



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM CIÊNCIAS
FLORESTAIS E AMBIENTAIS

**MUDANÇAS NA REGENERAÇÃO NATURAL EM UMA FLORESTA
MANEJADA NA AMAZÔNIA CENTRAL**

Manaus – AM
2019

EIRIE GENTIL VINHOTE

**MUDANÇAS NA REGENERAÇÃO NATURAL EM UMA FLORESTA
MANEJADA NA AMAZÔNIA CENTRAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais e Ambientais da Universidade Federal do Amazonas (PPG-CIFA/UFAM) como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Florestais e Ambientais, área de concentração Manejo e Tecnologia de Recursos Florestais Tropicais.

Orientador: Celso Paulo de Azevedo, D. Sc.
Coorientadora: Cíntia Rodrigues de Souza, D. Sc.

Manaus – AM
2019

Ficha Catalográfica

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

V784m Vinhote, Eirie Gentil
Mudanças na regeneração natural em uma floresta manejada na
Amazônia Central / Eirie Gentil Vinhote. 2019
II f.: il.; 31 cm.

Orientador: Dr. Celso Paulo de Azevedo
Coorientadora: Dr^a. Cíntia Rodrigues de Souza
Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais) -
Universidade Federal do Amazonas.

1. Manejo Florestal. 2. Regeneração Natural. 3. Diversidade. 4.
Composição. 5. Similaridade. I. Azevedo, Dr. Celso Paulo de II.
Universidade Federal do Amazonas III. Título

EIRIE GENTIL VINHOTE

MUDANÇAS NA REGENERAÇÃO NATURAL EM
UMA FLORESTA MANEJADA NA AMAZÔNIA
CENTRAL

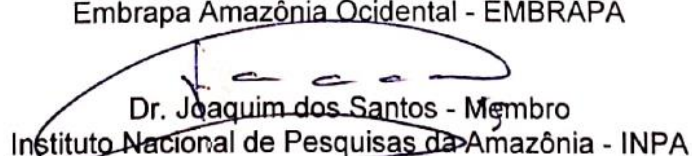
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais e Ambientais da Universidade Federal do Amazonas, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciências Florestais e Ambientais, área de concentração em Ciências Florestais e Ambientais.

Aprovada em 10 de setembro de 2019

BANCA EXAMINADORA



Dr. Celso Paulo de Azevedo - Presidente
Embrapa Amazônia Ocidental - EMBRAPA



Dr. Joaquim dos Santos - Membro
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA



Dr. Roberval Monteiro Bezerra de Lima - Membro
Embrapa Amazônia Ocidental - EMBRAPA

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, a ele seja toda honra e glória

A minha família, meu filho Eike e minha esposa Luana, pela paciência e compreensão.

Aos meus orientadores Dr. Celso Paulo de Azevedo e Dra. Cíntia Rodrigues de Souza por toda orientação prestada, tempo dedicado, paciência disponibilizada, pela estrutura de pesquisa sobre sua responsabilidade;

À Capes, por dois anos de bolsa que contribuíram na condução da pesquisa;

À Embrapa Amazônia Ocidental, por disponibilizar os dados das parcelas permanentes;

A Secretaria de Produção Rural – SEPROR e ao IDAM, por me liberarem para realização desse trabalho.

Ao coordenador do programa e à secretária do programa, Gillieny;

Aos professores do curso

Aos amigos de turma.

A todos que contribuíram nessa caminhada.

Meu muito obrigado!

*Mas viver é destino dos fortes,
Nos ensina, lutando a floresta,
Pela vida que vibra em seus ramos,
Pelas aves, suas cores, sua festa.*

Hino do Amazonas.

RESUMO

O uso dos recursos naturais através do Manejo Florestal Sustentável em florestas tropicais, deve incorporar uma visão voltada não somente para a produção de madeira, mas sim ao potencial de conservação da biodiversidade nesses ambientes. O monitoramento do crescimento e da regeneração natural em florestas tropicais manejadas é uma ferramenta valiosa para planejar a utilização da floresta. Existe uma lacuna muito grande em relação ao povoamento remanescente, pouco se sabe sobre o impacto da exploração florestal sob regime de manejo sobre a floresta remanescente em diâmetros abaixo de 30 ou 40 cm. O objetivo deste estudo foi avaliar os impactos de médio prazo do manejo florestal na vegetação remanescente classificada como regeneração natural em uma floresta na Amazônia Central, verificar se a condução do manejo para fins comerciais interfere na composição e na diversidade da regeneração natural. Os dados são do monitoramento florestal realizado pela Embrapa em 03 Unidade de Produção Anual do PMFS da empresa Mil Madeiras Preciosas em Itacoatiara/AM, explorados entre os anos de 1996 a 1998. As medições ocorreram antes e após a exploração nos anos de 1996, 1997, 1998, 2001 e 2014, em 820 subparcelas de 100 m² pertencentes a 41 parcelas permanentes de 1 hectare instaladas nas UPAS B, C e D, foram registradas as arvoretas com 5cm ≤ DAP < 15 cm. Após a atualização da nomenclatura científica das espécies, analisou-se a riqueza e a diversidade temporal nas UPAS, e verificou-se pelo teste T de Student se houve alteração negativa na diversidade. A similaridade foi analisada com uso dos índices de Jaccard e Morisita-Horn, posteriormente procedeu-se análise de agrupamentos pelo método UPGMA. Foram registradas nas 03 UPAS, 8090 indivíduos distribuídos em 48 famílias e 244 espécies, das quais 91 ocorrem nas 03 UPAs, 32 ocorrem em duas UPAs e 121 ocorrem em pelo menos umas das unidades analisadas. A diversidade analisada pelo índice de Shannon é considerada alta, e ocorreu variação dos valores. Somente na UPA C, não se constatou diferença estatística nesta variação. Nas Upas B e D, a diversidade aumentou com o passar dos anos pós exploração, mas não constatou-se diferença na diversidade nas mediações no anos imediatamente próximas a exploração (1997, 1998 e 2001). Analisando a similaridade temporal pelos índices de Jaccard e Morisita, verificou-se que após a intervenção, como em estudos similares na Flona Tapajós, há mudança na composição da vegetação em regeneração natural, a similaridade apesar alta, reduziu com o passar dos anos. Foram formados dois grupos pelo método de análise UPGMA, a vegetação registrada em 2014, em todas as UPAS, diferencia-se do estado inicial registrado. Fatores como a mortalidade e o ingresso de espécies, tamanho da amostra e a distribuição da diversidade florística pode influenciar este resultado. Dessa forma, a vegetação em regeneração natural analisada sofre mudanças pela exploração florestal ocorrida ao longo do tempo, é necessário para o manejo florestal com fins madeireiros ampliar o conhecimento sobre a floresta remanescente para avaliar se a exploração ocasionará mudança muito drástica na floresta e se há necessidade eminente de intervenções silviculturais na vegetação em regeneração natural. Deve-se considerar a tendência de que para um segundo ciclo, a floresta se apresentará como um segundo ou terceiro ambiente e sendo inevitável reanalisa a lista de espécies a manejar.

ABSTRACT

The use of natural resources through sustainable forest management in tropical forests should incorporate a vision that focuses not only on wood production but also on the potential for biodiversity conservation in these environments. Monitoring growth and natural regeneration in managed tropical forests is a valuable tool for planning forest utilization. There is a very large gap in remnant stands, and little is known about the impact of managed logging on remnant forests in diameters below 30 or 40 cm. The objective of this study was to evaluate the medium-term impacts of forest management on remnant vegetation classified as natural regeneration in a central Amazon forest, to verify whether conducting commercial management interferes with the composition and diversity of natural regeneration. The data are from the forest monitoring carried out by Embrapa in 03 Annual Production Unit of the company Mil Madeiras Preciosas in Itacoatiara / AM, explored from 1996 to 1998. Measurements were made before and after logging in 1996, 1997, 1998, 2001 and 2014, in 820 subplots of 100 m² belonging to 41 permanent 1-hectare plots installed in UPAS B, C and D, 5cm trees were recorded. \leq DBH <15 cm. After updating the scientific nomenclature of the species, the richness and temporal diversity in the UPAS were analyzed, and it was verified by the Student's t test if there was a negative change in the diversity. The similarity was analyzed using the Jaccard and Morisita-Horn indices. Subsequently, cluster analysis was performed using the UPGMA method. In the 03 UPAS, 8090 individuals distributed in 48 families and 244 species were registered, of which 91 occur in the 03 UPAs, 32 occur in two UPAs and 121 occur in at least one of the units analyzed. The diversity analyzed by Shannon index is considered high, and there was variation of values. Only in UPA C, there was no statistical difference in this variation. In Upas B and D, diversity increased over the years following exploitation, but no difference was found in diversity in mediations in the years immediately following exploitation (1997, 1998 and 2001). Analyzing temporal similarity by Jaccard and Morisita indices, it was found that after the intervention, as in similar studies in Tapajós Forest, there is a change in the composition of vegetation in natural regeneration, the similarity, although high, decreased over the years. Two groups were formed by the UPGMA analysis method, the vegetation recorded in 2014 in all UPAS differs from the initial state recorded. Factors such as mortality and species inflow, sample size and distribution of floristic diversity may influence this result. Thus, the analyzed natural regenerating vegetation undergoes changes due to logging over time, it is necessary for forest management for logging purposes to increase knowledge about the remaining forest to assess whether logging will cause a very drastic change in the forest and whether imminent need for forestry interventions in naturally regenerating vegetation. Consideration should be given to the tendency that for a second cycle, the forest will present itself as a second or third environment and it is inevitable to review the list of species to be managed.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Área total do Plano de Manejo Florestal com a divisão das Unidades de Produção Anual (UPA). Fazenda Dois Mil pertencente à Empresa Mil Madeiras Preciosa Ltda. Itacoatiara-AM. Fonte: Vasconcelos (2015).	27
Figura 2 Exemplo da Parcela. Destaque em verde para as subparcelas onde foi inventariada a regeneração natural). Fonte: O autor (2018).	29
Figura 3 – 10 Famílias com maior número total de espécies registradas.....	38
Figura 4 – 10 Espécies com maior número de indivíduos totais registrados em 8,2 ha. ...	39
Figura 5 Distribuição diamétrica de arvoretas de 5 a 14,9 cm, nas 04 medições realizadas na UPA B.....	40
Figura 6 Distribuição diamétrica de arvoretas de 5 a 14,9 cm, nas 03 medições realizadas na UPA C	41
Figura 7 Distribuição diamétrica de arvoretas de 5 a 14,9 cm, nas 03 medições realizadas na UPA D.....	42
Figura 8 – Comparação entre as parcelas. Escalonamento Multidimensional Não Métrico – nMDS, povoamento total RN – UPA B.....	55
Figura 9 – Comparação entre as parcelas. Escalonamento Multidimensional Não Métrico – nMDS, povoamento total RN – UPA C.	55
Figura 10 – Comparação entre as parcelas. Escalonamento Multidimensional Não Métrico – nMDS, povoamento total RN – UPA D.....	56
Figura 11 – Análise de Cluster Método UPGMA para as UPAs B, C e D.	59

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Número parcelas e de subparcelas da regeneração natural instalada nas Unidades de Produção Anual B, C e D, com o ano de exploração, ano e mês da coleta de dados.....	29
Tabela 2 Números de famílias, espécies e indivíduos por Unidade de Produção Anual (UPA). Fazenda Dois Mil. Empresa Mil Madeiras Preciosa. Itacoatiara-AM.	37
Tabela 3 – Resumo classe de identificação de fuste da UPA B.	40
Tabela 4 Resumo classe de identificação de fuste da UPA C.	41
Tabela 5 Resumo classe de identificação de fuste da UPA D.....	42
Tabela 6- Índices de diversidade, equabilidade e riqueza para a UPA B, nos anos de 1996, 1998, 2001 e 2014, para o povoamento total.	44
Tabela 7- Índices de diversidade, equabilidade e riqueza para a UPA B, nos anos de 1996, 1998, 2001 e 2014, para o povoamento comercial.....	45
Tabela 8 Valores de p, segundo o Test t de student realizado para comparação da diversidade em pares ($\alpha = 0,05$) para o povoamento total e povoamento comercial, utilizando o índice do Shannon, para a UPA B.....	46
Tabela 9- Índices de diversidade, equabilidade e riqueza para a UPA C, nos anos de 1997, 2001 e 2014, para o povoamento total.....	47
Tabela 10- Índices de diversidade, equabilidade e riqueza para a UPA C, nos anos de 1997, 2001 e 2014, para o povoamento comercial.....	47
Tabela 11- Valores de p, segundo o Test t de student realizado para comparação da diversidade em pares ($\alpha=0,05$) para o povoamento total e povoamento comercial, utilizando o índice do Shannon, na UPA C.....	48
Tabela 12 - Índices de diversidade, equabilidade e riqueza para a UPA D, nos anos de 1998, 2001 e 2014, para o povoamento total.....	49
Tabela 13 - Índices de diversidade, equabilidade e riqueza para a UPA D, nos anos de 1998, 2001 e 2014.....	49
Tabela 14 Valores de p, segundo o Test t de student realizado para comparação da diversidade em pares ($\alpha=0,05$) para o povoamento total e povoamento comercial, utilizando o índice do Shannon.....	50
Tabela 15 – Índices de diversidade de Jaccard e Morisita-Horn para a UPA B, para o povoamento total da Regeneração natural.....	52

Tabela 16 – Índices de diversidade de Jaccard e Morisita-Horn para a UPA B, para o povoamento comercial da Regeneração natural.	53
Tabela 17 Índices de diversidade de Jaccard e Morisita-Horn para a UPA C, para o povoamento total da Regeneração Natural.	53
Tabela 18 Índices de diversidade de Jaccard e Morisita-Horn para a UPA C, para o povoamento comercial da Regeneração Natural.....	53
Tabela 19 Índices de diversidade de Jaccard e Morisita-Horn para a UPA D, para o povoamento total.....	54
Tabela 20 Índices de diversidade de Jaccard e Morisita-Horn para a UPA D, para o povoamento comercial.	54

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	OBJETIVOS	17
2.1	GERAL	17
2.2	ESPECÍFICOS	17
3	HIPÓTESES	17
4	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
4.1	MANEJO FLORESTAL NA AMAZÔNIA	18
4.2	SUCESSÃO FLORESTAL	19
4.3	ANÁLISE DA VEGETAÇÃO	20
4.4	DIVERSIDADE DA VEGETAÇÃO	20
4.5	SIMILARIDADE DA VEGETAÇÃO	21
4.6	ESTUDOS COMPARATIVO DE DIVERSIDADE/SIMILARIDADE	22
4.7	ANÁLISE DE AGRUPAMENTOS E SIMILARIDADE	25
5	MATERIAL E MÉTODOS	27
5.1	DESCRIÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO	27
5.2	COLETA DE DADOS	28
5.2.1	Diâmetro	30
5.2.2	Classe de identificação do fuste de arvoretas	30
5.3	ANÁLISE DOS DADOS	31
5.3.1	Diversidade florística	31
5.3.2	Teste de hipóteses para o índice de Shannon	33
5.3.3	Similaridade	34
5.3.4	Análise de agrupamentos (Cluster Analysis)	35
5.3.5	Escalonamento multidimensional não-métrico	35
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	37
6.1	COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA	37

6.2 DIVERSIDADE.....	44
6.3 SIMILARIDADE.....	52
6.4 ESCALONAMENTO MULTIDIMENSIONAL NÃO-MÉTRICO.....	54
6.5 ANÁLISE DE CLUSTER.....	58
7 CONCLUSÕES.....	62
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	63
APÊNDICES.....	71

1 INTRODUÇÃO

A exploração dos recursos naturais, notadamente as florestas, sem considerar os impactos das intervenções no ecossistema é tão antiga quanto a humanidade. O aumento da população e suas conseqüentes necessidades primárias exercem uma pressão nos ecossistemas florestais e na sua capacidade de regeneração e terminam influenciando na perda de biodiversidade, por exemplo, pela caça excessiva de animais, pela intensificação da agricultura há vários milhares de anos ou a exploração de espécies madeireiras de alto valor, como o mogno (*Swietenia sp.*) e outras (GÜNTER, 2012).

Embora no início da história humana os principais objetivos da exploração fossem coletar produtos florestais não madeireiros e a caça, nos últimos séculos o foco principal da silvicultura era a exploração de madeira. O termo "sustentabilidade" é comentado no setor florestal europeu desde século 18, através publicação do livro *Silvicultura Econômica*, de Hans-Carl von Carlowitz. Assim os objetivos do manejo florestal sustentável (MFS) foram concebidos para atender cada vez mais as demandas sociais e considerar produtos adicionais à tradicional exploração de madeira (BENSKIN H., BEDFORD, 1995). Segundo Yared (2012), o Manejo Florestal de Florestas Naturais não pode focar somente produção de madeira, deve maximizar os benefícios indiretos potencial de conservação da biodiversidade.

A Amazônia representa cerca de 30% de todas as florestas tropicais remanescentes do mundo, segundo dados do Serviço Florestal Brasileiro-SFB (2013), tem sua importância reconhecida nacionalmente e internacionalmente, por fatores como à sua larga extensão (4,2 milhões de km²), e enorme diversidade de ambientes, com cerca de 600 tipos diferentes de habitats terrestres e de água doce, riquíssima biodiversidade, com cerca de 45.000 espécies de plantas e vertebrados. Estima-se o volume total de madeira na Amazônia brasileira gira em torno de 91 milhões de m³ de madeira em tora, que representa 90% do total das florestas do Brasil. Toda essa heterogeneidade de espécies e sítios da mesma forma, se constitui num grande desafio para quem deseja manejar a floresta amazônica

Para Günter (2012), a intensificação do Manejo de Florestas nativas, alinhada a uma maior aplicação de tratamentos silviculturais, é um caminho para potencializar os resultados do manejo. Embora a exploração seletiva geralmente cause altos danos ao estoque remanescente, a exploração de impacto reduzido (EIR) oferece novas oportunidades para intensificar o manejo florestal em tais florestas sem aumentar o dano (SIST et al., 2004).

Existe uma série de atividades silviculturais para a intensificação do manejo em florestas naturais, como atividades pré e pós-exploração, condução da regeneração natural, desbaste e plantios de enriquecimento, no entanto, a maioria dessas atividades atualmente não são aplicadas. Assim, a intensificação no manejo da floresta natural é uma estratégia muito promissora, mas depende em grande parte do progresso em pesquisas e considerações financeiras, além dos limites da respectiva unidade de gestão e, claro, em condições políticas como a aplicação de leis e o suporte de estratégias de sustentabilidade.

A conservação das florestas tropicais para as gerações futuras, ocorrerá principalmente em florestas modificadas pelo homem (desmatadas, manejadas). Neste contexto, as intervenções silviculturais são consideradas por muitos silvicultores tropicais e ecologistas florestais como ferramentas capazes de conservar efetivamente a biodiversidade das florestas tropicais e os serviços ecossistêmicos, estimulando a produção florestal (PETROKOFISKY et al., 2015). Para Silva (2005), o monitoramento do crescimento e da regeneração natural em florestas tropicais se constitui em uma ferramenta valiosa para planejar a utilização da floresta, entretanto, carece de dados oriundos de parcelas permanentes, uma vez que são poucos os estudos de longo prazo existentes, destacando-se a pesquisa desenvolvida pela Embrapa na Floresta Nacional do Tapajós, e o conduzido pelo Inpa na região de Manaus. No manejo comercial, são ainda mais raros locais com parcelas permanentes instaladas sendo medidas ao longo do ciclo, destaca-se neste sentido o Manejo Florestal policíclico que vem sendo conduzido na região de Silves pela empresa Precious Woods, em parceria com a Embrapa.

Para tornar o manejo compatível com a conservação da biodiversidade original, as intervenções não devem levar a mudanças substanciais ou duradouras na composição das espécies vegetais e na diversidade dependente em outros níveis tróficos. Até agora, há apenas escassa informação sobre possíveis limites de intensidade de intervenção na qual tais mudanças de composição podem ocorrer em florestas tropicais (AVILA, 2017). A diversificação da produção, com o planejamento de exploração de diferentes espécies é um caminho para a sustentabilidade do manejo. É o que apontam estudos que comprovam que as espécies que foram exploradas no primeiro ciclo não se recuperam para oferecer madeiras com a mesma qualidade no segundo ciclo de corte (RICHARDSON et al. 2016; AVILA et al. 2015, AMARAL, 2013).

Neste sentido, retorna ao centro da discussão questão sobre o conhecimento da regeneração natural do ecossistema florestal. Para a tomada de decisão mais correta é

necessário entender o processo que rege a sucessão florestal principalmente em se tratando do Manejo florestal, que está calcado nesse processo natural (CHAZDON, 2013). Existe uma lacuna muito grande em relação ao povoamento florestal remanescente, uma vez que, na condução do manejo elegem-se as espécies de interesse, assim como define-se um diâmetro mínimo que, por força da legislação, é de apenas 10 cm abaixo do diâmetro de corte, que hoje é de 50 cm (CEMAAM, 2018). Com isso, pouco se sabe sobre o impacto da exploração florestal sob regime de manejo sobre a floresta remanescente em diâmetros abaixo de 40 cm.

Os eventos de perturbação têm um papel importante na explicação da coexistência de espécies e dos padrões espaciais de composição e diversidade nas comunidades vegetais. De acordo com essa premissa, à medida que diminuem a frequência, o tamanho ou a intensidade da perturbação, a diversidade aumenta e depois diminui à medida que a composição da comunidade muda de ser caracterizada pela alta abundância de espécies com maior capacidade colonizadora de maior abundância de espécies concorrentes melhores (GRIME 1973 ; CONNELL 1978). Tanto a ação antrópica como fatores de ordem natural podem influenciar o processo de regeneração e a composição florística de uma floresta (YARED, 2012).

A resposta dos ecossistemas florestais dependerá de se as perturbações são compatíveis com a estabilidade ecológica do sistema (SWANSON et al., 1994). Florestas tropicais manejadas parecem ser capazes de recuperar alguns atributos estruturais dentro dos ciclos de corte atuais de cerca de 30 anos, (DE GRAAF et al., 1999; OKUDA et al., 2003), especialmente quando é praticada uma baixa intensidade de corte e técnicas de impacto reduzido são usadas. No entanto, os ciclos de corte atuais, normalmente não são longos o suficiente para que os estoques de madeira de espécies colhidas anteriormente se recuperem (PUTZ et al., 2012; SCHULZE et al., 2005; SIST E FERREIRA, 2007; van GARDINGEN et al. al., 2006). A baixa recuperação dos estoques de madeira ocorre porque as árvores antigas são colhidas e a colonização de clareiras com espécies madeireiras valiosas não será necessariamente garantida pela regeneração natural, necessariamente, esse processo cria um segundo ambiente que deve ser considerado na tomada de decisão do manejador (AVILA, 2015).

Diante do exposto este trabalho tem por objetivo avaliar os impactos de médio prazo do manejo florestal policíclico na vegetação remanescente numa floresta ombrófila densa

na Amazônia Central, com o intuito de verificar se a condução do manejo para fins comerciais interfere na composição e na diversidade da regeneração natural.

2 OBJETIVOS

2.1 GERAL

Avaliar os impactos de médio prazo do manejo florestal policíclico na diversidade da vegetação remanescente e a variação temporal da composição da vegetação em regeneração natural.

2.2 ESPECÍFICOS

- ✓ Determinar e comparar a diversidade da regeneração natural das áreas manejadas, nos anos de medição utilizando o índice de Shannon;
- ✓ Analisar a recuperação da composição em relação a situação inicial pela similaridade da vegetação, utilizando os índices de Jaccard e Morisita-Horn;

3 HIPÓTESES

Com a intervenção na floresta, a diversidade de espécies arbóreas da regeneração natural não é prejudicada ao longo do tempo.

A composição da vegetação em regeneração natural não é afetada pela exploração florestal.

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 MANEJO FLORESTAL NA AMAZÔNIA

No Brasil o manejo florestal tem por definição legal “Administração da floresta para obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, respeitando-se os mecanismos de sustentação do ecossistema objeto do manejo”, devendo considerar, 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 florestais (BRASIL, 2012). Os planos de manejo de florestas naturais devem considerar a composição florística da área, a diversidade das espécies, a estrutura da floresta, o crescimento dos indivíduos, o recrutamento e a mortalidade, e todo, o processo dinâmico de recomposição e reestruturação da floresta. Assim como dever haver a preocupação com a proporção de abertura do dossel, que será causada pela exploração (CARVALHO, 1999).

Segundo o Art. 31 da Lei Federal nº 12.651/12, a exploração de florestas nativas e formações sucessoras, de domínio público ou privado, depende de licenciamento ambiental, mediante aprovação prévia de Plano de Manejo Florestal Sustentável – PMFS, portanto obrigatório para a exploração legal de florestas amazônicas (BRASIL, 2012). Desta forma, um determinado empreendimento (empresa ou comunidade) interessado em realizá-lo deve, antes de iniciar a exploração, elaborar um Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS), contendo uma descrição das características físicas e biológicas da área a ser manejada e documentando os passos que serão adotados para a exploração da mesma, acompanhados por suas respectivas justificativas técnicas.

O PMFS obedece critérios técnicos estabelecidos pelos órgãos ambientais, em nível federal, deve seguir o estabelecido na Instrução Normativa do IBAMA nº 05/06. Apesar de ter mais 10 anos, houve outras publicações que definem os procedimentos para elaboração e condução do PMFS na Amazônia. Atualmente, todo o processo de licenciamento é realizado no Sistema Nacional de Controle da Origem dos Produtos Florestais (SINAFLOR), administrado pelo IBAMA e obrigatório em todo o território nacional.

Com o aumento das paisagens antrópicas em regiões tropicais, o manejo florestal sustentável pode contribuir para manutenção dos ecossistemas e, concomitantemente, atender a demanda por produtos florestais para a sociedade. Baseado na suposição de que os ecossistemas florestais são resilientes às intervenções silviculturais e que funções

ecossistêmicas recobrem entre os ciclos de corte. Entretanto, as respostas de florestas tropicais às intervenções silviculturais são pouco conhecidas, especialmente no que se refere ao recobrimento de médio a longo prazo, após a exploração florestal (AVILA, 2017).

4.2 SUCESSÃO FLORESTAL

Sucessão ecológica é o desenvolvimento do ecossistema envolvendo as modificações na estrutura de espécies bem como os processos da comunidade ao longo do tempo. Ocorrendo de acordo com mudanças determinadas pela própria comunidade, a sucessão é chamada autogênica, e se o fator de mudança é externo, é chamada alogênica (ODUM, 1988). A sucessão natural de espécies florestais se constitui numa sequência de mudanças florísticas e estruturais que ocorrem no ecossistema, após um distúrbio na área, até que a floresta atinja um ponto de equilíbrio dinâmico (CARVALHO, 1999).

Normalmente após eventos naturais ou de origem antrópica a regeneração natural da vegetação que se instala constitui um mecanismo dinâmico progressivo e contínuo de restauração da vegetação, podendo recompor a cobertura original da área. O processo de germinação, instalação, crescimento, reprodução, substituição e morte de vegetais é denominado de dinâmica da vegetação e, pode ser observado tanto no processo sucessional como em formações em clímax (QUEIROZ, 1995).

Para muitos ecólogos, a sucessão envolve a mudança no sistema natural e o entendimento das causas e das direções de tal mudança. “A sucessão da planta é uma mudança cumulativa direcional (em direção ao clímax) na espécie que ocupa uma dada área com o tempo”. Se mudanças significativas na composição de espécies para uma dada área não ocorrerem dentro de um certo período, a comunidade é considerada MADURA ou CLIMAX. Comunidades clímax não são estáticas. As mudanças ocorrem, mas elas não são cumulativas nos seus efeitos (HIGUCHI, et al, 2004).

A sucessão em florestas sob regime de manejo florestal está relacionada a abertura e ao tamanho da clareira, que possibilita a entrada de luz até o chão, atingindo o banco de sementes no solo e ao potencial vegetativo das espécies. A sucessão ecológica ocorre quando um grupo de espécies tolerantes a luz solar, substitui um grupo de espécies intolerantes (de sombra). As espécies pioneiras crescem rápido após a criação de uma clareira e vão formar o dossel, sob o qual se estabelecem as mudas de espécies tolerantes.

Quando as espécies intolerantes começam a morrer, o dossel começa a se desfazer, as espécies tolerantes são liberadas e crescem como um segundo ciclo (CARVALHO, 1999).

Para promover o uso sustentável das florestas tropicais, é necessário conhecer como estas renovam seus recursos, os processos de dinâmica de regeneração natural e seus potenciais qualitativos e quantitativos. A dinâmica florestal refere-se às mudanças florísticas e estruturais que ocorrem em formações florestais, em diversas escalas de tempo (MANTOVANI, 1999).

A regeneração natural com a conseqüente negação da necessidade de investimentos financeiros na regeneração artificial de árvores funciona bem onde a vegetação do sub-bosque competitivo é esparsa. Embora condições densas de estande antes do corte de regeneração possam reduzir a quantidade de vegetação de sub-bosque, vários tipos de floresta no mundo têm vegetação de sub-bosque que é altamente tolerante à sombra e espécies de sub-bosque que podem responder de forma muito agressiva e competitiva à abertura do dossel. Nessas florestas, a regeneração de espécies arbóreas desejáveis (especialmente, mas não se limitando a espécies intolerantes à sombra) pode ser pobre ou retardada por anos ou mesmo décadas (PUETTMANN, 2015)

4.3 ANÁLISE DA VEGETAÇÃO

A vegetação é o componente que melhor caracteriza o ecossistema, sendo possível obter informações importantes de outros componentes deste ecossistema através da análise da vegetação, como, por exemplo, pode-se inferir sobre os animais existentes em uma determinada região, bem como o clima e outros fatores abióticos (PINTO, 2003).

A determinação do método de análise da vegetação depende diretamente do problema ou da abordagem a ser investigada. Podendo ser a simples avaliação de aspectos fisionômicos, como também podem apontar para coleta de dados mais detalhados quantificando aspectos estruturais da vegetação capazes de descrever com maior precisão a vegetação (FELFILLI, 2000).

4.4 DIVERSIDADE DA VEGETAÇÃO

A diversidade de espécies é uma das características mais óbvias de uma comunidade. Desde as primeiras observações sobre a rica diversidade das comunidades

tropicais em comparação com as comunidades polares empobrecidas, os ecologistas tentaram quantificar o conceito de diversidade (MAGURRAN, 1988).

A diversidade é relativa ao número de espécies e suas abundâncias em uma comunidade ou habitat. Com a finalidade de fazer distinção entre a diversidade encontrada dentro de uma comunidade e a diversidade de uma paisagem ou região na qual observa-se uma mistura de habitats, Felfili (2000), segundo Whittaker (1972), é classificada usualmente como:

Diversidade alfa (α): é relativa ao número de espécies e suas abundâncias em uma área determinada ou comunidade. Exemplo: diversidade de espécies em uma área restrita de cerrado (ODUM, 1988).

Diversidade beta (β): é a diversidade entre habitats. É também chamada de diversidade de habitats porque evidencia diferenças na composição das espécies entre diferentes áreas ou meios. Exemplo: diversidade entre matas e cerrado e diversidade entre áreas de floresta ao longo de um gradiente de umidade (VENTUROLI, 2011).

Diversidade gama (γ): a riqueza em espécies de uma série de habitats numa área geográfica (por exemplo, ilha), que é uma consequência da diversidade alfa dos habitats, juntamente com a extensão da diversidade beta entre eles.

A diversidade em florestas tropicais relaciona-se diretamente ao processo de regeneração natural, que pode ser influenciado por fatores de ordem natural até os de ação antrópica, determinando a composição florística da floresta. O tempo decorrido entre a perturbação do ecossistema e as fases de reconstrução é outro fator importante, que também influencia a riqueza e a diversidade de espécies (BRUENIG, 1986)

Embora os modelos de abundância de espécies descrevam a diversidade de maneira mais completa, os índices baseados nas abundâncias proporcionais das espécies são as medidas de diversidade mais utilizadas em ecologia. Estes índices levam em conta, tanto a uniformidade (equabilidade) quanto a riqueza de espécies, sendo chamados também de índices de heterogeneidade. O aumento do número de espécies ou o aumento da uniformidade das abundâncias aumenta a diversidade.

4.5 SIMILARIDADE DA VEGETAÇÃO

Em muitos estudos sobre comunidades, os ecologistas obtêm uma lista das espécies que ocorrem em cada uma das várias comunidades e, se houver amostragem quantitativa,

alguma medida da abundância relativa de cada espécie. Muitas vezes, o objetivo desta amostragem é determinar se as comunidades podem ser classificadas ou precisam ser separadas. Para a designação de áreas de conservação, muitas vezes queremos perguntar quanto áreas separadas diferem em sua flora e fauna. Como um começo para responder a essas questões complexas de classificação comunitária, agora perguntamos como podemos medir a semelhança entre duas dessas amostras da comunidade (KREBS, 2014).

Existem muitas medidas de similaridade disponíveis (LEGENDRE e LEGENDRE 1983, WOLDA 1981) e existe muita confusão sobre qual medida usar. As medidas de similaridade são tipos peculiares de coeficientes porque são principalmente coeficientes descritivos, não estimadores de algum parâmetro estatístico. É difícil dar intervalos confiáveis de confiança para a maioria das medidas de similaridade e os erros prováveis podem ser estimados somente por algum tipo de procedimento de randomização.

Existem duas grandes categorias de medidas de similaridade. Os coeficientes de similaridade binária são usados quando somente dados de presença/ausência estão disponíveis para as espécies em uma comunidade e, portanto, são apropriados para a escala de medida nominal. Os coeficientes de similaridade quantitativa exigem que alguma medida de abundância relativa também esteja disponível para cada espécie. A abundância relativa pode ser medida por número de indivíduos, biomassa, cobertura, produtividade ou qualquer medida que quantifica a "importância" das espécies na comunidade (KREBS, 2014).

A maneira mais simples de medir a diversidade β entre pares de locais é pelo uso dos coeficientes de similaridade (BARROS, 2007). Durigan (2002) cita em seu trabalho que os índices mais utilizados nos levantamentos que visam avaliar as semelhanças florísticas entre comunidade, são os índices de Jaccard e Sorensen. Sendo que o primeiro corresponde à porcentagem do total de espécies amostradas que ocorrem nos locais em comum, e o segundo, corresponde à porcentagem de espécies comuns em relação à média do número de espécies das comunidades comparadas.

4.6 ESTUDOS COMPARATIVO DE DIVERSIDADE/SIMILARIDADE

Analisando a composição e similaridade florística entre duas áreas de Floresta Atlântica Montana, Padgurschi et al (2011) avaliaram a similaridade segundo o coeficiente de Jaccard (C_j), pois este não considera a frequência das espécies e deve-se, pois, usá-lo

quando se deseja pesar as espécies de maneira igualitária. Para a diversidade o autor utilizou o índice de Shannon, o resultado demonstra que as áreas são bastante diversas com distribuição dos indivíduos pelas espécies não é equitativa. O grau de similaridade florística encontrado entre as parcelas foi muito baixo, sendo esta diferença na composição, mas semelhança no número de espécies, explicável pelo fato de que os parâmetros variam independentemente, ou seja, duas áreas podem ter táxons diferentes, mas número de espécies semelhantes.

Em estudo complexo sobre a dinâmica de médio prazo da composição de espécies arbóreas em resposta a intervenções silviculturais intensivas em uma floresta tropical, localizada na Flona Tapajós, Ávila et al (2017), analisaram pela similaridade espacial as alterações na composição das espécies ao longo do tempo e utilizou o índice de Morisita-Horn como uma medida de similaridade baseada em abundância. Segundo Jost (2006), este índice é sensível à abundância relativa de espécies e é resistente à subamostra porque dá maior peso a espécies mais abundantes. Ficou evidenciado no estudo que quanto maior a intensidade da exploração, menor a similaridade da floresta em relação a seu estágio inicial, sendo indicada a similaridade como um indicador para a recuperação florestal. Para análise da diversidade de espécies foi utilizado o índice de Shannon, para subsidiar a avaliação temporal dos dados, onde observou-se que as diferentes intervenções silviculturais não impactaram na diversidade, devido a dinâmica de ingresso e mortalidade, bem como o recrutamento de espécies pioneiras.

Gomide (1997) realizou o estudo comparativo entre as composições florísticas, estruturas e dinâmicas das florestas tropicais primárias e secundárias no estado do Amapá, como medida de similaridade utilizou o índice de similaridade Sorensen. Segundo o estudo houve variação do número de espécies na floresta primária e secundária no período amostrado, notando-se rápida convergência no número de espécies das duas florestas, mesmo considerando que a área amostrada da floresta primária é menor do que a da floresta secundária. O índice de Similaridade entre as florestas primária e secundária, revelou uma semelhança, em termos de composição florística da ordem de 52%.

O estudo conduzido por Yared et al (1998), analisou a composição florística de florestas secundárias e primária, sob efeito de diferentes sistemas silviculturais, na Amazônia Oriental, utilizou o índice de similaridade de Sorensen, para avaliação da composição florística dos povoamentos manejados com as respectivas florestas não manejadas. Os autores descrevem nos resultados que nas florestas secundárias

analisadas, a composição florística dos povoamentos manejados, independentemente do sistema adotado, mantém um elevado grau de similaridade, entre 67 e 70%.

Em relação a floresta primária a alteração qualitativa na composição florística se deu de forma mais acentuada, guardando uma menor semelhança entre floresta manejada e floresta primária, índices entre 38 e 49%. Em publicação posterior, os autores analisaram a diversidade florística, o índice utilizado no estudo foi o de Shannon. Comparativamente os povoamentos manejados em floresta secundária apresentaram menor diversidade de espécies que a floresta secundária não manejada. Os povoamentos manejados em floresta primária apresentaram respostas distintas em relação à diversidade de espécies. Finaliza afirmando que as práticas adotadas de manejo possibilitaram ainda, a manutenção de uma composição florística diversificada dos povoamentos manejados (YARED et al, 2000).

Ainda no estudo de Araújo et al (2012), a composição florística foi avaliada a partir do índice de diversidade de Shannon-Weaver (H'), assim como Silva (2010), Fonseca (2017) e Guimarães (2016). Para Silva e Molinari (2017), o índice de Shannon é utilizado para representar o número de espécies em uma comunidade, atribuindo um valor a riqueza das espécies em determinada parcela. Rayol (2011), analisando a similaridade florística entre o estrato arbóreo e a regeneração natural de uma floresta secundária no município de Bragança-PA, de igual modo utilizou esse índice para avaliar a diversidade, para o estrato arbóreo foi de 3,62, considerado alto quando comparado com outros estudos.

Para avaliar a similaridade na composição florística entre transectos instalados em 20 fragmentos de florestas secundárias localizadas nos municípios de Marabá, Parauapebas e Eldorado dos Carajás, no estado do Pará, Taurino (2017), realizou a ordenação por escalonamento multidimensional não métrico (Nonmetric Multidimensional Scaling- NMDS), baseada no índice de Sorensen Bray-Curtis. Essa análise busca representar em duas ou mais dimensões a variação existente em um conjunto de dados multivariados. As análises para a composição florística revelaram pouca similaridade entre os fragmentos de florestas com idades semelhantes. Portanto, a composição de espécies não teve convergência florística à medida que as florestas foram se recuperando.

Avaliando o potencial da regeneração natural como método de restauração do entorno de nascente perturbada, no município de Nazareno, Minas Gerais, Souza et al (2012), optaram por utilizar o índice de Sorensen para a similaridade florística entre as comunidades, por fornecer maior peso para as espécies comuns, diferentemente do índice de similaridade de Jaccard.

4.7 ANÁLISE DE AGRUPAMENTOS E SIMILARIDADE

A análise de agrupamento, também conhecida como análise de segmentação ou análise de taxonomia, é um conjunto de técnicas para realizar tarefas de dividir um conjunto de dados (n observações com k variáveis) em subconjuntos relativamente homogêneos, baseado na distância ou similaridade entre os dados. Objetiva-se encontrar m grupos quaisquer (onde $m \leq n$), de maneira que cada observação tenha a menor diferença possível das demais que pertençam ao mesmo grupo e a maior diferença possível das demais observações que pertençam a outros grupos, de acordo com um certo critério, que pode ser a distância ou similaridade entre observações ou distância ou similaridade entre grupos. Porém, na natureza existem diversos tipos de variáveis, cujo conceito de distância é distinto (SOUZA, 2005).

É uma técnica analítica para o desenvolvimento de subgrupos significativos de indivíduos ou objetos. O objetivo é classificar uma amostra de indivíduos ou objetos em um pequeno número de grupos mutuamente exclusivos baseado nas similaridades entre os indivíduos ou objetos (FELFILLI, 1993). Conforme o procedimento usado na formação das classes, as técnicas podem ser divisivas ou aglomerativas. As técnicas aglomerativas começam pela fusão sucessiva dos indivíduos que se combinam por suas semelhanças, repetindo o procedimento até esgotar as possibilidades de combinação ou até que não fiquem indivíduos isolados. Essas técnicas buscam a similaridade entre os indivíduos ou comunidades analisadas (LONGHI, 1997). A análise de agrupamento, baseada no conceito de reunir pontos que representam elementos (amostras ou espécies) com características similares, é realizada com base em cálculos matemáticos. (KENT; COKER, 1992).

Analisando a diversidade florística em dois trechos de floresta secundária com cerca de 40 anos de abandono provenientes do uso de pequenas clareiras, localizados no sudoeste do estado do Amapá, cidade de Laranjal do Jarí, Guimarães et al (2016), obtiveram a similaridade florística utilizando o índice de Jaccard. Concluíram que apesar de terem a mesma idade, os dois trechos estudados mostraram diferenças significativas na riqueza de espécies, que é o principal fator para diferenças de diversidade, resultando em baixa similaridade entre as florestas estudadas. As diferenças registradas na composição de espécies e diversidade sugerem que as espécies estão respondendo de forma diferente os efeitos ambientais, portanto, estudos mais avançados são necessários para entender essas relações. Neste estudo considerando o índice de Jaccard, foi elaborado ainda um

dendrograma baseado na média do grupo (UPGMA), no qual o agrupamento é feito com base na média aritmética dos elementos, gerando um dendrograma, onde os valores das ordenadas expressam as relações de similaridade entre os objetos que são indicados nas abcissas, assemelhando-se a metodologia utilizada por Silva (2010).

Azevedo (2006), quantificou a diversidade de espécies para diferentes tratamentos de florestas submetidas a manejo na Amazônia Oriental, utilizando o índice de Shannon e outras análises estatísticas como o de Equitabilidade (J) e o Índice Alfa de Fisher (α). A análise demonstrou que a aplicação dos tratamentos não influenciou a diversidade medida pelo índice de Shannon com o passar do tempo. A similaridade foi analisada pelo método de dendrograma de similaridade (Análise de Agrupamentos), sendo as células da matriz de Similaridade foram preenchidas com os valores do Índice de Morisita. Segundo a análise de agrupamento a aplicação dos tratamentos silviculturais não alterou a composição dos grupos formados a partir de 1990, sendo possível concluir que em 2004 foi detectada uma tendência de homogeneidade das parcelas submetidas a diferentes tratamentos, os valores de similaridade, ano nível de espécie, para todos os anos ficou acima de 70%.

Na análise de agrupamentos feita por Fonseca (2017), foi possível perceber um claro padrão de agrupamento entre os quatro ambientes florestais avaliados, os valores de riqueza, índices de diversidade e equabilidade, variam de acordo com o grau de impacto sofrido, obtendo valores maiores em ambientes mais preservados. Ainda ficou claro que a estrutura dos ambientes florestais em estudo são o reflexo dos tipos e intensidades dos distúrbios causados pelo ambiente urbano, considerado naquela pesquisa.

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 DESCRIÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO

A fazenda Dois Mil é uma área de manejo florestal pertencente a empresa Mil Madeireira Preciosas Ltda., que se localiza entre os paralelos 2°43' e 3°04' de latitude S e 58°31' e 58°57' de longitude W (Figura 1), no quilômetro 227 da rodovia estadual AM-10. Para a produção regular de madeira é utilizada uma área, aproximada, de 500.000 hectares de floresta primária.

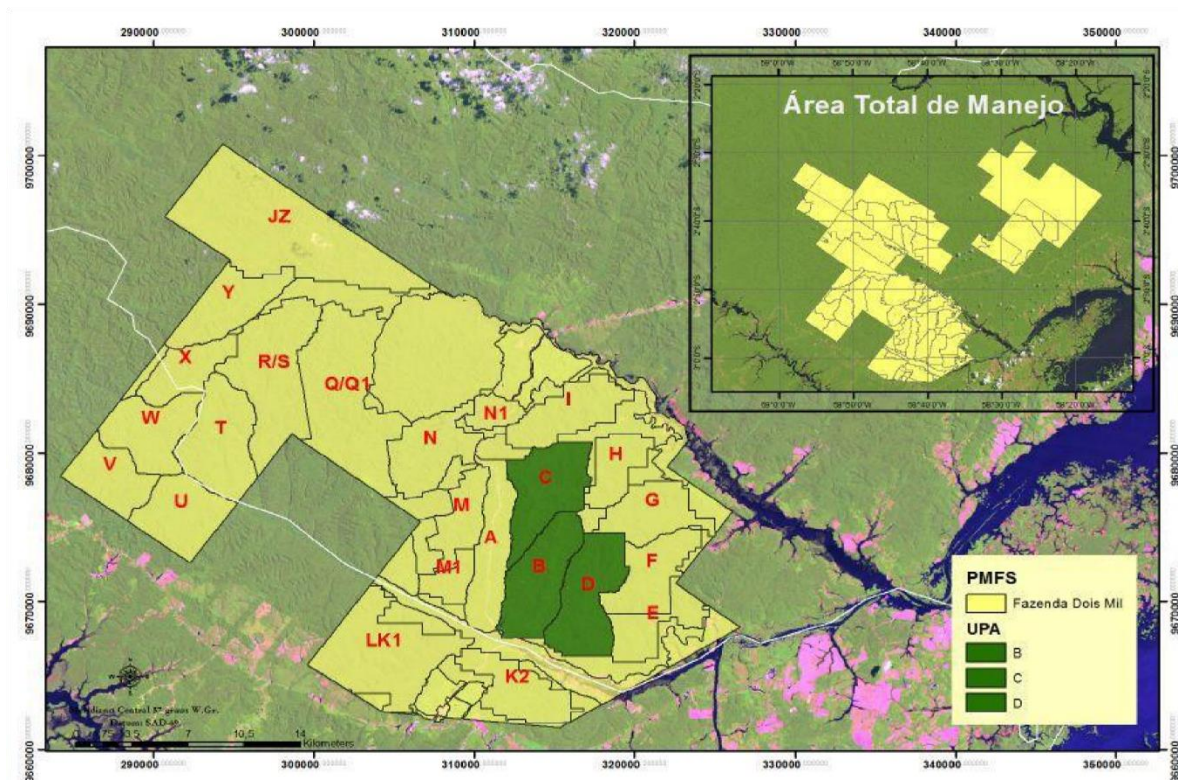


Figura 1. Área total do Plano de Manejo Florestal com a divisão das Unidades de Produção Anual (UPA). Fazenda Dois Mil pertencente à Empresa Mil Madeiras Preciosa Ltda. Itacoatiara-AM. Fonte: Vasconcelos (2015).

A madeira explorada é processada como madeira serrada, produtos acabados e semiacabados (principalmente para exportação para a Europa, Estados Unidos e Ásia), na própria serraria e instalações fabris da Mil Madeiras. O Resíduo do desdobramento da madeira é queimado em uma usina termoelétrica de turbina a vapor para gerar eletricidade.

O clima da área é do tipo “AmW”, de acordo com a classificação de Koppen, com estação seca de dois a três meses (com precipitação mensal nunca inferior a 50 mm), precipitação média anual de 2.200 mm e temperatura média anual de 26°C.

Os solos são do tipo Latossolo Amarelo Distrófico com pH variando entre 4,3 e 4,7, saturação de alumínio entre 85 e 90% e teor de fósforo abaixo de 4 mg/dm³.

O relevo é um planalto dissecado, com platôs levemente inclinados, com algumas encostas bastante íngremes limitando estas florestas. Estas encostas podem ter de 5 a 20 m de profundidade, com declives de 10° a 40°. O ponto mais alto no mapa topográfico da propriedade é encontrado a cerca de 128 m, e o mais baixo a 40 m, com distância entre estes pontos de cerca de 40 km, as espécies comerciais estão localizadas na área de terra firme constituída pela Floresta Ombrófila Densa (PMFS/Mil Madeiras, 2013).

5.2 COLETA DE DADOS

Foram utilizados neste trabalho dados provenientes de parcelas permanentes instaladas nas Unidades de Produção Anual B, C e D (Figura 1). As parcelas foram implantadas com área de um hectare cada (100 m x 100 m) conforme a metodologia adotada por Silva e Lopes (1984). A Tabela 1 mostra o histórico destes compartimentos com o número de subparcelas da regeneração natural por parcelas de 1ha que foram amostradas.

As UPA B, C e D possuem respectivamente 14, 13 e 14 parcelas permanentes de 1 hectare cada, totalizado 41 parcelas permanentes, sendo cada parcela permanente dividida em 100 subparcelas de 10 x 10 m (100 m²). Dentro de cada parcela foram sorteadas aleatoriamente 20 subparcelas, perfazendo um total de 820 subparcelas, sendo 280 subparcelas na UPA B, 260 subparcelas na UPA C e 280 subparcelas na UPA D. A área total amostrada para a regeneração natural é de 8,2 hectares. Dentro de cada subparcela sorteada foram medidos todos os indivíduos com 5 cm ≤ DAP < 15 cm, os quais são classificados como arvoretas.

Tabela 1. Número parcelas e de subparcelas da regeneração natural instalada nas Unidades de Produção Anual B, C e D, com o ano de exploração, ano e mês da coleta de dados.

UPA	Ano Exploração	Parcela Permanente				
		Medições	Mês	Ano	Parcelas de 1 ha	Sub Parcelas de 100 m ²
B	1996/1997	1	Dez	1996	14	280
		2	Mai	1998		
		3	Mar	2001		
		4	Ago	2014		
C	1997	1	Out	1997	13	260
		2	Ago	2001		
		3	Dez	2014		
D	1998	1	Abril	1998	14	280
		2	Out	2001		
		3	Dez	2014		

RN = Regeneração Natural. Fonte: O autor (2018).

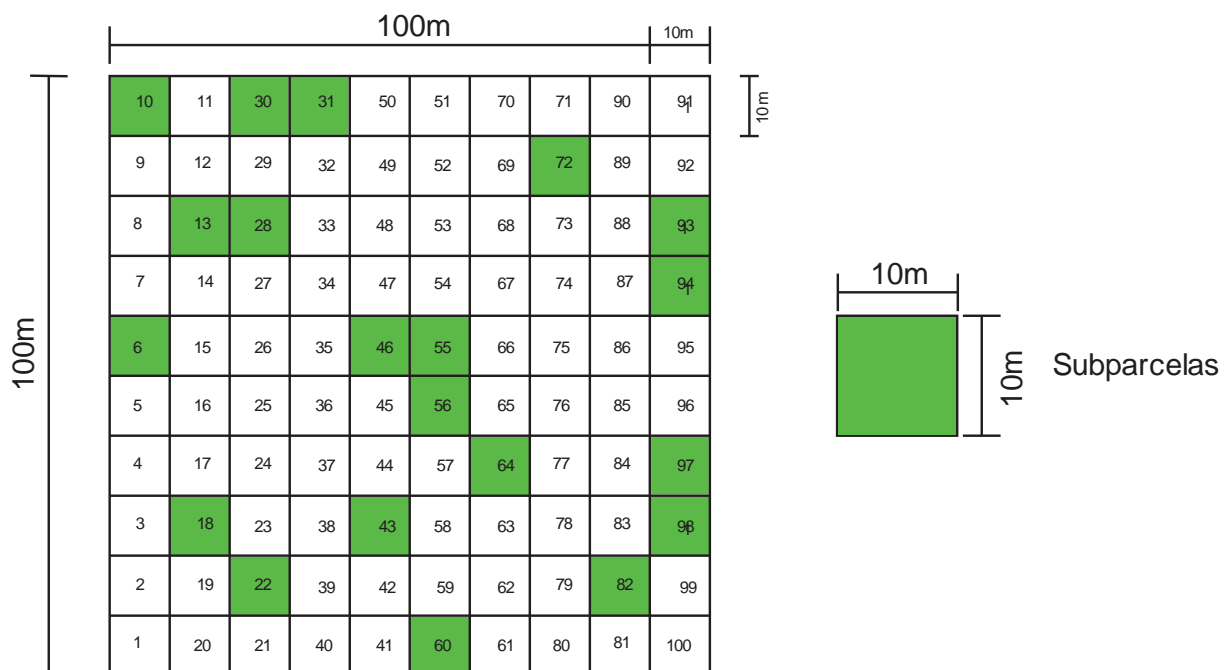


Figura 2 Exemplo da Parcela. Destaque em verde para as subparcelas onde foi inventariada a regeneração natural). Fonte: O autor (2018).

As árvores classificadas como “arvoreta” receberam plaquetas de identificação com um número composto por dois dígitos (01, 02, 03, nn...), que foi colocada logo acima do ponto de medição. Cada subparcela de arvoretas tem sua sequência própria de numeração, independente da sequência utilizada para árvores.

Todos indivíduos que foram localizados foram identificados botanicamente em nível de espécie, e os nomes botânicos apresentados foram conferidos com o banco

dados público do Missouri Botanical Garden. Para este trabalho procedeu-se a atualização e verificação da classificação botânica de cada espécie, segundo o Sistema de Informação sobre a Biodiversidade Brasileira (SiBBR). As variáveis tomadas para cada árvore foram: Diâmetro a Altura do Peito-DAP, classe de identificação do fuste (CIF), tratamento silvicultural, iluminação da copa, forma da copa, danos e presença e efeito dos cipós (SILVA et al., 2005).

5.2.1 Diâmetro

A medição do diâmetro foi feita com fita diamétrica e todas as arvoretas, incluindo as caídas, quebradas ou danificadas, foram medidas. Os diâmetros foram medidos em um ponto fixo no tronco, denominado ponto de medição (PDM), que deve ser estabelecido, sempre que for possível, a 1,30 m do solo (padrão internacional).

5.2.2 Classe de identificação do fuste de arvoretas

A classe de identificação do fuste (CIF) é uma variável categórica e segue uma codificação numérica, esses códigos combinam a sanidade das arvoretas com o estado de seu fuste. A seguir são apresentados os códigos de classe de identificação do fuste que foram utilizados para identificar as arvoretas amostradas:

1. Arvoreta viva em pé com o fuste completo.
2. Arvoreta viva em pé, sem copa, com o fuste igual ou maior que 4,0 m de comprimento.
3. Arvoreta viva em pé, sem copa, com o fuste menor que 4,0 m de comprimento.
4. Arvoreta viva caída.
5. Arvoreta morta por causa natural.
6. Arvoreta morta decorrente da exploração.
7. Arvoreta morta decorrente dos tratamentos silviculturais.
8. Arvoreta egressa.
9. Arvoreta não encontrada.

5.3 ANÁLISE DOS DADOS

5.3.1 Diversidade florística

A diversidade foi analisada utilizando o índice de Shannon. Este índice foi proposto por Shannon (1948), e possui uma vantagem em relação aos índices de Margalef, Gleason e Menhinick, pois é apropriado para amostras aleatórias de espécies de uma comunidade ou sub-comunidade ou sub-comunidade de interesse, e é estimado através da seguinte equação:

$$H' = - \sum_{i=1}^s \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N}$$

Onde: H' = índice de diversidade de Shannon-Wiener; n_i = número de indivíduos da i -ésima espécie na amostra; N = número total de indivíduos na amostra; \ln = logaritmo neperiano (base e).

Com software estatístico Past3, realizou-se o cálculo dos seguintes parâmetros e índices:

- ✓ Número de táxons (S)
- ✓ Número total de indivíduos (n)
- ✓ Dominância = 1-Índice de Simpson. Varia de 0 (todos os táxons presentes em iguais quantidades) a 1 (um táxon domina completamente a comunidade).

$$D = \sum_i \left(\frac{n_i}{n} \right)^2$$

Onde: n_i é o número de indivíduos do táxon i .

- ✓ Índice Simpson: 1-D.
Mede a "uniformidade" da comunidade de 0 a 1. Observe a confusão na literatura: os índices de dominância e Simpson são frequentemente trocados.

- ✓ Índice de equabilidade de Buzas e Gibson: a proporção que o valor de “espécie-equivalente” representa em relação ao número de espécies da comunidade, foi proposto por BUZAS & GIBSON (1969).

$$E_{(eH')} = \frac{e^{H'}}{S}$$

Onde: e = logaritmo natural (e = 2,7182828), H' = diversidade de Shanon-Wiener; S = números de espécies por levantamento.

- ✓ Índice de diversidade de Brillouin: Este índice é recomendado quando a aleatoriedade da amostra não pode ser garantida, ou se a comunidade foi totalmente identificada, com todos os indivíduos contados, o Índice de Brillouin é a forma apropriada a ser utilizada.

$$HB = \frac{\ln N! - \sum_{i=1}^n \ln n_i!}{N}$$

Onde: ln é o logaritmo natural; N! = fatorial do número total de indivíduos da amostra; n = número de indivíduos da espécie.

- ✓ Índice de riqueza de Menhinick:

$$\frac{S}{\sqrt{n}}$$

Onde: s é o número de espécies amostradas; N é o número total de indivíduos em todas as espécies.

- ✓ Índice de riqueza de Margalef:

$$\alpha = \frac{s - 1}{\log N}$$

Onde: s é o número de espécies amostradas; N é o número total de indivíduos em todas as espécies.

- ✓ Índice de Equitabilidade J (Pielou): Diversidade de Shannon dividida pelo logaritmo do número de taxa. Isso mede a uniformidade com a qual os indivíduos são divididos entre os táxons presentes.

$$J = \frac{H'}{\log_b S}$$

- ✓ Alfa de Fisher: Definido implicitamente pela fórmula

$$S = \alpha \ln \left(1 + \frac{n}{\alpha} \right)$$

Onde: S é o número de táxons, n é o número de indivíduos, e α é o alfa de Fisher

- ✓ Dominância de Berger-Parker: simplesmente o número de indivíduos do táxon dominante em relação ao n.

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

Onde: N_{max} é o número de indivíduos da espécie mais abundante e N_T é o número total de indivíduos na amostra.

5.3.2 Teste de hipóteses para o índice de Shannon

O teste de hipóteses para o índice de Shannon-Wiener é recomendado por Magurran (1988), a partir dos trabalhos de Hutcheson (1970) e segue, basicamente, as mesmas regras e propriedades estabelecidas para o índice de Simpson. Também, nesse caso, a hipótese nula ou H_0 e a hipótese alternativa ou H_1 , poderiam ser assim representadas:

H_0 : não houve alteração da diversidade de espécies ao longo dos anos.

H_1 : as comunidades comparadas apresentam diversidades diferentes.

Para se realizar o teste de hipóteses foram feitos os seguintes cálculos intermediários:

- Cálculo da variância do índice de Shannon-Wiener ($VarH'$)

$$VarH' = \frac{\sum p_i (\ln p_i)^2 - (\sum p_i \ln p_i)^2}{N} - \frac{S-1}{2N^2}$$

- Cálculo do valor do teste t de Student (t)

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{\sqrt{(VarH'_1 + VarH'_2)}}$$

c) Cálculo do grau de liberdade para o teste de hipóteses (gl)

$$gl = \frac{(VarH'_1 + VarH'_2)^2}{\left[\frac{(VarH'_1)^2}{N_1} \right] + \left[\frac{(VarH'_2)^2}{N_2} \right]}$$

Onde: H'_1 = índice de diversidade de Shannon-Wiener no ano 1; H'_2 = índice de diversidade de Shannon-Wiener no ano 2; $Var H'_1$ = variância do Índice de diversidade de Shannon-Wiener no ano 1; $Var H'_2$ = variância do índice de diversidade de Shannon-Wiener no ano 2; N_1 = número total de indivíduos registrados no ano 1; N_2 = número total de indivíduos registrados no ano 2; n_i = número de indivíduos da i -ésima espécie na amostra; $P_i = n_i / N$

5.3.3 Similaridade

Para análise da similaridade foi dada a ênfase em dois os índices específicos, o de Jaccard (S_j), como índice qualitativo e o índice de Morisita-Horn (C_H), como uma medida de similaridade baseada em abundância.

a) Índice de Jaccard

$$S_j = a / (a + b + c)$$

Onde: a é o número de espécies encontrados em ambos os locais, A e B; b é o número de espécies no local B, mas não em A; c é o número de espécies no local A, mas não em B.

b) Índice de Morisita-horn

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

Onde: X_{ij} e X_{ik} são, respectivamente, o número de indivíduos da espécie i medidas no ano j e do ano k ; N_j e N_k são, respectivamente, o número total de indivíduos medido nos anos j e k .

5.3.4 Análise de agrupamentos (Cluster Analysis)

O método a ser utilizado é o de ligação média entre clusters também é conhecida por UPGMA (Agrupamento pelas médias aritméticas não ponderadas) ou distância média entre clusters, usa como ponto de partida uma matriz de dissimilaridades. A distância entre dois grupos A e B, é definida como sendo a média das distâncias entre todos os pares de objetos constituídos por um objeto de cada grupo, também utilizado por Silva (2010).

A maior similaridade (ou menor distância) identifica o próximo cluster a ser formado. Após esse evento, o método calcula a média aritmética das semelhanças ou distâncias entre um objeto candidato e cada um dos membros de cluster ou, no caso de um cluster formado anteriormente, entre todos os membros dos dois clusters. Todos os objetos recebem pesos iguais no cálculo. A matriz de similaridade ou distância é atualizada e reduzida em tamanho em cada etapa de agrupamento. O agrupamento procede por aglomeração à medida que o critério de similaridade é relaxado, assim como ocorre no agrupamento de ligação única. Como ele dá pesos iguais às semelhanças originais, o método UPGMA assume que os objetos em cada grupo formam uma amostra representativa dos grupos de objetos maiores correspondentes na população de referência em estudo. Por essa razão, o agrupamento UPGMA só deve ser usado em conexão com projetos simples de amostragem aleatória ou sistemática (Legendre e Legendre, 1988).

5.3.5 Escalonamento multidimensional não-métrico

Considerando a necessidade de se visualizar todas as parcelas ao mesmo tempo, numa perspectiva multivariada, utilizou-se a técnica de Escalonamento Multidimensional Não Métrico – NMDS para ordenação e visualização de forma mais simplificada das dimensões dos dados (PACHECO, 2018; AVILA, 2015).

O NMDS é uma técnica de ordenação que tem por objetivo descrever a estrutura de uma matriz complexa; uma forma de visualização dos dados que é extremamente robusta que trabalha com o ranqueamento das abundâncias para gerar a matriz de dissimilaridade entre parcelas, gerando uma visualização (no espaço reduzido de dimensões), o mais próximo possível do posicionamento real das mesmas em termos das diferenças florísticas evidenciadas pela matriz gerada com os índices utilizados (Jaccard e Morisita-Horn).

Todos os testes foram realizados para o povoamento total e para o povoamento comercial, conforme a classificação utilizada pela empresa, utilizada por Silva (2014) e Silveira (2019).

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA

Após a análise dos dados do inventário florestal contínuo nas 280 subparcelas (8,20 ha) das 03 unidades de produção anual (B, C e D), observou-se que foram amostrados um total de 8.090 indivíduos com DAP variando entre 5cm e 14,9cm ($5\text{cm} \leq \text{DAP} < 15\text{cm}$), distribuídos em 244 espécies, e 48 famílias taxonômicas, segundo a Sistema Brasileiro de Classificação. Considerando a primeira medição (antes da exploração), foram medidos 5.431 indivíduos de 232 espécies, distribuídos em 48 famílias taxonômicas. Não ocorreu grande variação entre o número de famílias totais quando analisado por UPA, a UPA D manteve o mesmo número de famílias da medição inicial e somente a UPA B teve um acréscimo de 2 famílias após 18 anos da primeira medição. Das 244 espécies registradas, 91 ocorrem nas 3 UPAs, 32 ocorrem em duas UPAs e 121 ocorrem em pelo menos umas das UPAs analisadas. Em relação as famílias, 35 das 48 famílias registradas, ocorrem em todas as UPAs. A lista de espécies registrada nesse estudo encontra-se no Apêndice A.

Tabela 2 Números de famílias, espécies e indivíduos por Unidade de Produção Anual (UPA). Fazenda Dois Mil. Empresa Mil Madeiras Preciosa. Itacoatiara-AM.

UPA	INICIAL (AExp)			MPExp			ULT. MED		
	Fam	Esp.	Ind.	Fam	Esp.	Ind.	Fam	Esp.	Ind.
B	41	117	1661	42	116	1348	43	125	1895
C	36	145	1985	35	125	1594	35	125	1793
D	38	143	1785	37	126	1349	38	139	1757

AExp = Antes da exploração (B-1996, C-1997 e D-1998); MPExp = Medição logo Após a exploração (B-1998, C e D-2001); Ult.Med = Última medição (B, C e D-2014) Fonte: o Autor

Por se tratar de uma floresta tropical, constatou-se uma grande variedade de espécies e famílias arbóreas, além de uma abundância elevada em suas populações. Estes fatores mais uma vez realçam a ideia de que a floresta amazônica é rica em biodiversidade e que possui um potencial e um valor ambiental imensurável. Gouveia (2015), estudando a dinâmica e a estrutura de espécies arbóreas após a exploração florestal na Flona Tapajós, obteve resultados para número de árvores com DAP ≥ 5 cm amostradas no período de monitoramento de 1100 indivíduos por hectare, divididas em 353 espécies, 186 gêneros e 63 famílias. As famílias com maior riqueza foram: Leguminosae (71), Sapotaceae (27),

Lauraceae (25), Moraceae (20), Lecythydaceae (17), Annonaceae (17), Malvaceae (15), Rubiaceae (14) e Apocynaceae (13). Essas 10 famílias possuem juntas 62% das espécies

Neste estudo as 10 famílias que apresentaram o maior número de espécies nas três medições estão apresentadas na Figura 3. A família Lauraceae obteve o maior número de espécies, seguida de Fabaceae e Lecythydaceae. A composição florística da regeneração natural do estudo realizado por Lopes (1993), foi de 213 espécies, distribuídos em 56 famílias e 142 gêneros. As famílias Annonaceae, Moraceae, Euphorbiaceae, Lecythydaceae e Leguminosae, foram as que apresentaram os maiores números de espécies e gêneros.

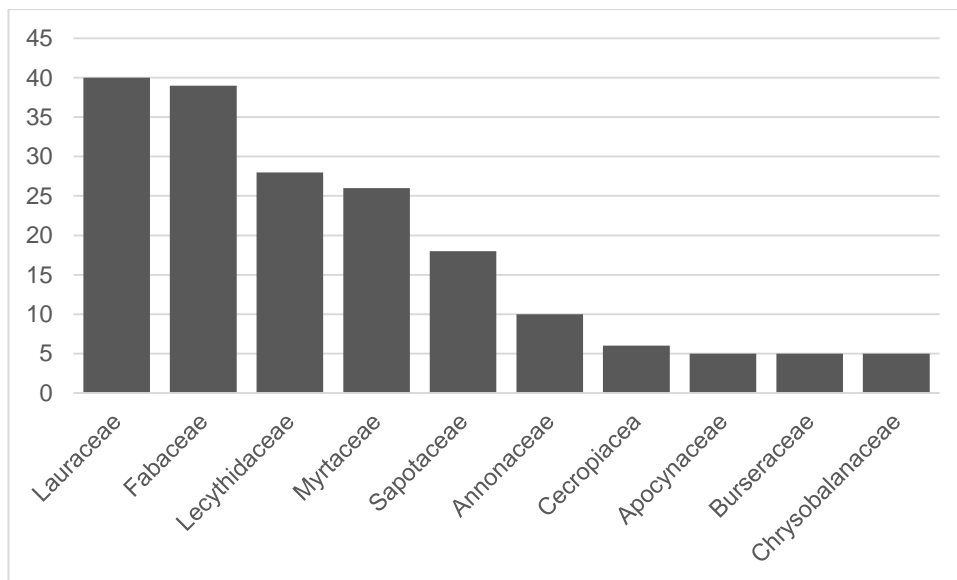


Figura 3 – 10 Famílias com maior número total de espécies registradas.

A espécie com maior número de indivíduos ao final das medições foi *Licania heteromorpha* da família Chrysobalanaceae, com 682 indivíduos, seguida de *Protium paniculatum*, *Guatteria procera*, *Perebea guianensis*, *Protium puncticulatum*, *Ocotea fragrantíssima*, *Rinorea macrocarpa*, *Licaria rígida*, *Pithecellobium cauliflorum*, *Pouteria platyphylla*, conforme observado na Figura 4.

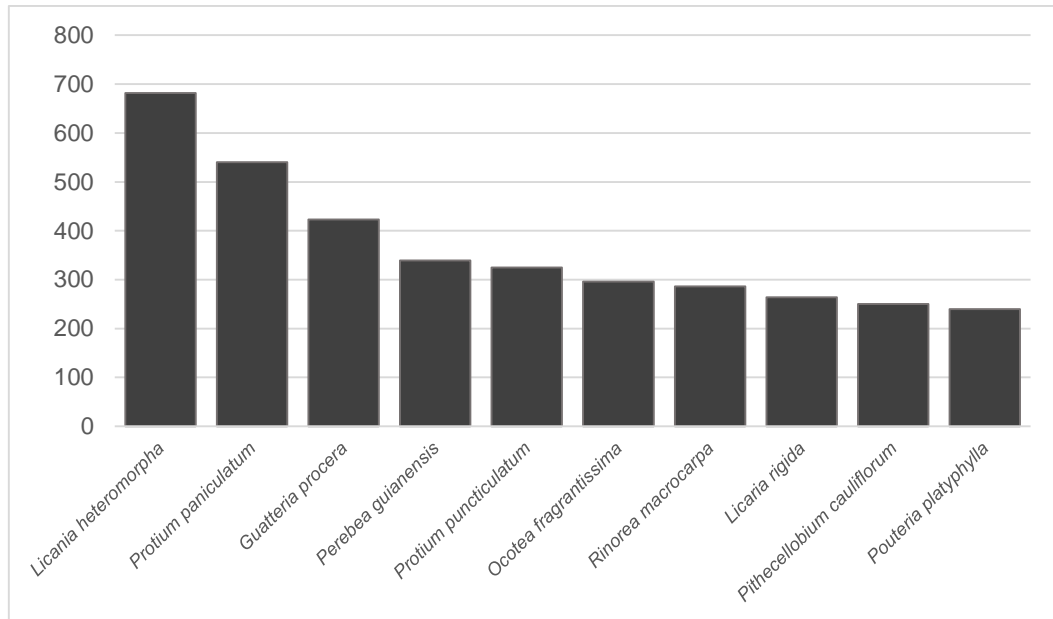


Figura 4 – 10 Espécies com maior número de indivíduos totais registrados em 8,2 ha.

Analisando novos registros de espécies ao longo do tempo, verifica-se que na UPA B, entre 1996 e 1998 houve somente um novo registro, no período entre 1998-2001 não foram registradas a entrada de novas espécies, já no período entre 2001 e 2014, foram acrescentadas 12 novas espécies na lista de registros. Na UPA C, logo após a exploração (1997-2001) não foram registradas a entrada novas espécies. No período de 2001-2014 houve o registro de 17 novas espécies. Na UPA D, após a exploração (1998-2001) não foram registradas a entrada novas espécies, no entanto, no período de 2001-2014 houve o registro de 22 novas espécies, sendo *Vismia cauliflora* e *Cecropia sp.*, as espécies com maior número de novos indivíduos registrados.

Em relação ao diâmetro, considerando uma amplitude de 1,5 cm por classe, na UPA B, observa-se que a classe entre 5 e 6,5 cm, apresenta uma variação entre 1996 e 2014. Verifica-se que no primeiro ano após a exploração florestal (1998), houve uma alteração na distribuição diamétrica, reduzindo o número de indivíduos na primeira classe definida, que acentuou-se em 2001, mas ao final, a distribuição ajustou-se ao tipo exponencial negativa.

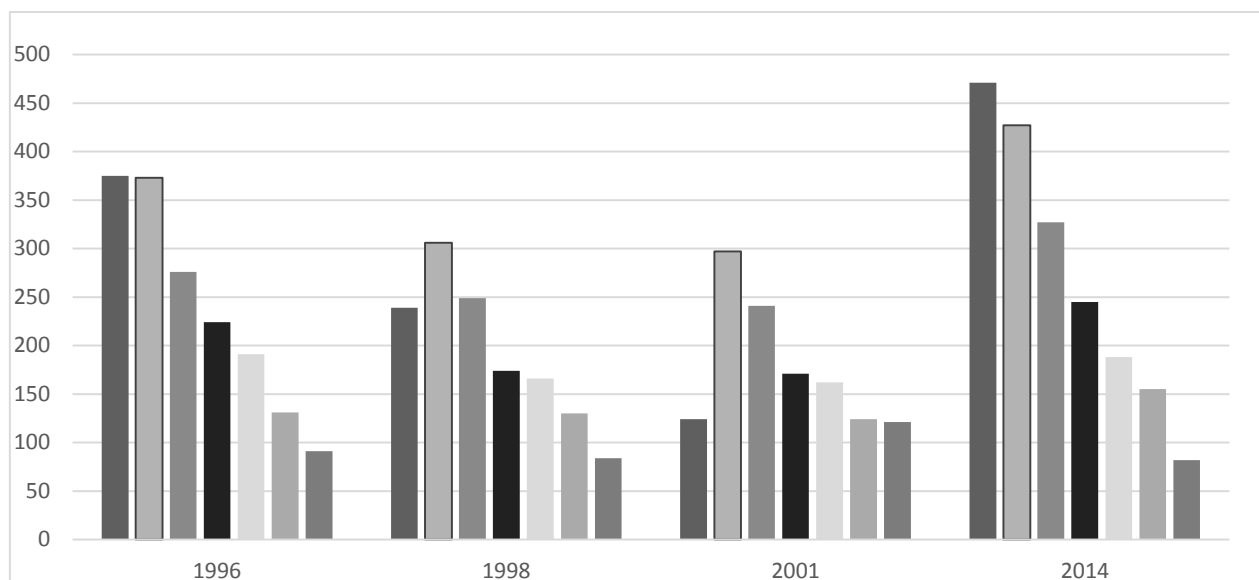


Figura 5 Distribuição diamétrica de arvoretas de 5 a 14,9 cm, nas 04 medições realizadas na UPA B.

Analisando as informações da Classe de Identificação de Fuste-CIF, verifica-se que entre 1996 e 1998, não registrou-se árvore “Egressa”, verifica-se que a partir da medição de 2001 registraram-se 19 árvores egressas, e no maior período entre 2001 e 2014, registrou-se o maior quantitativo de arvoretas que saíram da classificação, no total foram 1528 indivíduos registrados. Para a UPA B das 10 espécies com maior número de indivíduos egressos, 02 constam na lista de espécies que foram exploradas e tem potencial comercial, e as espécies *Ocotea fragrantíssima* e *Protium paniculatum*, constam como comercial, mas com interesse comercial futuro, conforme a classificação estabelecida pela empresa Mil Madeireira.

Tabela 3 – Resumo classe de identificação de fuste da UPA B.

CIF		1996	1998	2001	2014
1	Arvoreta viva em pé com o fuste completo.	1661	1337	1234	1890
2	Arvoreta viva em pé, sem copa, com o fuste igual ou maior que 4,0 m de comprimento.		6	5	6
3	Arvoreta viva em pé, sem copa, com o fuste menor que 4,0 m de comprimento.		4	1	6
4	Arvoreta viva caída.		1		
5	Arvoreta morta por causa natural.		302	433	3055
6	Arvoreta morta decorrente da exploração.		48	2	18
7	Arvoreta morta decorrente dos tratamentos silviculturais.				
8	Arvoreta egressa.			19	1528
9	Arvoreta não encontrada.			61	738

Na UPA C, observa-se que a classe entre 5 e 6,5 cm, após a exploração florestal apresentou uma variação entre 1997 e 2001, com a redução de 323 indivíduos, sendo 38 arvoretas mortas por causa natural, 88 mortas em decorrência da exploração 27 arvoretas não encontradas. Das 457 que permaneceram vivas e encontradas, 287 permaneceram na classe, 160 mudaram para a classe diamétrica entre 6,5 cm e 8cm, e 10 indivíduos avançaram a classe entre 8 e 9,5cm.

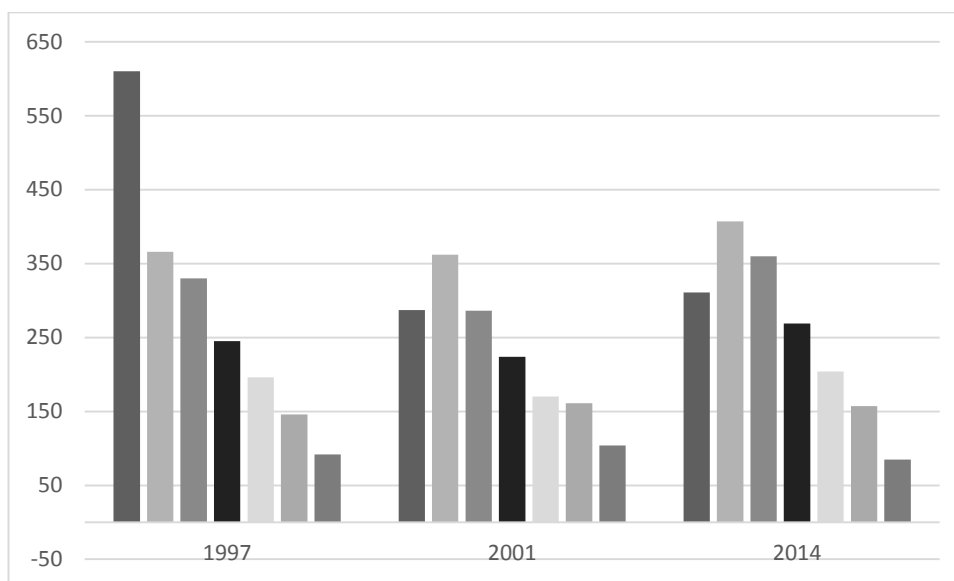


Figura 6 Distribuição diamétrica de arvoretas de 5 a 14,9 cm, nas 03 medições realizadas na UPA C

Tabela 4 Resumo classe de identificação de fuste da UPA C.

	CIF	1997	2001	2014
1	Arvoreta viva em pé com o fuste completo.	1661	1593	1785
2	Arvoreta viva em pé, sem copa, com o fuste igual ou maior que 4,0 m de comprimento.		1	10
3	Arvoreta viva em pé, sem copa, com o fuste menor que 4,0 m de comprimento.		4	
4	Arvoreta viva caída.		1	4
5	Arvoreta morta por causa natural.		95	1285
6	Arvoreta morta decorrente da exploração.		230	2298
7	Arvoreta morta decorrente dos tratamentos silviculturais.			
8	Arvoreta egressa.		7	1688
9	Arvoreta não encontrada.		59	639

Dos 1695 indivíduos registrados como “Egressos” nas duas medições após a exploração na UPA C, analisando as 10 primeiras espécies com maior número de indivíduos egressos, somente as espécies *Protium puncticulatum* e *Scleronema micranthum*, estão na lista de espécies exploradas e com interesse comercial, *Licania*

heteromorpha, *Guatteria procera*, *Perebea guianensis* e *Ecclinusa guianensis*, não são espécies de interesse comercial, segundo a classificação utilizada pela empresa.

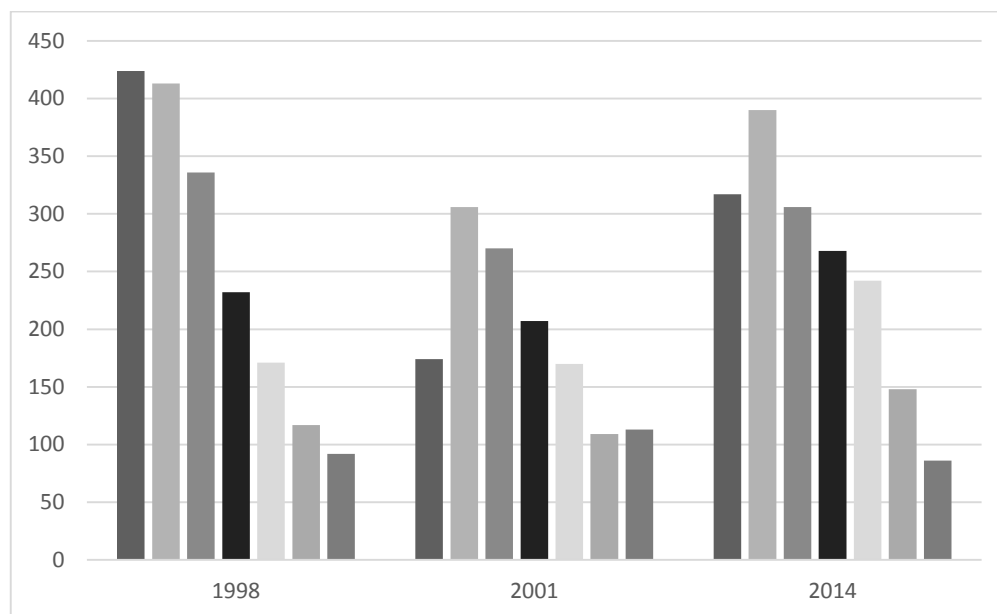


Figura 7 Distribuição diamétrica de arvoretas de 5 a 14,9 cm, nas 03 medições realizadas na UPA D.

Na UPA D, observa-se que a classe entre 5 e 6,5 cm, após a exploração florestal apresentou uma variação drástica entre 1998 e 2001, com a redução de 250 indivíduos, sendo 95 arvoretas mortas por causa natural e 29 arvoretas não encontradas. Um total de 174 indivíduos permaneceram na classe na medição seguinte, 113 indivíduos migraram para a classe posterior, 10 arvoretas foram registradas na classe entre 8 e 9,5 cm, e ainda um indivíduo da espécie *Licania heteromorpha* foi registrada na classe entre 9,5 e 11 cm.

Tabela 5 Resumo classe de identificação de fuste da UPA D

CIF		1998	2001	2014
1	Arvoreta viva em pé com o fuste completo.	1785	1347	1753
2	Arvoreta viva em pé, sem copa, com o fuste igual ou maior que 4,0 m de comprimento.		1	1
3	Arvoreta viva em pé, sem copa, com o fuste menor que 4,0 m de comprimento.		1	1
4	Arvoreta viva caída.			
5	Arvoreta morta por causa natural.		362	569
6	Arvoreta morta decorrente da exploração.			30
7	Arvoreta morta decorrente dos tratamentos silviculturais.			3
8	Arvoreta egressa.		4	192
9	Arvoreta não encontrada.		70	45

Na UPA D, em comparação com as demais, foi registrado o menor número de árvores egressas, foram 196 indivíduos registrados como “Egressos” nas duas medições após a exploração. A espécie *Protium puncticulatum* é comercial e foi explorada no contexto do Manejo Florestal, foi a espécie que mais registrou indivíduos como egressos, seguida de *Pouteria guianensis*, *Protium paniculatum*, *Tachigali goeldiana*, *Virola duckei*, *Perebea guianensis*, *Ocotea fragrantissima*, *Eugenia patris* e *Eschweilera coriácea*. Na última medição registrou-se em todas as UPAS 5.445 indivíduos divididos em 47 famílias e 190 espécies. As famílias Fabaceae (35), Lauraceae (24), Lecythydaceae (15), Sapotaceae (15), Myrtaceae (13), Annonaceae (8), Malvaceae (6), Apocynaceae (5), Chrysobalanaceae (5), Moraceae (5), foram as que tiveram mais espécies registradas.

Analisando a população em regeneração natural de *Astronium spp.* Aguiar, et al (2019), verificou que teve grandes oscilações no período monitorado (1981-1995). Apenas nas comparações 1981-1989, 1981-1995 e 1989-1995 não houve diferença significativa. Os resultados mostram o efeito benéfico causado pela abertura do dossel imediatamente após a exploração (1981-1983), aumentando significativamente a abundância da regeneração natural. Ao longo dos cinco levantamentos realizados na Floresta de Vale no Véu de Noiva (FVVN), localizada no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil, num período de 14 anos, onde todas as espécies arbustivas e arbóreas (DAP \geq 5 cm) foram medidas, registrou-se 1.865 indivíduos distribuídos em 187 espécies, 128 gêneros e 53 famílias (ABREU, 2014)

Apesar de mínimo, é perceptível o impacto que as atividades de extração podem causar sobre a floresta, principalmente nas árvores mais jovens, como observado no estudo conduzido por Santos (2018), enfatiza em seu entendimento a importância das técnicas de manejo usadas nas atividades, visando a conservação do estrato regenerante, assegurando a perpetuação da floresta, uma vez que as árvores menores compõem a base para a manutenção da futura população de árvores maiores. Francez (2007), observou em seu trabalho que a composição florística da floresta não-explorada sofreu alterações no período estudado, embora sem significância estatística, demonstrando que a floresta natural está sempre em dinamismo, ainda que com mínimas mudanças. Com a intensidade de exploração baixa e mesmo com a retirada adicional dos resíduos, a floresta deve continuar com suas características bem semelhantes à floresta original, apesar de um pouco menos rica em estoque adulto, em termos econômicos

6.2 DIVERSIDADE

Os valores de diversidade, equabilidade e riqueza de espécies para a UPA B, calculados no software estatístico Past3, são apresentados na Tabela 6.

Verifica-se que para o povoamento total, analisando o índice de diversidade de Shannon ocorreu uma variação do valor do índice de 3,857 em 1996 (pré-exploração), para 4,044 no último ano de medição. O índice de Equabilidade de Pielou, variou de 0,807 (1996) para 0,8322 (2014), segundo Magurran (1988), isso significa que não há a dominância de uma espécie ou de um pequeno grupo de espécies na comunidade, indicando que a comunidade florística da área em estudo está prestes a atingir a diversidade máxima.

Tabela 6- Índices de diversidade, equabilidade e riqueza para a UPA B, nos anos de 1996, 1998, 2001 e 2014, para o povoamento total.

PARÂMETROS	Ano de medição			
	1996	1998	2001	2014
Nº Espécies	117	116	110	125
Nº Indivíduos	1661	1348	1240	1895
Dominância	0,0345	0,0340	0,0340	0,0270
Índice de Dominância de Simpson	0,9655	0,9659	0,966	0,973
Índice de Dominância de Berger-Parker	0,0783	0,0779	0,0726	0,0649
Equab. Buzas & Gibson	0,4024	0,4099	0,4293	0,4533
Equabilidade de Pielou - J	0,8088	0,8124	0,8201	0,8361
Índice de Riqueza de Menhinick	2,871	3,159	3,124	2,871
Índice de Riqueza de Margalef	15,64	15,96	15,3	16,43
Ind. Divers. Shannon_H	3,852	3,862	3,855	4,037
Índ. Divers. Chao-1	131,4	134,5	124,9	132,2
Índice de Divers. Fisher_alpha	28,71	30,42	29,15	30,05
Índice de Divers. Brillouin	3,728	3,718	3,706	3,917

Para o povoamento comercial, conforme observado na tabela 7, ocorre uma redução do número de espécies analisadas, verifica-se ainda que uma redução da diversidade considerando o resultado do índice de Shannon, decaindo de 3,006 em 1996, para 2,87 em 2014.

Tabela 7- Índices de diversidade, equabilidade e riqueza para a UPA B, nos anos de 1996, 1998, 2001 e 2014, para o povoamento comercial

PARÂMETROS	Ano de medição			
	1996	1998	2001	2014
Nº Espécies	43	43	40	42
Nº Indivíduos	573	480	457	598
Dominância	0,0775	0,0787	0,0813	0,0903
Índice de Dominância de Simpson	0,9225	0,9213	0,9187	0,9097
Índice de Dominância de Berger-Parker	0,1693	0,1708	0,1794	0,2057
Equab. Buzas & Gibson = eH/S	0,4698	0,461	0,481	0,4235
Equabilidade de Pielou - J	0,7992	0,7941	0,8016	0,7701
Índice de Riqueza de Menhinick	1,796	1,963	1,871	1,718
Índice de Riqueza de Margalef	6,613	6,803	6,368	6,413
Ind. Divers. Shannon	3,006	2,987	2,957	2,878
Índ. Divers. Chao-1	43,75	44,91	41,11	42,83
Índice de Divers. Fisher_alpha	10,77	11,43	10,55	10,3
Índice de Divers. Brillouin	2,875	2,84	2,81	2,758

Observa-se na Tabela 8 que conforme o índice de diversidade de Shannon, para o povoamento total houve uma redução no valor do índice entre 1996 e 2001, mas que não foi constatada a diferença estatística, quando realizado o teste t de student com alfa = 5% ($p = 0,82$). Por sua vez comparando a diversidade no anos 1996-2014, 1998-2014 e 2001-2014, houve significativa alteração na diversidade para o povoamento total, segundo o teste estatístico. Para o povoamento comercial, não houve alteração da diversidade quando analisado com o teste t de student, a variação não teve significância estatística com o passar do tempo.

Tabela 8 Valores de p, segundo o Test t de student realizado para comparação da diversidade em pares ($\alpha = 0,05$) para o povoamento total e povoamento comercial, utilizando o índice do Shannon, para a UPA B.

Período	Valor-p	
	Povoamento Total	Povoamento Comercial
1996-1998	0,82409	0,78704
1996-2001	0,94712	0,48922
1996-2014	2,5526x10 ^{-6*}	0,0596
1998-2001	0,88422	0,68459
1998-2014	2,7298x10 ^{-5*}	0,12537
2001-2014	1,8472x10 ^{-5*}	0,27062

Assim sendo em resposta a hipótese formulada em relação a diversidade, considerando um nível de confiança de 95%, portanto um alfa de 5%, na UPA B, para o povoamento total, nos períodos mais curtos, pode-se afirmar que não houve alteração da diversidade, não se pode rejeitar a hipótese nula, que prediz que não há variação da diversidade com o passar do tempo em áreas manejadas. No entanto, quando são verificados os maiores períodos entre as medições, verifica-se que há considerável alteração na diversidade do local (alfa), devendo ser rejeitada a hipótese nula, uma vez que fica comprovado que há um crescimento no parâmetro analisado, assim sendo na UPA B, verificou-se alteração da diversidade com o passar dos anos após a exploração florestal. Para o povoamento comercial, por sua vez, não rejeita-se a hipótese nula, apesar da variação numérica, não varia significativamente com o passar dos anos.

Dos resultado da análise para a UPA C, utilizando o índice de Shannon, pode-se verificar que há uma variação da diversidade para mais, iniciando em 1997 com $H' = 3,77$ e $H' = 3,83$ em 2014, respectivamente. As intervenções pelo manejo florestal causaram esse aumento, apesar da redução no número de espécies de 145 em 1997 para 125 em 2014. O índice de Equabilidade de Pielou também variou de 0,76 para 0,79.

Tabela 9- Índices de diversidade, equabilidade e riqueza para a UPA C, nos anos de 1997, 2001 e 2014, para o povoamento total

PARÂMETROS	ANOS DE MEDIÇÃO		
	1997	2001	2014
Nº Espécies	145	125	125
Nº Indivíduos	1985	1594	1793
Dominância	0,03741	0,03745	0,03738
Índice de Dominância de Simpson	0,9626	0,9626	0,9626
Índice de Dom. Berger-Parker	0,1008	0,1016	0,1054
Índice de Equab. Buzas & Gibson = e^H/S	0,3002	0,3436	0,3681
Equabilidade de Pielou - J	0,7582	0,7787	0,793
Índice de Riqueza de Menhinick	3,255	3,131	2,952
Índice de Riqueza de Margalef	18,96	16,82	16,55
Ind. Divers. Shannon_H	3,77	3,76	3,83
Índ. Divers. Chao-1	407,8	216,9	177,9
Índice de Divers. Fisher_alpha	36,000	31,760	30,570
Índice de Divers. Brillouin	3,660	3,636	3,711

Em relação ao povoamento comercial na UPA C, verifica-se que a diversidade é considerada baixa, considerando os índices apresentados Tabela 10, e que demonstra uma tendência de redução da diversidade para as espécies de interesse comercial. Houve também a redução de número de espécies registradas de 39 (1997), para 34 (2014).

Tabela 10- Índices de diversidade, equabilidade e riqueza para a UPA C, nos anos de 1997, 2001 e 2014, para o povoamento comercial

PARÂMETROS	ANOS DE MEDIÇÃO		
	1997	2001	2014
Nº Espécies	39	39	34
Nº Indivíduos	647	525	561
Dominância	0,1034	0,1005	0,1290
Índice de Dominância de Simpson	0,8966	0,8995	0,8710
Índice de Dom. Berger-Parker	0,22	0,223	0,294
Índice de Equab. Buzas & Gibson = e^H/S	0,392	0,406	0,395
Equabilidade de Pielou - J	0,745	0,754	0,736
Índice de Riqueza de Menhinick	1,5330	1,7020	1,4350
Índice de Riqueza de Margalef	6	6	5
Ind. Divers. Shannon_H	2,7280	2,7610	2,5960

Índ. Divers. Chao-1	66,5	50,00	41,00
Índice de Divers. Fisher_alpha	9	10	8
Índice de Divers. Brillouin	2,6250	2,6400	2,4920

Analisando a variação da diversidade ocorrida na UPA C, observa-se que para o povoamento total da regeneração natural, com um alfa de 5% (0,05), não houve diferenças entre os valores obtidos nos anos comparados (1997-2001; 1997-2014 e 2001-2104). Ressalta-se ainda que a diversidade nas duas primeiras medições é considerada baixa (1997 e 2001), para os padrões de florestas úmidas, somente em 2014, o índice atinge a faixa considerada como alta $S = 3,83$, mas o teste t, não constata diferença estatística, o valor de p está acima de 0,05. Todavia, para o povoamento comercial em regeneração natural, existe diferença estatística quando comparados os índices de 2001 a 2014, havendo uma redução deste parâmetro, conforme observado na tabela 11, que apresenta os valores de p.

Tabela 11- Valores de p, segundo o Test t de student realizado para comparação da diversidade em pares ($\alpha=0,05$) para o povoamento total e povoamento comercial, utilizando o índice do Shannon, na UPA C.

Período	Valor de p	
	Povoamento Total	Povoamento Comercial
1997-2001	0,7508	0,6312
1997-2014	0,17271	0,0582
2001-2014	0,10414	0,0239*

Na UPA C, para o povoamento total não se pode rejeitar a hipótese nula, que prediz que não há variação da diversidade com o passar do tempo em áreas manejadas. No entanto, quando para o povoamento comercial a redução da diversidade mostrou-se estatisticamente real, devendo ser rejeitada a hipótese nula, uma vez que fica comprovado que houve alteração da diversidade com o passar dos anos após a exploração florestal, comparando os resultados de 1997 e 2014.

O índice de similaridade de Shannon na UPA D, para o povoamento total da RN, variou entre 3,77 em 1998, ano da exploração para 4,08 em 2014, após 16 anos da exploração florestal. Diferentemente da UPA C, a variação foi maior sendo que somente para o período de 1998 a 2001, não foi observada diferença entre o índice. O índice de equabilidade J, apresentou altos valores, demonstrando que a comunidade apresenta grande uniformidade na distribuição de indivíduos nas espécies registradas da assembleia.

Tabela 12 - Índices de diversidade, equabilidade e riqueza para a UPA D, nos anos de 1998, 2001 e 2014, para o povoamento total

PARÂMETROS	ANOS DE MEDIÇÃO		
	1998	2001	2014
Nº Espécies	142	126	139
Nº Indivíduos	1785	1349	1757
Dominância	0,0394	0,0388	0,0287
Índice de Dominância de Simpson	0,9606	0,9612	0,9713
Índice de Dom. Berger-Parker	0,1003	0,1053	0,0939
Índice de Equab. Buzas & Gibson = e^H/S	0,3054	0,3442	0,4247
Equabilidade de Pielou - J	0,7606	0,7795	0,8264
Índice de Riqueza de Menhinick	3,3610	3,4310	3,3160
Índice de Riqueza de Margalef	18,83	17,34	18,47
Ind. Divers. Shannon_H	3,77	3,77	4,08
Índ. Divers. Chao-1	193	165,6	163
Índice de Divers. Fisher_alpha	36,25	34	35,42
Índice de Divers. Brillouin	3,6450	3,6250	3,9420

Em relação as espécies de interesse comercial em regeneração natural na UPA D, a diversidade de igual forma abaixo daquilo que se considera alto para as florestas tropicais, observa-se um aumento no valor absoluto do índice de Shannon, entretanto melhor pronunciado nos valores dos índices de Alfa Fisher e Chao-1.

Tabela 13 - Índices de diversidade, equabilidade e riqueza para a UPA D, nos anos de 1998, 2001 e 2014

PARÂMETROS	ANOS DE MEDIÇÃO		
	1998	2001	2014
Nº Espécies	39	37	40
Nº Indivíduos	638	496	575
Dominância	0,0815	0,0788	0,0710
Índice de Dominância de Simpson	0,9185	0,9212	0,929
Índice de Dom. Berger-Parker	0,1379	0,1351	0,1461
Índice de Equab. Buzas & Gibson = e^H/S	0,4337	0,4646	0,4884
Equabilidade de Pielou - J	0,7720	0,7877	0,8058
Índice de Riqueza de Menhinick	1,544	1,661	1,668
Índice de Riqueza de Margalef	5,884	5,8	6,138
Ind. Divers. Shannon_H	2,828	2,844	2,972
Índ. Divers. Chao-1	40,5	39,33	41,36

Índice de Divers. Fisher_alpha	9,16	9,249	9,777
Índice de Divers. Brillouin	2,723	2,72	2,852

Analisando a variação da diversidade ocorrida na UPA D, tanto para o povoamento total como para o povoamento comercial, na regeneração natural, observa-se que para um alfa de 5% (0,05), não houve diferenças entre os valores obtidos nos anos de 1998 e 2001. Quando comparados os resultados e 1998 a 2014 e de 2001 a 2014, houve diferença estatística atestada pelo teste t. Ressalta-se ainda que a diversidade nas duas primeiras medições é considerada baixa (1990 e 2001), para os padrões de florestas úmidas, somente em 2014, o índice atinge a faixa considerada como alta 4,04.

Tabela 14 Valores de p, segundo o Test t de student realizado para comparação da diversidade em pares ($\alpha=0,05$) para o povoamento total e povoamento comercial, utilizando o índice do Shannon.

Período	Valor de p	
	Povoamento Total	Povoamento Comercial
1997-2001	0,99885	0,79213
1997-2014	$4,57 \times 10^{-13}$ *	0,014105*
2001-2014	$1,02 \times 10^{-11}$ *	0,038035*

Verifica-se que, inicialmente, somente a UPA B, apresentou valor do índice de Shannon dentro da faixa considerada de alta diversidade por Knight (1975), para qualquer tipo de vegetação em florestas tropicais amazônicas, entre 3,83 a 5,85. Entretanto, a diversidade aumentou de acordo com o passar do tempo, principalmente considerando os valores das UPAs B e D, que apresentaram diferenças significativas considerando o índice de Shannon. Todas as UPAs enquadram-se na faixa supracitada, apresentando altos valores de diversidade. Isso não ocorreu em duas microrregiões do Estado do Pará, onde Ribeiro et al. (1999) encontraram índices de diversidade de Shannon de 3,66 para a microrregião de Carajás e 3,71 para a microrregião de Marabá, o que é explicado devido ao fato do número de espécies ser inferior nessas duas áreas quando comparadas aos valores encontrados no presente estudo.

Resultados similares ao deste trabalho foram encontrados também em um estudo numa floresta ombrófila densa em Roraima, com o índice de Shannon igual a 3,27 (CONDÉ e TONINI, 2013). Os autores atribuem essa baixa diversidade à presença marcante de uma espécie, a *Pentaclethra maculosa*, que apresentou uma distribuição espacial uniforme em toda a floresta. Malheiros et al. (2009), afirma que a diferença entre florestas tropicais

ocorre, especialmente, pela maior dominância de determinadas espécies na comunidade, o que pode influenciar na riqueza florística desses ambientes.

Nos estudos realizados por Andrade (2012), em um fragmento florestal de floresta ombrófila densa em Carauari no Amazonas, o índice de Shannon obtido foi considerado baixo, aproximadamente 3,75, quando comparado com os índices de outros trabalhos realizados na Amazônia em florestas de terra firme. Segundo o autor a obtenção de resultados superiores, ocorre devido à utilização de um menor nível de inclusão diamétrica, por exemplo, a inserção de lianas e palmeiras na amostragem, aumenta a chance de se obter um índice de diversidade superior, esse fator não foi determinante neste trabalho, uma vez que, apesar de um diâmetro considerado baixo, ele não contempla a inclusão de lianas, considera-se que os indivíduos acima de 5 cm de DAP, estejam mais estabelecidos no ambiente, evitando variações abruptas na assembleia de espécies.

Segundo Kalacska (2004), imediatamente após a perturbação, a diversidade de espécies será baixa, somente as espécies produtoras de propágulos e nas proximidades da dispersão estarão colonizando o local. Então, com um aumento do intervalo entre os distúrbios, a diversidade também aumentará. Nesta análise, mesmo que exploração florestal tenha ocorrido somente uma vez, verifica-se para o povoamento total, que a diversidade teve um aumento gradativo, na UPA B e na UPA C.

Estudos como este, da diversidade de espécies remanescentes são extremamente necessários, pois são essas espécies que irão contribuir para a formação de um estoque futuro do manejo florestal e da necessidade de intervenções menos severas na exploração, por exemplo. Fayiah (2018) em seu estudo sobre o Status da Regeneração e da Diversidade de espécies, concluiu que a diversidade de espécies e o potencial de regeneração da floresta de Barah, na Índia, são muito baixos e isso exige uma atenção urgente para a conservação, e ainda que o tipo de solo, a pastagem de animais, a pressão biótica e as mudanças climáticas contribuíssem imensamente para o atual declínio da diversidade de espécies e para uma capacidade de regeneração da floresta.

Azevedo (2006), concluiu que na área de seu estudo apresentou alta diversidade e alta Equabilidade. Os valores encontrados para H' situam-se na faixa aceitável. A Equabilidade (J) também foi muito alta (0,88 a 0,94), sugerindo dominância ecológica (concentração da abundância em poucas espécies) menos pronunciada. De maneira geral as intervenções analisadas não provocaram a diminuição da riqueza florística após suas aplicações, principalmente no povoamento comercial, conforme observado neste trabalho.

No trabalho de Carvalho (2017), a diversidade de espécies na área daquela pesquisa, com um ano de exploração variou para todos os níveis de perturbação, onde entre os ambientes perturbados as áreas com perturbação intermediária apresentaram maiores valores de diversidade. Quatro e oito anos após a exploração, a diversidade variou apenas nos ambientes com alta perturbação que apresentaram os menores valores de diversidade em todos os anos.

Segundo Schwartz et al. (2017) os níveis baixos de distúrbios no solo promovem uma alta diversidade enquanto altos níveis de perturbação no solo resultam em baixa diversidade de espécies arbóreas. Entretanto, Chaudhary et al. (2016) adverte que tomar decisões sobre a sustentabilidade do manejo com base unicamente na classificação dos impactos da diversidade alfa, pois deve-se verificar os impactos em escala regional e dentro do contexto da heterogeneidade de paisagens e não apenas em nível de parcelas, seria uma decisão errônea.

6.3 SIMILARIDADE

Os resultados da similaridade temporal analisada para a UPA B, utilizando os índices de Jaccard e Morisita-Horn, para o povoamento total, são apresentados na Tabela 15, são avaliados como altos. Para o índice de similaridade qualitativo de Jaccard, a vegetação após a exploração, reduziu a similaridade com o estado inicial da floresta, em 2014 o resultado indica que 89,9 % das espécies que registradas em 1996, ocorrem naquele ano. Quando se observa os resultados do índice de Morisita-Horn que considera a abundância de espécies, a similaridade reduziu de 0,96 em 1998 (pós-exploração), para 0,89 em 2014.

Tabela 15 – Índices de diversidade de Jaccard e Morisita-Horn para a UPA B, para o povoamento total da Regeneração natural.

Ano	1996	1998	2001	2014
1996	1	0,966387	0,915966	0,854962
1998	0,995626	1	0,948276	0,853846
2001	0,990367	0,995158	1	0,850394
2014	0,899273	0,902715	0,904087	1

No povoamento comercial, a similaridade manteve-se em todas as comparações, acima de 90%, considerando os dois índices. Para o índice de Jaccard, a similaridade

decreceu mas manteve-se acima de 95%, esse índice é mais sensível a variação do número de espécies. Quando verificado o resultado do índice de Morisita-Horn, a similaridade reduziu cerca de 5%, mas manteve-se muito elevada, e foi de 100% entre 1996 e 1998, conforme observado na tabela 16.

Tabela 16 – Índices de diversidade de Jaccard e Morisita-Horn para a UPA B, para o povoamento comercial da Regeneração natural.

Ano	1996	1998	2001	2014
1996	1	1	0,930233	0,931818
1998	0,996343	1	0,930233	0,931818
2001	0,99052	0,994244	1	0,952381
2014	0,953107	0,952004	0,953649	1

Na UPA C, os resultados da similaridade para o povoamento total, são apresentados na tabela 17. No índice de Jaccard, a presença e ausência de espécies influenciou o resultado, e o índice reduziu de 0,86 (2001), para 0,66 (2014). Quando analisado por um índice quantitativo, como o de Morisita-Horn, a variação ocorreu de igual modo, entretanto numa menor amplitude, de 0,99 em 2001, para 0,93 em 2014.

Tabela 17 Índices de diversidade de Jaccard e Morisita-Horn para a UPA C, para o povoamento total da Regeneração Natural.

Ano	1997	2001	2014
1997	1	0,862069	0,666667
2001	0,992933	1	0,70068
2014	0,932098	0,935335	1

A assembleia de espécies para o povoamento comercial na UPA C, entre 2001 e 2014, teve uma redução do índice de Jaccard de 100 para 82,5%. Avaliando os valores do índice de Morisita-Horn, verifica-se que houve uma variação menos pronunciada, e neste caso manteve-se em 97% de similaridade com o estado pré-exploração.

Tabela 18 Índices de diversidade de Jaccard e Morisita-Horn para a UPA C, para o povoamento comercial da Regeneração Natural.

Ano	1997	2001	2014
1997	1	1	0,825
2001	0,998107	1	0,825
2014	0,975237	0,974936	1

Na tabela 19 são apresentados os resultados de similaridade para o povoamento total da RN da UPA D. O índice de Jaccard, variou de 0,88 (2001), para 0,76 em 2014. A variação foi percebida nos resultados do índice de Morisita-Horn, entretanto de forma mais branda, os valores oscilaram entre 0,99 e 0,92, de 2001 e 2014, respectivamente, em ambos resultados verifica-se alta similaridade com o estado inicial pré-exploração florestal, acima de 90% de ocorrência de espécies.

Tabela 19 Índices de diversidade de Jaccard e Morisita-Horn para a UPA D, para o povoamento total.

Ano	1998	2001	2014
1998	1	0,88732	0,71341
2001	0,99026	1	0,76667
2014	0,91188	0,92381	1

A similaridade para o povoamento comercial na UPA C, entre 2001 e 2014, teve uma redução do índice de Jaccard de 94 para 87,8%. Avaliando os valores do índice de Morisita-Horn, verifica-se que houve uma pequena redução da similaridade que neste caso manteve-se em 96% de similaridade com o estado pré-exploração.

Tabela 20 Índices de diversidade de Jaccard e Morisita-Horn para a UPA D, para o povoamento comercial.

	1998	2001	2014
1998	1	0,9487	0,8810
2001	0,9950	1	0,8780
2014	0,9696	0,9682	1

6.4 ESCALONAMENTO MULTIDIMENSIONAL NÃO-MÉTRICO

O resultado do Escalonamento Multidimensional Não Métrico – NMDS, permite a visualização de todas as parcelas ao mesmo tempo. O gráfico é construído tentando manter as dissimilaridades na mesma escala dos dados originais; então quanto mais próximos os pontos, mais similares eles são.

Dessa forma assim para as 03 UPAs (B, C e D), nas Figuras 8, 9 e 10, respectivamente, onde cada cor e figura e rótulo, representam as coletas de dados realizadas no diferentes anos, e cada ponto uma parcela, temos, portanto, a representação gráfica das parcelas nas 03 UPAs. Nota-se visualmente que há uma tendência ao agrupamento das parcelas de acordo com a coleta do ano, em cada UPA, e a diferenciação

clara das parcelas do ano de 2014, que passa a se distanciar das coletadas iniciais, como observado na análise cluster, evidenciando que, nas áreas estudadas, com o passar dos anos após a exploração florestal (aproximadamente 17 anos), a composição florística passa a se diferenciar daquela registrada antes da exploração, formando-se grupos a partir dessa nova assembleia de espécies. No trabalho de Avila (2015), observou-se situação similar utilizando a mesma metodologia, quando analisada a composição florística a partir da similaridade temporal, cerca de 30 anos após a exploração.

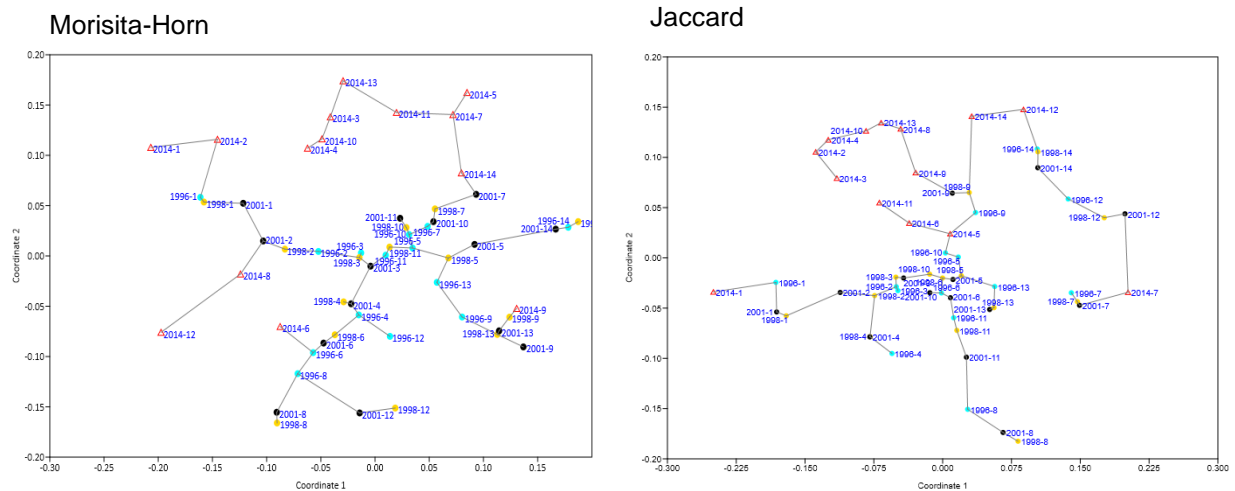


Figura 8 – Comparação entre as parcelas. Escalonamento Multidimensional Não Métrico – nMDS, povoamento total RN – UPA B

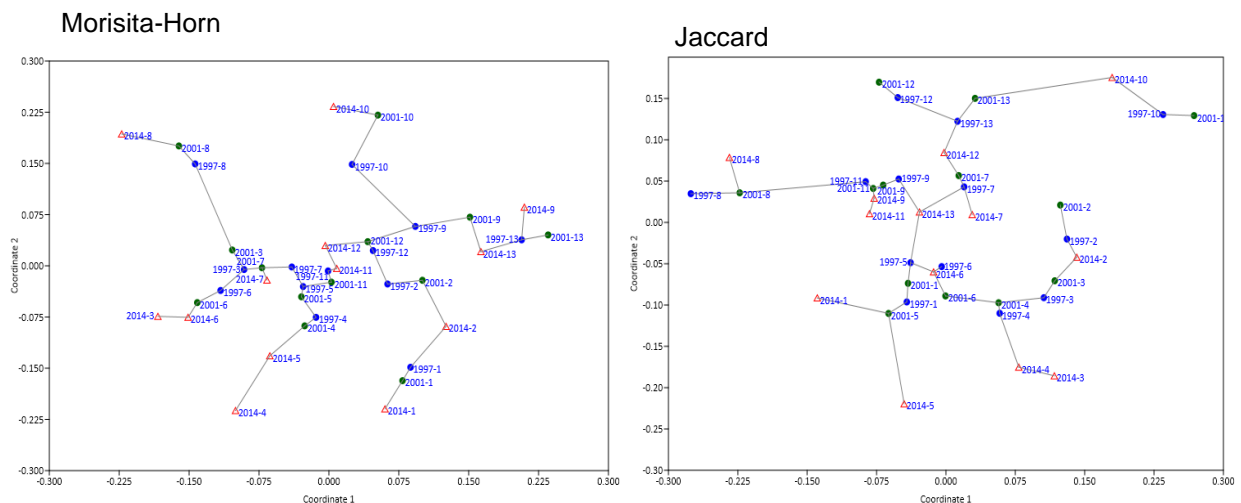


Figura 9 – Comparação entre as parcelas. Escalonamento Multidimensional Não Métrico – nMDS, povoamento total RN – UPA C.

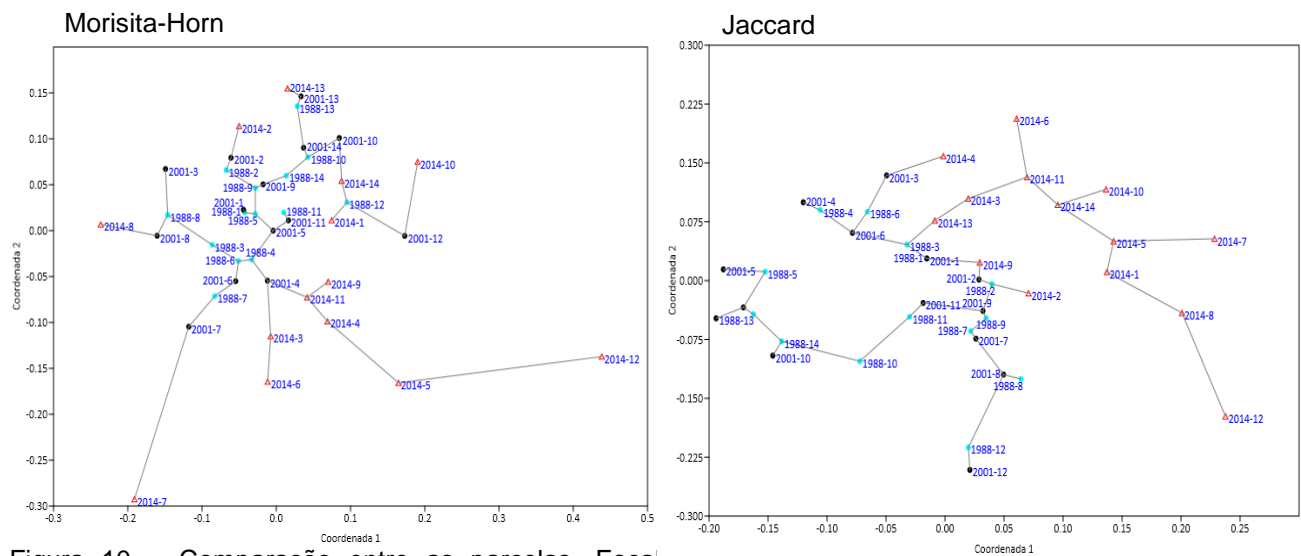


Figura 10 – Comparação entre as parcelas. Escalonamento multidimensional não métrico – NMDS, povoamento total RN – UPA D

Analisando os resultados de similaridade temporal, verifica-se primeiramente, o índice de Jaccard, devido a característica do cálculo, mais sensível as alterações ocorridas em decorrência da exploração florestal, nas três UPA, observou-se essa diferença

No trabalho conduzido por Kalacska (2004), na Costa Rica, o índice de Morista-Horn (quantitativo) encontrou a maior similaridade entre os estágios avaliados naquele trabalho, onde encontrou uma probabilidade de 0,52 para encontrar um indivíduo da mesma espécie em um evento de amostra dos dois estágios. O índice caiu para 0,30 entre os estágios inicial e intermediário e caiu ainda mais para 0,26 entre os estágios inicial e final. O índice Morista-Horn leva em consideração a abundância de espécies, mas é influenciado pela abundância das espécies mais abundantes. Ao contrário de outros índices quantitativos, no entanto, não é afetado pelo tamanho da amostra ou pela riqueza de espécies.

Avila (2017), concluiu que a acentuada diminuição da similaridade com a floresta não explorada após a exploração e o desbaste corrobora o forte efeito desta intervenção sobre a composição das espécies. Isso pode ser esperado uma vez que a alta intensidade de perturbação é susceptível de levar a uma composição dominada por espécies generalistas que podem lidar com as novas condições adversas. No entanto, as mudanças na composição das espécies não devem ser interpretadas como uma indicação de falha do sistema silvicultural. Afinal, as intervenções são aplicadas com a intenção de alterar a estrutura e a composição da floresta para favorecer as espécies comerciais. Esse trabalho

assemelha-se nos resultados, mesmo considerando que o monitoramento na Flona Tapajós é anterior ao manejo executado pela empresa Mil Madeiras.

Nas florestas semidecíduas, com a distribuição globalmente ampla, com sua alta proporção de espécies endêmicas e diferentes fatores que podem afetar a diversidade β , é necessário, mesmo em pequenas escalas espaciais, estabelecer padrões ecológicos que excedam a comparação regional. Considerando a alta fitodiversidade e endemismo da maioria das espécies, a conservação dessas florestas deve ser uma prioridade. Como os distúrbios regionais e globais afetam diretamente a composição e a diversidade das espécies, uma avaliação dos padrões de distribuição desses remanescentes naturais pode ajudar na compreensão dos processos ecológicos e das respostas da vegetação frente a distúrbios futuros (PRADO JUNIOR, 2014).

Para Condit et al (2008), em distâncias menores, observaram uma similaridade muito maior na composição de espécies entre parcelas quando as distâncias entre as parcelas foram muito maiores, como encontrado na Amazônia Ocidental, a similaridade foi subestimada na composição de espécies. Assim sendo concluem que a dispersão não é o principal evento que determina a diversidade de espécies arbóreas no oeste da Amazônia. Distância e ambiente juntos, no entanto, explicaram 24% da variação. Neste estudo a distância das parcelas pode não interferir da mesma forma, entretanto, o tempo entre as medições, uma vez que existe uma lacuna de tempo muito grande (2001 a 2014), devido as dificuldades de realizar os inventários florestais.

Em um estudo análogo, a distância e o ambiente explicaram apenas 16% da variação na composição de espécies de árvores de terras altas entre parcelas florestais colombianas. Essa abordagem é um passo importante para prever os efeitos da dispersão de plantas na composição de espécies nos trópicos. No entanto, dado que a maior parte da variação na similaridade de espécies em florestas tropicais não pode ser explicada, há uma clara necessidade de dados e análises adicionais antes de entendermos completamente os eventos que determinam a diversidade da floresta tropical.

O maior e o menor índice de similaridade obtidos entre as 20 parcelas de 500 m², foram, respectivamente, 36,1 e 22,6% para o coeficiente quantitativo de Porcentagem. A máxima similaridade florística obtida a partir dos índices testados ficou em 36,2%, verificou-se ainda que, quanto menor a distância geográfica entre parcelas de 500 m², maior foi a similaridade, ressaltando que a baixa similaridade anotada no trabalho pode ser explicada, em parte, pelo alto percentual de espécies “localmente raras”, presentes na amostragem.

Quando estas são excluídas da análise, observou-se redução na dissimilaridade florística entre parcelas, com as similaridades máximas aumentando em 6,2 e 7,6%, para os índices de Porcentagem e Sorensen, respectivamente (OLIVEIRA, 2004).

Em estudo similar, onde similaridade analisada refere-se à similaridade de uma mesma área ao longo do tempo, conduzido por Libano (2006), a alta similaridade encontrada entre os levantamentos, em relação aos valores encontrados entre áreas separadas espacialmente, indica que em escala temporal, num período de dezoito anos de monitoramento, mesmo com três eventos de distúrbio pôr fogo, a vegetação estudada sofreu poucas modificações quanto à composição florística, observou uma tendência da vegetação em manter a composição florística ao longo do tempo.

Nas áreas abrangidas por este estudo, não registrou-se a ocorrência de eventos extremos, como incêndios florestais, por exemplo. Na análise de Silveira (2019), nestes mesmos povoamentos, verificou que de maneira geral outras variáveis referentes ao estoque da regeneração natural responderam de forma positiva, indicando que, 17 anos aproximadamente após a exploração, mesmo com a passagem de vários indivíduos da regeneração natural para o povoamento adulto, o estoque de volume e área basal se mantem estatisticamente igual ao existente antes da exploração.

6.5 ANÁLISE DE CLUSTER

O resultado gráfico da análise de Cluster pelo método UPGMA (amostras pareadas), são apresentados na figura 11. Na análise do agrupamento observa-se que a regeneração natural manteve ao longo do tempo uma alta similaridade com a vegetação pré exploração, acima de 75% se consideramos o índice de Jaccar e acima de 90%, quando vemos os resultados do índice de Morisita-Horn, que leva em consideração a abundância de espécies. Mesmo com altos índices de similaridade, é possível verificar que, após 17 anos aproximados da exploração florestal, existe uma tendência de redução dessa similaridade indicando uma mudança na composição da regeneração natural (acima de 5cm de DAP), e a existência de dois grupos com maior similaridade.

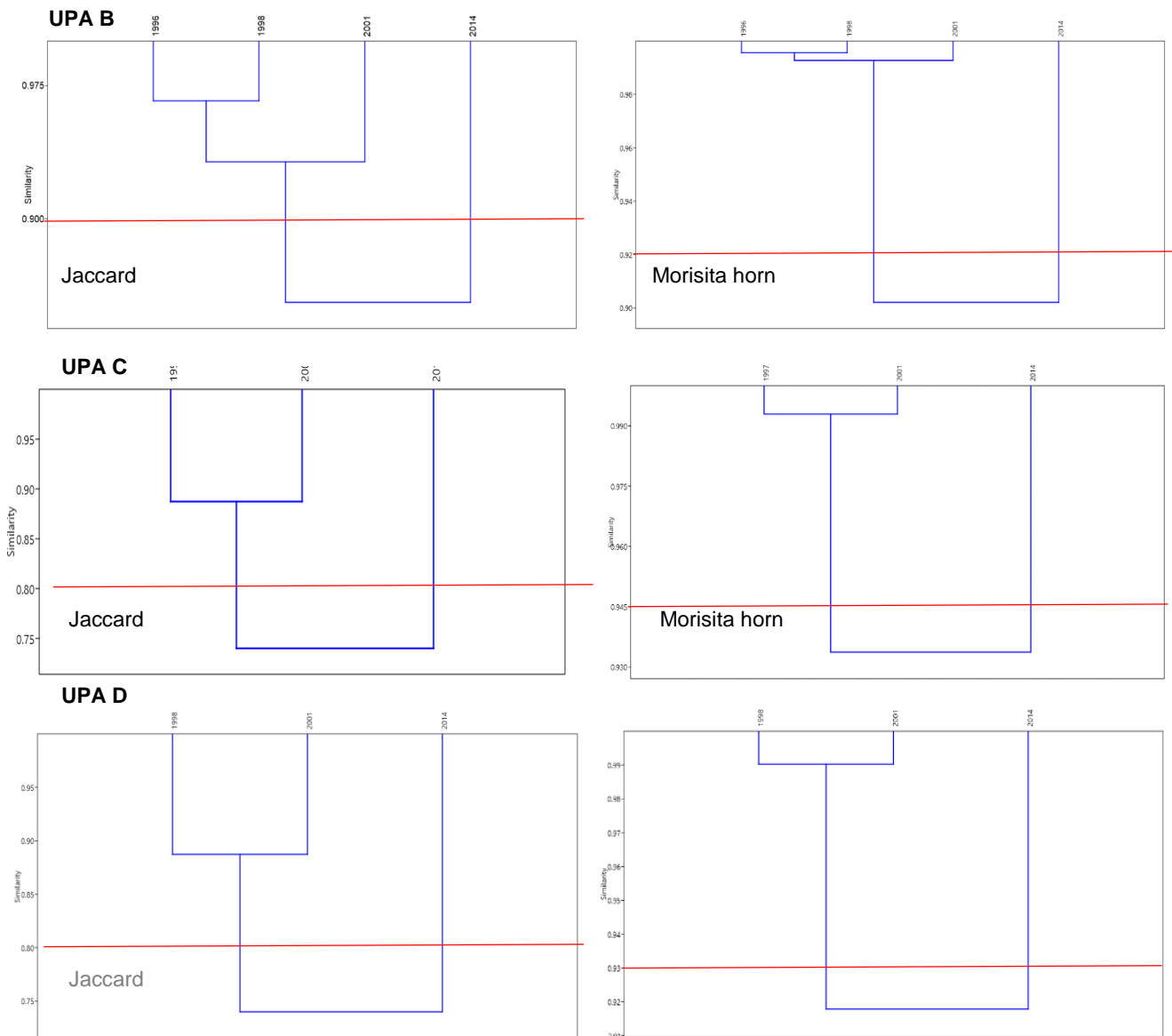


Figura 11 – Análise de Cluster Método UPGMA para as UPAs B, C e D.

De acordo com os dados da medição de 2014, essa assembleia de espécies passa a diferenciar-se daquelas registradas nos anos anteriores, reduzindo a similaridade. Segundo Azevedo (2006), este fato reporta para os fatores que afetam a dinâmica da floresta, que são muitos, e a interação entre eles também, o que gera uma grande complexidade. Analisando os dados registrados nas fichas de campo, verifica-se que, durante a exploração, houve a intervenção direta nas parcelas instaladas para o monitoramento. Na UPA B e na UPA D, somente 01 subparcela foi afetada pela abertura de ramal e por trilha de arraste, respectivamente. A UPA C, foi a mais afetada pela exploração, no total foram 12 subparcelas, sendo 10 por trilhas de arraste e 02 por pátios de estocagem, com isso a UPA C foi a que mais registrou árvores mortas em decorrência

da exploração, 2.298 árvores, o que tem influência direta na dinâmica da regeneração natural.

Para Prado Junior et al (2014), em seu estudo sobre florestas semidecídua, a análise de agrupamento de similaridade florística quantitativa confirmou a hipótese de que florestas sob diferentes regimes de perturbação diferem em composição e diversidade florística. Assim sendo, a abundância e a frequência relativa de algumas famílias e espécies podem auxiliar na classificação dos estágios de conservação nas comunidades florestais. A perturbação humana altera a composição e estrutura das florestas, o que se reflete principalmente na comunidade de espécies arbóreas, assim como ocorre neste estudo, que se refere a uma área sob regime de manejo florestal sustentável para fins madeireiros.

Fredericksen e Putz (2003), por exemplo, argumentam que uma maior perturbação pode ser necessária em algumas florestas, onde as espécies comerciais, como *Swietenia macrophylla* e *Cedrela spp.* Requerem essas aberturas para uma regeneração bem-sucedida. Sist e Brown (2004) alertaram contra perturbações mais intensas na extração de madeira, argumentando que poucas espécies exigem grandes aberturas e que outras espécies podem ser prejudicadas por elas. No caso do manejo conduzido pela empresa Mil Madeireira, as intensidades são baixas e variam pouco entre as UPAS analisadas, além do que existe uma diferença entre o volume autorizado e o volume efetivamente explorado (SOUZA, 2017), que diminui ainda mais os impactos sob a floresta remanescente, ainda assim, percebeu-se alteração na regeneração natural.

Gyamfi et al (2014) concluíram que existem efeitos benéficos da exploração madeireira na regeneração natural, pelo menos nos três primeiros anos. No estudo por eles conduzido as áreas florestais exploradas diferiram das áreas não exploradas em termos de recrutamento de plântulas, densidade, taxa de crescimento e mortalidade. Os contrastes foram devidos principalmente ao rápido recrutamento e rápido crescimento de pioneiros em trilhas de arraste e aberturas de árvores. Observou-se neste estudo que quando considerado o povoamento das espécies comerciais, há um efeito negativo na floresta remanescente, esse resultado pode estar relacionado com balanço dinâmico entre recrutamento e mortalidade que segundo Silveira (2019), uma vez que percebeu que, mesmo após 17 anos aproximadamente, as taxas de mortalidade ainda são maiores que as de ingresso, o que não é apropriado aos princípios do manejo florestal sustentável.

Informações sobre a composição de espécies de uma floresta são essenciais para o manejo florestal em termos de valor econômico, potencial de regeneração e, por fim,

podem levar à conservação da diversidade biológica (KALACSKA, 2004). A tendência atual no manejo de florestas naturais nos trópicos é expandir o número de espécies a serem exploradas, tanto pioneiras quanto não-pioneiras, para permitir uma maior colheita. Com base nas evidências do presente estudo, o sucesso inicial dos pioneiros forneceria o primeiro reabastecimento de indivíduos de tamanho comercial, enquanto os não-pioneiros não seriam afetados negativamente, avançando mais lentamente para o tamanho comercial, assim como o fazem na floresta natural.

7 CONCLUSÕES

A regeneração natural de florestas sob regime de manejo policíclico para fins comerciais, sofre alterações na diversidade e na composição de espécies, com o passar do tempo.

A alta diversidade de espécies para as arvores (5 cm \leq DAP < 15 cm) apresentou uma tendência de aumento em relação ao estado inicial, após 17 anos da exploração florestal, para o povoamento total, quando considerados menores intervalos não houve diferença entre na diversidade de espécies. Para o povoamento comercial, todavia, houve diminuição na diversidade porém sem diferença estatística nos dados analisados.

Com o passar dos anos, as alterações decorrentes do manejo policíclico reduzem a similaridade da vegetação em relação ao estado pré-exploração. A análise de agrupamentos facilita a compreensão das alterações na composição da vegetação, ficando evidente a formação de um grupos dois grupos distintos. Mortalidade e recrutamento, tipo de análise, formato e distância entre as parcelas instaladas e o padrão de distribuição das espécies, influenciam esses resultados.

As alterações promovidas pela exploração florestal no povoamento em regeneração natural corroboram a teoria do alto valor das florestas manejadas. Como a vegetação em regeneração natural analisada sofre mudanças pela exploração florestal ocorrida ao longo do tempo, é necessário ampliar o conhecimento sobre a floresta remanescente para avaliar se a exploração ocasionará mudança muito drástica na floresta e se há necessidade eminente de outras intervenções silviculturais, para garantir o sucesso do manejo florestal.

A metodologia utilizada neste trabalho, mostrou-se eficiente para avaliar a composição da vegetação, e pode ser utilizada para avaliar a similaridade entre uma floresta madura e uma floresta secundária adjacente, a fim de definir se a floresta secundária pela regeneração passiva, pode ser destinada a recompor a Reserva Legal em imóveis rurais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, T. A. L.; PINTO, J. R. R.; MEWS, H. A. Variações na riqueza e na diversidade de espécies arbustivas e arbóreas no período de 14 anos em uma Floresta de Vale, Mato Grosso, Brasil. **Rodriguésia**, v. 65, n. 1, p. 73–88, 2014.

AGUIAR, S. H. S. *et al.* Dynamics of natural regeneration of timber species during three decades after logging in the Tapajós National Forest, Brazil. **Scientia Forestalis/Forest Sciences**, v. 47, n. 121, p. 157–166, 2019. Disponível em: <<http://www.ipecf.br/publicacoes/scientia/leitura.asp?Article=16&Number=121>>.

AMARAL, M.R.M. **Dinâmica de crescimento de espécies comerciais remanescentes em áreas exploradas experimentalmente em diferentes intensidades de corte na Amazônia Central.** (Dissertação de Mestrado, Ciências de Florestas Tropicais). Instituto de Pesquisas da Amazônia-INPA, Manaus, AM, 2019.

LIMA, R B, *et al.* Fitossociologia de um trecho de floresta ombrófila densa na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Uacari, Carauari, Amazonas. **Scientia Plena**, v. 8, n. 1, p. 1–12, 2012.

ARAÚJO, A.C. *et al.* Comparative measurements of carbon dioxide fluxes from two nearby towers in a central Amazonian rainforest: The Manaus LBA site. **Journal of Geophysical Research**, 107: 80-90. 2002

ARAÚJO, G.C. *et al.* Comparação Entre Floresta Primária e Secundária com Ocorrência de *Attalea maripa* (Aubl.) Mart.: Estudo de Caso na Amazônia Oriental. **Floresta e Ambiente**. 2012.

AZEVEDO, C. P. **Dinâmica de florestas submetidas a manejo na Amazônia oriental: experimentação e simulação.** (Tese de Doutorado, Engenharia Florestal), Universidade Federal do Paraná, Viçosa, PR, 2006.

BAKER, T. R. *et al.* Consistent, small effects of treefall disturbances on the composition and diversity of four Amazonian forests. **Journal of Ecology**, v. 104, n. 2, p. 497–506, 2016.

BARBOUR, M. G.; BURK, J. H.; PITTS, W. D. **Terrestrial plant ecology.** Menlo Park: Benjamin/Cummings, 604 p, 1980.

BARLOW, J. *et al.* Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, nd plantation forests. *Proc. Natl Acad. Sci. USA* 104, 18555–18560, 2007.

BARROS, R. S. M. **Medidas de Diversidade Biológica.** (Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação de Recursos Naturais - PGECOL. Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF, 2007. Juiz de Fora, MG.

BENSKIN H., BEDFORD L. **Multiple-purpose silviculture in British Columbia.** *Unasylva*, 46 (181): 26-29, 1995.

BOTELHO, S. A. *et al.* **Implantação de Florestas de Proteção.** Lavras: UFLA/FAEPE, 2001

BRASIL. Decreto No 7.830, de 17 de Outubro de 2012. **Dispõe sobre o Sistema de Cadastro Ambiental Rural, o Cadastro Ambiental Rural, estabelece normas de caráter geral aos Programas de Regularização Ambiental.** Brasil, 2012b. Disponível em: <<http://www.car.gov.br/leis/LEI12651.pdf>>. Acesso em: 30 janeiro de 2018.

BRASIL. Lei 12.651, de 25 de maio 2012. **Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa.** 2012a. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 05 de fevereiro 2018.

BRUENIG, E. The tropical raiforest as ecosystem. **Plant Research and Development**, n.24, p.15-30, 1986.

BUZAS, M. & GIBSON, T. Species diversity: benthonic foraminifera in Western north atlantic. **Science**, 163(3862): 72-75, 1969.

CASTRO, M. S. A. *et al.* Impactos da Exploração Florestal na Estrutura e na Composição Florística da Vegetação Remanescente em Área Manejada Na Floresta Nacional Do Tapajós, Belterra, Pará. **Revista Agroecossistemas**, v. 10, n. 2, p. 125, 2018.

CARVALHO, J. O. P.; SILVA, J. N. M.; LOPES, J. C. A. **Danos de exploração mecanizada em uma floresta de terra firme na Amazônia brasileira.** In: Simpósio Silvicultura na Amazônia Oriental: Contribuições do Projeto Embrapa/DFID, 1999, Belém. Documentos, 123. Belém: Embrapa-CPATU, 1999. p. 216-220.

CARVALHO, J.O.P.; LOPES, J. C. A.; SILVA, J. N. M. **Dinâmica da diversidade de espécies em uma floresta de terra firme na Amazônia brasileira relacionada à intensidade de exploração.** In: Simpósio Silvicultura na Amazônia Oriental: Contribuições do Projeto Embrapa/DFID, 1999, Belém. Documentos, 123. Belém: Embrapa-CPATU, 1999. p. 167-173.

CARVALHO, J.O.P. **Dinâmica de florestas naturais e sua implicação para o manejo florestal.** In: **Simpósio Silvicultura na Amazônia Oriental: Contribuições do Projeto Embrapa/DFID**, 1999, Belém. Documentos, 123. Belém: Embrapa-CPATU, 1999. p. 174-179.

CARVALHO, J. O. P. de. **Structure and dynamics of a logged over Brazilian Amazonian rain forest.** 215p. Thesis (Ph. D. Thesis) – University of Oxford, Oxford, UK, 1992

CHAUDHARY, A., et al. Impact of Forest Management on Species Richness: Global Meta-Analysis and Economic Trade-Offs. **Sci. Rep.** 6, 2016, 23954. doi:10.1038/srep23954

CHAZDON, R. L. The potential for species conservation in tropical secondary forests. **Conservation Biology**, v.23, n.6, p.1406-1417, 2009.

CHAZDON, R. L. Tropical forest regeneration. In: LEVIN, S.A. (ed.) **Encyclopedia of Biodiversity**, 2ed, v.7, p.277-288, 2013.

CHAZDON, R. L., Regeneração de florestas tropicais Tropical forest regeneration-University of Connecticut. Storrs, Connecticut, USA. *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat.*, Belém, v. 7, n. 3, p. 195-218, set.-dez. 2012.

CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 716–730, 21 de novembro de 2016.

CHAZDON, R. L. e URIARTE, M. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 709–715, 3 Oct. 2016x.

CHAZDON, R. L. Landscape Restoration, Natural Regeneration, and the Forests of the Future. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 102, n. 2, p. 251–257, Nov. 2017.

CONDIT, R. *et al.* **Beta-Diversity in Tropical Forest Trees**. v. 666, n. 2002, 2008.

CONNELL, J. H. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. **Science**, v. 199, n. 4335, p. 1302–1310, 1978. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/1745369>>.

DE CARVALHO, A. L.; *et al.* Natural regeneration of trees in selectively logged forest in western Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 392, p. 36–44, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.049>>.

DE GRAAF, N.R.A. **Silvicultural system for natural regeneration of tropical rain forest in Suriname**. Wageningen: Agricultural University, 1986.

DE GRAAF, N. R.; POELS, R. L. H.; VAN ROMPAEY, R. S. A. R. Effect of silvicultural treatment on growth and mortality of rainforest in Surinam over long periods. **Forest Ecology and Management**, EUA. v. 124, p. 123-135. 1999

DUAH-GYAMFI, A; *et al.* Can harvesting for timber in tropical forest enhance timber tree regeneration? **Forest Ecology and Management**, v. 314, p. 26–37, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.11.025>>.

DUAH-GYAMFI, A; *et al.* Natural Regeneration Dynamics of Tree Seedlings on Skid Trails and Tree Gaps Following Selective Logging in a Tropical Moist Semi-Deciduous Forest in Ghana. **Open Journal of Forestry**, v. 04, n. 01, p. 49–57, 2014.

DURIGAN, G.; *et al.* Caracterização de dois estratos da vegetação de uma área de cerrado no município de Brotas, SP, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, v. 16, n. 3, p. 252-262, 2002.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa do Solo. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2.ed. Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 2006. 306p.

FAYIAH, M.; *et al.* Regeneration status and species diversity of a mix dry deciduous forest: A case of Barah Forest, Jabalpur, Madhya Pradesh, India. **Indian Journal of Tropical Biodiversity**, v. 26, 2018.

FELFILI, J.M, *et al.* Análise comparativa da florística e fitossociologia da vegetação arbórea do cerrado sensu stricto na Chapada Pratinha, Brasil. **Acta botânica Brasilica** 6 (2): 27-46, 2000.

FRANCEZ, L. M. B; CARVALHO, J. O. P.; JARDIM, F. C. S. Mudanças ocorridas na composição florística em decorrência da exploração florestal em uma área de floresta de Terra firme na região de Paragominas, PA. **Acta Amazonica**, v. 37, n. 2, p. 219–228, 2007.

FONSECA, C. R. **Diversidade de espécies arbóreas e sua relação com o histórico de perturbação antrópica em uma paisagem urbana da Floresta Atlântica.** (Tese de Doutorado - Programa de Pós-graduação em Ecologia). Universidade de Juiz de Fora. Juiz de Fora, MG, 2017.

FREDERICKSEN, T.S., Putz, F.E. Silvicultural intensification for tropical forest conservation. **Biodivers. Conserv.** 12, 1445–1453, 2003. doi:10.1023/A:1023673625940

GOUVEIA, D. M. **Dinâmica e Estrutura de Espécies Arbóreas após a exploração madeireira na Floresta Nacional do Tapajós.** (Dissertação de Mestrado – Ciências de Florestas Tropicais), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, n. Manaus – Amazonas Março/2015, p. 1–117, 2015.

GRIME JP (1973) Exclusão competitiva em vegetação herbácea. **Nature**, 242 , 344-347

GÜNTER, S.; *et al.* Linking tropical silviculture to sustainable forest management. **Bois et Forêts des Tropiques**, v. 66, n. 314, p. 25–39, 2012.

GUIMARÃES, J. R. S; *et al.* Floristic Diversity of Secondary Forest In The Eastern Amazon, State Of Amapá. **Floresta**, v. 46, n. 3, p.343-351, 5 out. 2016.

HIGUCHI, N. Amostragem Sistemática Versus Amostragem Aleatória em Floresta Tropical Úmida. **Acta amazônica**, Manaus, v. 16/17, n. único, p. 393-400, 1987.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J.; JARDIM, F. C. S. Tamanho de parcela amostral para inventários florestais. **Acta Amazônica**. Manaus, v. 12, n. 1, 91-103, 1982.

HIGUCHI, N.; *et al.* Dinâmica e balanço do carbono da vegetação primária da Amazônia Central. **Revista Floresta**, 34 (3): 295-304, 2004.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos. Rio de Janeiro: IBGE- Diretoria de Geociências, 2012. 271p. (Manuais Técnicos de Geociências, 1)

JOST, L., CHAO, A., CHAZDON, R.L. Compositional similarity and β diversity. In: Magurran, A.E., McGill, B.J. (Eds.), **Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment.** Oxford University Press, Oxford, pp. 66–84. 2011.

KALACSKA, M.; *et al.* Species composition, similarity and diversity in three successional stages of a seasonally dry tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 200, n. 1–3, p. 227–247, 2004.

KENT, M.; COKER, P. Vegetation description and analyses. **London: Behaven Press**, 1992.

KNIGHT, D.H.. A phytosociological analysis of species-rich tropical forest on Barro Colorado Island, Panama. **Ecological Monographs**, 45:259-28. 1975.

KREBS, C.J. **Ecological methodology.** 3a Ed. Harper Collins. 2014.

JOST, Lou. Entropy and diversity. **Oikos**, v. 113, n. 2, p. 363–375, 2006. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>>.

LAMPRECHT, H. Silvicultura nos Trópicos: **Ecosistemas Florestais e Respectivas Espécies Arbóreas – Possibilidades e Métodos de Aproveitamento Sustentado**. Rossdorf: TZ – Verl.-Ges., p. 316. 1990.

LEGENDRE, P & LEGENDRE. Numerical Ecology. **Elservier**. Amsterdam, 1998.

LIBANO, A. M. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado sensu stricto do Brasil Central em um período de 18 anos (1985-2003). **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 4, p. 927–936, 2006.

LONGHI, S. J. *et al.* **Padrões de distribuição espacial de espécies florestais em fragmento de mata ciliar, São Pedro do Sul, RS, Brasil**. In: CONGRESSO FLORESTAL ESTADUAL, 8., 2000, Nova Prata. Anais. Nova Prata: Prefeitura Municipal de Nova Prata, 2001.

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

MANTOVANI, W. **Dinâmica de populações na floresta pluvial atlântica**. Anais. Blumenau: Sociedade Botânica do Brasil, 1999.

ODUM, Eugene Pleasants. **Ecologia**. Traduzido por: Christopher J. Tribe. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan S.A, 1988. p.220-222. cap.VI.

OLIVEIRA, A. N; DO AMARAL, I. L. Florística e fitossociologia de uma floresta de vertente na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 34, n. 1, p. 21-34, 2004.

OKUDA, T., *et al.* Effect of selective logging on canopy and stand structure and tree species composition in a lowland dipterocarp forest in Peninsular Malaysia. **Forest Ecology and Management**, 175, 297–320. 2003.

OLIVEIRA, M. M de; *et al.* Tamanho de parcela e capacidade amostral para o estudo da regeneração natural em floresta de várzea na Amazônia. **Ciência florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 3, jul./set. 2014. 2014p. 645-653.

OLIVEIRA, L. C; *et al.* 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**, v. 69, p. 62–76, 2005.

PACHECO, N. P. **Diversidade vegetal associada à castanheiras produtivas nas principais regiões produtoras do estado do Amazonas**. (Dissertação de Mestrado – Ciências Florestais e Ambientais). Universidade Federal do Amazonas-UFAM, Manaus, AM, 2018.

PEÑA-CLAROS, M. Changes in forest structure and species composition during secondary forest succession in the Bolivian Amazon. **Biotropica** 35:450-461, 2003.

PEÑA-CLAROS, M.; *et al.* Beyond reduced-impact logging: Silvicultural treatments to increase growth rates of tropical trees. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 7, p. 1458–1467, 2008.

PETROKOFISKY, G., *et al.* **Comparative effectiveness of silvicultural interventions for increasing timber production and sustaining conservation values in natural tropical production forests.** A systematic review protocol. *Environ. Evid.* 4, 1–7. 2015. doi:10.1186/s13750-015-0034-7

PINTO, L. A. A. Análise da Vegetação da Calha do Rio Madeira, Região Sudeste do Estado do Amazonas. (Dissertação de Mestrado – Ciências Florestais) Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA). Manaus-Am, 2003.

PUETTMANN, K.; *et al.* **Silvicultural alternatives to conventional even-aged forest management - what limits global adoption**, 2015.

PRADO JUNIOR, J A., *et al.* Floristic patterns in understoreys under different disturbance severities in seasonal forests. **Journal of Tropical Forest Science**, vol. 26, no. 4, p. 458-468, 2014.

QUEIROZ, M.H. **Estádios iniciais da regeneração em Santa Catarina. Caracterização de estádios sucessionais na vegetação Catarinense.** Universidade Federal de Santa Catarina, CCA/CCB. UFSC, 1995.86p.

RAYOL, B. P; ALVINO-RAYOL, F. O.; SILVA, M. F. F. Similaridade florística entre o estrato arbóreo e a regeneração natural de uma floresta secundária, no município de Bragança, nordeste do estado do Pará, Brasil. **Revista Brasileira de Agroecologia**. 6(3): 107-114. 2011.

RIBEIRO, J. E. L. *et al.* **Flora da Reserva Ducke.** Guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra-firme na Amazônia Central. INPA, Manaus, Brasil, 1999.

RIBEIRO, R. J.; *et al.* Estudo fitossociológico nas regiões de Carajás e Marabá – Pará, Brasil. **Acta Amazonica**, 29(2): 207-222. 1999.

RICHARDSON, V.A.; PERES, C.A. 2016. Temporal decay in timber species composition and value in amazonian logging concessions. **PLoS ONE**, 11(7): 1-22.

SANQUETTA, C. R.; *et al.* **Inventários florestais: Planejamento e execução.** Curitiba, 2006. 270 p.

SANTOS, M. F., *et al.* Estrutura, distribuição espacial e dinâmica florestal de duas espécies nativas após extração manejada de madeira na Flona do Tapajós. **Advances in Forestry Science**, v. 5, n. 2, p. 351–356, 2018.

SCHULZE, M.D. **Ecology and behaviour of nine timber tree species in Para, Brazil: links between species life history and forest management and conservation.** PhD. Pennsylvania State University, 371 pp, 2003.

SCHWARTZ, G., FALKOWSKI, V., PEÑA-CLAROS, M. Forest Ecology and Management Natural regeneration of tree species in the Eastern Amazon: Short-term responses after

reduced-impact logging. **For. Ecol. Manage.** 385, 97–103. 2017
doi:10.1016/j.foreco.2016.11.036

SERVIÇO FLORESTA L BRASILEIRO. **Floresta do Brasil em resumo**. Brasília-DF, 2013.

SIST, Plinio; BROWN, Nick. Silvicultural intensification for tropical forest conservation: a response to Fredericksen and Putz. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, n. 12, p. 2381–2385, 2004.

SHONO, K., DAVIES, S.J. & CHUA, Y.K. Performance of 45 native tree species on degraded lands in Singapore. *J. Trop. For. Sci.* 19(1):25-34, 2007.

SILVEIRA, Alessandro da Silva. **Regeneração natural de espécies comerciais em áreas submetidas ao sistema silvicultural policíclico na Amazônia central**. (Dissertação de Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais). Universidade Federal do Amazona, UFAM. 2019.

SILVA, J. N. M.; CARVALHO, M. S. P. Equações de volume para uma floresta secundária no planalto do Tapajós, Belterra – Pará. **Boletim de Pesquisa Florestal**, 8-9:1-15, 1984.

SILVA, J. N. M.; *et al.* **Diretrizes simplificadas para instalação e medição de parcelas permanentes em florestas naturais da Amazônia Brasileira**. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 68 p. 2005.

SILVA, J.N.M.; LOPES, J.do C.A. **Inventário florestal contínuo em florestas tropicais: a metodologia utilizada pela Embrapa – CPATU na Amazônia Brasileira**. Belém: Embrapa-CPATU, 36p, 1984.

SILVA, K.E. **Florística e estrutura espacial: 15 hectares de parcelas permanentes na floresta densa de terra firme na Amazônia Central**. Ph. D. Thesis, Federal University of Viçosa, Viçosa-MG, Brasil. 2010.

SILVA, M. M.; OLIVEIRA, F. A.; SANTANA, A. C. Mudanças na dinâmica de uso das florestas secundárias em Altamira, Estado do Pará, Brasil. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 58, n. 2, p. 176–183, 2015. Disponível em: <<http://doi.editoracubo.com.br/10.4322/rca.1739>>.

SIST, Plinio; FERREIRA, Fabricio Nascimento. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 243, n. 2–3, p. 199–209, 2007.

SOUZA, Cintia Rodrigues de. **Dinâmica de Carbono em Floresta Explorada e em Floresta Nativa não explorada na Amazônia**. (Tese de Doutorado). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia-INPA. Programa de Pós-Graduação em Ciências de Florestas Tropicais, 2012.

SOUZA, M. A. S.; *et al.* Dinâmica e produção de uma Floresta sob regime de manejo sustentável na Amazônia Central. **Floresta**, Curitiba, PR, v. 47, n. 1, p. 55 - 63, jan./mar. 2017. Disponível em: doi: 10.5380/ufpr.v47i1.43312.

SOUZA, M. A. S. **Dinâmica e produção de uma Floresta sob regime de manejo sustentável na Amazônia Central.** (Dissertação de Mestrado – Ciências Florestais e Ambientais). Universidade Federal do Amazonas-UFAM, Manaus, AM, 2015.

SWANSON, F.J., *et al.* **Natural variability: implications for ecosystem management, in: Jensen, M.E., Bourgeron, P.S. (Eds.), Ecosystem Management: Principles and Applications.** U.S. Department of Agriculture, Portland, pp. 80–94, 1994

TABARELLI, M.; *et al.* Secondary forests as biodiversity repositories in human-modified landscapes: insights from the Neotropics. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat**, v. 7, n. 3, p. 319–328, 2012.

VAN GARDINGEN, *et al.* Evaluation of yield regulation options for primary forest in Tapajos National forest, Brazil. **For. Ecol. Manage.** 231, 184–195. 2006.

VASCONCELOS, R. S. **Avaliação da dinâmica do carbono em uma floresta manejada comercialmente no Amazonas.** (Dissertação de Mestrado – Ciências Florestais e Ambientais). Universidade Federal do Amazonas-UFAM, Manaus, AM, 2015.

VENTUROLI, F.; FELFILI, J. M.; FAGG, C. W. Avaliação temporal da regeneração natural em uma floresta estacional semidecídua secundária, em Pirenópolis, Goiás. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 35, n. 3, p. 473-483, 2011.

VIEIRA, LC.G.; GARDNER, T. Florestas secundárias tropicais: ecologia e importância em paisagens antrópicas. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais**, v.7, n.3, p.191-194, 2012.

WHITMORE, T.C. **A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with suggestion for further enquiry.** In *The ecology of tropical forest tree seedlings* (M.D. Swaine, ed.). Unesco, Paris, p.3-39. 1996.

WHITTAKER, R.H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, 21, 213-251. 1972. doi:10.2307/1218190

WIRTH, R., S. T. MEYER, I. R. LEAL & M. TABARELLI, 2008. Plant herbivore interactions at the forest edge. **Progress in Botany** 69: 423-448

WOLDA, H. Similarity indices, sample size and diversity. **O ecologia** 50:296–302. 1981.

YARED, J. A. G.; COUTO, L. Diversidade de espécies em florestas secundária e primária sob efeito de diferentes sistemas silviculturais, na Amazônia Oriental. **Revista Árvore**, Viçosa, 2000.

YARED, J.A.G, *et al.* Composição Florística de florestas secundária e primária sob efeito de diferentes sistemas silviculturais, na Amazônia Oriental. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 22, n. 4, p. 463-474, out./dez. 1998. ISSN: 0100-6762.

APÊNDICES

APÊNDICE 1 – Lista de Espécies Registradas

Apêndice 1. Lista de espécies arbóreas identificadas nas Unidades de Produção Anual B, C e D.

Família	Nome Científico	N
Achariaceae	<i>Lindackeria paraensis</i>	1
Anacardiaceae	<i>Anacardium giganteum</i>	17
	<i>Astronium lecointei</i>	6
Annonaceae	<i>Annona sericea</i>	5
	<i>Duguetia cauliflora</i>	52
	<i>Duguetia echinophora</i>	46
	<i>Guatteria discolor</i>	30
	<i>Guatteria olivacea</i>	18
	<i>Guatteria procera</i>	423
	<i>Xylopia calophylla</i>	83
	<i>Xylopia polyantha</i>	4
Apocynaceae	<i>Aspidosperma desmanthum</i>	16
	<i>Aspidosperma rigidum</i>	6
	<i>Couma macrocarpa</i>	2
	<i>Geissospermum vellosii</i>	9
	<i>Himatanthus sucuubus</i>	12
Bignoniaceae	<i>Jacaranda copaia</i>	15
Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	19
Burseraceae	<i>Protium paniculatum</i>	540
	<i>Protium puncticulatum</i>	325
	<i>Protium sagotianum</i>	55
	<i>Protium sp.</i>	1
	<i>Trattinnickia burserifolia</i>	21
Calophyllaceae	<i>Calophyllum angulare</i>	9
Caryocaraceae	<i>Caryocar glabrum</i>	4
Cecropiaceae	<i>Cecropia sp. 3</i>	1
	<i>Cecropia sp. 4</i>	1
	<i>Cecropia sp. 5</i>	1
	<i>Cecropia sp. 6</i>	1
	<i>Cecropia sp. 7</i>	1
	<i>Cecropia sp. 8</i>	1
Celastraceae	<i>Maytenus pruinosa</i>	5
Chrysobalanaceae	<i>Couepia bracteosa</i>	23
	<i>Licania heteromorpha</i>	682
	<i>Licania impressa</i>	11
	<i>Licania oblongifolia</i>	35
	<i>Licania paraensis</i>	17
Clusiaceae	<i>Platonia insignis</i>	20
Combretaceae	<i>Buchenavia capitata</i>	5

Família	Nome Científico	N
Coulaceae	<i>Minquartia guianensis</i>	19
Dichapetalaceae	<i>Tapura amazonica</i>	18
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea froesii</i>	31
Euphorbiaceae	<i>Croton lanjouwensis</i>	24
	<i>Hevea brasiliensis</i>	8
Fabaceae	<i>Andira parviflora</i>	20
	<i>Bocoa viridiflora</i>	7
	<i>Copaifera multijuga</i>	6
	<i>Diploptropis sp. 3</i>	1
	<i>Diploptropis sp. 4</i>	1
	<i>Diploptropis sp. 5</i>	1
	<i>Diploptropis sp. 6</i>	1
	<i>Diploptropis triloba</i>	4
	<i>Dipteryx odorata</i>	5
	<i>Enterolobium schomburgkii</i>	22
	<i>Hymenaea courbaril</i>	2
	<i>Hymenolobium pulcherrimum</i>	12
	<i>Inga alba</i>	2
	<i>Inga capitata</i>	34
	<i>Inga heterophylla</i>	24
	<i>Inga rubiginosa</i>	31
	<i>Inga tarapotensis</i>	47
	<i>Machaerium caudatum</i>	37
	<i>Martiodendron elatum</i>	14
	<i>Ormosia discolor</i>	2
	<i>Ormosia paraensis</i>	16
	<i>Parkia paraensis</i>	12
	<i>Parkia sp.</i>	3
	<i>Peltogyne catingae</i>	1
	<i>Piptadenia suaveolens</i>	9
	<i>Pithecellobium cauliflorum</i>	250
	<i>Pithecellobium racemosum</i>	86
	<i>Platymiscium duckei</i>	1
	<i>Poecilanthe effusa</i>	31
	<i>Pseudopiptadenia psilostachya</i>	1
	<i>Pterocarpus amazonicus</i>	1
	<i>Swartzia brachyrachis</i>	11
	<i>Swartzia corrugata</i>	60
<i>Swartzia recurva</i>	10	
<i>Tachigali glauca</i>	13	
<i>Tachigali goeldiana</i>	132	
<i>Vatairea guianensis</i>	5	
<i>Vataireopsis sp.</i>	8	

Família	Nome Científico	N
	<i>Vataireopsis speciosa</i>	8
Goupiaceae	<i>Goupia glabra</i>	16
Humiriaceae	<i>Endopleura uchi</i>	15
	<i>Sacoglottis amazonica</i>	22
Hypericaceae	<i>Vismia cauliflora</i>	61
	<i>Vismia guianensis</i>	142
	<i>Vismia japurensis</i>	31
Lauraceae	<i>Aniba burchellii</i>	4
	<i>Aniba canelilla</i>	8
	<i>Aniba megaphylla</i>	3
	<i>Licania sp. 1</i>	20
	<i>Licania sp. 29</i>	1
	<i>Licania sp. 30</i>	1
	<i>Licania sp. 31</i>	1
	<i>Licania sp. 32</i>	1
	<i>Licania sp. 33</i>	1
	<i>Licania sp. 34</i>	1
	<i>Licania sp. 35</i>	1
	<i>Licania sp. 36</i>	1
	<i>Licania sp. 37</i>	1
	<i>Licania sp. 38</i>	1
	<i>Licania sp. 39</i>	1
	<i>Licania sp. 40</i>	1
	<i>Licania sp. 41</i>	1
	<i>Licania sp. 42</i>	1
	<i>Licania sp. 43</i>	1
	<i>Licania sp. 44</i>	1
	<i>Licania sp. 45</i>	1
	<i>Licania sp. 46</i>	1
	<i>Licania sp. 47</i>	1
	<i>Licania sp. 48</i>	1
	<i>Licania sp. 49</i>	1
	<i>Licania sp. 56</i>	1
	<i>Licania sp. 57</i>	1
	<i>Licania sp. 58</i>	1
	<i>Licania sp. 59</i>	1
	<i>Licania sp. 60</i>	1
	<i>Licania sp. 61</i>	1
	<i>Licania sp. 62</i>	1
<i>Licania sp. 64</i>	1	
<i>Licaria cannella</i>	1	
<i>Licaria chrysophylla</i>	53	
<i>Licaria rigida</i>	264	

Família	Nome Científico	N
	<i>Mezilaurus itauba</i>	75
Lauraceae	<i>Mezilaurus synandra</i>	11
	<i>Ocotea fragrantissima</i>	296
	<i>Sextonia rubra</i>	6
	<i>Couratari oblongifolia</i>	5
Lecythidaceae	<i>Eschweilera atropetiolata</i>	1
	<i>Eschweilera collina</i>	125
	<i>Eschweilera coriacea</i>	113
	<i>Eschweilera grandiflora</i>	16
	<i>Eschweilera pseudodecolorans</i>	27
	<i>Eschweilera sp.</i>	46
	<i>Eschweilera sp. 101</i>	1
	<i>Eschweilera sp. 102</i>	1
	<i>Eschweilera sp. 104</i>	1
	<i>Eschweilera sp. 107</i>	1
	<i>Eschweilera sp. 108</i>	1
	<i>Eschweilera sp. 109</i>	1
	<i>Eschweilera sp. 110</i>	1
	<i>Eschweilera sp. 114</i>	1
	<i>Eschweilera sp. 115</i>	1
	<i>Eschweilera sp. 117</i>	1
	<i>Eschweilera sp. 89</i>	1
	<i>Eschweilera sp. 92</i>	1
	<i>Eschweilera sp. 93</i>	1
	<i>Eschweilera sp. 94</i>	1
	<i>Eschweilera sp. 95</i>	1
	<i>Eschweilera sp. 96</i>	1
	<i>Eschweilera sp. 97</i>	1
	<i>Eschweilera sp. 98</i>	1
	<i>Eschweilera sp. 99</i>	1
	<i>Lecythis poiteaui</i>	27
<i>Lecythis prancei</i>	108	
Malpighiaceae	<i>Byrsonima aerugo</i>	4
Malvaceae	<i>Apeiba albiflora</i>	5
	<i>Bombax paraense</i>	3
	<i>Pseudobombax munguba</i>	2
	<i>Scleronema micranthum</i>	83
	<i>Theobroma sylvestre</i>	196
Melastomataceae	<i>Bellucia grossularioides</i>	55
	<i>Mouriri sideroxylon</i>	4
	<i>Mouriria sp.</i>	10
Meliaceae	<i>Carapa guianensis</i>	2
Menispermaceae	<i>Abuta sp.</i>	5

Família	Nome Científico	N
Moraceae	<i>Brosimum parinarioides</i>	2
Moraceae	<i>Brosimum rubescens</i>	22
	<i>Clarisia racemosa</i>	10
	<i>Perebea guianensis</i>	339
	<i>Trymatococcus amazonicus</i>	19
Myristicaceae	<i>Iryanthera grandis</i>	28
	<i>Iryanthera olacoide</i>	7
	<i>Iryanthera sp.</i>	19
	<i>Virola duckei</i>	132
	<i>Virola michelii</i>	8
Myrtaceae	<i>Eugenia patrisii</i>	226
	<i>Myrcia bracteata</i>	28
	<i>n. identificado 1</i>	9
	<i>n. identificado 68</i>	1
	<i>n. identificado 70</i>	1
	<i>n. identificado 71</i>	1
	<i>n. identificado 74</i>	1
	<i>n. identificado 75</i>	1
	<i>n. identificado 76</i>	1
	<i>n. identificado 77</i>	1
	<i>n. identificado 78</i>	1
	<i>n. identificado 79</i>	1
	<i>n. identificado 80</i>	1
	<i>n. identificado 81</i>	1
	<i>n. identificado 82</i>	1
	<i>n. identificado 83</i>	1
	<i>n. identificado 84</i>	1
	<i>n. identificado 85</i>	1
	<i>n. identificado 86</i>	1
	<i>n. identificado 87</i>	1
	<i>n. identificado 88</i>	1
	<i>n. identificado 89</i>	1
	<i>n. identificado 90</i>	1
<i>n. identificado 91</i>	1	
<i>n. identificado 92</i>	1	
<i>N. Identificada</i>	2	
N. Identificada	<i>n. identificado</i>	64
	<i>n. identificado 49</i>	173
	<i>N.I</i>	4
	<i>N. Identificada</i>	10
Nyctaginaceae	<i>Neea oppositifolia</i>	10
Olacaceae	<i>Ptychopetalum olacoides</i>	2
Peraceae	<i>Pera glabrata</i>	13

Família	Nome Científico	N
Primulaceae	<i>Clavija lancifolia</i>	2
Proteaceae	<i>Roupala montana</i>	1
Quiinaceae	<i>Lacunaria crenata</i>	4
Rubiaceae	<i>Capirona huberiana</i>	2
	<i>Duroia saccifera</i>	1
	<i>Duroia sprucei</i>	53
Rutaceae	<i>Fagara pentandra</i>	1
Sapindaceae	<i>Talisia longifolia</i>	113
Sapotaceae	<i>Ecclinusa bacuri</i>	42
	<i>Ecclinusa guianensis</i>	133
	<i>Manilkara bidentata</i>	21
	<i>Manilkara huberi</i>	2
	<i>n. identificado 56</i>	1
	<i>n. identificado 57</i>	1
	<i>n. identificado 58</i>	1
	<i>n. identificado 59</i>	1
	<i>n. identificado 60</i>	1
	<i>n. identificado 61</i>	1
	<i>n. identificado 63</i>	1
	<i>Planchonella pachycarpa</i>	39
	<i>Pouteria amazonica</i>	19
	<i>Pouteria guianensis</i>	164
	<i>Pouteria hispida</i>	54
	<i>Pouteria opposita</i>	62
	<i>Pouteria platyphylla</i>	240
	<i>Chrysophyllum sanguinolentum</i>	1
Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i>	2
Siparunaceae	<i>Siparuna decipiens</i>	36
Solanaceae	<i>Duckeodendron cestroides</i>	3
	<i>Solanum rugosum</i>	61
Urticaceae	<i>Cecropia sp.</i>	61
	<i>Pourouma longipendula</i>	64
Violaceae	<i>Rinorea macrocarpa</i>	286
Total Geral		8090