares estavam sob exploração seletiva de madeira. De acordo com Lentini, *et al.* (2005), em 2004, o setor madeireiro extraiu um volume de 24,5 milhões metros cúbicos de madeira em tora da Amazônia brasileira. O processo de corte seletivo resulta em um prejuízo de quase duas vezes o volume de árvores que estão sendo removidas, devido ao fato de muitas árvores menores serem mortas ou severamente prejudicadas durante o processo de exploração (VERÍSSIMO *et al.*, 1992).

Os danos causados durante o processo de exploração transformam profundamente as florestas maduras, causando impactos na estrutura das comunidades vegetais, uma vez que altera o microclima e os ciclos biogeoquímicos das áreas

exploradas, modificando um conjunto de padrões e processos ecológicos, (UHL e KAUFFMAN, 1990; HILL *et al.*, 1995; PINARD e PUTZ, 1996; WEBB, 1997), que compreendem, desde a regeneração (ASNER *et al.*, 2004), estrutura e dinâmica populacional (PURVES & LAW, 2002), distribuição espacial, até a produtividade das comunidades vegetais (UHL E VIEIRA, 1989, MARTINI *et al.*, 1994; COCHRANE e SCHULZE, 1999), pois reduz as taxas de crescimento da floresta remanescente (SILVA, 1998), diminuindo as reservas naturais (NASCIMENTO *et al.*, 2001).

As alterações causadas, neste âmbito, são decorrentes do agravo sofrido pela comunidade remanescente, já que durante as operações de exploração são danificadas em torno de 25 árvores, para cada árvore extraída (JOHNS *et al.*, 1996). Por esta razão, as perdas que ocorrem durante e após a exploração por danos e mortalidade reduzem o estoque residual de forma considerável (ALDER, 2000; SIST e NGUYEN-THÉ, 2002).

O Manejo Florestal Sustentável executado com exploração de impacto reduzido (EIR) surge com uma tentativa de minimizar os danos ecológicos causados pela exploração seletiva de madeira ao ecossistema florestal (PINARD *et al.*, 1995), pois compreende uma série de práticas que visam reduzir os impactos do corte seletivo de madeira, tais como o inventário pré-exploratório e mapeamento dos indivíduos a serem extraídos, sistema rotativo de corte, a aplicação de tratamentos silviculturais e o melhor planejamento de estradas e pátios para remoção de toras, dentre outros (HIGMAN *et al.*, 1999; UHL *et al.*, 1997; ELIAS *et al.*, 2001).

Apesar disto, apenas 17% da produção de madeira da Amazônia têm origem de Planos de Manejos Florestais Sustentáveis - PMFS (HIGUCHI, 2006), esta baixa porcentagem da produção madeireira na região amazônica está relacionada à falta de conhecimento sobre a auto-ecologia das espécies exploradas colocando as populações remanescentes em grande perigo (NASCIMENTO *et al.*, 2001).

Diante da necessidade de produzir conhecimentos para subsidiar os PMFS, muitos pesquisadores tem enfocam a viabilidade econômica e a redução dos impactos ecológicos ao ecossistema das atividades antes, durante e depois da exploração (UHL *et al.*, 1991; UHL *et al.*, 1997; VERÍSSIMO *et al.*, 1992; BARRETO *et al.*, 1998; JOHNS *et al.*, 1996; VIDAL *et al.*, 1998; HOLMES *et al.*, 2002; BOLTZ *et al.*, 2001).

Embora haja um esforço dos pesquisadores para produzir conhecimentos adequados ao tema, ainda são poucas as pesquisas de campo sobre desenvolvimento da floresta, após a exploração madeireira, para orientar tecnicamente os debates sobre manejo florestal (BAWA & SEIDLER, 1998; BARRETO *et al.*, 1998; SILVA *et al.*, 1995; HIGUCHI *et al.*, 1996; LEAL FILHO, 2000; VIDAL *et al.*, 1998; ALDER & SILVA, 2000; VIDAL *et al.*, 2002), sendo em sua maioria, voltados a ecologia de comunidade.

Hammond *et al.* (1996), Guariguata e Pinard (1998), Mostacedo e Fredericksen (1999), aconselham um direcionamento das pesquisas sobre os impactos dos MFS para uma escala mais restrita, pois a exploração das formas vegetais sem o conhecimento prévio da ecologia das espécies exploradas tem afetado de forma drástica a biodiversidade dos ecossistemas (MARQUES e JOLY, 2000). Assim, a falta de informações sobre as populações manejadas torna-se um fator limitante para a implementação dos PMFS's, uma vez que as limitações associadas a operações madeireiras têm um impacto direto nos padrões da estrutura, e regeneração das espécies exploradas (GULLISON e HARDNER, 1993; BOOT e GULLISON, 1995; WHITMAN *et al.*, 1997; PURVES & LAW, 2002; WALTERS, 2005), pondo em risco a sustentabilidade do manejo.

Dessa maneira, conhecer os impactos das intervenções de exploração sobre a dinâmica, distribuição espacial e a estrutura das populações manejadas é um requisito

básico para desenvolver técnicas de manejo sustentável, adequadas as florestas naturais na Amazônia (NICHOLSON, 1979; UHL e VIEIRA, 1989; MARTINI et al., 1994; JOHNS *et al.*, 1996; BERTHAULT e SIST, 1997; VIDAL *et al.*, 1998; JENNINGS *et al.*, 2000; SIST e NGUYEN-THÉ, 2001), pois conhecer como os organismos estão organizados no espaço e no tempo, permite inferências sobre características ecológicas como nascimento, morte e migração (TAYLON, 1984), bem como a densidade de indivíduos por classe de tamanho permite previsões sobre volume adequado de corte, estoques futuros e tamanho do ciclo de corte (VIDAL *et al.*, 2002).

Portanto, estudos que visem ampliar o conhecimento sobre comportamento populacional, especialmente de espécies dominantes, são fundamentais (CALDOTO *et al.*, 1999) e podem ser a base para as decisões de gestão em um manejo florestal (BRUNA & KRESS, 2002; MARQUES e JOLY, 2000). Então, a descrição da estrutura populacional (CARDOSO, *et al.*, 2006; WALTERS, 2005) e da distribuição espacial (NASCIMENTO *et al.*, 2001) das espécies manejadas, é o primeiro passo para avaliar a sustentabilidade do manejo em diferentes tipos de florestas (PETERS, 1996).

Neste sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos do manejo florestal sobre a estrutura populacional e distribuição espacial de seis espécies madeireiras em uma floresta de produção no sudoeste da Amazônia.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

Este estudo foi realizado na Fazenda São Jorge I, localizada no município de Sena Madureira, Estado do Acre, nas coordenadas 68°0'0" W e 9°0'0" N. A Fazenda é de propriedade da empresa Laminados Triunfo Ltda e possui 7.840 ha, destes, 7.060 ha

destinados ao manejo madeireiro. A tipologia florestal predominante é floresta aberta com palmeira e em menor escala, floresta aberta com bambu. O relevo é suavemente ondulado, a temperatura média anual é 25° C e a precipitação média anual é de 2125 mm (ACRE, 2006).

Espécies estudadas

Pelo fato de ocorrerem na área de estudos e estarem entre as principais espécies madeireiras consumidas no sudeste do Brasil (SOBRAL et al, 2002) as espécies selecionadas para este estudo foram, *Apuleia leiocarpa* (Voguel) J.F.Mac. (Garapeira), *Hymenaea courbaril* Ducke (Jatobá), *Manilkara bidentata* Miq. (Maçaranduba), *Couratari guianenses* Aubl. (Tauari), *Caryocar glabum* (Aubl.) Pers. (Piquiarana) e *Parkia nitida* Miq. (Angico).

Áreas amostrais

A amostragem das populações estudadas foi realizada em 16 ha, distribuídos em duas áreas amostrais, uma pré-exploração (2008) e a outra pós-exploração (2006), contendo igualmente oito parcelas de 1 ha (20 m x 500 m) em cada área. As áreas foram amostradas entre Maio e Agosto de 2008 e reamostradas entre Maio e Agosto de 2009. A amostragem da área pré-exploração em 2008, neste trabalho, é convencionalmente referida como ano 0 e sua reamostragem em 2009 como ano 1, pois ocorreria um ano depois da exploração, e a área pós-explorada em 2006, convencionamos chamá-la de ano 2, por ter sido amostrada dois anos após sua exploração, já a sua reamostragem é designada como ano 3. Assim temos como tratamentos Ano0, Ano1, Ano2 e Ano3, constituindo uma cronosequência.

Levantamento de dados

No sentido de abranger as diferentes classes de tamanho das espécies, as parcelas de 1 ha foram estratificadas em sub-parcelas (Figura 1.1), em sistema de conglomerado para o levantamento dos dados. Os indivíduos com diâmetro $\geq 0,1$ m medido a 1,30 de altura (diâmetro a altura do peito -DAP) foram tratados como Adultos (AD), e amostrados nas parcelas de 20 m x 500 m; os indivíduos com altura superior a 2 m e DAP $< 0,1$ m foram tratados como Arvoretas (AR) e amostrados em dez sub-parcelas de 10 m x 50 m; os indivíduos com altura entre 0,5-2 m, ou Varas (VA) foram amostrados em dez sub-parcelas de 10 m x 10 m; e os indivíduos com altura entre 0,15-0,5 m, foram tratados como Plântulas (PL) e amostrados em 25 sub-parcelas de 1 m x 10 m (Figura 1.1). Todos os indivíduos, das espécies estudadas, encontrados nas parcelas foram plaquetados e mapeados de acordo com suas posições na parcela para facilitar sua localização.

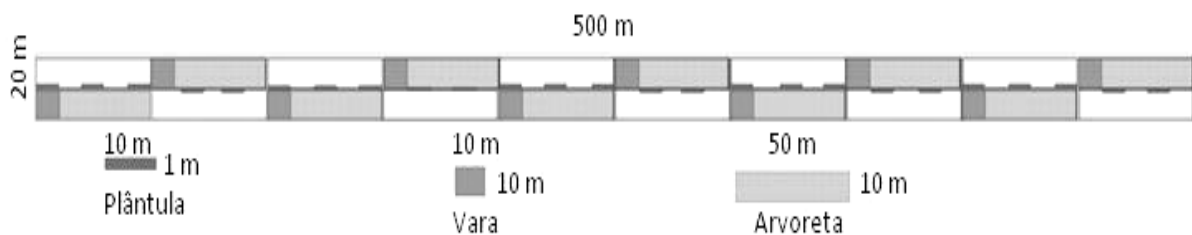


Figura 1.1 - Modelo conceitual do tamanho da parcela e distribuição das subparcelas.

Análises de dados

A densidade populacional estimada em número de indivíduos por hectare (ind. ha^{-1}) para cada espécie nos diferentes tratamentos. A normalidade dos dados foi testada pelo teste de Kolmogorov-Smirnov. A variação da densidade entre os tratamentos foi testada pelo teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis, com significância

de 5%. Através da correlação de Spearman (r_s) verificamos a ocorrência das populações nos anos seguintes ao manejo.

Para avaliar a estrutura populacional os indivíduos foram agrupados, de acordo com sua altura e DAP, tiveram sua normalidade testada pelo teste de Kolmogorov-Smirnov. Diferenças das classes de tamanho entre os tratamentos foram testadas duas a duas, através do teste t, com significância de 5%.

O padrão de distribuição foi determinado por meio do Índice de Dispersão de Morisita - Id (BROWER & ZAR 1984), por ser este pouco influenciado pelo tamanho das áreas amostrais empregadas (ROSSI & HIGUCHI, 1998).

$$Id = \frac{n (\sum x_i^2 - \sum x_i)}{(\sum x_i)^2 \sum x_i}$$

Onde: n = o número total de parcelas, x_i = o número de árvore em todas as parcelas.

O valor esperado desta razão para população com padrão aleatório é 1,0. Quando o valor observado for maior que 1,0, o padrão será caracterizado como agregado e, sendo o valor igual a zero o padrão é uniforme.

A significância do Índice de Dispersão de Morisita (Id) foi testada através do teste F para significância do Id ($gl = n - 1$; $p < 0,05$) (POOLE, 1974):

$$F = \frac{Id (N-1) + n - N}{n - 1}$$

Onde: Id = é o valor calculado do Índice de Dispersão de Morisita, n = o número de parcelas e N = o número total de indivíduos encontrados em todas as n parcelas.

O valor calculado de F é comparado com o valor da tabela de F , com $n - 1$ graus de liberdade para o numerador e infinito (∞) para o denominador. Se $F_{\text{calculado}} \geq F_{\text{tabelado}}$

o padrão de distribuição difere de aleatório. Se $F_{\text{calculado}} \leq F_{\text{tabelado}}$ o padrão de distribuição não difere de aleatório.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Densidade Populacional

Nos levantamentos realizados na Fazenda São Jorge I foram amostrados 499 indivíduos, dos quais, 169 *Hymenaea courbaril*, 145 *Couratari guianensis*, 104 *Apuleia leiocarpa*, 40 *Parkia nitida*, 32 *Manilkara bidentata* e 9 *Caryocar glabum* (Tabela 1.1). A estimativa da densidade para 8 ha revelou que as maiores populações na área estudada são as de *H. courbaril* e *C. guianensis*, e as menores populações foram registradas para *C. glabum* e *M. bidentata*, *A. leiocarpa* e *P. nitida* intermedeiam as maiores e menores populações (Tabela 1.1).

Tabela 1.1 – Abundância absoluta (Ab) e Densidade de indivíduos (De) nos tratamentos.

Espécies	Classes de tamanho	Ano0		Ano1		Ano2		Ano3	
		Ab	De	Ab	De	Ab	De	Ab	De
<i>H. courbaril</i>	Plântulas	16	800	43	2.150	18	900	7	350
	Varas	4	5	38	47,5	7	8,75	15	18,75
	Arvoretas	0	0	2	5	2	5	5	12,5
	Adultos	8	1	0	0	3	0,38	1	0,13
<i>A. leiocarpa</i>	Plântulas	6	300	11	550	5	250	5	250
	Varas	4	5	14	17,5	9	11,5	12	15
	Arvoretas	2	5	1	2,5	0	0	4	10
	Adultos	13	1,63	4	0,5	8	1	6	0,75
<i>C. glabum</i>	Plântulas	2	100	2	100	0	0	0	0
	Varas	0	0	0	0	0	0	0	0
	Arvoretas	2	5	1	2,5	0	0	0	0
	Adultos	2	0,25	0	0	0	0	0	0
<i>C. guianensis</i>	Plântulas	20	1.000	15	750	27	1.350	14	700
	Varas	11	13,75	12	15	3	3,75	10	12,5
	Arvoretas	9	22,5	5	12,5	2	5	2	5

	Adultos	3	0,38	3	0,38	9	1,13	0	0
<i>M. bidentata</i>	Plântulas	0	0	0	0	5	250	0	0
	Varas	0	0	0	0	2	2,5	0	0
	Arvoretas	0	0	0	0	4	10	3	7,5
	Adultos	3	0,38	1	0,13	7	0,88	7	0,88
<i>P. nitida</i>	Plântulas	1	50	7	350	1	50	0	0
	Varas	1	1,25	2	2,5	5	6,25	3	3,75
	Arvoretas	1	2,5	1	2,5	1	2,5	1	2,5
	Adultos	5	0,63	4	0,5	2	0,25	5	0,63

A espécie mais abundante foi *H. courbaril* com densidade variando de 1 e 0,38 ind.ha⁻¹ entre os tratamentos para indivíduos classificados como adultos, sendo considerada alta quando comparada a registrada para a Floresta Estadual do Antimary - AC, (0,67 ind.ha⁻¹), conforme FUNTAC (1990) e baixa em relação à registrada por Alvino *et al.*, (2005) em uma floresta secundária no Município de Bragança - PA (2,66 ind.ha⁻¹, para indivíduos com DAP superior à 5cm).

C. guianensis apresentou densidade de adultos variando de 1,13 e 0,38 ind.ha⁻¹ entre os tratamentos, esta densidade é considerada alta em relação trabalho de Procópio & Secco (0,21 ind.ha⁻¹), realizado no município de Paragominas – PA, para indivíduos com DAP acima de 10 cm.

A densidade dos adultos de *A. leiocarpa* variou entre 1,63 e 0,5 ind.ha⁻¹, dentre e os tratamentos, mesmo assim é considerada alta quando comparada com a encontrada por Lima (2008) na Reserva Florestal Humaitá, município de Porto Acre - AC (0,45 ind.ha⁻¹) e a observada pela FUNTAC (1990) na Floresta Estadual do Antimary - AC (0,03 ind.ha⁻¹) para indivíduos com DAP superior à 10 cm, mas há registro de 40 ind.ha⁻¹ amostrados por Gomes *et al.*, (2004), em uma Floresta Estacional Semidecídua, no Município de Matias Barbosa – MG.

P. nitida revelou uma densidade de adultos baixa, variando de 0,63 a 0,25 ind.ha⁻¹ entre os tratamentos. Barros & Veríssimo estudando três Reservas no município de Tailândia – PA encontraram a densidade desta espécie variando de 0,8 a 8,0 ind.ha⁻¹ (para indivíduos com DAP acima de 10 cm) e para Lorenzi (2000), a espécie possui densidade elevada para a região amazônica, no entanto com dispersão descontínua e irregular.

M. bidentata apresentou densidade baixa variando de 0,88 a 0,38 ind.ha⁻¹ entre os tratamentos, concordando com Gayot & Sist (2004) que registrou no estado do Pará 2,1 ind.ha⁻¹ (para indivíduos com DAP acima de 10 cm) e observou que a densidade, desta espécie, pode variar de menos de um ind.ha⁻¹ a mais de 3,5 ind.ha⁻¹

A densidade de adultos apresentada por *Caryocar glabum* foi de 0,25 ind.ha⁻¹. Rankin-de-Merona & Ackerly, (1987), registraram em três reservas ao norte de Manaus, uma densidade semelhante, de 0,24 ind.ha⁻¹ (para indivíduos com DAP acima de 10 cm), destacando que as Caryocaraceae do gênero *Caryocar*, são árvores de densidade populacional muito baixa.

A variação da densidade de indivíduos classificados como plântulas, varas e arvoretas, apresentada pelas espécies estudadas (tabela 1.1) pode ser devida a alterações de fatores ambientais (MARQUES & JOLY, 2000), segundo Home (1990) e Swaine *et al.* (1987) pode estar relacionada a ataques de herbívoros, patógenos e competição.

As oscilações da densidade para as menores classes de tamanho de cada espécies entre os tratamentos, mostrada na tabela 1.1, sugerem uma diferença na média do número de indivíduos por tratamentos para pelo menos quatro das seis espécies estudadas, mas o teste de Kruskal-Wallis revelou que apenas *M. bidentata*, na classe de plântulas (H = 17,22; g.l. = 3; p = 0,0006) e arvoretas (H = 9,03; g.l. = 3; p = 0,028)

apresentam médias significativamente diferente em pelo menos um tratamento (Figura 1.2).

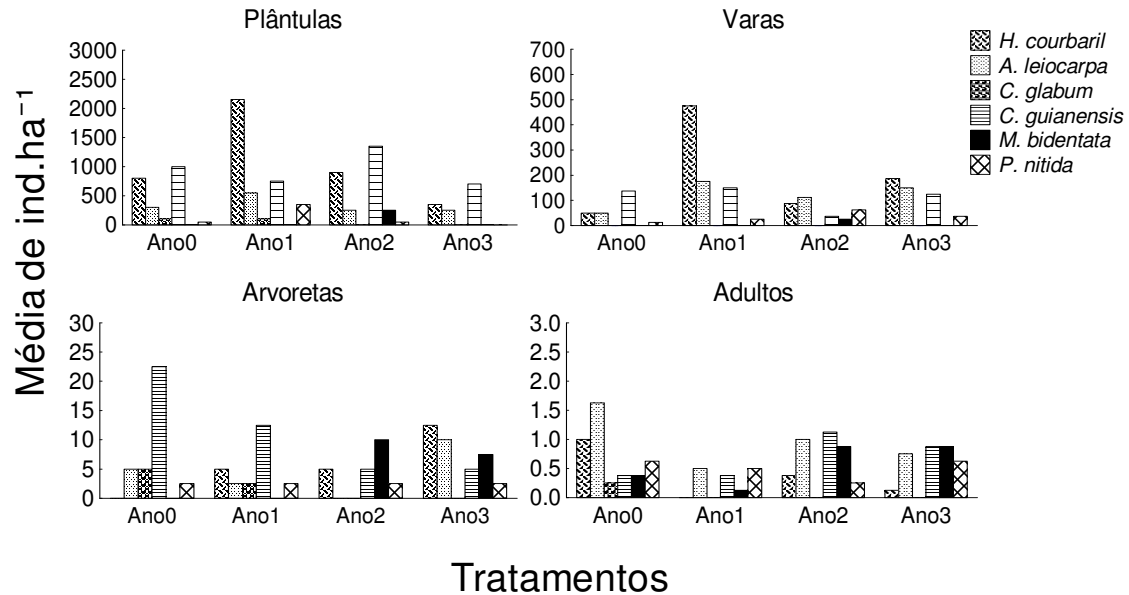


Figura 1.2 – Variação da densidade das espécies *H. courbaril*, *A. leiocarpa*, *C. glabum*, *M. bidentata* e *P. nitida* entre os tratamentos.

Na figura 1.2, observamos uma tendência de redução na média dos adultos de *H. courbaril*, *A. leiocarpa*, *C. glabum* e arvoretas de *C. guianensis*. Os trabalhos de Cannon (1994 e 1998) mostram uma redução da densidade das espécies em áreas pós-exploração, decorrente da quantidade de árvores que sofrem danos durante a exploração e morrem nos anos seguintes (VERÍSSIMO *et al.*, 1992; JOHNS *et al.*, 1996).

Os distúrbios responsáveis pela formação das clareiras, como as originadas durante a exploração madeira, têm efeito na composição e no número de espécies e indivíduos (UHL *et al.*, 1988;), a redução do número de indivíduos foi observada por Oliveira *et al.*, (2005) na Flona Tapajós, Brasil e Nicholson *et al.*, (1988) em Queensland na Austrália e Cannon *et al.*, (1994 e 1998) na Indonésia, também observou uma redução na densidade e no número de espécies tanto para árvores

grandes como para árvores intermediárias. Estes resultados concordam com os encontrados neste trabalho.

No entanto, Magnussom *et al.*, (1999) estudando áreas manejadas na floresta amazônica, encontraram um aumento na densidade de espécies comerciais após seis anos da exploração, o que concorda com os resultados obtidos no presente estudo para a *Manilkara bidentata*.

Estrutura populacional por classe de tamanho

A distribuição de indivíduos por classes de tamanho, considerando as seis populações estudadas nos tratamentos, revelou que 84,4% pertencem a classe das plântulas, 15,5% são varas, 1,0%, são arvoretas e 0,1% são adultos. O teste t não revelou diferenças da estrutura populacional por tratamento, à distribuição exponencial negativa foi mantida em todos os tratamentos, considerando a porcentagem de indivíduos por classe de tamanho.

A manutenção da distribuição exponencial negativa após a exploração, também foi observada por Pereira *et al.*, (2005) no município de Lábrea –AM e por D'Oliveira & Braz (2006) em Rio Branco – AC, caracterizada pela alta concentração de indivíduos nas classes menores com redução acentuada nas classes maiores. Para Hall & Bawa (1993) a distribuição exponencial negativa é encontrada em populações naturais com regeneração alta e que possuem densidades estáveis. Porém, segundo Martins (1991) a maior densidade de indivíduos menores não indica ausência de problemas de regeneração, devendo ser considerado com cautela, demonstrando a necessidade de uma análise mais detalhada, classes de tamanho das espécies por tratamento, para permitir interpretações mais seguras.

A análise mais detalhada mostrou que *H. courbaril*, apresenta em sua estrutura populacional, uma distribuição exponencial negativa nos tratamentos Ano2 e Ano3, e distribuição irregular nos tratamentos Ano0 e Ano1, pois a classe de arvoretas está ausente em Ano0 e a classe de adultos ausente em Ano1 (figura 1.3). *A. leiocarpa*, apresentou distribuição exponencial negativa nos tratamentos Ano0, Ano1 e Ano3, mas revelou uma distribuição irregular no Ano2, em virtude da classe arvoreta estar ausente neste tratamento. Assim como a *P. nitida*, que não apresenta a classe plântulas em Ano3, caracterizando uma distribuição irregular em sua estrutura populacional, mas mostrou distribuição exponencial negativa nos demais tratamentos (figura 1.3).

Para Odum, (1988), as oscilações bruscas são próprias das populações com crescimento exponencial, gerando uma linear conhecida como distribuição exponencial negativa, e as oscilações atenuadas características de uma forma de crescimento sigmóide, gera uma distribuição irregular, na qual ocorrem atrasos temporais relacionados com o ciclo biológico.

Resultados semelhantes aos deste trabalho, foram encontrados por Leite *et al.*, (1982), estudando a ecologia populacional de plântulas de *Pithecolobium racemosum* Ducke (Fabaceae), eles observaram que a espécie apresentou distribuição exponencial negativa e sigmóide, e que a forma de exponencial negativa era atípica.

Clark & Clark (1987) estudando *Dipteryx panamensis* (Pittier) Record & Mell (Fabaceae) encontraram uma raridade de juvenis maiores (indivíduos com altura > 2 m e DAP < 0,10 m), não sendo necessariamente uma surpresa, pois para Marques & Joly (2000) as taxas iguais a zero entre arvoretas e adultos, são esperadas, em virtude do período de um ano provavelmente não ser suficiente para se detectar alterações estruturais nas últimas classes de tamanho de populações de espécies arbóreas.

Vale ressaltar que a ausência da classe adulta de *H. courbaril* no tratamento Ano1 é decorrente da exploração, pois esta classe possui o diâmetro de corte legalmente autorizado para o abate, e durante este trabalho as árvores que compunham esta classe no Ano0 foram abatidas, resultando em sua ausência no Ano1.

C. guianensis apresentou na estrutura populacional uma distribuição exponencial negativa em todos os tratamentos (figura 1.3). Esse padrão indica a existência de um grande potencial de recomposição de populações em situações alteradas, bem como em áreas que estão se regenerando naturalmente (BLANC *et al.*, 2000; MAYER, 1952), uma vez que denota característica de população estável e crescente com regeneração natural contínua (CALDOTO *et al.*, 1999; CONDIT *et al.*, 1998).

Nos quatro tratamentos *C. glabum*, apresentou em sua estrutura populacional uma distribuição irregular, pois no Ano0 e Ano1 ocorreu ausência da classe varas, já nos Ano2 e Ano3 não foram amostrados indivíduos em nenhuma das classes de tamanho. *M. bidentata* também revelou distribuição irregular em todos os tratamentos, pois embora o Ano2 tenha apresentado as classes de tamanho completas, o número de indivíduos da classe arvoreta é maior que o número da classe anterior, já o Ano0 e Ano1 só apresenta a classe adulta e o Ano3 ocorre ausência de plântulas (figura 1.3).

As estruturas populacionais com distribuição irregular, escassez de indivíduos nas menores classes de tamanho e em classes intermediárias, podem ser decorrentes de algum distúrbio, dependência de clareiras para regeneração, rápido crescimento nos estágios iniciais de desenvolvimento (FELFILI, 1997; KILLEN *et al.*, 1998) e ainda esta relacionada a fenologia da espécie. Porém, neste trabalho, a distribuição irregular pode está relacionada à dependência de clareira para a regeneração no caso de *M. bidentata*, já para *C. glabum* pode esta relacionada a fenologia da espécie.

Segundo Lamprecht (1990), as estruturas irregulares estão relacionadas à hipótese do desenvolvimento específico de cada espécie, onde a falta de descendentes é apenas aparente, mas o mesmo autor não descarta a diversidade de fatores determinantes do sítio, considerando o equilíbrio estrutural entre clima, solo e vegetação, sobre tudo as variações ambientais ocorridas em áreas pós- distúrbios.

O teste t mostrou algumas diferenças das classes de tamanho entre os tratamentos, para *H. courbaril*, as plântulas do tratamento Ano0 reduziram significativamente ($t = 2,82$ e $p = 0,0134$) em relação ao Ano3. As varas aumentaram ($t = 2,36$ e $p = 0,0332$ entre o Ano0 e Ano1, bem como as arvoretas ($t = 2,37$ e $p = 0,0323$) entre o Ano0 e Ano3 (figura 1.3).

Para a *M. bidentata*, o teste t revelou que as plântulas do Ano2 aumentaram em relação ao Ano0 ($t = 3,41$ e $p = 0,0041$), Ano1($t = -3,41$ e $p = 0,0041$) e Ano3($t = -3,41$ e $p = 0,0041$). Da mesma forma a classe de arvoretas, o Ano2 aumentou entre Ano1 ($t = -2,64$ e $p = 0,0191$) e Ano0 ($t = 2,64$ e $p = 0,0191$). Na classe de adultos a análise mostrou uma redução do Ano1 para o Ano2 e Ano3 ($t = -2,34$ e $p = 0,0345$). As diferenças podem ser visualizadas na figura 1.3.

As espécies de *C. glabum*, *P. nítida* e *C. guianensis* não apresentaram diferenças em suas classes de tamanho entre os tratamentos (Figura 1.3).

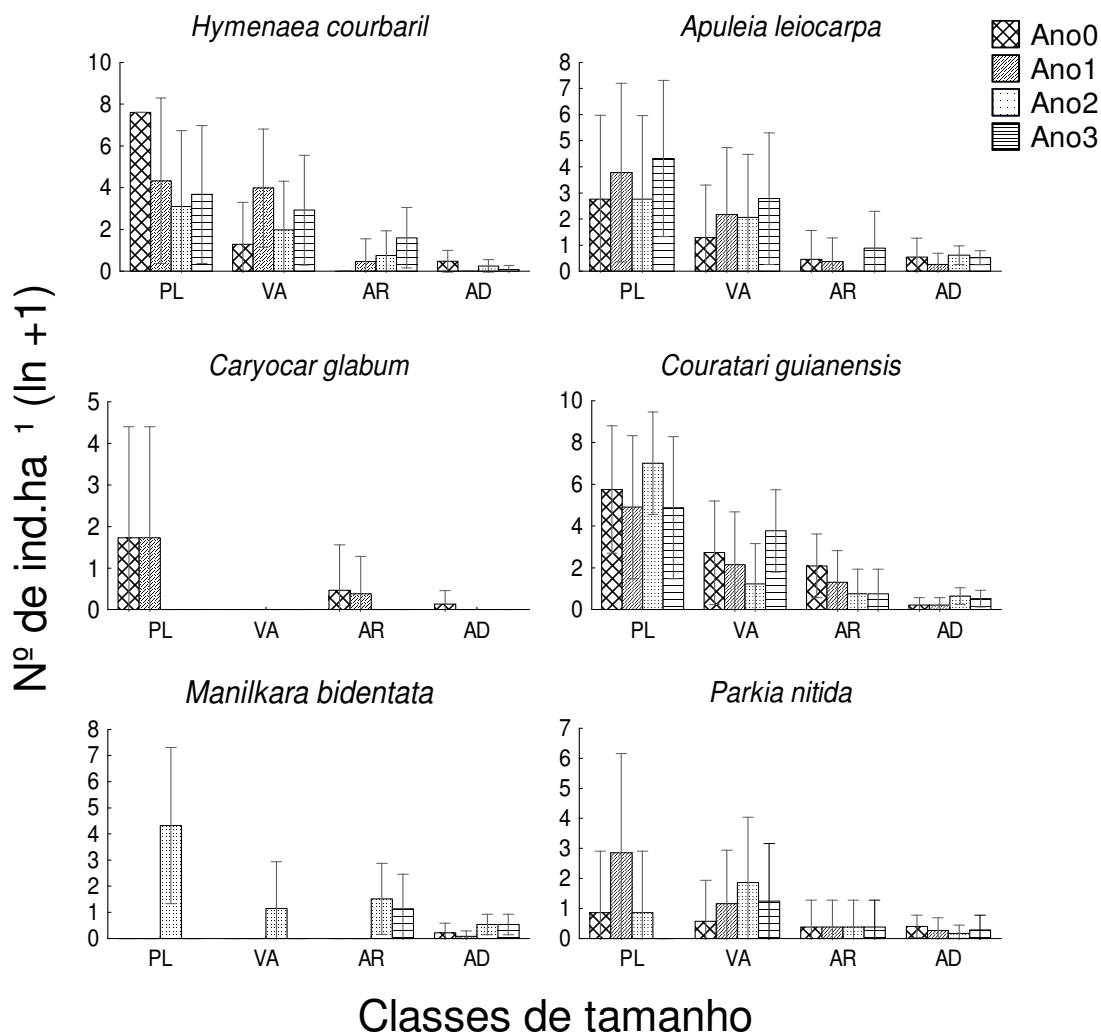


Figura 1.3 – Número de indivíduos por classe de tamanho.

Para Bawa e Krugman, (1990) alterações no tamanho das populações como flutuações do número de indivíduos nas classes de tamanho, aumento ou redução, semelhantes às ocorridas com de *H. courbaril* e *M. bidentata*, podem ser decorrentes do manejo florestal e Vidal *et al.*, (1998) complementam afirmando que as flutuações ocorridas ainda persistem três anos após a exploração.

A maioria das populações de espécies tropicais tem a mortalidade concentrada nas classes mais jovens (SOLBRIG 1981; ULH *et al.*, 1988), o que sugere uma justificativa para redução de plântula de *H. courbaril* entre os tratamentos, no entanto, o aumento das duas classes posteriores (varas no Ano1 e Ano3 e arvoreta no Ano1, Ano2

e Ano3) dá a entender que houve um recrutamento destas plântulas pelas outras classes. Sendo assim, a redução das plântulas de *H. courbaril* pode estar relacionada mortalidade e o recrutamento por outras classes.

Após o corte seletivo de madeira, o número de plantas-mãe também pode ser alterado, seja pelo aumento da frequência de queda de árvores remanescentes (ULH & VIEIRA, 1989), danos às plantas vizinhas, ou por mudanças microclimáticas, (RICHARDS 1996; VERÍSSIMO *et al.*, 1992), sendo estas as possíveis causas da redução ocorrida na classe de adultos da espécie *M. bidentata*.

Em um estudo com florestas manejadas no Suriname, De Graaf (1999) observou um aumento da taxa de recrutamento em área manejada, isto porque de acordo com Uih *et al.*, (1988) a queda de árvores formam clareiras, aumentando a penetração de luz na floresta, o que beneficiam as plântulas pré-estabelecidas. O aumento registrado para as varas e árvores de *H. courbaril*, bem como o aumento das plântulas e arvoretas de *M. bidentata* pode estar relacionado a aumento do recrutamento em função da dinâmica de clareiras nas áreas pós-exploração.

Distribuição espacial

H. courbaril mostrou distribuição espacial dos adultos aleatória nos tratamentos Ano0, Ano2 e Ano3 (Tabela 1.2).

Os adultos de *A. leiocarpa* apresentaram distribuição aleatória nos tratamentos Ano1, Ano2 e Ano3 e agregada no Ano0 (Tabela 1.2).

C. glabum revelou uma distribuição aleatória para os adultos no tratamento Ano0. Porém, não foi possível estabelecer a distribuição espacial nos demais tratamentos, devido à ausência da espécie nas áreas amostradas nestes tratamentos.

A distribuição espacial dos adultos de *C. guianensis*, *M. bidentata* e *P. nitida*

mostraram-se aleatória em todos os tratamentos (Tabela 1.2).

Tabela 1.2 – Valores do índice de Morisita (*Id*) e resultados estatísticos F obtidos para as populações das espécies estudadas.

ESPECIE	Ano0			Ano1			Ano2			Ano3		
	Adultos			Adultos			Adultos			Adultos		
	<i>Id</i>	F	PD	<i>Id</i>	F	PD	<i>Id</i>	F	PD	<i>Id</i>	F	PD
<i>H. courbaril</i>	2,85	2,85	A	x	x	x	0	0,71	A	1,73	3,83	A
<i>A. leiocarpa</i>	4,0	6,14*	G	4,0	2,85	A	0,57	0,57	A	1,41	2,53	A
<i>C. glabum</i>	8,0	2,0	A	x	x	x	x	x	x	X	x	x
<i>C. guianensis</i>	2,66	1,47	A	2,66	1,47	A	0,88	0,87	A	1	1	A
<i>M. bidentata</i>	2,66	1,47	A	0	-	-	0,76	0,79	A	0,53	0,4	A
<i>P. nitida</i>	0,8	0,88	A	4,0	2,28	A	0	0,85	A	2,22	2,39	A

*Valor significativo a 5% de probabilidade e x espécie não amostrada no tratamento. Padrão de distribuição (PD), A = aleatório, G = agregado.

A agregação é o tipo mais comum de distribuição (ROSSI E HUGUCHI, 1998; CONDIT *et al.*, 2000; OLIVEIRA E AMARAL, 2005), sendo caracterizado pelo grande vazio em muitas unidades amostrais e pela alta concentração de indivíduos em algumas amostras (ROSSI e HUGUCHI, 1998). Para Howe (1989) ocorre maior agrupamento em espécies com dispersão zoocórica, pois sementes pesadas não alcançam uma longa faixa de distribuição, dependem de seu dispersor, que normalmente fica limitado a áreas que disponibiliza maior concentração de recursos alimentares, contribuindo para a formação de agrupamentos. Porém Mithen *et al.*, (1984) alerta que o risco de mortalidade aumenta, em virtude da competição, em populações com este padrão de distribuição, aumentando o espaçamento entre os indivíduos e conseqüentemente alterando o grau de agregação ao longo do tempo. Este fator pode ser a causa da distribuição de *A. leiocarpa* ter modificado seu padrão de distribuição, passando de agregada para aleatória ao longo da cronosequência estudada.

Entretanto, Nascimento *et al.*, (2001), Lundberg & Ingvarsson (1998) e Leite (2001), não descartam a possibilidade de distúrbios naturais ou antrópicos, como a exploração madeireira, influenciar o padrão de distribuição espacial das populações comerciais, isto porque a retirada de indivíduos adultos causa espaçamento entre os indivíduos e compromete a regeneração. As distribuições das espécies *A. leiocarpa* (adultos) parecem ter passado por este processo, já que antes da exploração (Ano0) apresenta agregação em seu padrão de distribuição, mas após a exploração (Ano1, Ano2 e Ano3) o padrão mudou para aleatório.

Em um trabalho em Nova Prata- RS, Nascimento *et al.*, (2001) encontrou 35,5% das espécies estudadas com o mesmo padrão de distribuição (aleatória) que encontramos para *Hymenaea courbaril*, *C. guianensis*, *C. glabum*, *M. bidentata* e *P. nitida*. O mesmo autor explica que esse padrão de distribuição é atribuído à longevidade exibida pelas espécies, mas para Rossi e Huguchi (1998) o padrão de distribuição aleatória é pouco comum em espécies arbóreas tropicais.

CONCLUSÃO

Neste trabalho as populações mais densas são de *Hymenaea courbaril* (plântulas e varas), *Apuleia leiocarpa* (adultos) e *Couratari guianensis* (arvoretas), as menores populações são de *Caryocar glabum* (adultos, arvoretas, varas e plântulas), *Manilkara bidentata* (plântulas e varas) e *Parkia nitida* (arvoretas). Das seis espécies estudadas, quatro apresentaram densidades superiores ou semelhantes às indicadas em trabalhos realizados na região amazônica, provavelmente em função de áreas com maior densidade de espécies comerciais serem escolhidas pelos manejadores para implantação dos PMSF's.

A variação da densidade ao longo da cronosequência evidenciou um aumento do número plântulas de *H. courbaril*, *A. leiocarpa* e *P. nitida* de Ano0 para Ano2, como também um aumento de arvoretas de *H. courbaril* do Ano0 para o Ano1 e do Ano2 parao Ano3, mas também apontou uma tendência de redução nas plântulas de *H. courbaril* e *P. nitida* do Ano2 para o Ano3, como também nas arvoretas de *A. leiocarpa*, *C. glabum* e *C. guianensis* do Ano0 para o Ano1, demonstrando que o número de indivíduos pode se reduzir ou aumentar dependendo da espécie, da classe de tamanho e da variação temporal.

A estrutura populacional de duas espécies apresentaram irregularidade, três mostraram curvas exponenciais negativas e irregulares, e apenas uma espécies apresentou curva exponencial negativa em todos os tratamentos. As irregularidades nas estruturas estão relacionadas ao aumento ou redução no número de indivíduos em alguma classe de tamanho, estas flutuações são decorrentes do aumento da mortalidade, em virtude dos danos causados a árvores remanescentes, e aumento do recrutamento em função da penetração de luz nas áreas manejadas. Deste modo, a exploração madeireira com utilização de técnicas de impactos reduzidos tem efeito na estrutura populacional das espécies comerciais, sendo estes positivos ou negativos dependendo da espécie e da classe de tamanho.

Quanto à distribuição espacial, uma espécie modificou seu padrão após a exploração em decorrência da retirada de adultos, sendo esta a de maior valor comercial, e cinco espécies mantiveram seus padrões após a exploração. Assim concluímos que o padrão de distribuição espacial pode ser afetado pela extração madeireira, mas depende da espécie e intensidade da exploração.

Recomendamos, com base nos parâmetros que foram avaliados neste capítulo, cautela na exploração das espécies *Hymenaea courbaril* (Jatobá), *Apuleia leiocarpa*

(Cumaru cetim) e *Parkia nítida* (Angico), bem como monitoramento destas espécies ao longo dos anos pós-exploração.

Por apresentar densidade baixa, falha nas classes de tamanho em sua estrutura populacional e distribuição espacial irregular, mas por oferecer indicativos que o manejo favoreceu a regeneração, recomendamos para a espécie *Manilkara bidentata* (Massaranduba) estudos mais detalhados sobre a distribuição e ocorrência da espécie.

A espécie *Caryocar glabum* (Piquiarana) também demonstrou densidade baixa, falha nas classes de tamanho em sua estrutura populacional e distribuição espacial irregular, porém há indícios de que a espécie não foi favorecida pelo manejo, pelo contrário, sofreu uma redução no número de indivíduos de sua população, a ponto de não ter sido encontrada nos últimos anos da cronosequência estudada. Desta forma recomendamos que esta espécie fosse temporariamente retirada da lista de espécies manejadas nesta área, até que sua população possa oferecer condições para ser manejada.

Quanto a *Couratari guianensis*, a alta densidade, estrutura populacional estável com indicativo de regeneração abundante, demonstra que a população está balanceada e se recompondo frente à exploração, estas características ecológicas são favoráveis para o manejo sustentável desta espécie, nesta área.

Por fim, sugerimos que os estudos de auto-ecologia realizados em áreas manejadas contemplem aspectos que envolvam tanto a estrutura quanto a dinâmica populacional das espécies alvo da exploração, considerando fatores ambientais.

REFERÊNCIAS CONSULTADAS

- ACRE, 2006. Governo do Estado do. Programa Estadual de Zoneamento do Estado do Acre. Zoneamento Ecológico do Acre. Fase II: documento Síntese – escala 1:250.000. Rio Branco: SEMA.
- ALDER, D. 2000. Some issues in the yield regulation of moist tropical forests. *In: W Wright, H. L.; Alder, D. (Eds.) Proceedings of a workshop on humid and semihumid tropical forest yield regulation with minimal data.* Costa Rica. 14-27.
- ALDER, D & SILVA, J.N.M. 2000. An empirical cohort model for management of Terra Firme forest in the Brazilian Amazon. *Forest Ecol. Manage.*, 130: 141-157.
- ALENCAR, A.; NEPSTAD, N; MCGRATH, D; MOUTINHO, P; PACHECO, P; DIAZ, M. D. C. V & FILHO, B. S. 2004. *Desmatamento na Amazônia: indo além da emergência crônica.* Manaus, Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (Ipam), 89p.
- ALVINO, P. O.; SILVA, M. F. F.; RAYOL, B. P. 2005. Potencial de uso das espécies arbóreas de uma floresta secundária, na Zona Bragantina, Pará, Brasil. *Acta Amazônica*, 35(4): 413 – 420.
- ASNER, G.; KELLER, M.; SILVA, J. N. M. 2004. Spatial and temporal dynamics of forest canopy gaps following selective logging in the eastern Amazon. *Global Change Biology*, 10: 765–783.
- ASNER, G.P.; D.E. KNAPP; E.N. BROADBENT; OLIVEIRA, P.J.C.; KELLER, M. E.; SILVA, J.N.M. 2005. Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science, Washington*, (310): 480-482.

- BARRETO, P.; AMARAL, P.; VIDAL, E.; UHL, C. 1998. Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia. *Forest Ecol. Manage.*, 108: 9-26.
- BARROS, A. C. & VERISSIMO, E. 2002. *A expansão madeireira na Amazônia: Impactos e perspectivas para o desenvolvimento sustentável no Pará*. Belém. Imazon.
- BAWA, K. S., SEIDLER, R., 1998. Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Conservation Biology*. 12: 46-55.
- BAWA, K. S.; KRUGMAN, S. L. 1990. Reproductive biology and genetics of tropical trees in relation to conservation and management. In: GOSMES-POMPA, A; WHITMORE, T. C.; HADLEY, M. *Rain forest regeneration and management*. Paris. UNESCO, p.119-136.
- BERTHAULT, J.G. & SIST, P. 1997. An experimental comparison of different harvesting intensities with reduced impact and conventional logging in East Alimantan, Indonesia. *Forest Ecol. Manage.*, 94: 209-218.
- Boltz, F., Carter, D.R., Holmes, T.P.; Pereira Jr., R. 2001. Financial returns under uncertainty for conventional and reduced-impact logging in permanent production forests of the Brazilian Amazon. *Ecological Economics*. 39: 387-398.
- BOOT, R. G. A., GULLISON, R. E., 1995. Approaches to developing sustainable extraction systems for tropical forest products. *Ecol. Appl.* 5: 896-903.
- BLANC, L.; MAURY-LECHON, G.; PASCAL, J. P. 2000. Structure, floristic composition and natural regeneration in the forests of Cat Tien National Park, Vietnam: an analysis of the successional trends. *Journal of Biogeography*, 27: 141-157.

- BROWER, J.E. & ZAR, J.H. 1984. *Field & laboratory methods for general ecology*. W.C. Brown Publishers, Boston.
- BRUNA, E.M.; KRESS, W.J. 2002. Habitat fragmentation and the demographic structure of an Amazonian understory herb (*Heliconia acuminata*). *Conservation Biology*, 16: 1256–1266.
- CLARK, D.A.; CLARK, D. B. 1987. Population ecology and microhabitat distribution of *Dipteryx panamensis*, a neotropical rain forest emergent tree. *Biotropica*, 19(3): 236-244.
- CANNON, C.H.; PEART, D.R.; LEIGHTON, M. 1998. Tree species diversity in commercially logged Bornean rainforest. *Science*, 281: 1366-1368.
- CANNON, C.H.; PEART, D.R.; LEIGHTON, M.; KARTAWINATA, K. 1994. The structure of lowland rainforest after selective logging in West Kalimantan, Indonesia. *Forest Ecol. Manage.*, 67: 49-68.
- CARDOSO, G. D.; ALVES, P. L. C. A.; BELTRÃO, N. E. M.; ARTUR FRANCO BARRETO, A. F. 2006. Uso da análise de crescimento não destrutiva como ferramenta para avaliação de cultivares. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, 6(3): p.79-84
- CALDATO, S. L.; LONGHI, S. J.; FLOSS, P. A. 1999. Estrutura populacional de *ocotea porosa* (lauraceae) em uma floresta ombrófila mista, em Caçador (SC). *Ciência Florestal*, 9(1): p. 89-101.
- COCHRANE, M. A. & SCHULZE, M. D. 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica*, 31: 2-16.

- CONDIT, R.; SUKUMAR, R.; HUBBELL, S.P. & FOSTER, R.B. 1998. Predicting population trends from size distributions: a direct test in a tropical tree community. *The American Naturalist*, 152: 495-509.
- CONDIT, R.; ASHTON, P.S.; BAKER, P.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; GUNATILLEKE, S.; GUNATILLEKE, N.; HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B.; ITOH, A.; LAFRANKIE, J.V.; LEE, H.S.; LOSOS, E.; MANOKARAN, N.; SUKUMAR, R.E YAMAKURA, T. 2000. Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. *Science*, 288:414–1418.
- DE GRAAF, N.R.; POELS, R.L.H.; VAN ROMPAEY, R.S.A.R. 1999. Effect of silvicultural treatments on growth and mortality of rainforest in Surinam over long periods. *Forest Ecol. Manage.*, 124: 123-135.
- D'OLIVEIRA, M.V. N. & BRAZ, E. M. 2006. Estudo da dinâmica da floresta manejada no projeto de manejo florestal comunitário do PC Pedro Peixoto na Amazônia Ocidental. *Acta Amazônica*, 36(2): 177-182.
- ELIAS, A. G.; KARTAWINATA, K.; MACHFUDH; KLASSEN, A. 2001. *Reduced Impact Logging Guidelines for Indonesia*. Jakarta: CIFOR, 114p.
- FEARNSIDE, P. M. 2003. *A floresta Amazônia nas mudanças globais*. Manaus, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (Inpa), 134p.
- FEARNSIDE, P. M. 2005 Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e conseqüências. *Megadiversidade*. 1(1): 114-123.
- FELFILI, J. M. 1997. Diameter and height distributions in a gallery forest tree community and some of its main species in central Brazil over a six-year period (1985-19991). *Revista Brasileira de Botânica*, 20:155-162.
- FUNTAC – Fundação de tecnologia do Acre. 1990. *Inventário Florestal e Diagnostico da Regeneração Natural da Floresta Estadual do Antimary*. Rio Branco, AC.

- 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*, 280 (2): 75-90.
- GOMES, A. P. C.; SOUZA, A. L. DE; MEIRA NETO, J. A. A. 2004. Alteração estrutural de uma área florestal explorada convencionalmente na bacia do Paraíba do Sul, Minas Gerais, nos domínios de Floresta Atlântica. *Revista Árvore*, 28(3): 407-417.
- GUARIGUATA, M. R., PINARD, M. A., 1998. Ecological knowledge of regeneration from seed in neotropical forest trees: Implications for natural forest management. *Forest Ecol. Manage.*, 112: 87-99.
- GULLISON, R. E., HARDNER, J. J., 1993. The effects of road design and harvest intensity on forest damage caused by selective logging: Empirical results and a simulation model for the Bosque Chimanes, Bolivia. *Forest Ecol. Manage.*, 59: 1-14.
- HAMMOND, D. S., GOURLET-FLEURY, S., HOUT, P. VAN DER, STEEGE, H. TER, BROWN, V. K., 1996. A compilation of known Guianan timber trees and the significance of their dispersal mode, seed size and taxonomic affinity to tropical rainforest management. *Forest Ecol. Manage.*, 83: 99-116.
- HALL, P.; BAWA, K. 1993. Methods to assess the impact of extraction of non-timber tropical forest products on plant populations. *Economic Botany* 47(3): 234-247.
- HIGUCHI, N.; SANTOS, J.; LIMA, A. J. N.; TEIXEIRA, L. M.; CARNEIRO, V. M. C.; TRIBUZY, E. S. 2006. *Manejo florestal sustentável na Amazônia brasileira*. Manaus, 140-155.
- HIGMAN, S.; BASS, S.; JUDD, N.; MAYERS, J.; NUSSBAUM, R. 1999. *The sustainable forestry handbook*. Earthscan Publications Ltda., 289p.

- HILL, J. K.; HAMER, K. C.; LACE, L. A.; BANHAM, W. M. T. 1995. Effects of selective logging on tropical forest butterflies on Buru, Indonesia. *Journal of Applied Ecology*, 32: 754–760.
- HOLMES, T.; BLATE, G.; ZWEEDE, J.; PEREIRA JR., R.; BARRETO, P. ; BOLTZ, F.; BAUCH, R. 2002. Financial and ecological indicators of reduced impact logging performance in the eastern Amazon. *Forest Ecol. Manage.*, 163: 93-110.
- HOME, H. F. 1990. Survival and growth of juvenile *virola surinamensis* in Panama: effects of herbivory and canopy closure. *Journal of Tropical Ecology*, 6:259-280.
- HOWE, H. F. 1989. Scater-and-clump-dispersal and seedling demography: hypothesis and implications. *Oecologia*, 79: 417-426.
- INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2002. *Monitoring of the Brazilian Amazon Forest by Satellite 2000-2001*. Brasilia, INPE, FUNCATE.
- JOHNS, J. S., BARRETO, P., UHL, C., 1996. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the Eastern Amazon. *Forest Ecol. Manage.*, 89: 59-77.
- JENNINGS, S.B. BROWN, N.D., BOSHIER, T.C., WHITMORE, T.C., LOPES, J. C. A. 2000. Ecology provides a pragmatic solution to the maintenance of genetic diversity in sustainably in sustainable managed tropical rain forest. *Forest Ecol. Managet.*, 154: 1-10.
- KILLEN, T. J.; JARDIM, A.; MAMANI, F. E ROJAS, N. 1998. Diversity, composition and structure of a tropical semideciduous forest in the Chaquitanía region of Santa Cruz, Bolivia. *Journal of Tropical Ecology*, 14: 803-827.
- LAMPRECHT, H. 1990. *Silvicultura nos trópicos*. Eschborn: Mc Graw Hill. 343 p.

- LAURANCE, W. L.; ALBERNAZ, A. K. M.; FEARNSIDE, P. M.; VASCONCELOS, H.; FERREIRA, L. V. 2004. "Deforestation in Amazonia". *Science*, 304: 1109-1111.
- LEAL FILHO, N. 2000. *Dinâmica inicial de regeneração natural de florestas exploradas na Amazônia brasileira*. São Paulo. 157p. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.
- LENTINI, M.; PEREIRA, D.; CELENTANO, D.; PEREIRA, R. 2005. *Fatos Florestais da Amazônia*. Belém: Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia.
- LEITE, A. M. C.; RANKIN, J. M.; LLERAS, E. 1982. Ecologia de plântulas de *Pithecolobium racemosum* Ducke. 2- o comportamento populacional de plântulas. *Acta Amazônica*, 12(3): 529-548.
- LEITE, E. J. 2001. Spatial distribution patterns of riverine forest taxa in Brasília, Brazil. *Forest Ecol. Manage.*, 140: 257-264.
- LIMA, J. G. B. 2008. *Ecologia populacional de sete espécies madeireiras ocorrentes no Sudoeste da Amazônia*. Dissertação de Mestrado. UFAC. Rio Branco.
- LORENZI, H. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. 2.ed. Nova Odessa, SP: Plantarum. 2000. 368p.
- LUNDBERG, S.; INGVARSSON, P. 1998. Population dynamics of resource limited plants and their pollinators. *Theoretical Population Biology*, 54: 44-49.
- MAGNUSSON, W.E., LIMA, O.P., REIS, F.Q., HIGUCHI, N., RAMOS, J.F. 1999. Logging activity and tree regeneration in an Amazonian forest. *Forest Ecol. Manage.*, 113:67-74.
- MARQUES, M. C. M.; JOLY, C. A. 2000. Estrutura e dinâmica de uma população de *Calophyllum brasiliense* Camb, em floresta higrófila do sudeste do Brasil. *Revta brasil. Bot.*, 23(1): 107-112.

- MARTINI, A.; ROSA, N. & UHL, C. 1994. An attempt to predict which Amazonian treespecies may be threatened by logging activities. *Environmental Conservation*, 21(2): 152-162.
- MARTINS, F. R. 1991. *Estrutura de uma floresta mesófila*. Campinas: UNICAMP, 245p.
- MEYER, H. A. 1952. Structure, growth, and drain in balanced uneven-aged forests. *Journal of Forestry* 50(2): 85-92.
- MITHEN, R.; HARPER, J. L.; WEINER, J. 1984. Growth and mortality of individual plants as a function of available area. *Oecologia*, 62: 57-60.
- MOSTACEDO, B., FREDERICKSEN, T. S., 1999. Regeneration status of important tropical forest tree species in Bolivia: Assessment and recommendations. *Forest Ecol. Manage.*, 124: 263-273.
- NASCIMENTO, A.; LONGHI, S.; BRENA, D. 2001. Estrutura e padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de floresta mista em Nova Prata, RS. *Ciência Florestal*, 11(1): 105-119.
- NICHOLSON, D.I. 1979. *The effects of logging and treatment on the mixed dipterocarp forests of Southeast Ásia*. Food and Agricultura Organization of the United Nations, Rome, Rep. FO: MISC/79/8. 65p.
- NICHOLSON, D.I.; HENRY, N.B.; RUDDER, J. 1988. Stand changes in north Queensland rainforest. *Proceedings of the Ecological Society of Australia*, 15: 61-80.
- ODUM, E. P. *Fundamentos de ecologia*. 4 ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1988. 927p.

- OLIVEIRA, A. N. DE E AMARAL, I. L. 2005. Aspectos florísticos, fitossociológicos e ecológicos de um sub-bosque de terra firme da Amazônia central, Amazonas, Brasil. *Acta Amazônica*, 35(1): 1 – 16
- OLIVEIRA, L. C.; COUTO, H. T. Z.; SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P. 2005. Efeito da exploração de madeira e tratamentos silviculturais na composição florística e diversidade de espécies em uma área de 136 ha na Floresta Nacional do Tapajós, Belterra, Pará. *Scientia forestalis*, 69: 62-76.
- PEREIRA, N. W. V.; VENTURIN, N.; MACHADO, E. L. M.; SCOLFORO, J. R. S.; MACEDO, R. L. G.; D' OLIVEIRA, M. V. N. 2005. Análise das variações temporais na florística e estrutura da comunidade arbórea de uma floresta explorada com plano de manejo. *Cerne*, 11 (3): 263-282.
- PETERS, C. M. 1996. *The Ecology e Management of Non-Timber Forest Resources*. The World Bank Washington, D.C. Paper number 322. 157p.
- PINARD, M., PUTZ, F.; TAY, J.; SULLIVAN, T. 1995. Creating timber harvesting guidelines for a reduced-impact logging project in Malaysia. *Journal of Forestry*, (93): 41-45.
- PINARD, M. A.; PUTZ, F. E. 1996. Retaining forest biomass by reducing logging damage. *Biotropica*, 28: 278-295.
- PROCÓPIO, L. C.; SECCO, R. S. 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*, 25 (1/2): 55-68p. 2007.
- POOLE, R.W.1974. *An Introduction to Quantitative Ecology*. McGraw-Hill, Inc., New York.

- PURVES, D. W. & LAW, R. 2002. Fine-scale spatial structure in a grassland community: quantifying the plant's-eye view. *Journal of Ecology*, 90: 121-129.
- 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*, (35): 47-59.
- RICHARDS, P.W. 1996. *Tropical Rain Forest*. Cambridge University Press, Cambridge. 575p
- ROSSI, L. M. B; HIGUCHI, N.1998 *Comparação entre métodos de análise do padrão espacial de oito espécies arbóreas de uma floresta tropical úmida*. In *Floresta Amazônica: Dinâmica, Regeneração e Manejo*. Editado por: C. Gascon e P. Moutinho – Manaus, 373p.
- SILVA, J.N.M; DE CARVALHO, J.O.P.; LOPES, J. C. A.; ALMEIDA, B.F.; COSTA, D.H.M.; OLIVEIRA, L.C.; VANCLAY, J.K.; SKOVSGAARD, J. P. 1995. Growth and yield of a tropical rain forest in the brazilian Amazon 13 years after logging. *Forest Ecol. Manage.*, 71(3): 267-274.
- SILVA, E.J.V. 1998. *Impactos da exploração madeireira predatória e com manejo florestal sobre o crescimento e diversidade de espécies arbóreas na Amazônia Oriental*. Piracicaba, 83p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.
- SIST, P. NGUYEN-THÉ, N. 2002. Logging damage and the subsequent dynamics of a dipterocarp forest in East Kalimantan (1990-1996). *Forest Ecol. Manage.*, 165: 85-103.
- SOBRAL, L.; VERÍSSIMO, A.; LIMA, E.; AZEVEDO, T.& SMERALDI, R. 2002. *Acertando o alvo 2: consumo de madeira amazônica e certificação florestal no Estado de São Paulo*. Belém: Imazon, Imaflora e Amigos da Terra.

- SOLBRIG, O.T. 1981. Studies on the population biology of the genus *Viola*. II. The effect of plant size on fitness in *Viola sororia*. *Evolution*, 35:1080-1093.
- SKOLE, D. E TUCKER, C. 1993. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon. Satellite data from 1978 to 1988. *Forest Science*, 260: 1905-1910.
- SWEINE, M. D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F. E. 1987. The dynamics of tree population in tropical forest: a review. *Journal of Tropical Ecology*, 3:359-366.
- TAYLOR, L.R. 1984. Assessing and interpreting the spatial distributions of insect populations. *Annu. Rev. Entomol.* 29:321-357.
- UHL, C.; CLARK, K.; MAQUIRINO, P. 1988. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. *Ecology*, 69: 751-763.
- UHL, C.; VERÍSSIMO, A.; MATTOS, M.; BRANDINO, Z.; VIEIRA, I. 1991. Socioeconomic, and ecological consequences of logging in an Amazon frontier: the case of Tailândia. *Forest Ecol. Manage.*, 46: 243-273.
- UHL, C.; BARRETO, P.; VERÍSSIMO, A. ; VIDAL, E.; AMARAL, P.; BARROS, A. C.; SOUSA JR., C.; JOHNS, J.; GERWING, J. 1997. Natural resource management in the Brazilian Amazon: an integrated research approach. *Bioscience*, 47: 160-168.
- UHL, C.; KAUFFMAN, J. B. 1990 Deforestation fire susceptibility and potential tree responses to fire in the eastern Amazon. *Ecology*, 71: 437-449.
- UHL, C. & VIEIRA, I.C.G. 1989. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon: a case study from the Paragominas region of the State of Para. *Biotropica*, 21(2): 98-106.
- VIDAL, E.; VIANA, V.; BATISTA, J.L.F. 1998. Efeitos da exploração madeireira predatória e manejada sobre a diversidade de espécies na Amazônia Oriental. *Árvore*, 4(22): 503-520.

- VIDAL, E.; VIANA, V.; J. F. L. BATISTA. 2002. Crescimento de floresta tropical três anos após colheita de madeira com e sem manejo florestal na Amazônia oriental. *Scientia Forestales*, 6: 133-143.
- VERÍSSIMO, A., P. BARRETO, M. MATTOS, R. TARIFA & C. UHL. 1992. Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian Frontier: the case of Paragominas. *Forest Ecol. Manage.*, 55: 169-199.
- WALTERS, B. B., 2005. Ecological effects of small-scale cutting of Philippine mangrove forests. *Forest Ecol. Manage.*, 206: 331-348.
- WEBB, E. L., 1997. Canopy removal and residual stand damage during controlled selective logging in lowland swamp forest of northeast Costa Rica. *Forest Ecol. Manage.*, 95: 117-129.
- WHITMAN, A. A., BROKAW, N. V. L., HAGAN, J. M., 1997. Forest damage caused by selection logging of mahogany (*Swietenia macrophylla*) in northern Belize. *Forest Ecol. Manage.*, 92: 87-96.

Capítulo 2

Fatores ambientais determinantes da distribuição e abundância das espécies:
efeito da declividade, fertilidade e textura do solo em floresta de produção.

Fatores ambientais determinantes da distribuição e abundância das espécies: efeito da declividade, fertilidade e textura do solo em floresta de produção.

Martins, D. A.¹; Silveira, M.²; Salimon, C. I.²

1 - Bolsista do CNPq - Programa de Pós - graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais - Curso de Mestrado.

2 - Universidade Federal do Acre-UFAC, Centro de Ciências Biológicas e da Natureza - CCBN, BR 364 km 04 - 69910 - 900 - Rio Branco-AC, Fone: ** 68 3212 3676.

Resumo

O presente trabalho objetivou estudar as relações entre as espécies *Apuleia leiocarpa*, *Hymenaea courbaril*, *Manilkara bidentata*, *Couratari guianensis*, *Caryocarp glabum* e *Parkia nitida*, e as variáveis ambientais (1) fertilidade, (2) textura do solo e (3) declividade, como fatores limitantes na abundância e distribuição das espécies antes e após exploração na Fazenda São Jorge I, município de Sena Madureira – AC. Utilizou-se o método de unidades amostrais em forma de conglomerado, composto por 8 subunidades (20 x 500 m) distribuídas em área pré-exploração e pós-exploração. No total, 2 unidades amostrais foram instaladas, compondo dois conglomerados que foram amostrados em 2008 e 2009, constituindo uma cronosequência e somando 16 ha de área amostral. Em cada parcela, todos os indivíduos das espécies estudadas, de tamanho igual ou maior a 15 cm de altura foram notificados, medindo-se o diâmetro do caule e/ou altura. Em cada parcela foram coletadas três amostras de solo entre 0-20 centímetros de profundidade, com distância de 10, 250 e 490 metros do início da parcela para realizar as análises físicas e químicas. A declividade foi mensurada, a cada 50m,

por meio da utilização de um clinômetro. A ordenação das variáveis ambientais foi por meio de Análise de Componentes Principais (ACP), e suas correlações com as espécies foram verificadas por meio de Análise de Correspondência Canônica (ACC). Os resultados mostraram que as variáveis ambientais não são condicionantes da ocorrência e distribuição de espécies, em áreas de manejo florestal, mas explica grande parte da variação biológica dos dados, pois ocorrem em todos os tratamentos variando apenas quanto à abundância.

Palavras-chave: Manejo florestal; Fatores limitantes; Sudoeste da Amazônia; Textura do solo; Cronosequência.

Abstract

The present work aimed to study the connections between the species *Apuleia leiocarpa*, *Hymenaea courbaril*, *Manilkara bidentata*, *Couratari guianensis*, *Caryocarp glabum* and *Parkia nitida*, and the environmental variable, (1) fertility (2) soil of texture and (3) declivity, as limit condition at and abundance and the species distribution before and after exploitation in farm São Jorge I, Sena Madureira, Acre State. The method of the conglomerate sample units, composite at 8 subunits (20 x 500 m) distributed in area before exploitation the after exploitation. A total of 2 samples units were installed, composing two conglomerates than were sampled in 2008 and 2009, constituting a chronological sequence and adding 16 hectares of sample area. In each plot all the individuals of species studied of size equal or higher than 15 cm of height were notified, being measured the stem diameter and/or height. In each plot, were collect three sample of soil between 0-20 centimeter of profundity, with distance of 10, 250 and 490 meter from to begin of plot to carry out the physical analysis and chemical. The declivity were measure, the each plot 50m, by means of make use of the

clinometers. The ordination of environmental variable by means of Principal Component analysis (PCA), and yours correlation with the species by means of Canonical Correspondence Analysis (CCA). The results have shown as to environmental variable not condition of occurrence and the species distribution, in area of forest management, but to explain large from variation biological of data, because to occur in all treatment to modify only of the abundance.

Key words: Forest management; Limit condition; Amazonia South-west; Soil of texture; chronological sequence.

INTRODUÇÃO

Na Amazônia brasileira, o desmatamento tem aumentado nos últimos anos, apenas em 2009 (até setembro) 400 km² de cobertura florestal haviam sido perdidos (INPE, 2009). A taxa anual média de desmatamento entre 2000 e 2005 foi de 22.392 km² por ano e parte deste desflorestamento é decorrente da extração madeira (FEARNSIDE, 2005; LAURANCE *et al.*, 2004). Embora existam instituições responsáveis pelo controle e monitoramento desta atividade, ainda desconhecemos a área total de florestas exploradas seletivamente na Amazônia. Porém, estimativas indicam que extração madeira pode afetar anualmente entre 10 e 20 mil km² de florestas na Amazônia brasileira (NEPSTAD *et al.*, 1999; COCHRANE, 2000 ; ASNER *et al.*, 2005).

No entanto, o desmatamento causado pela retirada de árvores durante o processo exploratório não é o único problema, as florestas remanescentes desta atividade, sofrem as conseqüências por um período que ultrapassa o momento da colheita. Jackson *et al.*, (2002) relatam que, para cada árvore extraída, 22 árvores (≥ 10 cm de diâmetro à altura

do peito (DAP)), em média, morreram ou foram seriamente danificadas em áreas sob manejo florestal madeireiro de baixo impacto, e durante os dois anos seguintes esta mortalidade ainda perdura (D'OLIVEIRA & BRAZ, 2006), resultando em um prejuízo de quase duas vezes o volume de árvores que estão sendo removidas (VERÍSSIMO *et al.*, 1992).

As aberturas no dossel causadas durante e após a exploração, permitem que o sol, o vento e a chuva atinjam diretamente o solo da floresta, o que leva a alterações microclimáticas, resultando em modificações nas condições ambientais fortemente relacionadas à dinâmica da comunidade florestal (NEPSTAD *et al.*, 2004; FEARNSTAD, 2005; OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1998).

Dentre as condições ambientais e os recursos disponíveis mais importantes que podem ser alterados por distúrbios naturais ou antrópicos está a disponibilidade de água, textura e fertilidade do solo, incidência luminosa, características da biologia reprodutiva da espécie, e interação entre os organismos (BUIST *et al.*, 2002; WARD *et al.*, 2005; VAN DEN BERG & OLIVEIRA, 1999; CLARK *et al.*, 1999; BRANQUINHO *et al.*, 2007; KWON *et al.*, 2007; GUNATILLEKE *et al.*, 2006; JENNERSTEN, 1998; LOYD *et al.*, 2002; ZUQUIM *et al.*, 2007).

As modificações nos fatores ambientais, sobre tudo do solo quanto à textura e a fertilidade, (TUOMISTO & RUOKULAINEN, 1994; SVENNING, 1999; VORMISTO *et al.*, 2004) causadas por distúrbios antrópicos, podem alterar a ocorrência e distribuição de espécies vegetais (HUMBOLDT, 1858), considerando que a autoecologia de plantas tropicais está fortemente relacionada com estes fatores ambientais.

Em florestas naturais, a presença de árvores contribui para o enriquecimento da fertilidade do solo, pois, além de reciclar os nutrientes contidos na biomassa vegetal favorece a manutenção da umidade no sistema, (TIESSSEN *et al.*, 2003), mas em

florestas manejadas, a exploração de madeiras e de outros produtos florestais concorrem para intensificar as perdas de nutrientes, tornando muitas vezes o balanço de nutrientes negativo (WADT, 2005) reduzindo a fertilidade do solo.

Embora a textura do solo seja pouco alterada durante o processo de exploração madeireira e esteja intimamente relacionada com a fertilidade, Martins *et al.*, (2003) encontrou correlação significativa da textura com a distribuição de espécies arbóreas em uma Floresta Estacional Semidecidual, demonstrando a importância de estudos que consideram este fator ambiental.

A declividade e a profundidade do solo são características determinantes do porte das árvores, uma vez que estão relacionadas diretamente com uma maior ou menor disponibilidade de água para as plantas e com as propriedades químicas e físicas do solo (VAN DEN BERG & OLIVEIRA FILHO, 1999). A região amazônica não apresenta grandes variações altimétricas, mas apresenta fortes declives à medida que se avança para o Sudoeste (ACRE, 2006) e é justamente esta região onde ocorre o avanço da fronteira madeireira (LENTINI *et al.*, 2005).

Devido a esta expansão da fronteira madeireira, o conhecimento sobre a influência da fertilidade e textura do solo nos padrões de ocorrência e distribuição das espécies madeireiras, é indispensável, e quando está acompanhado das características do relevo local, pode ser a base para as decisões de gestão de um manejo florestal (BRUNA & KRESS, 2002). Sendo assim informações que contemplem a relação entre a vegetação e as variáveis ambientais são de extrema importância, e podem servir para subsidiar os planos de manejo.

No sentido de produzir informações que possam subsidiar os planos de manejo, o presente estudo teve como objetivo verificar as relações entre as espécies *Apuleia leiocarpa* (Voguel) J.F.Mac. (Garapeira), *Hymenaea courbaril* Ducke. (Jatobá),

Manilkara bidentata Miq. (Maçaranduba), *Couratari guianensis* Aubl. (Tauari), *Caryocar glabum* (Aubl.) Pers. (Piquiarana) e *Parkia nitida* Miq. (Angico), e as variáveis ambientais (1) fertilidade do solo, (2) textura e (3) declividade, como fatores limitantes na abundância e distribuição das espécies antes e após exploração na Fazenda São Jorge I, município de Sena Madureira – AC.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

Este estudo foi realizado na Fazenda São Jorge I, localizada no município de Sena Madureira, Estado do Acre, nas coordenadas 68°0'0" W e 9°0'0" N. A Fazenda é de propriedade da empresa Laminados Triunfo Ltda e possui 7.840 ha, destes, 7.060 ha destinados ao manejo madeireiro, com ciclo de corte de 25 anos para árvores com diâmetro acima 55cm. A tipologia florestal predominante é floresta aberta com palmeira e em menor escala, floresta aberta com bambu. O relevo é suavemente ondulado, a temperatura média anual é 25° C e a precipitação média anual é de 2125 mm (ACRE, 2006).

Espécies estudadas

Apuleia leiocarpa (Voguel) J.F.Mac. (Grapeira), *Hymenaea courbaril* Ducke (Jatobá), *Manilkara bidentata* Miq. (Maçaranduba), *Couratari guianenses* Aubl. (Tauari), *Caryocar glabum* (Aubl.) Pers. (Piquiarana) e *Parkia nitida* Miq. (Angico), escolhidas por estarem entre os principais tipos de madeira consumida no sudeste do Brasil (SOBRAL et. al., 2002) e ocorrência na área de estudo.

Áreas amostrais

A amostragem das populações estudadas foi realizada em 16 ha, distribuídos em duas áreas amostrais, uma pré-exploração (2008) e a outra pós-exploração (2006), contendo igualmente oito parcelas de 1 ha (20 m x 500 m) em cada área. As áreas foram amostradas entre Maio e Agosto de 2008 e reamostradas entre Maio e Agosto de 2009. A amostragem da área pré-exploração em 2008, neste trabalho, é convencionalmente referida como ano 0, pois ocorrera um ano depois da exploração, e a área pós-explorada em 2006, convencionamos chamá-la de ano 2, por ter sido amostrada dois anos após sua exploração. Assim temos como tratamentos Ano0 e Ano2 constituindo uma cronosequência.

Levantamento de dados:

Vegetação

Nas áreas amostrais foram instaladas oito parcelas de 1 ha (20 m x 500 m) cada. Todos os indivíduos, das espécies estudadas, encontrados nas parcelas tiveram sua altura e diâmetro medidos e posteriormente foram plaqueteados e mapeados de acordo com suas posições na parcela para facilitar sua localização.

Características físicas e químicas do solo e declividade

Nas parcelas de 1 ha (20m x 500m), sistematicamente, foram coletadas três amostras de solo entre 0-20 centímetros de profundidade, a primeira a 10 metros do início da parcela, a segunda a 250 metros e a terceira a 490 metros. Cada amostra foi composta de cinco amostras simples, quatro distribuídas a 5 m uma da outra, formando um quadrado e uma no centro. As amostras foram embaladas em sacos plásticos e

identificadas de acordo com a área amostrada, o número da unidade amostral, o número da amostra e a profundidade.

Os parâmetros químicos avaliados foram: pH em água, P e K disponível (Mehlich-1), Ca, Mg, e Al trocável (KCl 1 mol L⁻¹), H + Al (acetato de cálcio, pH 7 1 mol L⁻¹), Na (ácido clorídrico 0.05 mol L⁻¹ + ácido sulfúrico 0.025 mol L⁻¹), e classe textural. A partir destas variáveis foram calculados a soma de bases (SB = Ca + Mg + K + Na), capacidade de troca de cátions (CTC = SB + (H + Al), saturação por bases (V = 100.SB/CTC) e saturação por alumínio [m = 100.Al/(SB + Al)] (EMBRAPA, 1997). As análises foram feitas no laboratório de solos da Universidade Federal do Acre.

A declividade do terreno foi mensurada por meio da utilização de um clinômetro e as amostras foram medidas a cada 50 m na parcela de 1 ha, sendo que em cada parcela foram coletadas 10 medidas, as quais foram usadas para calcular a declividade média por parcela.

Análises dos dados

Para verificar se as variáveis ambientais diferiam entre os tratamentos foi utilizado teste de Kruskal-Wallis, pois o teste de normalidade, Kolmogorov-Smirnov, detectou que a maioria das variáveis ambientais não possuía distribuição normal.

A ordenação das variáveis ambientais ocorreu através de uma Análise de Componentes Principais (ACP). A partir de uma ACP prévia, as variáveis ambientais foram selecionadas para compor uma ACP final. Para a realização desta análise foram consideradas: pH, Cálcio, Magnésio, Fósforo, saturação de bases, saturação por alumínio, declividade, areia, argila e silte.

Visando identificar uma relação mais estreita entre as variáveis ambientais e a composição e distribuição das espécies, foram selecionadas as dez variáveis ambientais

que apresentaram maior coeficiente de correlação na ACP final, que foram posteriormente correlacionadas com a vegetação através Análise de Correspondência Canônica (ACC) (TER BRAAK, 1987), conforme orienta Kent e Ballard (1988).

Para a realização da ACC foram elaboradas duas matrizes: uma da abundância das espécies, por parcela, e outra de variáveis ambientais. Todos os valores dessas matrizes foram transformados pela expressão $\ln(a+1)$, para compensar alguns valores muito elevados e normalizar a distribuição (TER BRAAK, 1995). As parcelas em que não foi encontrados nenhuma classe de tamanho para as espécies estudadas foram retiradas desta análise.

Tanto a ACP quanto a ACC foram aplicadas usando o programa PC-ORD (MCCUNE E MEFFORD, 1999).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Textura do solo

A textura do solo no tratamento Ano0 variou de Franco arenoso a Franco argilo siltoso, já no tratamento Ano2 variou de Franco Arenoso a Franco franco (Figura 2.1). A variação das classes texturais não está relacionada com manejo florestal, são decorrentes de diferenças granulométricas das partículas que compõe o solo gerado pela dinâmica sedimentar, sendo uma característica inerente das parcelas que compõe a amostra.

A porcentagem de areia não difere significativamente entre os tratamentos, embora a média do Ano0 (média \pm desvio padrão = 55,63% \pm 21,79%) seja levemente maior que a do Ano2 (54,63% \pm 7,09%).

A fração de argila também não apresentou diferença significativa entre os tratamentos, à média do Ano0 (19,2%±8,47%) é praticamente igual a do Ano2 (19,95%±4,70%). Quanto à fração de silte, não difere significativamente entre os tratamentos, as média do Ano0 (28,20%±14,09%) e Ano2 (28,84%±5,22%) são praticamente similares.

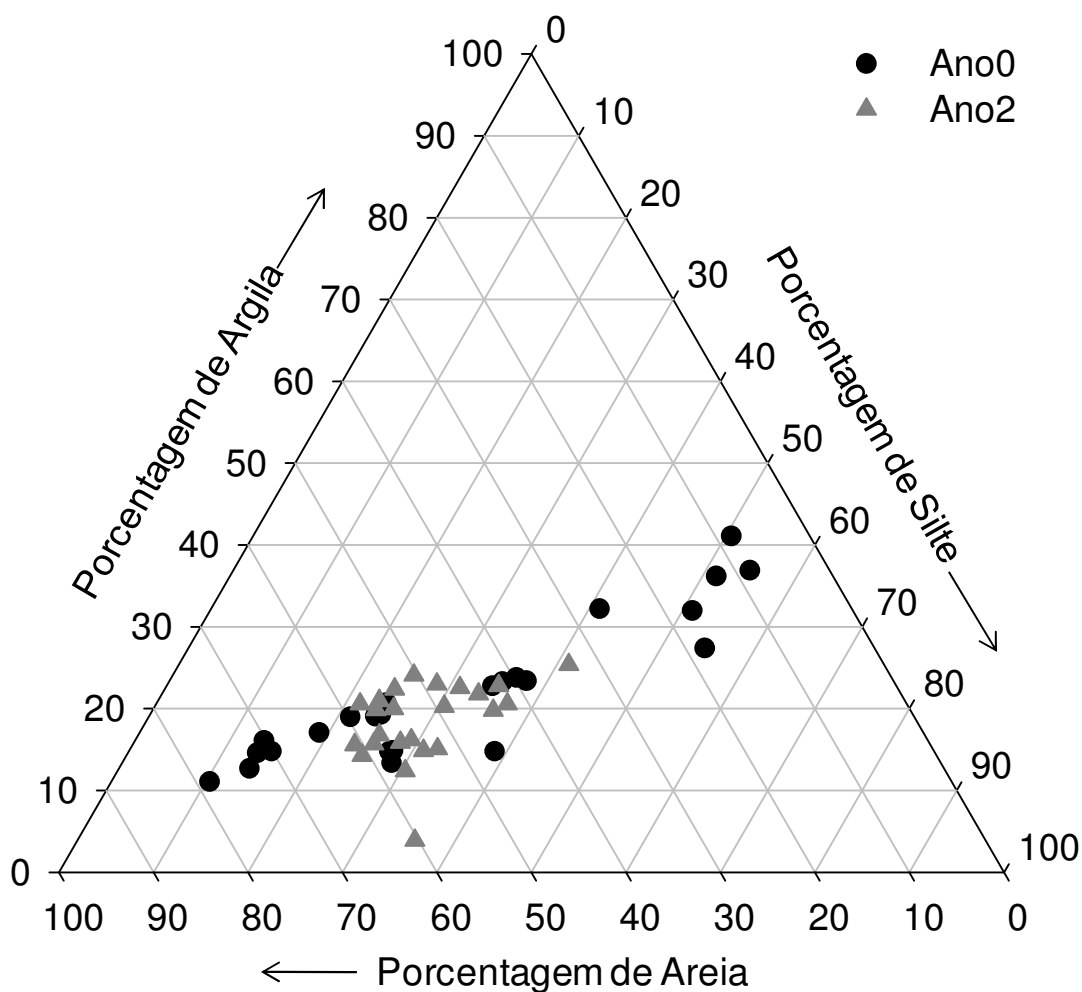


Figura 2.1- Localização das parcelas no gráfico de classes texturais.

Estes resultados sugerem que os solos da Fazenda São Jorge I são similares aos da várzea do Solimões/Amazonas, onde apresentam teores elevados de silte e de areia fina (LIMA, 2001), em função das mesmas estarem localizadas as margens do rio Yaco.

Embora não haja diferença significativa quanto aos teores de areia, silte e argila entre os tratamentos, os solos da Fazenda São Jorge I apresentam predominância de areia, pois 57,17% das amostras do Ano0, como também 64,5% das amostras do Ano2 estão classificadas com textura Franco arenoso (>55% de fração areia) (Figura 2.1), de modo geral, 58,33% das amostras de solo da Fazenda São Jorge I foram classificadas com textura Franco arenoso.

No período Quaternário, como conseqüência da orogenia andina, alguns rios tiveram seus gradientes elevados, o que afetou o leste do Estado do Acre, aumentando a competência para transportar sedimentos. Como resultado, foram depositados sedimentos essencialmente arenosos ou pacotes argilo-arenosos (ACRE, 2006; WADT, 2005).

Os locais que sofreram as conseqüências deste evento refletem a fácies arenosa da Formação Solimões, como é o caso da unidade geomorfológica Depressão do Iaco-Acre, no Estado do Acre, onde está situada a Fazenda São Jorge I. Elevadas porções de silte e areia fina também foram descritas por Lima et.al (2006) na várzea do Solimões/Amazonas, causados por este evento.

Fertilidade do solo e Declividade

A Tabela 2.1 apresenta os valores médios e desvio padrão da análise química, soma de bases (SB), saturação de bases (V), saturação por alumínio (m) e capacidade de troca de cátions (CTC) dos solos da Fazenda São Jorge I, nos tratamentos Ano0 e Ano2.

Tabela 2.1 - Médias e desvios padrões das variáveis edáficas.

Varáveis edáficas	Ano0		Ano2	
	Med	S	Med	S
pH (água)	5,00	0,46	4,40	0,21
Ca (cmol _c /dm ³)	2,80	4,76	1,08	0,90

Mg (cmol _c /dm ³)	2,00	1,85	1,60	0,43
K (cmol _c /dm ³)	0,12	0,08	0,12	0,01
NA (cmol _c /dm ³)	0,00	0,01	0,01	0,00
Al (cmol _c /dm ³)	0,30	0,31	0,83	0,56
P (mg/dm ³)	3,15	1,58	2,10	0,79
SB(cmol _c /dm ³)	10,02	7,28	7,36	1,19
CTC(cmol _c /dm ³)	14,42	7,76	10,93	1,21
V (%)	70,98	8,52	65,62	6,57
m (%)	0,55	5,12	8,72	23,95

O pH apresenta diferença significativa entre as médias dos tratamentos ($H = 12,2$; $g.l = 3$; $p = 0,0065$), com valores maiores no Ano0 (5,00) indicando acidez média e menores valores nos Ano2 (4,40), indicando acidez elevada.

Os teores de Cálcio (Ca) não diferiram significativamente entre os tratamentos, apresenta baixas concentrações nos tratamentos Ano2 (1,08 cmol_c/dm³) e concentrações médias em Ano0 (2,80 cmol_c/dm³).

As concentrações de Magnésio (Mg) não apresentaram diferença significativa entre os tratamentos, indicando altas concentrações nos tratamentos Ano0 (2,00 cmol_c/dm³) e no Ano2 (1,60 cmol_c/dm³).

Os teores de Sódio (Na) não indicaram diferença entre os tratamentos, com concentrações no Ano0 (0,00 mg/dm³) e no Ano2 (0,01 mg/dm³), demonstrando a similaridade das concentrações entre os tratamentos.

Em relação aos teores de Alumínio (Al), Fósforo (P) e Potássio (K) não apresentaram diferença significativa entre os tratamentos. As concentrações de Al apresentam-se baixas nos tratamentos Ano2 (0,83 cmol_c/dm³) e baixas nos Ano0 (0,30 cmol_c/dm³), assim como os teores de P que são considerados muitos baixos em todos os tratamentos, embora estejam maiores em Ano0 (3,15 mg/dm³) se comparados a Ano2 (2,10 mg/dm³) e os teores de K são considerados médios na área estudada, já que apresenta concentrações iguais (0,12 cmol_c/dm³) em todos os tratamentos.

Quanto á capacidade de troca de cátions, não houve diferença significativa entre os tratamentos, os valores são classificados como bom em todos os tratamentos, o Ano0 (14,42 cmol_c/dm³) apresentou valores maiores que o Ano2 (10,93 cmol_c/dm³).

A soma das bases não diferiu entre os tratamentos, o Ano0 (10,02 cmol_c/dm³) apresentou valores maiores que o Ano2 (7,36 cmol_c/dm³), sendo considerados valores adequados, sendo classificados como bons em todos os tratamentos.

A saturação por alumínio não mostrou diferença estatística significativa entre os tratamentos, com menor toxidez por Al no Ano0 (0,55%) em relação ao Ano2 (8,72%), mesmo assim estes percentuais são considerados baixos e não prejudiciais as plantas.

A saturação de bases não apresentou diferença entre os tratamentos, com os solos da área Ano0 (V=70,98%) indicando maior fertilidade do que os solos do Ano2 (V=65,62%), estes percentuais são classificados como bons.

Já para a declividade, a diferença entre os tratamentos foi expressiva (H=16,0; g.l. = 3; p = 0,0011), com média menor nos Ano0 (Média ± Desvio padrão =14,15%±2,50%) e maiores nos Ano2 (17,7%±1,29%) (Figura 2.2), indicando relevo ondulado em todos os tratamentos, com declives variando entre 13% e 20%. Esta diferença ocorreu em virtude de aspectos inerentes as parcelas, uma vez que este tipo de relevo, no Estado do Acre, é decorrente de eventos geológicos ocorridos no final do período Terciário (ACRE, 2006).

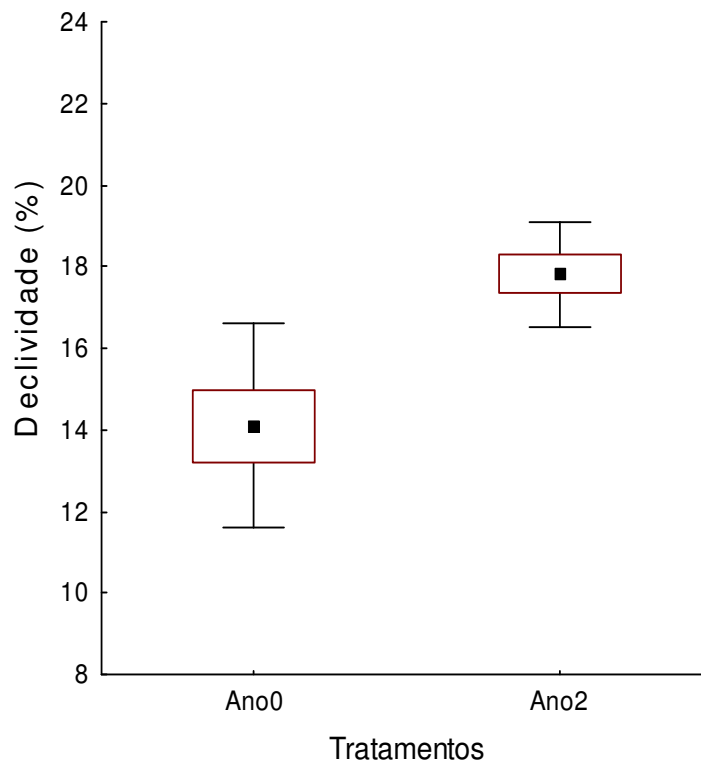


Figura 2.2. Média (■), erro padrão (□) e desvio padrão (⊥) da declividade nos tratamentos.

Nos terraços e baixos planaltos das bacias do Acre e Alto Amazonas, os solos são derivados da influência atual ou antiga de sedimentos andinos o que lhes confere um caráter eutrófico (SCHAEFER *et al.*, 2000), como a encontrada nos tratamentos estudados na Fazenda São Jorge I.

A alta CTC e especialmente de Mg, com Ca variando entre baixo e médio, como os encontrados neste trabalho condizem com os descrito por Lima *et. al.* (2006) para várzea do Solimões/Amazonas.

Resultado similar aos deste trabalho foi encontrado por Wadt (2002), para o Estado do Acre, confirmado a variação para o Ca e Mg, os baixos teores de alumínio trocáveis e Na, deficiência de P e a elevada acidez do solo. O mesmo autor ainda explica que quanto maior estiver á saturação de base ($V > 50\%$) menor será a saturação por alumínio ($m < 20\%$) estando de acordo com os resultados deste trabalho.

Quanto aos teores de K, Melo et. al. (2006) encontraram no município de Mucajaí - RO, concentrações (médias) semelhantes às encontradas para a Fazenda São Jorge, S. Madureira – AC.

De forma geral, os solos Fazenda São Jorge seguem o padrão dos solos do Acre, com elevada acidez e altos teores de magnésio, alumínio trocável e cálcio variando entre baixas, médias e altas concentrações (WADT, 2002). São também similares aos demais solos da Amazônia em relação à acidez elevada, deficiência de P e teores médios de K, porém diferentes devido à alta capacidade de troca de cátions e elevados teores de Mg (SANCHEZ e COCHRANE, 1980; FALCÃO e SILVA, 2004; Melo *et al.*, 2006).

A maior parte das variáveis ambientais apresentou maiores valores no tratamento Ano0 em relação aos valores de Ano2, mas não apresentaram diferença estatística entre os tratamentos, indicando que todos os tratamentos são similares com relação aos nutrientes do solo.

Quanto ao Al, saturação por Al e acidez (pH), no Ano0 onde os teores de Al e saturação por Al estão mais baixos, acidez está mais baixa, pois os valores de pH são mais altos, já no Ano2 onde as concentrações de Al e saturação por Al são mais altas, a acidez está mais alta, pois os valores de pH são mais baixos. Estes resultados podem ser decorrentes do fato das parcelas localizarem-se em duas áreas amostrais. Wadt (2002), explica que a acidez dos solos do Estado do Acre pode não ser prejudicial, para a vegetação, pois os baixos valores de pH são resultantes da hidrólise do alumínio, que controla a o pH do solo.

Ordenação dos dados

Os resultados do coeficiente de correlação das variáveis e os dois primeiros eixos da análise dos componentes principais (ACP) estão presentes na Tabela 2.2. Os

autovalores para os dois primeiros eixos foram 6,61 e 1,41. A variação é explicada em 66,13% pelo primeiro eixo, 14,19% pelo segundo eixo e, conjuntamente ambos os eixos explicam 80,32% da variabilidade total. Estes valores podem ser considerados superiores em relação aos encontrados por John *et al.*, (2007), em estudo feito na ilha de Barro Colorado, Panamá (67,2%), em La Planada, Colômbia (65,5%) e em Yasuni, no Equador (57,6%) e Van den Berg & Santos (2003) em Minas Gerais, Brasil (68,7%), mas inferiores aos encontrados por Silva & Fernandes (2004) no Pará, Brasil (89,2%).

Tabela 2.2 - Coeficiente de correlação entre variáveis ambientais, autovalores, porcentagem de explicação e cumulativa de explicabilidade dos dois primeiros eixos de ordenação da análise dos componentes principais.

	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	6,61	1,41
Porcentagem de variação explicada	66,13	14,19
Porcentagem cumulativa de explicabilidade	66,31	80,32
Variáveis ambientais		
pH	-0,89	0,21
Ca	-0,96	0,03
Mg	-0,96	0,07
P	-0,30	-0,57
M	0,81	-0,07
V	-0,92	-0,01
Dec	0,43	-0,78
Areia	0,90	0,24
Argila	-0,85	-0,25
Silte	-0,78	-0,53

Em uma análise superficial do gráfico (Figura 2.3), percebe-se apenas que o primeiro eixo diferenciou o Ano0 (com maior fração de argila e silte, maior fertilidade do solo, acidez média e menores declives) do Ano2 (com maior fração de areia, menor fertilidade do solo, acidez elevada e maiores declives), pois reuniu positivamente as variáveis: saturação por alumínio (m), declividade (Dec) e Areia e, negativamente, pH, cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Fósforo (P), saturação de base (V), argila e silte.

Em análise mais detalhada, a ordenação (Figura 2.3) sugere uma cronosequência da esquerda para a direita, inerente ao ecossistema, correspondendo a pré exploração

(Ano0) → dois anos após exploração (Ano2), com diminuição da fertilidade, fração argila e silte e aumento da acidez, saturação por alumínio, declividade e fração areia, uma vez que as parcelas do Ano2 estão mais correlacionadas com alumínio, declividade e areia do que as parcelas do Ano0, que se correlacionaram mais com as variáveis ambientais pH, cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Fósforo (P), saturação de base (V) e argila.

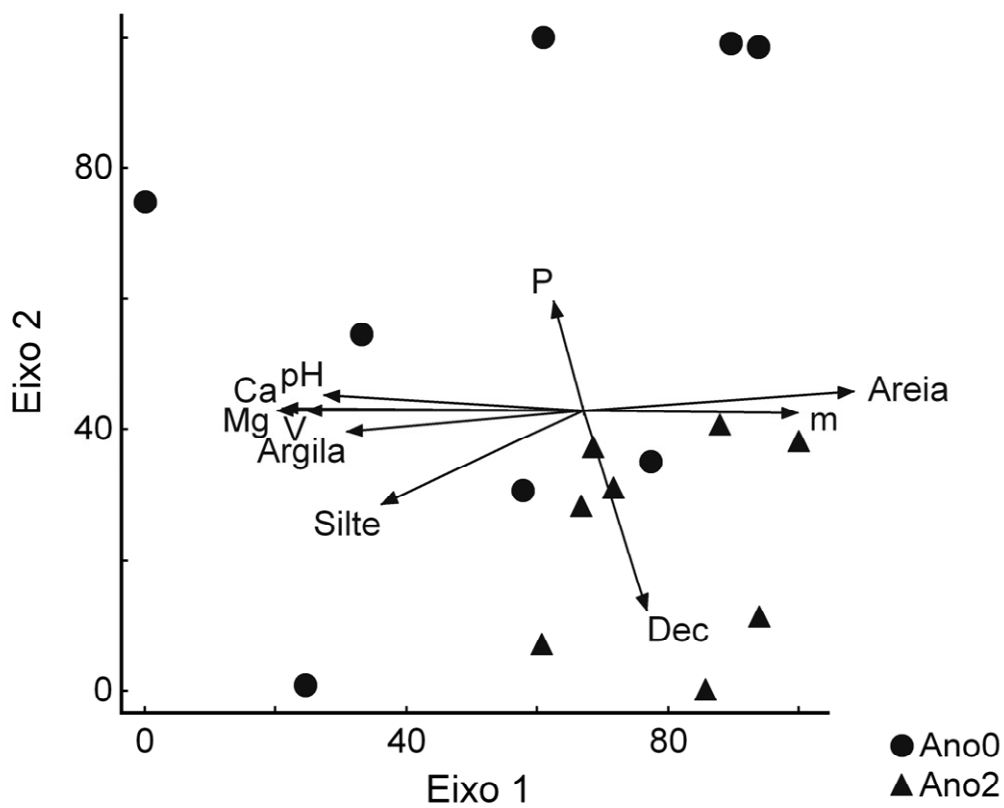


Figura 2.3. Eixos de ordenação da análise de componentes principais para as 16 parcelas.

A partir da ACP final, as variáveis ambientais foram selecionadas para compor uma Análise de Correspondência Canônica (ACC). Para a realização desta análise foram consideradas: pH, Cálcio, Magnésio, fósforo, saturação de bases, saturação por alumínio, declividade, areia, argila e silte. Essas variáveis ambientais foram

correlacionadas com os dados de vegetação na ACC, conforme aconselha ter Braak, (1987).

Os autovalores para plântulas do eixo 1 (0,33) e 2 (0,20), explicam conjuntamente 47,3% da variação dos dados biológicos. Esses valores são baixos (< 0,5) sugerindo um gradiente curto, onde a ordenação indicou “ruído”, deixando mais da metade da variância sem explicação, resultado similar ao encontrado por ter Braak (1995). Apesar disto, a significância da relação espécie-ambiente não foi prejudicada, pois a ACC produziu altas correlações entre as espécies e as variáveis ambientais para os dois primeiros eixos, com 0,97 e 0,88 respectivamente, e o teste de permutação de Monte Carlo (999 permutações; $p = 0,05$) para os dois primeiros eixos canônicos indicaram uma diferença significativa para os autovalores ($p = 0,023$), embora não tenham diferenciado significativamente quanto relação espécie-ambiente ($p = 0,110$). Esse resultado sugere que a maioria de plântulas das espécies estudadas ocorre ao longo do gradiente, variando apenas quanto à abundância (Tabela 2.3).

Para a classe de varas das espécies estudadas, os autovalores do eixo 1 (0,65) e 2 (0,42) explicam juntos 70,7% da variação dos dados biológicos. Esses valores são altos (> 0,5) sugerindo um gradiente longo, onde a ordenação indicou pouco “ruído”, deixando 29,3% da variação sem explicação. Na relação espécie-ambiente a ACC produziu altas correlações nos dois primeiros eixos, com 1,00 e 1,00 respectivamente. Esse resultado sugere que as varas das espécies estudadas ocorrem ao longo do gradiente e não variando quanto à abundância (Tabela 2.3), pois o teste de permutação de Monte Carlo (999 permutações; $p = 0,05$) para os dois primeiros eixos canônicos indicaram uma diferença significativa para os autovalores ($p = 0,002$), como também para a relação espécie-ambiente ($p = 0,004$).

Quanto à classe de arvoreta, os autovalores do eixo 1 (0,99) e 2 (0,81) explicam juntos 46,4% da variação dos dados biológicos. Esses valores são altos ($>0,5$), mas sugerem um gradiente curto, pois a ordenação indicou grande quantidade de “ruído”, deixando mais da metade da variância sem explicação. Apesar das altas correlações entre as espécies e as variáveis ambientais para os dois primeiros eixos, com 0,99 e 0,88 respectivamente, a significância da relação espécie-ambiente foi prejudicada, pois o teste de permutação de Monte Carlo (999 permutações; $p = 0,05$) para os dois primeiros eixos canônicos não indicou diferença significativa para os autovalores ($p = 0,109$), nem para a relação espécie-ambiente ($p = 0,201$). Esse resultado sugere que as arvoretas de algumas das espécies estudadas não ocorrem ao longo do gradiente e variando quanto à abundância (Tabela 2.3)

Os autovalores para os adultos das espécies estudadas do eixo 1 (0,54) e 2 (0,35), explicam conjuntamente 56,5% da variação dos dados biológicos. Esses valores são baixos, mas sugerem um gradiente curto, onde a ordenação indicou “ruído”, deixando menos da metade da variância sem explicação. Apesar disto, a significância da relação espécie-ambiente não foi prejudicada, pois a ACC produziu altas correlações entre as espécies e as variáveis ambientais para os dois primeiros eixos, com 0,98 e 0,93 respectivamente, e o teste de permutação de Monte Carlo (999 permutações; $p = 0,05$) para os dois primeiros eixos canônicos indicaram uma diferença significativa para os autovalores ($p = 0,008$) e para relação espécie-ambiente ($p = 0,025$). Esse resultado sugere que a maioria dos adultos das espécies estudadas não ocorre ao longo do gradiente e variando quanto à abundância (Tabela 2.3).

Tabela 2.3- Resultado da Análise de Correspondência Canônica, para oito variáveis ambientais e seis espécies.

	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	0,32	0,20
Porcentagem de variância explicada	28,9	18,4
Porcentagem cumulativa de explicabilidade (espécie-ambiente)	28,9	47,3
Correlação de Pearson (espécie-ambiente)	0,97	0,88
Teste de Monte Carlo (autovalores)	0,023	0,023
Teste de monte Carlo (espécie-ambiente)	0,110	0,110
Varas		
	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	0,65	0,42
Porcentagem de variância explicada	43,0	27,7
Porcentagem cumulativa de explicabilidade (espécie-ambiente)	43,0	70,7
Correlação de Pearson (espécie-ambiente)	1,00	1,00
Teste de Monte Carlo (autovalores)	0,002	0,002
Teste de monte Carlo (espécie-ambiente)	0,004	0,004
Arvoretas		
	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	0,99	0,81
Porcentagem de variância explicada	25,7	20,7
Porcentagem cumulativa de explicabilidade (espécie-ambiente)	25,7	46,4
Correlação de Pearson (espécie-ambiente)	0,99	0,98
Teste de Monte Carlo (autovalores)	0,109	0,109
Teste de monte Carlo (espécie-ambiente)	0,201	0,201
Adultos		
	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	0,54	0,35
Porcentagem de variância explicada	34,2	22,3
Porcentagem cumulativa de explicabilidade (espécie-ambiente)	34,2	56,5
Correlação de Pearson (espécie-ambiente)	0,98	0,93
Teste de Monte Carlo (autovalores)	0,008	0,008
Teste de monte Carlo (espécie-ambiente)	0,025	0,025

Brotel et. al. (2002), estudando comunidade arbórea-arbustiva da floresta estacional semidecidual de Minas Gerais e Van den Berg e Santos (2003) em estudos de variação ambiental em uma floresta de galeria em Minas gerais, encontraram resultados semelhantes aos deste trabalho. Embora os autovalores da ACC sejam baixos, o resultado não compromete as análises das relações das espécies (TER BRAAK, 1988).

Tabela 2.4 - Coeficiente canônico das variáveis com os eixos de ordenação da análise de correspondência canônica.

Plântulas	Varas	Arvoretas	Adultos
-----------	-------	-----------	---------

	Coeficientes Canônicos		Coeficientes Canônicos		Coeficientes Canônicos		Coeficientes Canônicos	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
pH	0,39	0,08	1,27	0,30	-4,27	5,55	0,18	0,26
Ca	1,54	-0,66	-3,97	2,08	-20,12	0,65	-0,34	-1,04
Mg	-1,13	1,10	1,78	-2,38	34,08	-1,31	-1,90	1,44
M	0,21	-0,34	1,45	0,38	5,21	5,43	0,74	-0,87
V	-0,67	-0,40	2,05	0,19	15,45	0,91	1,46	-1,03
Dec	-0,46	0,06	1,83	0,05	13,70	1,85	0,04	0,43
Areia	0,14	0,06	-2,58	0,58	1,32	-3,71	-0,49	1,60
Argila	0,15	0,76	0,16	-0,29	2,10	-2,68	-0,31	0,23
P	0,17	-0,57	1,05	1,57	-9,51	1,23	0,96	0,00
Silte	0,03	-0,96	-1,83	1,94	-18,47	-0,61	0,32	1,08

Para as plântulas, as variáveis ambientais mais fortemente relacionadas com o primeiro eixo, em ordem decrescente, foi Cálcio (Ca), Magnésio (Mg) e saturação de bases (V), já para o segundo eixo destacam-se Magnésio(Mg), silte e argila (Tabela 2.4).

Em relação as varas, as variáveis ambientais mais fortemente relacionadas com o primeiro eixo, em ordem decrescente, foi Cálcio (Ca), areia e saturação de bases (V), no segundo eixo destacam-se Magnésio(Mg), Cálcio (Ca) e silte (Tabela 2.4).

Já para as arvoretas, as variáveis ambientais mais fortemente relacionadas com o primeiro eixo, em ordem decrescente, foi Magnésio (Mg), Cálcio (Ca) e silte e no segundo eixo destacam-se pH, saturação por alumínio (m) e areia (Tabela 2.4).

Para os adultos, as variáveis ambientais mais fortemente relacionadas com o primeiro eixo, em ordem decrescente, foi Magnésio (Mg), saturação de bases (V) e Fósforo (P), já para o segundo eixo destacam-se areia, Magnésio(Mg) e silte (Tabela2.4)

A ordenação dos adultos das espécies estudadas pela análise de correspondência canônica (figura 2.4) sugere que as espécies *Parkia nitida* e *Caryocar glabum* tendem a ser mais abundantes em áreas com fertilidade alta, maior fração de argila, elevados teores de Cálcio e menores declives. Outros trabalhos também corroboram estes

resultados, Lorenzi (2000) relata que a espécie *P. nítida* ocorre preferencialmente em solo argiloso ou arenoso e Botrel et. al. (2002) encontrou em floresta estacional semidecidual o gênero *Caryocar* se correlacionando com maior fração de argila.

Para as espécies *Couratari guianensis* e *Manilkara bidentata*, a ordenação dos adultos sugere maior abundância em áreas com fertilidade alta, teores de cálcio elevados, menores declives e maior fração de areia. *Couratari guianensis* apresentou comportamento semelhante aos encontrados por Lima et. al. (2003) no Amapá para outros gêneros de Lecythidaceae (*Lecytis* e *Holopyxidium*) que também se correlacionaram com boa fertilidade do solo. *Manilkara bidentata* mostrou comportamento semelhante aos encontrados por Carvalho et. al. (2005) para outros gêneros de Sapotaceae (*Chrysophyllum* e *Pouteria*).

Os adultos de *Hymenaea courbaril* e *Apuleia leiocarpa* tendem a ser mais abundantes em áreas com fertilidade alta, elevados teores de Cálcio, maiores declives e maiores frações de areia. *Hymenaea courbaril* apresentou comportamento diferente do descrito por Oliveira Filho & Ratter (1995), pois segundo estes autores, a espécie, de modo geral é caracterizada como generalista por habitat, mas Carvalho *et al.*, (2005) estudando florestas ripárias encontrou uma espécie do gênero *Hymenaea* correlacionada com áreas com fertilidade alta e maiores declives. *Apuleia leiocarpa* apresentou comportamento parecido com o observado na Zona da Mata Mineira, onde se correlacionou com a maior fração de areia (Martins *et al.*, 2003).

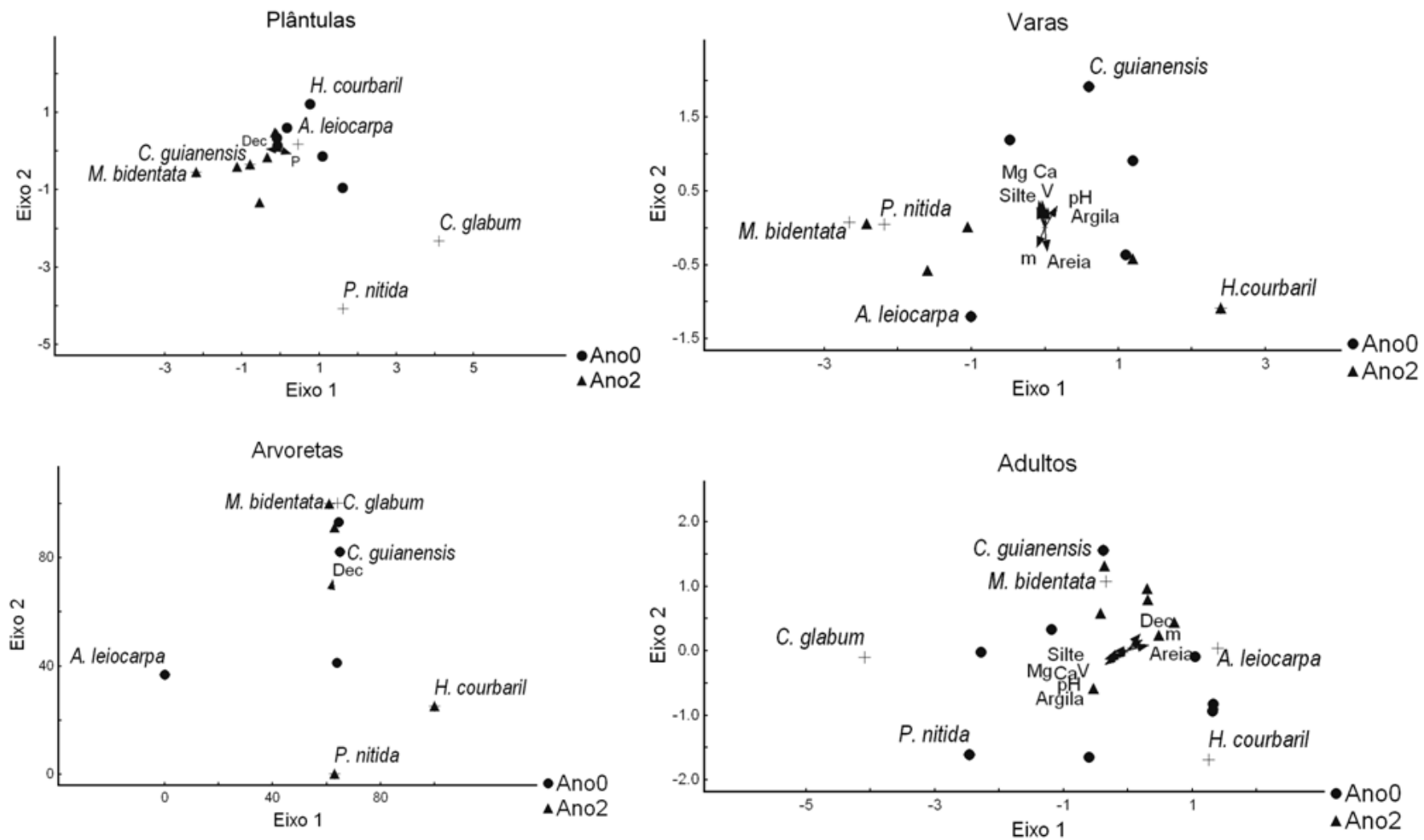


Figura 2.4 - Eixo de ordenação da análise de correspondência canônica para as 16 parcelas.

A floresta aberta estudada na Fazenda São Jorge, em área pré e pós exploração, também apresentou resultados que concordam com os trabalhos acima citados, sugerindo que, nesta floresta, a exploração madeireira não afetou a relação entre as variáveis ambientais e a vegetação.

No entanto, ACC deixou um percentual para plântulas de 52,7%, varas de 29,3%, arvoretas 53,7% e adultos 43,5% da variância dos dados que não foi explicado pelas variáveis ambientais utilizadas na análise. Esta porcentagem pode estar relacionada a outros fatores como formação de clareiras (UHL *et al.*, 1988; FOX, 1976), micro-nutrientes (JOHN *et al.*, 2007), agente polinizador (MUSTAJRVI *et al.*, 2001), dispersão de sementes (POTTS *et al.*, 2004) e inimigos naturais (GIVNISH, 1999).

CONCLUSÃO

Com base nos resultados aqui apresentados, podemos concluir que na Fazenda São Jorge, os fatores ambientais, considerados neste estudo, não são condicionantes da ocorrência e distribuição de espécies ao longo dos tratamentos, mas explica grande parte da variação biológica dos dados. Sendo que a maioria das espécies ocorre em todos os tratamentos variando apenas quanto à abundância.

Deste modo, os indivíduos adultos de *Parkia nitida* e *Caryocar grabum* tendem a ser mais abundantes em áreas com fertilidade alta, maior fração de argila e menores declives. Já *Couratari guianensis* e *Manilkara bidentata* tendem a ser mais abundantes em áreas com fertilidade alta, maior fração de areia e menores declives. Quanto a *Hymenaea courbaril* e *Apuleia leiocarpa* tendem a ser mais abundantes em áreas com fertilidade alta, maiores frações de areia e maiores declives.

Além disto, as espécies não são totalmente indiferentes aos fatores ambientais, pois respondem as condições do relevo (maior ou menor declive) e textura do solo (fração de areia e argila), uma vez que as correlações foram altas e estatisticamente significativas.

Por fim, sugerimos que os estudos futuros contemplem mais anos seguintes a exploração e outros fatores sejam considerados (formação de clareiras, micro-nutrientes, agente polinizador, dispersão de sementes e inimigos naturais) devido ao percentual da variância dos dados que não foi explicada pelas variáveis estudadas.

REFERÊNCIAS CONSULTADAS

- ACRE, 2006. Governo do Estado do. Programa Estadual de Zoneamento do Estado do Acre. Zoneamento Ecológico do Acre. Fase II: documento Síntese – escala 1:250.000. Rio Branco: SEMA.
- ASNER, G.P., D.E. KNAPP, E.N. BROADBENT, P.J.C. OLIVEIRA, M. KELLER e J.N. SILVA. 2005. Selective Logging in the Brazilian Amazon. *Science*, 310(5747): 480-482.
- BUIST, M.; COATES D. J.; YATE C. J. S. 2002. Rarity and threat in relation to the conservation of Acacia in Western Australia. *Conservation Science W. Aust.*, 4(3): 33-53.
- BRANQUINHO, C.; SERRANO, H. C.; PINTO, M. J.; MARTINS-LOUÇÃO M. A. 2007. Revisiting the plant hyperaccumulation criteria to rare plants and earth abundant elements. *Environmental Pollution*, 146: 437-443.

- BRUNA, E.M.; KRESS, W.J. 2002. Habitat fragmentation and the demographic structure of an Amazonian understory herb (*Heliconia acuminata*). *Conservation Biology*, 16: 1256–1266.
- BOTREL, R. T.; OLIVEIRA FILHO A. T.; RODRIGUES, L. A.; CURI, N. 2002. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. *Revista Brasil. Bot*, 25(2):195-213.
- CARVALHO, D. A.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; VILELA, E. A.; N.; VAN DEN BERG, E.; FONTES, M. A. L.; BOTEZELLI, L. 2005. Distribuição de espécies arbóreo-arbustivas ao longo de um gradiente de solos e topografia em um trecho de floresta ripária do Rio São Francisco em Três Marias, MG, Brasil. *Revista Brasil. Bot.*, 28(2): 329-345.
- COCHRANE, M. A. 2000. Compreendendo o Significado das Queimadas na Floresta Amazônica. *Ciência Hoje*, 157 (27): 26-31.
- CLARK, D.; CLARK, D.; READ, J. 1998. Edaphic variation and the mesoscale distribution of the species in a neotropical rain forest. *Journal of Ecology*, 86:101–112.
- CLARK, D. B.; PALMER M. W.; A. CLARK, D. A. 1999. Edaphic factors and the landscape-scale distributions of tropical rain forest trees. *Ecology*, 80(8): 2662–2675.
- D’OLIVEIRA, M.V. N. & BRAZ, E. M. 2006. Estudo da dinâmica da floresta manejada no projeto de manejo florestal comunitário do PC Pedro Peixoto na Amazônia Ocidental. *Acta Amazônica*, 36(2): 177-182.

- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 1997. *Manual de métodos de análise de solos*. 2a. ed. Rio de Janeiro, 212 p.
- FALCÃO, N. P. de S. e SILVA, J. R. A. da. 2004. Características de adsorção de fósforo em alguns solos da Amazônia Central. *Acta Amazônica*, 34(3): 337 – 342.
- FEARNSIDE, P. M. 2005 Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e conseqüências. *Megadiversidade*. 1(1): 114-123.
- FOX, J.E.D. 1976. Constraints on the natural regeneration of tropical moist forest. *Forest Ecol. Manage.*, 1: 37-65.
- GIVNISH, T. J. 1999. On the causes of gradients in tropical tree diversity. *Journal of Ecology*, 87:193-210.
- GUNATILLEKE, C. V. S.; GUNATILLEKE I. A. U. N.; ESUFALI, S.; HARMS, K. E.; ASHTON P. M. S.; BURSLEM, D. F. R. P.; ASHTON, P. S. 2006. Species–habitat associations in a Sri Lankan dipterocarp forest. *Journal of Tropical Ecology*, 22:371–384.
- HARMS, K.; CONDIT, R; HUBBELL, S; FOSTER, R. 2001. Habitat associations of trees and shrubs in a 50-ha neotropical forest plot. *Journal of Ecology*, 89:947–959.
- HUMBOLDT, A. 1858. *Cosmos: a sketch of the physical description of the Universe* Volume I. Harper & Brothers, Publishers, New York.
- ITOH, A., YAMAKURA, T., OHKUBO, T., KANZAKI, M., PALMIOTTO, P.A., LAFRANKIE, J.V., ASHTON, P.S., LEE, H.S. 2003. Importance of topography and soil texture in the spatial distribution of two sympatric dipterocarp trees in a Bornean rainforest. *Ecological Research*, 18(3): 307-320.

- INPE, INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. 2009. Monitoramento da cobertura florestal da Amazônia por satélite. Avaliação Deter-Setembro 2009, São José dos Campos .
- JACKSON, S. M., FREDERICKSEN, T. S., MALCOLM, J. R., 2002. Area disturbed and residual stand damage following logging in a Bolivian tropical forest. *Forest Ecol. Manage.*, 166: 271-283.
- JENNERSTEN, O. 1988. Pollination in *Dianthus deltoids* (Caryophyllaceae): effects of habitat fragmentation on visitation and seed set. *Conservation Biology*, 2: 359-366.
- JOHN, R.; DALLING, J.; HARMS, K.; YAVITT, J.; STALLARD, R.; MIRABELLO, M.; HUBBELL, S.; VALENCIA, R.; NAVARRETE, H.; VALLEJO, M.; FOSTER, R. 2007. Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. *Proceeding of the Nature Academy of science of the states of America*, 104(3):864–869.
- KENT, M. & BALLARD, J. 1988. Trends and problems in the application of classification and ordination methods in plant ecology. *Vegetatio* 78:109-124.
- KWON, G. J.; LEE, B. A.; NAM, J. M.; KIM, J. G. 2007. The relationship of vegetation to environmental factors in Wangsuk stream and Gwarim reservoir in Korea: II. Soil environments Ecological. *Ecological Research*, 22(1): 75–86.
- LAURANCE, W. L.; ALBERNAZ, A. K. M.; FEARNSIDE, P. M.; VASCONCELOS, H.; FERREIRA, L. V. 2004. “Deforestation in Amazonia”. *Science*, 304: 1109-1111.
- LENTINI, M.; PEREIRA, D.; CELENTANO, D.; PEREIRA, R. 2005. *Fatos Florestais da Amazônia*. Belém: Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia.

- LIEBERMAN, M., LIEBERMAN, D., HARTSHORN, G.S., PERALTA, R. 1985. Small-scale altitudinal variation in lowland wet tropical forest vegetation. *Journal of Ecology*, 73: 505-516.
- LIMA, H. N. 2001. *Gênese, química, mineralogia e micromorfologia de solos da Amazônia Ocidental*. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais.176p.
- LIMA, H. N.; MELLO, J. W. V. DE; SCHAEFER, C. E. G. R.; KER, J. C.; LIMA, A. M. N. 2006. Mineralogia e química de três solos de uma toposseqüência da bacia sedimentar do alto Solimões, Amazônia ocidental. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 30: 59-68.
- LIMA, J. A. S.; MENEGUELLI, N. A.; GAZEL FILHO, A. B.; PÉREZ, D. V. 2003. Agrupamento de espécies arbóreas de uma floresta tropical. *Pesq. agropec. bras.*, 38 (1): 109-116.
- LORENZI, H. 2002. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. 2.ed. Nova Odessa, SP: Plantarum.
- LOYD, K.; LEE, W. E WILSON, J. 2002. Competitive abilities of rare and common plants: comparisons using *Acaena* (Rosaceae) and *Chionochloa* (Poaceae) from New Zealand. *Conservation Biology*, 16(4): 975–985.
- MARTINS, S. V; SILVA, N. R. S; SOUZA, A. L.; MEIRA NETO, J. A. A. 2003. Distribuição de espécies arbóreas em um gradiente topográfico de Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG. *Scientia Forestalis*, 64:172-181.
- Melo, V. F.; SCHAEFER, C. E. G. R.; FONTES, L. E. F.; CHAGAS, A. C.; LEMOS JÚNIOR J. B.; Andrade R. P. de. 2006. Caracterização física, química e mineralógica de solos da colônia agrícola do Apiaú (Roraima, Amazônia), sob diferentes usos e após queima. *Revista Brasileira Ciência Solo*, 30:1039-1050.

- MUSTAJRVI, K.; SIIKAMAKI, P.; RYTKONEN, S.; LAMMI, A. 2001. Consequences of plant population size and density of plant pollinator interactions and plant performance. *Journal of Ecology*, 89: 80-87.
- MCCUNE, B. e MEFFORD, M. J. 1999. *Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 4.10, MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- NEPSTAD, D. A., A. VERÍSSIMO, C. ALENCAR, C. NOBRE, E. LIMA, P. LEFEBVRE, P. SCHLESINGER, C. POTTER, M. A. COCHRANE, e V. BROOKS. 1999. Large-Scale Impoverishment of Amazonian Forest by Logging and Fire. *Nature*, 398: 505-508.
- NEPSTAD, D.C., P. LEFEBRE, U.L. DA SILVA, J. TOMASELLA, P. SCHLESINGER, L. SOLÓRZANO, P. MOUTINHO, D. RAY & J. G. BENITO. 2004. Amazon drought and its implications for forest flammability and tree growth: a basin-wide analysis. *Global Change Biology* 10: 704-717.
- OLIVEIRA FILHO, A.T. & RATTER, J.A. 1995. A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinburgh Journal of Botany*, 52:141-194.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T., CURI, N., VILELA, E.A. & CARVALHO, D.A. 1998. Effects of canopy gaps, topography, and soils on the distribution of woody species in a Central Brazilian deciduous forest. *Biotropica*, 30: 362-375.
- POELS, R. L. H. 1989. *Soils, water and nutrients in a forest ecosystem in Suriname*. Agricultural University, Wageningen.
- POTTS, M. D.; DAVIES, S. J.; BOSSERT, W. H.; TAN, S.; SUPARDI, M. N. N. 2004. Habitat heterogeneity and niche structure of trees in two tropical rain forests. *Oecologia*, 139: 446-453.

- SANCHEZ, P. A. e COCHRANE, T. T. 1980. *Soils constraints in relation to major farming systems of tropical America*. International Rice Research Institute, Los Banos. p.106-139.
- SILVA, E. S. & FERNANDES, M. E. B. 2004. Relação entre gradiente vegetacional e atributos do solo nos bosques de mangues do Furo Grande, Bragança – PA. *Boletim do laboratório de hidrobiologia*, 17: 19-27.
- SCHAEFER, C. E. G. R.; LIMA, H. N.; VALE JÚNIOR, J. F. E MELLO, J. W. V. 2000. Uso dos solos e alterações da paisagem na Amazônia: cenários e reflexões. B. Museu Para. Emílio Goeldi, In: *Série Ciências da Terra*, 12: 63-104.
- 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. 1987. The analysis of vegetation-environment relationship by canonical correspondence analysis. *Vegetatio*, 69: 69-77.
- TER BRAAK, C. J. F. 1988. Partial canonical correspondence analysis. In *Classification and related methods of data analysis*, H. H. Bock (eds), Amsterdam: North-Holland. pp. 551-558.
- TER BRAAK, C.J.F. 1995. Ordination. In *Data analysis in community and landscape ecology* (R.H.G. Jongman, C.J.F. ter Braak & O.F.R. van Tongeren, eds.). Cambridge University Press, Cambridge, p.91-173.
- TIESSEN, H.; MENEZES, R. S. C.; SALCEDO, I. H.; WICK, B. 2003. Organic matter transformations and soil fertility in a treed pasture in semiarid NE Brazil. *Plant and Soil, The Hague*, 252 : 195-205.

- TUOMISTO, H.; RUOKULAINEN, K. 1994. Distribution of Pteridophyte and Melastomataceae along an edaphic gradient in an Amazonian Rain Forest. *Journal of Vegetation Science*, 5: 25-34.
- TUOMISTO, H.; RUOKOLAINEN, K.; POULSEN, A. D.; MORAN, R. C.; QUINTANA, C.; CAÑAS, G. E CELI, J. 2002. Distribution and diversity of pteridophytes and Melastomataceae along edaphic gradients in Yasuni National Park, Ecuadorian Amazonia. *Biotropica*, 34: 516–533.
- 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.
- UHL, C.; CLARK, K.; MAQUIRINO, P. 1988. Vegetation dynamics in Amazonian tree fall gaps. *Ecology*. 69: 751-763.
- VAN DEN BERG, E. & OLIVEIRA FILHO, A.T. 1999. Spatial partitioning among tree species within an area of tropical montane gallery forest in south-eastern Brazil. *Flora*, 194: 249-246.
- VAN DEN BERG, E. e SANTOS, F. 2003. Aspectos da variação ambiental em uma floresta de galeria em Itutinga, MG, Brasil. *Ciência florestal*, 13(2): 83-98.
- VERÍSSIMO, A., P. BARRETO, M. MATTOS, R. TARIFA & C. UHL. 1992. Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian Frontier: the case of Paragominas. *Forest Ecol. Manage.*, 55: 169-199.
- VORMISTO, J., TUOMISTO, H. & OKSANEN, J. 2004. Palm distribution patterns in Amazonian rainforests: What is the role of topographic variation? *J. Veg. Sci.* 15:485-494.
- WADT, P. G. S. 2005. *Manejo do solo e recomendação de adubação para o Estado do Acre*. Embrapa Acre, 635p.
- WADT, P. G. S. 2002. *Manejo de solos ácidos do Estado Acre*. Rio Branco: Embrapa Acre. 29p (Embrapa Acre. Documentos, 79).

WARD, M.; DICK, C. W.; GRIBEL, R.; LEMES, M.; CARON, H.; LOWE, A. J. 2005.

To self, or not to selfy: A review of outcrossing and pollen-mediated gene flow in neotropical trees. *Heredity*, 95: 246–254.

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

CONSIDERAÇÕES FINAIS

De modo geral, a exploração madeireira, mesmo utilizando técnicas para reduzir os impactos, compromete a estrutura populacional das espécies manejadas, uma vez que há redução ou aumento da densidade de indivíduos, bem como os danos causados a vegetação remanescentes geram oscilações no número de indivíduos das diferentes classes de tamanho, fazendo com que a curva de distribuição por classe de tamanho oscile, ora apresente-se exponencial negativa, ora irregular como ocorreu com para três das seis espécies estudadas. Apenas uma espécie manteve a curva exponencial negativa e duas mantiveram curva irregular após exploração.

A distribuição irregular, caracterizada pela escassez de indivíduos nas menores classes de tamanho e em classes intermediárias, decorrentes de algum distúrbio, denota falhas no recrutamento que pode sugerir que a espécie pode estar em risco de extinção local, uma vez que essas espécies têm ciclos de vida longos, precisam de muito tempo para se recuperar, por isto faz necessário o monitoramento das espécies que apresentaram este tipo de distribuição, principalmente das que a curva de distribuição foi modificada após a exploração, pois a falta de indivíduos nas classes menores pode não ser apenas aparente.

Em geral o padrão predominante de distribuição espacial das espécies foi aleatório, mas o padrão de distribuição pode ser modificado em função da exploração madeireira, dependendo da espécie e da intensidade da exploração, pois três das espécies estudadas modificaram o padrão de distribuição após a exploração, em decorrência da retirada de indivíduos adultos, que causou espaçamentos, comprometeu o recrutamento e modificou de agregada para aleatória a distribuição destas espécies.

Quanto aos fatores ambientais não se apresentaram condicionantes da ocorrência e distribuição das espécies, embora explique grande parte da variação

biológica dos dados, pois as espécies respondem a alguns destes fatores, alterando a abundancia em função das concentrações atribuídas a estes.

Das seis espécies estudadas, duas tendem a ser mais abundantes em áreas com fertilidade alta, maior fração de argila e menores declives, duas tendem a ser mais abundantes em áreas com fertilidade alta, maior fração de areia e menores declives e duas tendem a ser mais abundantes em áreas com boa fertilidade, maior fração de areia e maiores declives.

Por fim, sugerimos para estudos futuros, que a relação solo-vegetação em áreas manejadas seja observada por período de tempo maior que o deste estudo, pelo menos 5anos, considerando que alguns fatores ambientais, especialmente edáficos, não são afetados de imediato após a exploração, suas alterações são gradativas ao longo do tempo. A relação planta dispersor também deve ser considerado, bem como a fenologia das espécies comercias. Gerando assim mais informações ecológicas sobre as populações manejadas e possibilitando o uso adequado deste recurso natural.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)