Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”

O manejo nas florestas tropicais na Amazônia Oriental influencia na recuperação e comportamento espacial de espécies florestais a longo prazo?

Jéssy Anni Vilhena Senado

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção
em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2021

Jéssy Anni Vilhena Senado
Bacharel em Engenharia Florestal

O manejo nas florestas tropicais na Amazônia Oriental influencia na recuperação e comportamento espacial de espécies florestais a longo prazo?

Orientador:
Prof. Dr. **EDSON JOSÉ VIDAL DA SILVA**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção
em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Senado, Jéssy Anni Vilhena

O manejo nas florestas tropicais na Amazônia Oriental influencia na recuperação e comportamento espacial de espécies florestais a longo prazo? / Jéssy Anni Vilhena Senado. - - Piracicaba, 2021.

48 p.

Dissertação (Mestrado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Distribuição espacial 2. EIR 3. Floresta tropical 4. Manejo sustentável
5. Manejo por espécie I. Título

AGRADECIMENTOS

À Deus, em primeiro lugar, pela vida. Em meio a tanto caos que presenciamos hoje no mundo, principalmente por conta da pandemia, estar viva e ter saúde é uma das maiores conquistas que posso ter.

À minha mãe, Suely Vilhena, e a minha irmã, Joyce Figueiredo, por todo apoio e por todo amor que me deram durante os 25 anos da minha vida. Sem elas com certeza não estaria concluindo mais uma etapa.

Ao Elson Junior, meu companheiro e melhor amigo há 8 anos, por todo carinho, incentivo e suporte.

Aos meus gatos, Loki e Matilda, que foram meus companheiros 24 horas por dia durante a quarentena, e que tornam meus dias mais alegres.

Ao meu orientador, Edson Vidal, por confiar em mim e ter aceitado me orientar durante o mestrado, por todas as oportunidades de monitoria e pelo incentivo profissional.

À Marina Duarte por toda ajuda recebida para que este trabalho fosse concluído.

À equipe do Laboratório de Silvicultura Tropical (LASTROP) pelo acolhimento.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos.

SUMÁRIO

RESUMO.....	5
ABSTRACT.....	6
LISTA DE FIGURAS	7
LISTA DE TABELA.....	9
1. INTRODUÇÃO	11
2. OBJETIVOS.....	13
2.1. Geral	13
2.2. Específicos	13
3. HIPÓTESES.....	15
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	17
4.1. Manejo florestal na Amazônia brasileira	17
4.2. Monitoramento e recuperação florestal após manejo	18
4.3. Comportamento espacial de espécies florestais	18
5. MATERIAL E MÉTODOS	21
5.1. Área de estudo.....	21
5.2. Seleção de espécies	22
5.2.1. Caracterização das espécies.....	22
5.3. Análise de biomassa e volume	23
5.4. Análise da distribuição espacial e densidade de indivíduos	24
6. RESULTADOS.....	27
6.1. Biomassa e volume	27
6.2. Distribuição espacial.....	29
6.3. Densidade de indivíduos.....	32
7. DISCUSSÃO	39
8. CONCLUSÕES	41
REFERÊNCIAS.....	43

RESUMO

O manejo nas florestas tropicais na Amazônia Oriental influencia na recuperação e comportamento espacial de espécies florestais a longo prazo?

Este estudo objetiva avaliar a influência do manejo florestal na recuperação dos estoques de biomassa e volume e no comportamento espacial das espécies *Caryocar villosum* (Aubl.) Pers., *Copaifera duckei* Dwyer, *Hymenaea courbaril* L. e *Manilkara elata* (Allemão ex Miq.) Monach. após 24 anos. A pesquisa foi realizada em uma área privada de floresta tropical localizada no município de Paragominas, PA, Brasil. Em 1993 foi realizada a exploração convencional em 75 ha e a manejo com impacto reduzido em 105 ha. Em cada área explorada foram alocadas parcelas de 24,5 ha (350 m x 700 m) para fins de monitoramento. Além das duas áreas exploradas, também foi alocada uma parcela de 24,5 ha em uma área controle, sem exploração. As três parcelas foram monitoradas por 24 anos através do inventário de todos os indivíduos com DAP ≥ 10 cm. Para fins de comparação, foram utilizados os bancos de dados dos anos de 1993 (antes da exploração), 1994 (1 ano após exploração) e 2017 (24 anos após a exploração). Foram feitas análises para estimar a biomassa e volume de cada espécie com auxílio do software R 4.0.2. O padrão de distribuição espacial das quatro espécies em cada tratamento foi determinado com o uso da função K de Ripley univariada e para análise de distribuição da densidade utilizou-se a ferramenta “Kernel Density”, com auxílio do Sistema de Informação Geográficas ArcGIS® 10.8. Como resultados, foi constatado que o manejo com a adoção de estratégias de impacto reduzido promoveu uma recuperação mais eficaz dos estoques de biomassa e volume das quatro espécies florestais quando comparada a exploração convencional, porém não o suficiente para recuperação total dos estoques iniciais. As quatro espécies estudadas apresentaram distribuição espacial aleatória e o comportamento espacial da espécie *Hymenaea courbaril* foi influenciado pelas mudanças ocorridas após a exploração convencional. Os resultados apresentados neste estudo contribuem para o conhecimento do comportamento ecológico de algumas espécies florestais de valor comercial, o que é de extrema importância para que propostas de mudanças no manejo em florestas tropicais sejam discutidas e implementadas.

Palavras-chave: Distribuição espacial, EIR, Floresta tropical, Manejo sustentável, Manejo por espécie

ABSTRACT

Does management in tropical forests in the Eastern Amazon influence forest species' long-term recovery and spatial behavior?

This study aims to evaluate the influence of forest management in the recovery of biomass and volume stocks and the spatial behavior of *Carycar villosum* species (Aubl.), *Copaifera duckei* Dwyer, *Hymenaea courbaril* L. and *Manilkara elata* (Allemon ex Miq.) Monach. after 24 years. The research was held in a private area of tropical forest located in the municipality of Paragominas, PA, Brazil. In 1993 the conventional exploitation was carried out in 75 ha, and the management with a reduced impact in 105 ha. In each operated area, installments of 24.5 ha (350 m x 700 m) were allocated for monitoring purposes. In addition to the two areas explored, a portion of 24.5 ha was also distributed in a control area without exploitation. The three installments were monitored for 24 years through the inventory of all individuals with DAP $\geq$ 10 cm. For comparison purposes, the 1993 years databases (before exploitation) were used, 1994 (1 year after exploitation) and 2017 (24 years after exploitation). Analyzes were made to estimate the biomass and volume of each species with the aid of R 4.0.2. The spatial distribution pattern of the fourth species in each treatment was determined using the univariate Ripley function. For density distribution analysis, the "kernel density" tool was used with the aid of the ARCGIS® 10.8 geographic information system. As a result, it was found that the management with the adoption of reduced impact strategies promoted a more effective recovery of biomass stocks and volume of four forest species when compared to conventional exploitation, but not enough for a total recovery of initial inventories. The four species studied presented random spatial distribution, and the spatial behavior of the *Hymenaea courbaril* species was influenced by the changes occurring after conventional exploitation. The results presented in this study contribute to the knowledge of the ecological behavior of some forest species of commercial value, which is extremely important so that proposals for changes in management in tropical forests are discussed and implemented.

Keywords: Space distribution, RIE, Tropical forest, Sustainable management, Management by species

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Mapa de localização da área de estudo no município de Paragominas, Pará, Brasil. 21
- Figura 2.** Estoque de biomassa ($t\ ha^{-1}$) das espécies *C. villosum* (Piquiá), *C. duckei* (Copaíba), *H. courbaril* (Jatobá) e *M. alata* (Maçaranduba) antes, logo após (1 ano depois) e 24 anos após exploração. 27
- Figura 3.** Estoque de volume ($m^3\ ha^{-1}$) das espécies *Caryocar villosum* (Piquiá), *Copaifera duckei* (Copaíba), *Hymenaea courbaril* (Jatobá) e *Manilkara alata* (Maçaranduba) antes, logo após (1 ano depois) e 24 anos após exploração. 28
- Figura 4.** Padrão espacial observado para a espécie *Caryocar villosum* (Piquiá) nos tratamentos de manejo com impacto reduzido, exploração convencional e controle, antes da exploração (1993), logo após a exploração (1994) e 24 anos após a exploração de madeira (2017). As linhas pretas demonstram o ajuste para a função K de ripley. Os contornos laranja, verde e azul indicam o nível de confiança de 99,9% para a hipótese de aleatoriedade espacial para os tratamentos de exploração convencional, manejo com impacto reduzido e controle, respectivamente. 29
- Figura 5.** Padrão espacial observado para a espécie *Copaifera duckei* (Copaíba) nos tratamentos de manejo com impacto reduzido, exploração convencional e controle, antes da exploração (1993), logo após a exploração (1994) e 24 anos após a exploração de madeira (2017). As linhas pretas demonstram o ajuste para a função K de ripley. Os contornos laranja, verde e azul indicam o nível de confiança de 99,9% para a hipótese de aleatoriedade espacial para os tratamentos de exploração convencional, manejo com impacto reduzido e controle, respectivamente. 30
- Figura 6.** Padrão espacial observado para a espécie *Hymenaea courbaril* (Jatobá) nos tratamentos de manejo com impacto reduzido, exploração convencional e controle, antes da exploração (1993), logo após a exploração (1994) e 24 anos após a exploração de madeira (2017). As linhas pretas demonstram o ajuste para a função K de ripley. O contorno laranja, verde e azul indica o nível de confiança de 99,9% para a hipótese de aleatoriedade espacial para os tratamentos de exploração convencional, manejo com impacto reduzido e controle, respectivamente. 31
- Figura 7.** Padrão espacial observado para a espécie *Manilkara elata* (Maçaranduba) nos tratamentos de manejo com impacto reduzido, exploração convencional e controle, antes da exploração (1993), logo após a exploração (1994) e 24 anos após a exploração de madeira (2017). As linhas pretas demonstram o ajuste para a função K de ripley. Os contornos laranja, verde e azul indicam o nível de confiança de 99,9% para a hipótese de aleatoriedade espacial para os tratamentos de exploração convencional, manejo com impacto reduzido e controle, respectivamente. 32
- Figura 8.** Densidade total de indivíduos ($m^3\ ha^{-1}$) das espécies *Caryocar villosum* (Piquiá), *Copaifera duckei* (Copaíba), *Hymenaea courbaril* (Jatobá) e *Manilkara alata* (Maçaranduba) antes, logo após (1 ano depois) e 24 anos após exploração. 33
- Figura 9.** Mapa de distribuição de Kernel e distribuição diamétrica das árvores de *Caryocar villosum* (Piquiá) nos tratamentos de manejo com impacto reduzido, exploração convencional e controle, antes da exploração (1993), logo após a exploração (1994) e 24 anos após a exploração de madeira (2017). As classes de diâmetro à altura do peito apresentadas no gráfico são: I – 10 cm a 20 cm; II – > 20 cm a 40 cm; III – > 40 cm a 60 cm; IV – > 60 cm a 80 cm; V – > 80 cm a 100 cm; VI – > 100 cm. 34
- Figura 10.** Mapa de distribuição de Kernel e distribuição diamétrica das árvores de *Copaifera duckei* (Copaíba) nos tratamentos de manejo com impacto reduzido, exploração convencional e controle, antes da exploração (1993), logo após a exploração (1994) e 24 anos após a exploração de madeira (2017). As classes de diâmetro à altura do peito apresentadas no gráfico são: I – 10 cm a 20 cm; II – > 20 cm a 40 cm; III – > 40 cm a 60 cm; IV – > 60 cm a 80 cm; V – > 80 cm a 100 cm; VI – > 100 cm. 35
- Figura 11.** Mapa de distribuição de Kernel e distribuição diamétrica das árvores de *Hymenaea courbaril* (Jatobá) nos tratamentos de manejo com impacto reduzido, exploração convencional e controle, antes da exploração (1993), logo após a exploração (1994) e 24 anos após a exploração de madeira (2017). As classes de diâmetro à altura do peito apresentadas no gráfico são: I – 10 cm a 20 cm; II – > 20 cm a 40 cm; III – > 40 cm a 60 cm; IV – > 60 cm a 80 cm; V – > 80 cm a 100 cm; VI – > 100 cm. 36

Figura 12. Mapa de distribuição de Kernel e distribuição diamétrica das árvores de *Manilkara huberi* (Maçaranduba) nos tratamentos de manejo com impacto reduzido, exploração convencional e controle, antes da exploração (1993), logo após a exploração (1994) e 24 anos após a exploração de madeira (2017). As classes de diâmetro à altura do peito apresentadas no gráfico são: I – 10 cm a 20 cm; II – > 20 cm a 40 cm; III – > 40 cm a 60 cm; IV – > 60 cm a 80 cm; V – > 80 cm a 100 cm; VI – > 100 cm.37

LISTA DE TABELA

Tabela 1. Número de indivíduos e volume de madeira explorado em 1993 das espécies <i>Caryocar villosum</i> , <i>Copaifera duckei</i> , <i>Hymenaea courbaril</i> e <i>Manilkara elata</i>	22
--	----

1. INTRODUÇÃO

A exploração madeireira é considerada uma das principais atividades econômicas da Amazônia (Veríssimo; Pereira, 2014). Apesar da sua rica diversidade de espécies, essa floresta tropical é geralmente explorada de forma seletiva, já que apenas um número limitado de árvores fornece madeira comercializável (Schulze et al., 2008). Embora ocorra a adoção do corte seletivo, a retirada de madeira da floresta pode gerar inúmeras alterações no ambiente, afetando a estrutura, o crescimento e o recrutamento das árvores (Silva et al., 1995; Shenkin et al., 2015; Vidal et al. 2016). Dessa forma, a implementação de estratégias de manejo, como a exploração de impacto reduzido (EIR), surge como uma estratégia chave para o manejo florestal sustentável, pelo fato de mitigar os danos florestais, beneficiando a biodiversidade (Vidal et al. 2016).

Atualmente, o manejo florestal na Amazônia brasileira é regulamentado, apresentando diversas legislações que regem a atividade de extração de madeira nas florestas amazônicas, como o Decreto 5.975/2006, as Instruções Normativas MMA 04 e 05/2006 e a Resolução CONAMA 406/2009. Porém, sabe-se que ainda existem práticas da exploração predatória/convencional que suprem uma parcela significativa da demanda por madeira em tora da Amazônia (Espada et al., 2014).

Na exploração convencional não há a adoção de planejamento para a extração da madeira da floresta, o que gera enormes danos, devido ao excesso de área aberta para estradas, pátios e ramais de arraste, além de desperdício excessivo de madeira, devido principalmente ao uso inadequado de práticas de corte (Espada et al., 2014). Por outro lado, o manejo sustentável com a adoção da EIR traz um planejamento meticuloso das atividades que serão desenvolvidas na floresta, já que exige que as funções da floresta sejam mantidas, assim como os estoques das espécies sejam recuperados durante o ciclo de corte. Desse modo, será possível manter serviços ecossistêmicos e um rendimento sustentável das espécies (Avila, 2017).

Apesar da adoção de estratégias de manejo que minimizam os impactos causados na floresta, há uma discussão científica acerca da recuperação dos estoques de madeira durante o ciclo de corte, que hoje é de 25 a 35 anos (Brasil, 2009). De acordo com Vidal et al. (2020), a taxa geral de recuperação de madeira de $0,86 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ para um ciclo de 35 anos, diverge com o que é encontrado em muitos estudos recentes e possivelmente não garante a sustentabilidade a longo prazo do manejo florestal. Nesse contexto, Piponiot et al. (2019), ao abordar sobre a recuperação de madeira após exploração de florestas, destaca que apesar de uma floresta com implementação de estratégias de manejo conseguir recuperar sua biomassa explorada, pode não apresentar volume suficiente de espécies com $\text{DAP} \geq 50\text{cm}$ recuperado, o que gera assim, nos ciclos seguintes, uma maior oferta de espécies com menores valores comerciais. Dessa forma, estudos que envolvem o monitoramento a longo prazo dessas florestas exploradas, principalmente a nível de espécie, torna-se um fator determinante para o aprimoramento de regulação legal para um manejo florestal mais sustentável.

A recuperação de estoque de biomassa e volume de madeira por espécie é uma variável que contribui significativamente na avaliação da sustentabilidade do manejo, porém outras variáveis, a exemplo do comportamento espacial das espécies, podem ser levadas em consideração. Silva e Lopes (1982) afirmam

que o conhecimento da distribuição espacial das espécies oferece informações valiosas para o seu manejo, silvicultura, dendrologia e ecologia. Do ponto de vista do manejo florestal, conhecer esse tipo de informação pode ser útil para o planejamento da exploração, considerando a preferência de microhabitats de espécies comercializáveis para, desta forma, reduzir os distúrbios causados pela atividade madeireira (Miron et al. 2020), além de promover a recuperação de indivíduos de forma mais eficaz.

Diante do exposto, este trabalho propõe responder as seguintes perguntas:

Após 24 anos há recuperação dos estoques de biomassa e volume de madeira das espécies *Caryocar villosum* (Aubl.) Pers., *Copaifera duckei* Dwyer, *Hymenaea courbaril* L. e *Manilkara elata* (Allemão ex Miq.) Monach.?

O manejo dessas espécies influencia no padrão de distribuição espacial dos indivíduos? Se sim, esse padrão espacial retorna ao que era antes após 24 anos?

2. OBJETIVOS

2.1. Geral

Avaliar a influência do manejo florestal na recuperação dos estoques de biomassa e volume e no comportamento espacial das espécies *Caryocar villosum* (Aubl.) Pers., *Copaifera duckei* Dwyer, *Hymenaea courbaril* L. e *Manilkara elata* (Allemão ex Miq.) Monach, após 24 anos.

2.2. Específicos

Verificar se o tipo de exploração de madeira, convencional ou manejo com impacto reduzido, influencia na recuperação dos estoques de biomassa e volume das espécies florestais *Caryocar villosum*, *Copaifera duckei*, *Hymenaea courbaril* e *Manilkara elata* após 24 anos.

Conhecer o comportamento espacial dessas quatro espécies florestais em uma floresta tropical na Amazônia.

Analisar se o tipo de exploração de madeira, convencional ou manejo de impacto reduzido, influencia no comportamento espacial dessas quatro espécies florestais, através da análise do padrão de distribuição espacial e dos mapas de densidade de Kernel, antes, logo após e 24 anos após a colheita.

3. HIPÓTESES

As espécies florestais *Caryocar villosum*, *Copaifera duckei*, *Hymenaea courbaril* e *Manilkara elata* apresentam tendência de recuperarem seus estoques de biomassa e volume a longo prazo quando utilizado o manejo com adoção de estratégias de impacto reduzido.

O padrão de distribuição espacial das espécies florestais *Caryocar villosum*, *Copaifera duckei*, *Hymenaea courbaril* e *Manilkara elata* tende a ser agrupado, sendo esse comportamento espacial podendo ser alterado pelo tipo de manejo utilizado na área.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1. Manejo florestal na Amazônia brasileira

A Amazônia brasileira, considerada a maior floresta tropical do mundo (Laurance et al., 2001) é uma importante fonte de riqueza e diversidade de espécies florestais, que desempenha papel fundamental na manutenção de serviços ecológicos e na regulação climática, além de fornecer uma ampla variedade de produtos madeireiros e não madeireiros (Piponiot, 2019). Como consequência disso, a Amazônia brasileira, em 2005, era a segunda principal região produtora de madeira tropical do mundo (Baitz et al., 2008).

Depois da mineração e pecuária, a atividade econômica mais importante da Amazônia brasileira é a exploração madeireira (Veríssimo; Pereira, 2014), que em 2019 alcançou uma produção de madeira em tora de 12 milhões de metros cúbicos, gerando uma renda maior que R\$ 2 bilhões, sendo o Pará um dos estados que mais contribuiu com essa produção (44,2%) (IBGE, 2020).

Apesar da rica biodiversidade, a floresta oferece apenas um número limitado de árvores com madeira comercializável. Segundo Sist et al. (2021) somente 20% das espécies presentes na área são utilizadas. Dessa forma, a exploração seletiva é uma das mais utilizadas nas florestas tropicais, com o objetivo de obtenção de madeira de alto valor comercial (Schulze et al., 2008).

A principal forma de retirada seletiva da madeira na Amazônia ainda é realizada através da exploração convencional, que é o tipo de exploração onde não ocorre o planejamento de atividades, não há profissionais treinados e qualificados, equipamentos apropriados, além disso, a floresta é submetida a contínuos ciclos de exploração, com intervalos insuficientes para ser recuperada (Baitz et al., 2008), gerando assim, danos consideráveis à estrutura e composição da floresta (Lindenmayer et al., 2012; Purvis et al., 2012; Putz et al., 2012; Ruslandi et al., 2012; Holm et al., 2014).

Tendo em vista esses danos gerados, ao longo dos anos, estratégias para o manejo dessas áreas foram implementadas, visando promover uma maior conservação da floresta e aumentar o seu valor ambiental, com o intuito de gerar um manejo mais sustentável, como exemplo a exploração de impacto reduzido (Putz et al., 2012; Edwards et al., 2014; Piponiot et al., 2019).

A exploração de impacto reduzido ou o manejo de impacto reduzido, diferentemente da exploração convencional, traz o planejamento como um ponto chave para o aumento da eficiência da exploração com a menor geração possível de danos dentro da floresta (Holmes et al. 2002; Baitz et al., 2008; Espada et al., 2014). Além desse planejamento, há também a adoção de práticas de bom manejo, que de acordo com Vidal et al. (2020) incluem atividades como: inventário censitário; mapeamento das áreas; corte de cipós; planejamento de estradas, trilhas e pátios de toras; adoção de corte direcional; adoção de diâmetros mínimos de corte; restrições adicionais para a colheita de espécies raras; permanência de árvores porta sementes; preservação de matas ciliares; e por fim, todas as práticas devem seguir um plano de manejo pré-aprovado pelos órgãos ambientais.

Buscando promover um manejo mais sustentável, em 1994 foram formalizados os princípios e diretrizes para o manejo florestal sustentável na legislação brasileira, através do Decreto nº 1.282/1994,

revogado, posteriormente, pelo Decreto nº 5.975/2006. Ademais, o manejo florestal no Brasil é regulamentado pela Lei 12.651, também conhecida como Código Florestal ou Lei de Proteção da Vegetação Nativa, e complementada por vários instrumentos normativos, decretos e resoluções que estabelecem de que forma a extração de madeira pode ser realizada de forma legal, através da adoção de planos de manejo florestal, como as Instruções Normativas 04 e 05 publicadas em 2006 pelo Ministério do Meio Ambiente.

4.2. Monitoramento e recuperação florestal após manejo

Além da adoção do planejamento do manejo, o monitoramento pós-colheita torna-se uma atividade essencial, pois através dele pode-se constatar se as áreas onde ocorreram a exploração realmente estão sendo recuperadas e se as estratégias adotadas, para tornar o manejo uma prática mais sustentável, estão sendo eficazes.

O monitoramento das florestas exploradas é realizado através do inventário contínuo de parcelas permanentes, previamente instaladas, onde verifica-se o crescimento e a regeneração natural da floresta (Espada et al., 2014). A partir das informações coletadas, pode-se compreender melhor de que forma a floresta tenta se restabelecer após um ciclo de colheita, sendo utilizados em diversos estudos variáveis como a volumetria das árvores e biomassa de carbono para estimar os estoques para as colheitas futuras.

Atualmente, na maioria dos estudos relacionados ao monitoramento de florestas tropicais a longo prazo após a colheita encontram-se dados ao nível de população (West et al, 2014; Vidal et al., 2016; Piponiot et al., 2019; Naves et al., 2020), sendo que, observa-se que as mudanças ocorridas na floresta devido a atividade de manejo, podem influenciar de diferentes formas cada uma das espécies, devido a alteração dos seus habitats, promovendo assim um melhor crescimento e desenvolvimento em determinadas espécies ou grupos de espécies devido a suas características ecológicas. Como exemplo, Naves et al. (2020), observou em seu estudo que após o manejo florestal houve uma mudança na composição de espécies predominantes, sendo que anteriormente havia um predomínio de espécies de clímax e secundárias tardias, e logo após a exploração houve um predomínio de espécies pioneiras.

Diante disso, nota-se a necessidade de estudos em nível de espécie, já que cada uma delas pode apresentar um comportamento diferente em relação ao seu crescimento e recuperação. Estudos como o de Erdmann (2019), que busca conhecer o padrão de crescimento de espécies florestais à longo prazo, contribuem de forma satisfatória para que novas perspectivas a respeito do manejo sustentável possam ser discutidas e implementadas.

4.3. Comportamento espacial de espécies florestais

Além de conhecer o comportamento do crescimento e desenvolvimento das espécies na floresta, outras variáveis, como o comportamento espacial dos indivíduos, podem servir como um mecanismo necessário para a promoção do manejo florestal sustentável, já que fornecem informações importantes a

respeito do comportamento ecológico da espécie, o que pode ser essencial para implementação de medidas, pré e pós-colheita, que beneficiem a recuperação de cada uma (Miron et al., 2020).

O padrão de distribuição espacial é a forma com que indivíduos de determinadas espécies se organizam em uma área (Silva et al., 2012). Autores como Brower e Zar (1984) e Hay et al. (2000) afirmam que em uma população os indivíduos podem apresentar três padrões básicos de distribuição: uniforme/disperso, aleatório e agregado/agrupado. O padrão uniforme/disperso é quando ocorre geralmente interações negativas entre os indivíduos ou uma competição por espaço, como exemplo o fornecimento de nutrientes; o aleatório é quando existe a probabilidade igual de ocupação do indivíduo em qualquer ponto do espaço, independentemente da posição de qualquer outro, devido a uma homogeneidade do ambiente; e o padrão agregado é quando os indivíduos tendem a ser atraídos uns aos outros ou são propensos a sobreviver em partes específicas de um ambiente (Mueller-Dombois; Ellenberg, 1974; Ricklefs, 2003; Miron et al., 2020). Esse comportamento pode ser influenciado por diversos fatores bióticos e abióticos, como o tipo de dispersão de sementes, os agentes dispersores e os próprios fatores ambientais (Dalmaso et al., 2012; Jorge et al., 2015; Miron et al., 2020).

Estudos sobre padrões espaciais e ecológicos indicam que a natureza apresenta distribuição agregada (Legendre; Fortin, 1989; Condit, 2000) e que a distribuição pode mudar a partir de distúrbios principalmente de ordem antrópica. Essas alterações que modificam os padrões espaciais na floresta podem ser observadas através da geoestatística, área que trabalha com variáveis regionalizadas (Landim, 2006). Miron et al. (2020) destaca que existem diversos métodos para analisar a distribuição espacial das espécies, por exemplo, os métodos baseados em medidas de distância entre indivíduos em parcelas de tamanho fixo ou em suas localizações, como o Método do Vizinheiro Mais Próximo (Clark; Evans, 1954), além de outros que não são afetados pelo desenho da amostra, como a função K de Ripley (Ripley, 1977).

A maioria dos trabalhos a respeito da distribuição espacial de espécies ou de um conjunto de espécies, busca verificar de que forma esse parâmetro é alterado por influência de fatores como topografia, hidrografia, temperatura, entre outros, visando auxiliar na tomada de decisões acerca do manejo dessas espécies. Porém, ainda existem poucos estudos acerca da associação desse comportamento espacial em relação à exploração madeireira. Sabendo-se que tanto a exploração convencional como o manejo de impacto reduzido geram mudanças na floresta, verificar se existe a associação entre manejo e comportamento espacial pode gerar informações importantes para tomadas de decisões.

Alguns dos estudos mais recentes a respeito desta temática foi realizado por Sontag (2017), que buscou verificar de que forma o manejo de impacto reduzido influencia na distribuição espacial dessas espécies, analisando o comportamento espacial de três espécies madeireiras amazônicas e verificando de que forma as alterações na legislação de manejo florestal implicaram no processo de polinização dessas espécies. Como resultado, a autora constatou que as mudanças realizadas na legislação de manejo foram benéficas no processo de polinização das espécies *Manilkara alata* (Ducke) Standl., *Hymenaea courbaril* L. e *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.O.Grose.

A Legislação Brasileira em vigor (Novo Código Florestal – Lei 12.651/2012) para o manejo florestal estabelece que deve haver um planejamento buscando conservar alguns indivíduos para que ocorra

a regeneração de espécies na área, promovendo a perpetuação de suas populações (Brasil, 2009). Porém, Miron et al. (2020) afirma que, na prática, o sistema de seleção de indivíduos para a exploração é fortemente influenciado pela demanda e preço do mercado, o que pode influenciar na densidade da exploração e modificar os padrões de distribuição espacial das espécies. Dessa forma, pergunta-se: Apesar de existirem indivíduos remanescentes após o manejo de impacto reduzido, o padrão de distribuição espacial inicial dessas espécies é mantido? De que forma as espécies se distribuem após uma exploração convencional? Se existirem alterações no comportamento espacial após a exploração, há uma recuperação do padrão de distribuição ao longo do tempo?

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1. Área de estudo

A pesquisa foi realizada em uma área privada de floresta tropical localizada no município de Paragominas, Pará (3°17'S 47°13'W) (Figura 1). O clima do município é caracterizado como quente e úmido, com temperatura média de 26 °C e umidade relativa de 81%, e apresenta precipitação média anual de 1800 milímetros, com menor volume de chuva nos meses de junho a novembro (Pinto, 2009). O tipo de solo predominante é latossolo amarelo distrófico com alto grau de intemperismo e ricos em alumínio (Pinto, 2009). A floresta é do tipo perene, com dossel variando de 25 a 40 metros (Vidal et al., 2016).

Figura 1. Mapa de localização da área de estudo no município de Paragominas, Pará, Brasil.

Em 1993 foi realizada a exploração convencional (EC) em 75 ha e a exploração de impacto reduzido (EIR) em 105 ha, sendo extraídos os volumes de 38,6 m³ha⁻¹ e 29,7 m³ha⁻¹ de madeira, das respectivas áreas (Barreto et al., 1998). Em cada área explorada foram alocadas parcelas de 24,5 ha (350 m x 700 m) para fins de monitoramento. Além das duas áreas exploradas, também foi alocada uma parcela de 24,5 ha em uma área controle, sem exploração. As três parcelas foram monitoradas por 24 anos através do inventário de todos os indivíduos com DAP ≥ 10 cm, sendo registradas até o momento 11 medições.

5.2. Seleção de espécies

As quatro espécies selecionadas para o trabalho foram *Caryocar villosum* (Aubl.) Pers., *Copaifera duckei* Dwyer, *Hymenaea courbaril* L. e *Manilkara elata* (Allemão ex Miq.) Monach. A escolha dessas espécies foi feita a partir dos critérios:

- 1) serem de interesse econômico;
- 2) terem sido exploradas nas áreas de EC e EIR no ano de 1993, além de estarem presentes na área controle;
- 3) possuírem um número mais abundante de indivíduos nas três áreas.

O número de indivíduos e o volume de madeira explorado em 1993 para cada uma das espécies estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Número de indivíduos e volume de madeira explorado em 1993 das espécies *Caryocar villosum*, *Copaifera duckei*, *Hymenaea courbaril* e *Manilkara elata*.

Espécies	Nº de árvores exploradas em 1993		Volume explorado em 1993 (m ³)		
	Exploração convencional	Manejo de impacto reduzido	Exploração convencional	Manejo de impacto reduzido	Total
<i>Caryocar villosum</i> (Aubl.) Pers. (Piquiá)	6	4	43,79	44,58	88,37
<i>Copaifera duckei</i> Dwyer (Copaíba)	4	6	26,41	38	64,41
<i>Hymenaea courbaril</i> L. (Jatobá)	7	2	59,56	12,56	72,12
<i>Manilkara elata</i> (Allemão ex Miq.) Monach. (Maçaranduba)	25	10	160,06	69,73	229,79

5.2.1. Caracterização das espécies

Caryocar villosum (Aubl.) Pers.

Conhecida como Piquiá, pertencente à família Caryocaraceae, é uma espécie nativa, que apresenta distribuição na Amazônia Central e Oriental, no Brasil e na Guiana Francesa. Tem como principal valor econômico seus frutos, para a indústria alimentícia (Guedes et al., 2017), além de potencial madeireiro

(Prance; Pirani, 2020) e para arborização de pastagens (Salman et al., 2008). Essa espécie apresenta árvores de até 40 metros de altura e madeira resistente, durável e de densidade pesada (Clay et al., 2000; Prance; Pirani, 2020; IPT, 2021a). Seu principal modo de dispersão é através de animais (zoocórica).

***Copaifera duckei* Dwyer.**

Conhecida como Copaíba, pertencente à família Caesalpiniaceae, é uma espécie nativa, endêmica no Brasil, presente nos domínios fitogeográficos Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica. Tem como principal valor econômico seus frutos, para a retirada de óleo resina, além de potencial madeireiro. Essa espécie apresenta árvores de 20 a 35 metros de altura e geralmente ocupam o dossel da floresta ou emergem ocasional (Rigamonte-Azevedo et al., 2004; Costa, 2020). Sua madeira é resistente e fácil de se trabalhar e de densidade média (IPT, 2021b). Apresenta dispersão barocórica, ou seja, pela gravidade, ocorrendo também dispersão das sementes por aves (Rigamonte-Azevedo et al., 2004).

***Hymenaea courbaril* L.**

Conhecida como Jatobá, pertencente à família Fabaceae, é uma espécie nativa, que apresenta ampla distribuição em todas as regiões do Brasil (Pinto, 2020). Árvore de grande porte com ocorrência frequente em solos argilosos e pobres de florestas primárias de terra firme e várzea alta. Dentre as espécies do gênero se destaca por apresentar maiores alturas e diâmetros. O produto mais comercializado é a madeira, mas também seus produtos não madeireiros são utilizados, como casca, resina e fruto. Apresenta dispersão zoocórica, realizada principalmente por roedores, aves e macacos (Embrapa, 2004a).

***Manilkara elata* (Allemão ex Miq.) Monach.**

Conhecida como Maçaranduba, pertencente à família Sapotaceae, é uma espécie nativa, endêmica no Brasil, presente nos domínios fitogeográficos Amazônia e Mata Atlântica. (Alves-Araújo, 2020). Dentre as espécies do gênero *Manilkara* é a que apresenta maior distribuição na Amazônia, além de ser a espécie do gênero mais valorizada devido a sua madeira, que é muito pesada, dura e resistente (Embrapa, 2004b). Essa espécie apresenta árvores com cerca de 40-50 m de altura e dispersão do tipo zoocórica, realizada principalmente por aves.

5.3. Análise de biomassa e volume

Para a análise da biomassa e volume recuperado dos indivíduos, foi utilizado todo o banco de dados das onze medições realizadas durante os 24 anos, os quais foram importados para o software R 4.0.2. Em casos em que ocorreu a perda de medições de DAP na série temporal foi utilizada a mesma metodologia utilizada por Vidal et al. (2016), onde assumimos que o aumento de DAP estava de acordo com a taxa média anual entre as medições. Além disso, corrigimos as estimativas tendenciosas de biomassa e volumes de madeira devido aos atrasos entre o primeiro registro de árvores e a data de sua primeira entrada na classe

DAP > 10 cm, de forma que foram projetados os valores de DAP de árvores para trás até que alcançassem DAP de 10 cm com base nas taxas de crescimento médio específicas da espécie para árvores de todos os tamanhos durante o período monitorado de 24 anos.

Para o cálculo de biomassa (kg), foi utilizado a equação alométrica desenvolvida por Chave et al. (2014):

$$\ln(AGB) = -1.803 - 0.976 \times E \times 0.976 \times \ln(\rho) + 2.673 \times \ln(DBH) - 0.299 \times \ln(DBH)^2$$

Em que AGB é a biomassa acima do solo (kg.ha⁻¹), ρ é a densidade específica da madeira por espécie (g.cm⁻³), na qual foram obtidas através do Repositório Digital Dryad (Chave et al., 2009), DBH é o diâmetro à altura do peito e E é uma medida do estresse ambiental em que relaciona a temperatura, o estresse hídrico e a precipitação. O valor de E foi considerado -0,0479107, o qual foi estimado por Erdmann (2019).

O volume do fuste das espécies selecionadas foi estimado através da equação de volume de fuste desenvolvida por Nogueira et al. (2008) para florestas densas na Amazônia central:

$$\ln V = a + b \cdot \ln DAP$$

Em que a e b são 9,008 e 2,579 para árvores < 40 cm DAP e 6,860 e 1,994 para árvores maiores.

Para fins de comparação, utilizamos os dados de biomassa e volume dos indivíduos de cada espécie nos anos de 1993 (antes da exploração), 1994 (logo após a exploração) e 2017 (24 anos após exploração) nas três áreas, onde ocorreu a exploração convencional, exploração de impacto reduzido e área controle.

5.4. Análise da distribuição espacial e densidade de indivíduos

Para a análise de distribuição espacial dos indivíduos, foram utilizados os dados do georreferenciamento dos indivíduos das quatro espécies coletados nos levantamentos dos anos de 1993 (antes da exploração), 1994 (logo após a exploração) e 2017 (24 anos após exploração), os quais foram importados para o Sistema de Informação Geográficas ArcGIS® 10.8, para a criação de um shapefile (.shp) de pontos de cada levantamento. O sistema de coordenadas utilizado foi o Universal Transversa de Mercator (UTM), zona 23S, e datum WGS84. O padrão de distribuição espacial das quatro espécies em cada tratamento foi determinado com o uso da função K de Ripley univariada (Ripley, 1977), que calcula todas as distâncias entre as árvores em uma determinada área, e a partir disso define-se o padrão espacial como agregado, aleatório ou uniforme (Capretz et al., 2012; Wehenkel et al., 2015). O método foi aplicado usando a ferramenta Multi-Distance Spatial Cluster Analysis-Ripley's K Function (Spatial statistic tools) para cada uma das espécies estudadas.

Para análise de distribuição da densidade das espécies nas áreas estudadas, utilizou-se a ferramenta “Kernel Density”, que calcula a magnitude de pontos por área, usando uma função de kernel quártica, descrita em Silverman (1982), para ajustar uma superfície suavemente cônica a cada ponto. A unidade de área utilizada foi “hectares”, a saída dos dados “densities” e o método “planar”. Esse método calcula a distância em linha reta entre os pontos.

Para complementar os dados de densidade de indivíduos, foi realizada a distribuição diamétrica para cada espécie, dentro de cada tratamento e para cada ano. Os indivíduos foram classificados em seis classes de DAP (diâmetro à altura do peito): I – 10 cm a 20 cm; II – maiores que 20 cm a 40 cm; III – maiores que 40 cm a 60 cm; IV – maiores que 60 cm a 80 cm; V – maiores que 80 cm a 100 cm; e VI – maiores que 100 cm.

6. RESULTADOS

6.1. Biomassa e volume

Quando analisados os resultados de biomassa total, observou-se que um ano após a exploração as espécies que apresentaram maiores perdas em $t\ ha^{-1}$ foram *M. huberi* (EC: 0,08 $t\ ha^{-1}$; EIR: 0,03 $t\ ha^{-1}$), *H. courbaril* (EC: 0,016 $t\ ha^{-1}$; EIR: 0,007 $t\ ha^{-1}$), *C. duckei* (EC: 0,009 $t\ ha^{-1}$; EIR: 0,01 $t\ ha^{-1}$) e *C. villosum* (EC: 0,01 $t\ ha^{-1}$; EIR: 0,008 $t\ ha^{-1}$), representando 48,7% (EC), 26,3% (EIR), 36,4% (EC), 13,4% (EIR), 49,6% (EC), 44,8% (EIR), 39,2% (EC), 22% (EIR) de perda do estoque inicial para cada uma das espécies, respectivamente (Figura 2).

Figura 2. Estoque de biomassa ($t\ ha^{-1}$) das espécies *C. villosum* (Piquiá), *C. duckei* (Copaíba), *H. courbaril* (Jatobá) e *M. alata* (Maçaranduba) antes, logo após (1 ano depois) e 24 anos após exploração.

Após 24 anos, observou-se que apenas a espécie *H. courbaril* conseguiu recuperar sua biomassa total ao compararmos com o estoque inicial de 1993, tanto na extração convencional quanto no manejo de impacto reduzido, com 16,9% e 56,2% a mais de biomassa em relação ao que havia antes da exploração, respectivamente.

C. duckei recuperou seu estoque inicial de biomassa total em relação à 1993 apenas na área onde foi realizado o manejo de impacto reduzido, com 76,9% a mais de biomassa em relação ao que havia antes da exploração.

C. villosum apesar de apresentar um incremento de biomassa total após exploração, não conseguiu recuperar seus estoques iniciais, assim como *M. elata*, que sofreu uma considerável perda de biomassa após a exploração, e, mesmo após 24 anos, ainda apresentou declínio nos estoques biomassa total no tratamento de exploração convencional.

Em relação aos resultados de volume total, um ano após a exploração as espécies que apresentaram maiores perdas em $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ foram *M. huberi* (EC: $6,55 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$; EIR: $2,78 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$), *C. duckei* (EC: $1,1 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$; EIR: $1,47 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$), *H. courbaril* (EC: $2,24 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$; EIR: $0,45 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$) e *C. villosum* (EC: $1,37 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$; EIR: $1,64 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$), representando 70,5% (EC), 50,9% (EIR), 52,8% (EC), 31,8% (EIR), 72,5% (EC), 15,9% (EIR), 74,2% (EC), 71,2% (EIR) de perda do estoque inicial para cada uma das espécies, respectivamente (Figura 3).

Figura 3. Estoque de volume ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) das espécies *Caryocar villosum* (Piquiá), *Copaifera duckei* (Copaíba), *Hymenaea courbaril* (Jatobá) e *Manilkara elata* (Maçaranduba) antes, logo após (1 ano depois) e 24 anos após exploração.

Após 24 anos, apenas *H. courbaril* conseguiu recuperar seu estoque inicial no tratamento onde foi realizado o manejo de impacto reduzido, obtendo 20,5% a mais de m^3 de madeira quando comparados aos volumes iniciais apresentados antes da exploração.

As espécies *C. villosum*, *C. duckei* e *M. elata*, apesar de apresentarem um incremento de $0,02 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$, $0,06 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ e $0,02 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ no tratamento de impacto reduzido e $0,007 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$, $0,005 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ e $0,01 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ no tratamento de convencional, não foi o suficiente para recuperar seus estoques iniciais de 1993.

6.2. Distribuição espacial

Ao analisar a distribuição espacial, através da ferramenta K de Ripley, observou-se que as espécies *C. villosum*, *C. duckei* e *M. elata* apresentaram um comportamento espacial aleatório em todas as escalas de distância, demonstrado pelo K observado ao mesmo nível do intervalo de confiança (Fig. 4, 5, 6 e 7), com exceção da espécie *C. duckei*, no tratamento controle, no ano de 1994, que apresentou uma alteração no seu comportamento, exibindo um padrão disperso a partir de 110 metros.

Figura 4. Padrão espacial observado para a espécie *Caryocar villosum* (Piquiá) nos tratamentos de manejo com impacto reduzido, exploração convencional e controle, antes da exploração (1993), logo após a exploração (1994) e 24 anos após a exploração de madeira (2017). As linhas pretas demonstram o ajuste para a função K de Ripley. Os contornos laranja, verde e azul indicam o nível de confiança de 99,9% para a hipótese de aleatoriedade espacial para os tratamentos de exploração convencional, manejo com impacto reduzido e controle, respectivamente.

Figura 5. Padrão espacial observado para a espécie *Copaijera duckei* (Copaíba) nos tratamentos de manejo com impacto reduzido, exploração convencional e controle, antes da exploração (1993), logo após a exploração (1994) e 24 anos após a exploração de madeira (2017). As linhas pretas demonstram o ajuste para a função K de Ripley. Os contornos laranja, verde e azul indicam o nível de confiança de 99,9% para a hipótese de aleatoriedade espacial para os tratamentos de exploração convencional, manejo com impacto reduzido e controle, respectivamente.

Figura 6. Padrão espacial observado para a espécie *Hymenaea courbaril* (Jatobá) nos tratamentos de manejo com impacto reduzido, exploração convencional e controle, antes da exploração (1993), logo após a exploração (1994) e 24 anos após a exploração de madeira (2017). As linhas pretas demonstram o ajuste para a função K de Ripley. O contorno laranja, verde e azul indica o nível de confiança de 99,9% para a hipótese de aleatoriedade espacial para os tratamentos de exploração convencional, manejo com impacto reduzido e controle, respectivamente.

Figura 7. Padrão espacial observado para a espécie *Manilkara elata* (Maçaranduba) nos tratamentos de manejo com impacto reduzido, exploração convencional e controle, antes da exploração (1993), logo após a exploração (1994) e 24 anos após a exploração de madeira (2017). As linhas pretas demonstram o ajuste para a função K de Ripley. Os contornos laranja, verde e azul indicam o nível de confiança de 99,9% para a hipótese de aleatoriedade espacial para os tratamentos de exploração convencional, manejo com impacto reduzido e controle, respectivamente.

H. courbaril, por sua vez, apresentou, no tratamento onde ocorreu a exploração convencional, um padrão disperso antes mesmo da exploração, demonstrado pelo K observado abaixo do intervalo de confiança (Fig. 3). Um ano após a exploração convencional, a população de *H. courbaril* apresentou distribuição aleatória até aproximadamente 50 metros, e 24 anos após a exploração, apresentou distribuição aleatória em todas as escalas de distância. Além disso, na área onde houve exploração de impacto reduzido observou-se que *H. courbaril*, que antes apresentava distribuição aleatória, passou a apresentar distribuição dispersa a partir de 140 metros.

6.3. Densidade de indivíduos

Na análise dos dados de densidade total de indivíduos dentro de cada espécie, observa-se que houve um aumento no número de indivíduos ao longo dos 24 anos em todos os tratamentos, com exceção de *M. elata*, no tratamento de exploração convencional, que apresentou 47,7% a menos de indivíduos por hectare quando comparado a densidade existente antes da exploração (Figura 8).

Figura 8. Densidade total de indivíduos ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) das espécies *Caryocar villosum* (Piquiá), *Copaifera duckei* (Copaíba), *Hymenaea courbaril* (Jatobá) e *Manilkara elata* (Maçaranduba) antes, logo após (1 ano depois) e 24 anos após exploração.

As espécies *H. courbaril*, *C. duckei* e *C. villosum*, respectivamente, obtiveram os maiores incrementos na densidade de indivíduos ao longo dos anos, gerando uma recuperação da densidade de indivíduos quando comparados ao que havia sido perdido logo após a exploração de 250%, 33,3% e 20%, nas áreas de exploração convencional, e 660%, 283,3% e 50%, nas áreas de manejo com impacto reduzido.

Ao verificar os mapas de distribuição de densidade e da distribuição diamétrica desses indivíduos, observou-se que, para a espécie *C. villosum*, não houve alteração expressiva em nenhum dos dois elementos logo após o manejo. Por outro lado, na área onde ocorreu a exploração convencional, nota-se que há uma diminuição expressiva na porcentagem de indivíduos nas maiores classes de diâmetro, devido a colheita das árvores. Após 24 anos, observa-se que, apesar de haver um aumento na densidade de indivíduos, ocasionado provavelmente pela regeneração da espécie, houve uma diminuição nos pontos de concentração de indivíduos, apresentando uma distribuição mais dispersa ao longo da parcela, e que no tratamento onde ocorreu a exploração convencional, a população dessa espécie tende a apresentar um padrão de distribuição diamétrica de “J” invertido (Figura 9).

Figura 9. Mapa de distribuição de Kernel e distribuição diamétrica das árvores de *Caryocar villosum* (Piquiá) nos tratamentos de manejo com impacto reduzido, exploração convencional e controle, antes da exploração (1993), logo após a exploração (1994) e 24 anos após a exploração de madeira (2017). As classes de diâmetro à altura do peito apresentadas no gráfico são: I – 10 cm a 20 cm; II – > 20 cm a 40 cm; III – > 40 cm a 60 cm; IV – > 60 cm a 80 cm; V – > 80 cm a 100 cm; VI – > 100 cm.

C. duckei apresentou uma leve diminuição dos pontos de concentração de indivíduos no mapa de densidade logo após a colheita de madeira, nas áreas de exploração convencional e manejo com impacto reduzido, e 24 anos após a exploração houve um aumento no destes pontos. Além disso, houve alteração na distribuição diamétrica dos indivíduos, sendo que no tratamento de exploração convencional, logo após a exploração, havia apenas indivíduos das classes > 20 cm - 40 cm e > 40 cm – 60 cm, e 24 anos a colheita, houve um aumento na porcentagem de árvores das classes iniciais (10 cm – 20 cm), fazendo com que a distribuição de classes para esta espécie apresentasse um padrão de “J” invertido (Figura 10).

Figura 11. Mapa de distribuição de Kernel e distribuição diamétrica das árvores de *Hymenaea courbaril* (Jatobá) nos tratamentos de manejo com impacto reduzido, exploração convencional e controle, antes da exploração (1993), logo após a exploração (1994) e 24 anos após a exploração de madeira (2017). As classes de diâmetro à altura do peito apresentadas no gráfico são: I – 10 cm a 20 cm; II – > 20 cm a 40 cm; III – > 40 cm a 60 cm; IV – > 60 cm a 80 cm; V – > 80 cm a 100 cm; VI – > 100 cm.

M. huberi apresentou, em seu mapa de densidade, diminuição no número de pontos de concentração de árvores ao longo dos anos em todos os tratamentos. Assim como ocorreu nas outras espécies estudadas, houve uma diminuição na porcentagem de indivíduos nas maiores classes diamétricas (> 60 cm) logo após a manejo com impacto reduzido e a exploração convencional, sendo que, ao longo dos 24 anos, ocorreu um aumento na porcentagem dos indivíduos de classes menores (< 20 cm) (Figura 12).

Figura 12. Mapa de distribuição de Kernel e distribuição diamétrica das árvores de *Manilkara huberi* (Maçaranduba) nos tratamentos de manejo com impacto reduzido, exploração convencional e controle, antes da exploração (1993), logo após a exploração (1994) e 24 anos após a exploração de madeira (2017). As classes de diâmetro à altura do peito apresentadas no gráfico são: I – 10 cm a 20 cm; II – > 20 cm a 40 cm; III – > 40 cm a 60 cm; IV – > 60 cm a 80 cm; V – > 80 cm a 100 cm; VI – > 100 cm.

7. DISCUSSÃO

Os resultados encontrados em relação a recuperação dos estoques de biomassa e volume das quatro espécies florestais estão de acordo com a maioria dos estudos que tratam a respeito dessas variáveis ao nível de população, constando que, apesar da adoção de estratégias de manejo contribuírem para um melhor resultado, não há uma recuperação dos estoques iniciais de madeira dentro do ciclo de corte proposto pela legislação brasileira, que é de 25 a 35 anos (Brasil, 2009).

Putz et al. (2012) ao realizar uma meta-análise avaliando diversos artigos que exploravam a floresta de forma seletiva, com o objetivo de avaliar a sua recuperação, constataram que as florestas não conseguem recuperar seus estoques de madeira dentro de um ciclo de corte, e que a porcentagem de madeira disponível para o segundo e terceiro ciclo é extremamente reduzida, principalmente se o foco do corte for sempre nas mesmas espécies. Posteriormente, Piponiot et al. (2019), que abordam sobre a sustentabilidade do manejo das florestas tropicais, fizeram um levantamento de diversos dados de inventários florestais na Amazônia e confirmaram o mesmo achado de Putz et al. (2012), observando que, de forma geral, não há uma recuperação volumétrica dessas espécies dentro do ciclo de corte.

Dessa forma, uma discussão a respeito de alterações no ciclo de corte das espécies e diâmetro mínimo de corte, definindo uma forma de manejo por espécie ou grupo de espécies é defendida por diversos pesquisadores (Avila et al., 2017; David et al. 2019; Vidal et al. 2020), para que assim, a superexploração de algumas espécies madeireiras específicas, principalmente as de alto valor comercial para o mercado, como ocorrido com o *Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex DC.) Mattos, sejam evitadas (Schulze et al., 2008).

A análise de distribuição espacial das espécies demonstrou que a maioria se distribuiu de maneira aleatória nas áreas. Esse resultado diverge de alguns estudos em que o padrão predominante de espécies arbóreas é o agregado (Hubbell, 1979; Armesto et al., 1986; Legendre e Fortin, 1989; Condit et al., 2000). Schwatz et al. (2014), por exemplo, encontraram em seu estudo um comportamento espacial agregado para as espécies *H. courbaril* e *Manilkara huberi* (Ducke) A.Chev. (sinônimo heterotípico de *M. elata*). Miron et al. (2020) também encontraram para *M. elata* um comportamento espacial agregado, em todas as escalas de distância, ao utilizar a função K de Ripley, em uma área de floresta tropical.

De acordo com Lima (2013), o padrão de distribuição aleatório, que é predominante para as espécies deste estudo, demonstra que elas apresentam boa dispersão e não possuem associação específica com o habitat. *H. courbaril*, entretanto apresentou um padrão disperso nas áreas de exploração convencional, o que pode estar associado de algum processo de competição intra-específica (Collins; Klahr, 1991; Barot et al., 1999; Ricklefs, 2003; Miron et al., 2020), e logo após a exploração, mudanças ocorridas no habitat, com a retirada de indivíduos da espécie da área e mortalidade de algumas remanescentes, podem ter influenciado para que esse tipo de competição fosse menos intensa ou até mesmo deixasse de existir, e após 24 anos a espécie adquirisse um padrão de distribuição aleatório.

Em relação a densidade de indivíduos, *H. courbaril* foi a espécie que se destacou por apresentar os maiores incrementos, além de obter a recuperação dos estoques de biomassa e volume. Isso se deve,

principalmente, ao fato de ser uma espécie clímax (Tonini; Arco-verde, 2003), ou seja, se beneficia da abertura de clareiras nas áreas de exploração, o que promove uma melhor germinação e crescimento de seus indivíduos.

Adicionalmente, *H. courbaril*, assim como *C. duckei*, apresentou nos mapas de densidade de Kernel uma tendência ao aumento dos pontos de concentração de indivíduos ao longo do tempo, o que pode ser influenciada pelas mudanças ocasionadas no habitat dessas espécies, tornando o a dispersão mais limitada e/ou provocando uma heterogeneidade na distribuição de recursos que favorecem as espécies (Collins; Klahr, 1991; Valencia et al., 2004, Lima et al., 2013).

A diminuição dos pontos de concentração de indivíduos para as espécies *C. villosum* e *M. elata*, provocando uma maior dispersão dos indivíduos dentro da parcela ao longo dos anos, apesar de não influenciarem significativamente na mudança do padrão de distribuição espacial, pode ser entendido como um resultado do aumento da competição dessas espécies entre si, devido as mudanças locais, como alterações na disponibilidade de luz, alterações na dinâmica do solo ou até mesmo na presença de polinizadores, ocorridas após a exploração (Darrigo et al., 2016; Darrigo et al., 2018).

Adicionalmente, na distribuição diamétrica, observou-se que todas as espécies apresentaram uma tendência ao “J” invertido, devido ao aumento substancial no número de indivíduos de menores classes de diâmetro ao longo do tempo. Esse comportamento, comumente encontrado em outros estudos realizados na floresta amazônica, como Santos et al. (2016), é um padrão típico de florestas no estado avançado de regeneração natural (Blanc et al., 2000). De acordo com Lima (2013) a distribuição diamétrica das espécies é uma resposta às mudanças nos processos fundamentais que afetam a dinâmica das populações, dessa forma, entende-se que, as alterações ocorridas após o manejo das áreas, independentemente do tipo de exploração utilizada, afetaram a dinâmica dessas espécies, provocando uma tendência a recuperação de seus indivíduos.

8. CONCLUSÕES

O manejo com a adoção de estratégias de impacto reduzido influenciou para uma melhor recuperação dos estoques de biomassa e volume das quatro espécies florestais quando comparado a exploração convencional. Após 24 anos, quando utilizada essas estratégias de manejo, as espécies *Copaifera duckei* e *Hymenaea courbaril* conseguiram recuperar seus estoques de biomassa, *Hymenaea courbaril* recuperou seu estoque de volume total e *Caryocar villosum*, *Copaifera duckei* e *Hymenaea courbaril* recuperaram a densidade de indivíduos. *Manilkara elata* não recuperou seus estoques de nenhuma das variáveis analisadas.

As quatro espécies estudadas apresentaram distribuição espacial aleatória e o comportamento espacial da espécie *Hymenaea courbaril* foi influenciado pelas mudanças ocorridas após a exploração convencional.

Os resultados apresentados neste estudo contribuem para o conhecimento do comportamento ecológico de algumas espécies florestais de valor comercial, o que é de extrema importância para que propostas de mudanças no manejo em florestas tropicais sejam discutidas e implementadas. A adoção de estratégias de manejo de impacto reduzido são alternativas viáveis para uma melhor recuperação da floresta após sua exploração, porém é necessária implementação de novas estratégias, como manejo por espécie ou por grupos de espécies, para que assim, sigamos a procura de um manejo sustentável na Amazônia.

REFERÊNCIAS

- Alves-Araújo, A. 2020. ***Manilkara* in Flora do Brasil 2020**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB14477>>. Acesso em: 20 jul. 2021
- Armesto, J. J.; Mitchell, J. D.; Villagran, C. 1986. A comparison of spatial patterns of trees in some tropical and temperate forests. *Biotropica*, 18: 1-11.
- Avila, A. L.; Schwartz, G.; Ruschel, A. R.; Lopes, J. C.; Silva, J. N. M.; Carvalho, J. O. P. Dormann, C. F.; Mazzei, L.; Soares, M. H. M.; Bauhus, J. 2017. Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over 30 years following logging and thinning in a tropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, 385: 225-235. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.11.039
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente/ Conselho Nacional de Meio Ambiente. 2009. **Resolução 406, de 02/02/2009**. Estabelece parâmetros técnicos a serem adotados na elaboração, apresentação, avaliação técnica e execução de Plano de Manejo Florestal Sustentável-PMFS com fins madeireiros, para florestas nativas e suas formas de sucessão no bioma Amazônia. Publicada no Diário Oficial de União, nº 26, de 06/02/2009.
- Brower, J.E. & Zar, J.H. 1984. **Field & Laboratory methods for general ecology**. 2.ed. Brown Publishers, Dubuque.
- Baitz, W.; Pereira, D.; Lentini, M. 2008. O setor madeireiro da Amazônia brasileira. In: Bensusan, N.; Armstrong, G. O manejo da paisagem e a paisagem do manejo. Brasília: Instituto Internacional de Educação do Brasil. p. 84-104.
- Barot, S.; Gignoux, J.; Menaut, J. C. 1999. Demography of a savanna palm tree: Predictions from comprehensive spatial pattern analyses. **Ecology**, 80: 1987-2005.
- Barreto, P.; Amaral, P.; Vidal, E.; Uhl, C. 1998. Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, 108: 9-26.
- Blanc, L.; Maury-Lechon, G.; Pascal, J. P. 2000. Structure, floristic composition and natural regeneration in the forests of Cat Tien National Park, Vietnam: an analysis of the successional trends. **Journal of Biogeography**, 27: 141-157.
- Capretz, R. L.; Batista, J. L. F.; Dotomayor, J. F. M.; Cunha, C. R.; Nicoletti, M. F.; Rodrigues, R. R. 2012. Spatial pattern of four forest communities by Ripley-S K function in Sao Paulo state. **Cien. Flor.**, 22: 551-565.
- Chave, J.; Coomes, D.; Jansen, S.; Lewis, S. L.; Swenson, N. G.; Zanne, A. E. 2009. Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters**, 12(4): 351-366. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x
- Chave, J.; Réjou-Méchain, M.; Búrquez, A.; Chidumayo, E.; Colgan, M. S.; Delitti, W. B. et al. 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, 20(10): 3177-3190. DOI: 10.1111/gcb.12629

- Clark, P. J.; Evans, F. C. 1954. Distance to nearest neighborhood as a measure of spatial relationships in populations. **Ecology**, 35: 445-453.
- Clay, J. W.; Sampaio, P. T. B.; Clement, C. R. 2000. **Biodiversidade Amazônica**: Exemplos e estratégias de utilização. 1 ed. Manaus: Programa de Desenvolvimento Empresarial e Tecnológicos. p. 119-131.
- Collins, S. L.; Klahr, S. C. 1991. Tree dispersion in Oak-dominated forests along an environmental gradient. **Oecologia**, 86: 471-477.
- Condit, R.; Ashton, P. S.; Baker, P.; Bunyavejchewin, S.; Gunatilleke, C. V. S.; Gunatilleke, I. A. U. N. et al. 2000. Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. **Science**, 288: 1414-1418.
- Costa, J.A.S. 2020. **Copaífera in Flora do Brasil 2020**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB78652>>. Acesso em: 20 jul. 2021
- Dalmaso, C. A.; Inoue, M. T.; Oliveira, P. C. F. O.; Marcelino, V. R.; Pottker, G. S. 2012. Análise dos padrões espaciais de *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer na Floresta Nacional de Irati (PR). **Revista Ambiência**, 8: 559-570. DOI: 10.5777/ambiencia.2012.04.10.
- Darrigo, M. R.; Venticinque, E. M.; dos Santos, F. A. M. 2016. Effects of reduced impact logging on the forest regeneration in the central Amazonia. **Forest Ecology and Management**, 360: 52-59.
- Darrigo, M. R.; dos Santos, F.A. M.; Venticinque, E. M. 2018. The confounding effects of logging on tree seedling growth and herbivory in Central Amazon. **Biotropica**, 50(1): 60-6.
- David, H. C.; Carvalho, J. O. P.; Pires, I. P.; Santos, L. S.; Barbosa, E. S.; Braga, N. S. 2019. A 20-year tree liberation experiment in the Amazon: Highlights for diameter growth rates and species-specific management. **Forest Ecology and Management**, 453: 117584. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.117584.
- Edwards, D. P.; Tobias, J. A.; Sheil, D.; Meijaard, E.; Laurance, W. F. 2014. Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. **Trends Ecol. Evol. (Amst.)**, 29(9): 511–20. DOI:10.1016/j.tree.2014.07.003.
- Embrapa Amazônia Oriental. 2004a. **Jatobá, *Hymenaea courbaril***. Espécies Arbóreas da Amazônia, n° 8. Belém: Embrapa. 6 p.
- Embrapa Amazônia Oriental. 2004b. **Maçaranduba, *Manilkara huberi***. Espécies Arbóreas da Amazônia, n° 4. Belém: Embrapa. 6 p.
- Erdmann, A. A. 2019. **Fatores que influenciam a dinâmica florestal após exploração de madeira na Amazônia brasileira**. Tese (Doutorado), Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, USP. Piracicaba. 194 f.
- Espada, A. L. V.; Pires, I. P.; Lentini, M. A. W.; Bittencourt, P. R. G. 2014. **Manejo Florestal e Exploração de Impacto Reduzido em Florestas Naturais de Produção da Amazônia**. Informativo Técnico 1. Instituto Floresta Tropical. Belém: IFT. 31 p.
- Guedes, A. M. M.; Antoniassi, R.; Machado, A. F. de F. 2017. Pequi: a Brazilian fruit with potential uses for the fat industry. **Oilseeds and fats, Crops and Lipids**, 24(5): D507. DOI: 10.1051/ocl/2017040

- Hay, J. D.; Bizerril, M. X.; Calouro, A. M.; Costa, E. M. N.; Ferreira, A. A.; Gastal, M. L. A.; Goes Junior, C. D.; Manzan, D. J.; Martins, C. R.; Monteiro, J. M. G.; Oliveira, S. A.; Rodrigues, M. C. M.; Seyffarth, J. A. S.; Walter, B. M. T. 2000. Comparação do padrão da distribuição espacial em escalas diferentes de espécies nativas do cerrado, em Brasília, DF. **Revista Brasileira de Botânica**, 23: 341-347.
- Holm, J. A.; Chambers, J. Q.; Collins, W. D.; Higuchi, N. 2014. Forest response to increased disturbance in the central Amazon and comparison to western Amazonian forests. **Biogeosciences**, 11(20): 5773–94. DOI:10.5194/bg-11-5773-2014.
- Holmes, T. P.; Blate, G. M.; Zweede, J. C.; Pereira, R. J.; Barreto, P.; Boltz, F.; Bauch, R. 2002. Financial and ecological indicators of reduced impact logging performance in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, 163: 93-110.
- Hubbell, S. P. 1979. Tree dispersion, abundance, and diversity in a tropical dry forest. **Science**, 203: 1299-1309.
- IBGE. 2020. **PEVS - Produção da extração vegetal e da silvicultura**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9105-producao-da-extracao-vegetal-e-da-silvicultura.html?=&t=destaques>>. Acesso em: 10 ago. 2021.
- IPT, Instituto de Pesquisas Tecnológicas. 2021a. **Informações sobre madeiras: *Caryocar villosum* (Aubl.) Pers.** Disponível em: <http://www.ipt.br/informacoes_madeiras/72.htm>. Acesso em: 20 ago. 2021.
- IPT, Instituto de Pesquisas Tecnológicas. 2021b. **Informações sobre madeiras: *Copaifera* spp.** Disponível em: <https://www.ipt.br/informacoes_madeiras/31-onbspgenero_%3Cem%3Ecopaifera%3C_em%3E__com_varias_especies_e_encontrado_em_quas_e_todas_as_matas_do_pais.htm>. Acesso em: 20 ago. 2021.
- Jorge, L. A. B.; Millani, T. M.; Fonseca, R. C. B.; Arruda, A. A. 2015. Estrutura diamétrica e arranjo espacial das espécies mais abundantes de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em Botucatu, SP. **Floresta e Ambiente**, 22(3): 355-367. DOI: 10.1590/2179-8087.027713
- Landim, P. M. B. 2006. Sobre geoestatística e mapas. **Terrae didactica**, 2(1):19-33.
- Laurance, W. F.; Cochrane, M. A.; Bergen, S.; Fearnside, P. M.; Delamônica, P.; Barber, C.; D'Angelo, S. and Fernandes, T. 2001. Environment. The future of the Brazilian Amazon. **Science**, 291(5503): 438–9. DOI: 10.1126/science.291.5503.438.
- Legendre, P.; Fortin, M. 1989. Spatial pattern and ecological analysis. **Vegetatio**, 80:107-138.
- Lima, R. A. F. 2013. **Ajuste e seleção de modelos na descrição de comunidades arbóreas: estrutura, diversidade e padrões espaciais**. Tese (Doutorado), Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. São Paulo. 196 f.
- Lindenmayer, D. B.; Franklin, J. F.; Löhmus, A.; Baker, S. C.; Bauhus, J.; Beese, W.; Brodie, A.; Kiehl, B.; Kouki, J.; Pastur, G. M.; Messier, C.; Neyland, M.; Palik, B.; SverdrupThygeson, A.; Volney, J.; Wayne, A.; Gustafsson, L. 2012. A major shift to the retention approach for forestry can help resolve some global forest sustainability issues. **Conserv. Lett.**, 5(6): 421–31. DOI: 10.1111/j.1755-263X.2012.00257.x.

- Miron, A. C.; Bezerra, T. G.; Nascimento, R. G. M.; Emmert, F.; Pereira, R. S.; Higuchi, N. 2020. Spatial distribution of six managed tree species is influenced by topography conditions in the Central Amazon. **Journal of Environmental Management**, 281: 111835. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.111835
- Mueller-Dombois, D.; Ellenberg, H. 1974. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley and Sons. 580 p.
- Naves, R. P.; Grøtan, V.; Prado, P. I.; Vidal, E.; Batista, J. L. F. 2020. Tropical forest management altered abundances of individual tree species but not diversity. **Forest Ecology and Management**, 475: 118399. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118399
- Nogueira, E. M.; Fearnside, P. M.; Nelson, B. W.; Barbosa, R. I.; Keizer, E. W. H. 2008. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: new allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. **For. Ecol. Manage.**, 256: 1853–1867. DOI: 10.1016/j.foreco.2008.07.022.
- Pinto, R.B.; Tozzi, A.M.G.A.; Mansano, V.F. 2020. **Hymenaea in Flora do Brasil 2020**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB22972>>. Acesso em: 20 jul. 2021
- Pinto, A.; Amaral, P.; Souza Jr, C.; Veríssimo, A.; Salomão, R.; Gomes, G.; Balieiro, C. 2009. **Diagnóstico Socioeconômico e Florestal do Município de Paragominas**. Relatório Técnico. Belém/PA: Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia - Imazon. 65 p.
- Piponiot, C. et al. 2019. Can timber provision from Amazonian production forests be sustainable? **Environ. Res. Lett.**, 14: 064014. DOI: 10.1088/1748-9326/ab195e
- Prance, G. T.; Pirani, J. R. 2020. **Caryocaraceae in Flora do Brasil 2020**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB16721>>. Acesso em: 20 jul. 2021
- Purvis, A., et al. 2012. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the Southern Brazilian Amazon. **Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.**, 368: 1–10. DOI:10.1038/nature05320.
- Putz, F. E.; Zuidema, P. A.; Synnott, T.; Peña-Claros, M.; Pinard, M. A.; Sheil, D.; Vanclay, J. K.; Sist, P.; Gourlet-Fleury, S.; Griscom, B.; Palmer, J.; Zagt, R. 2012. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. **Conserv. Lett.**, 5(4): 296–303. DOI: 10.1111/j.1755-263X.2012.00242.x
- Ricklefs, R.E. 2003. **A economia da natureza**. 5.ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 503 p.
- Rigamonte-Azevedo, O. C.; Wadt, P. G. S.; Wadt, L. H. O. 2004. **Copaíba: ecologia e produção de óleo-resina**. Documentos, 91. Rio de Janeiro: Embrapa Acre. 28 p.
- Ripley, B. D. 1977. Modelling spatial patterns. **Journal of the Royal Statistical Society**, 39(2): 172–212.
- Ruslandi; Halperin, J.; Putz, F. E. 2012. Effects of felling gap proximity on residual tree mortality and growth in a dipterocarp forest in east Kalimantan, Indonesia. **J. Trop. For. Sci.**, 24: 110–24.
- Salman, A. K. D.; López, G. F. Z.; Bentes-Gama, M. M.; Andrade, C. M. S. (2008). **Espécies arbóreas nativas da Amazônia Ocidental Brasileira com potencial para arborização de pastagens**. Porto Velho: Embrapa Rondônia, 2008. 20 p.

- Santos, R. O.; Abreu, J. C.; Lima, R. B.; Aparício, P. S.; Sotta, E. D.; Lima, R. C. 2016. Distribuição diamétrica de uma comunidade arbórea na Floresta Estadual do Amapá, Brasil. **Biota Amazônia**, 6(2):24-31.
- Schulze, M.; Grogan, J.; Landis, R. M.; Vidal, E. 2008. How rare is too rare to harvest? Management challenges posed by timber species occurring at low densities in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, 256: 1443–1457. DOI: 10.1016/j.foreco.2008.02.051.
- Schulze, M.; Grogan, J.; Uhl, C.; Lentini, M.; Vidal, E. 2008. Evaluating ipê (*Tabebuia*, Bignoniaceae) logging in Amazonia: Sustainable management or catalyst for forest degradation? **Biological Conservation**, 141(8): 2071-2085. DOI: 10.1016/j.biocon.2008.06.003.
- Schwartz, G.; Lopes, J. C.; Kanashiro, M.; Mohren, G. M.; Peña-Claros, M. 2014. Disturbance level determines the regeneration of commercial tree species in the eastern Amazon. **Biotropica**, 46(2): 148-156.
- Shenkin, A.; Bolker, B.; Peña-Claros, M.; Licona, J.C.; Putz, F. E. 2015. Fates of trees damaged by logging in Amazonian Bolivia. **Forest Ecology and Management**, 357: 50–59. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.08.009.
- Silva, K. E. da; Martins, S. V.; Santos, N. T.; Ribeiro, C. A. A. S. 2012. **Padrões espaciais de espécies arbóreas tropicais**. In: Martins, S.V. (Ed.) *Ecologia de Florestas Tropicais Do Brasil*. Viçosa: UFV, p. 216–244.
- Silva, J. N. M.; de Carvalho, J. O. P.; LopeS, J. do C. A.; de Almeida, B. F.; Costa, D. H. M.; de Oliveira, L. C.; Vanclay, J. K.; Skovsgaard, J. P. 1995. Growth and yield of a tropical rain forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. **Forest Ecology and Management**, 71: 267–274. DOI: 10.1016/0378-1127(94)06106-S.
- Silva, J. N. M.; Lopes, J. C. A. 1982. Distribuição espacial de árvores na Floresta Nacional de Tapajós. **Embrapa Amazônia Oriental**, 8: 119–121.
- Silverman, B. W. 1986. **Density Estimation for Statistics and Data Analysis**. London: Chapman and Hall. 22 p.
- Sist, P.; Piponiot, C.; Kanashiro, M.; Pena-Claros, M.; Putz, F. E.; Schulze, M.; Verissimo, M.; Vidal, E. 2021. Sustainability of Brazilian forest concessions. **Forest Ecology and Management**, 496: 119440. DOI: 10.1016/j.foreco.2021.119440.
- Sontag, V. E. 2017. **Alterações na legislação brasileira de manejo florestal e seus efeitos na distribuição especial e polinização de espécies madeireiras amazônicas**. Dissertação (Mestrado), Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, USP. Piracicaba. 75 f.
- Tonini, H.; Arco-Verde, M.F. 2003. **O Jatobá (*Hymenaea courbaril* L.): crescimento, potencialidades e usos**. Embrapa Roraima. Documentos, 3. Boa Vista: Embrapa Amazônia Oriental - Roraima, 36 p.
- Valencia, R.; Foster, R. B.; Villa, G.; Condit, R.; Svenning, J. C.; Hernández, C.; Romoleroux, K.; Losos, E.; Magard, E.; Balslev, H. 2004. Tree species distributions and local habitat variation in the Amazon: large forest plot in eastern Ecuador. **J. Ecol.**, 92: 214-229.

- Veríssimo, A.; Pereira, D. (2014). Produção na Amazônia Florestal: características, desafios e oportunidades. **Parceria Estratégica**, 19: 13–44.
- Vidal, E.; West, T. A. P.; Lentini, M. W.; Souza, S. E. X. F.; Klauberg, C.; Waldhoff, P. 2020. **Sustainable forest management (SFM) of tropical moist forests:** the case of the Brazilian Amazon. Burleigh Dodds Series in Agricultural Science. 29 p. DOI: 10.19103/AS.2020.0074.42
- Vidal, E.; West, T. A. P.; Putz, F. E. 2016. Recovery of biomass and merchantable timber volumes twenty years after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil. **Forest Ecology and Management**, 376: 1-8. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.06.003.
- Wehenkel, C.; Brazão-Protázio, J.M.; Carrillo-Parra, A.; Martínez-Guerrero, J.H.; Crecente-Campo, F. 2015. Spatial distribution patterns in the very rare and species-rich *Picea chihuahuana* tree community (Mexico). **PloS One**, 10: 1-19. DOI: 10.1371/journal.pone.0140442
- West, T. A. P.; Vidal, E.; Putz, F. E. 2014. Forest biomass recovery after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil. **For. Ecol. Manag.**, 314: 59–63. DOI:10.1016/j.foreco.2013.11.022.