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

Avaliação técnica e financeira do plantio de enriquecimento em clareiras de exploração com as espécies de alto valor *Swietenia macrophylla* king e *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.Grose na Amazônia Oriental

Rodrigo Costa Pinto

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

Piracicaba
2021

Rodrigo Costa Pinto
Bacharel em Engenharia Florestal

Avaliação técnica e financeira do plantio de enriquecimento em clareiras de exploração com as espécies de alto valor *Swietenia macrophylla* King e *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.Grose na Amazônia Oriental

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

Coorientador:
Prof. Dr. **GUSTAVO SCHWARTZ**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre 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

Rodrigo Costa Pinto

Avaliação técnica e financeira do plantio de enriquecimento em clareiras de exploração com as espécies de alto valor *Swietenia macrophylla* king e *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.Grose na Amazônia Oriental / Rodrigo Costa Pinto. Piracicaba, 2021.

41 p.

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

1. Clareiras 2. Espécies florestais 3. Manejo florestal 4. Análise de custo-benefício I. Título

Agradecimentos

Agradeço, a Deus pelo dom da vida, pelo seu amor por mim e pela força que me deu para conseguir chegar até aqui. Sei que me proporcionou cada momento e se fez presente em cada um deles, me direcionando em cada decisão.

Agradeço aos meus pais, Paulo Sérgio Monteiro Pinto e Alcinete do Socorro Lima da Costa, por todo apoio, empenho, sustento e amor. Ao meu irmão, Rafael Costa Pinto, por além de ser meu irmão é primeiramente o meu melhor amigo e a todos os meus familiares. Vocês me ensinaram a amar a Deus sobre todas as coisas, acreditaram em mim e sou muito grato por isso.

Agradeço a minha irmã mais velha, Andreia Erdmann, que desde o início da minha jornada no mestrado tem sido mais que uma amiga, mas uma verdadeira irmã para mim, por isso, só tenho a agradecer a Deus por ter colado mais uma pessoa especial na minha vida.

Ao meu orientador e amigo, Prof. Dr. Edson José Vidal da Silva, que com tanto carinho me acolheu. Agradeço pelo grande suporte durante o minha vida acadêmica, pela amizade, pelos conselhos durante as nossas conversas sem fim na sua sala com direito a cafezinho, por acreditar em mim e por sempre está com a porta aberta para me ouvir e aconselhar. Mais uma vez agradeço a Deus por ter me dado a oportunidade de conhecer o senhor e a sua família e por ensinar a amar o manejo florestal. Por meio do Dr. Edson, obtive inúmeras oportunidades na minha carreira profissional e acadêmica, e de participar do curso de manejo florestal com o pessoal do IFT que foi uma experiência única na minha vida.

Agradeço ao meu coorientador e amigo, Prof. Dr. Gustavo Schwartz, pelas nossas longas conversas, conselhos, amizade e por todo seu apoio para a concretização desse objetivo e de participar dessa empreitada. Não existem palavras que possa expressar meu imenso carinho por você, somente agradecer a Deus por ter colocado mais uma pessoa especial na minha vida e a minha coorientadora do meu estágio Sônia Maria Schaefer Jordão que criou esse vínculo no Setor de Floresta na Embrapa Amazônia Oriental

Agradeço ao Laboratório de Silvicultura Tropical (LASTROP), que é mais que um local de trabalho, mas uma verdadeira casa, um ambiente familiar e aconchegante, que a Andréia Moreno proporciona para todos que trabalham no mesmo, trazendo essa energia através dos cafés, conversas e abraços, e agradeço a todos os meus amigos que fiz no laboratório que são inúmeros e que me proporcionaram também todo esse ambiente familiar para desenvolver a minha pesquisa e trabalho.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Florestais da ESALQ/USP pela oportunidade de realização do sonho de obter o diploma de mestre e poder continuar a alçar voos mais altos, em especial, a Giovana Monteiro, secretária do programa, por sempre estar disponível para conversar e ajudar aos pós-graduandos.

Agradeço ao pessoal do Instituto de Florestal Tropical (IFT), pelos dados que originaram esta dissertação, a dedicação deles, em especial do técnico sênior César Pinheiro, originou o desenvolvimento desta pesquisa e que resultou neste fruto que agora estará disponível para sociedade.

Agradeço a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio e concessão da bolsa de mestrado (88887.334449/2019-00).

A todos que direta e indiretamente contribuíram para o sucesso desse trabalho, e que embora não estejam citados, nunca serão esquecidos;

Muito obrigado!

Sumário

RESUMO.....	7
ABSTRACT	8
1. INTRODUÇÃO GERAL	9
2. REVISÃO DE LITERATURA	11
2.1. DISTÚRBIOS NAS FLORESTAS TROPICAIS	11
2.2. EXPLORAÇÃO FLORESTAL: CRESCIMENTO, MORTALIDADE E RECRUTAMENTO	13
2.3. TRATAMENTOS SILVICULTURAIS	14
2.4. IMPORTÂNCIA ECONÔMICA E ECOLÓGICA DO <i>SWIETENIA</i> E <i>HANDROANTHUS</i>	17
3. METODOLOGIA.....	20
3.1. ÁREA DE ESTUDO	20
3.2. PREPARAÇÃO DO LOCAL DE PLANTIO E PRODUÇÃO DE MUDAS.....	20
3.3. PLANTIO DE ENRIQUECIMENTO E MONITORAMENTO	20
3.4. ANÁLISE DE DADOS.....	22
3.4.1. <i>Análise estatística</i>	22
3.4.2. <i>Análise de custo-benefício do plantio de Swietenia e Handroanthus em clareiras</i>	23
3.4.3. <i>Valor presente líquido</i>	23
3.4.4. <i>Análise de sensibilidade</i>	24
4. RESULTADOS	25
4.1. CRESCIMENTO EM DIÂMETRO E INCREMENTO PERIÓDICO ANUAL.....	25
4.2. SOBREVIVÊNCIA E TAXAS DE MORTALIDADE	25
4.3. VALOR PRESENTE LÍQUIDO E ANÁLISE DE SENSIBILIDADE.....	26
5. DISCUSSÃO	29
5.1. ECOLOGIA E RESPOSTAS SILVICULTURAIS	29
5.2. VALOR PRESENTE LÍQUIDO E ANÁLISE DE SENSIBILIDADE.....	29
5.3. IMPLICAÇÕES PARA O MANEJO FLORESTAL E CONSERVAÇÃO	30
6. CONCLUSÕES.....	32
REFERÊNCIAS.....	33

RESUMO

Avaliação técnica e financeira do plantio de enriquecimento em clareiras de exploração com as espécies de alto valor *Swietenia macrophylla* king e *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.Grose na Amazônia Oriental

O enriquecimento via plantio em clareiras é um tratamento silvicultural importante para aumentar a produção de madeira em longo prazo nas florestas tropicais. O conhecimento das questões ambientais e econômicas dos plantios de enriquecimento de espécies madeireiras de alto valor comercial em clareiras de exploração é escasso na literatura, o que gera incerteza para os tomadores de decisão sobre a eficácia do método. Para contribuir com este debate, este trabalho teve como objetivo avaliar técnica e financeiramente o enriquecimento de plantio de *Swietenia macrophylla* e *Handroanthus serratifolius* em clareiras de exploração de uma floresta manejada de forma a servir de modelo na recuperação e aumento da produção dessas espécies em futuros ciclos de corte. O plantio de enriquecimento foi realizado em 46 clareiras florestais em 2009, o DAP (cm) de todos os indivíduos das espécies de *Swietenia* e *Handroanthus* foram medidos em 2011, 2014 e 2017. Após oito anos de plantio, os indivíduos de *Swietenia* e *Handroanthus* obtiveram taxa de incremento em diâmetro de $7,88 \pm 1,41$ cm e $5,2 \pm 1,0$ cm, respectivamente. As taxas de crescimento pelo incremento periódico anual foram de $0,98 \pm 0,38$ cm ano⁻¹ para *Swietenia* e $0,65 \pm 0,22$ cm ano⁻¹ para *Handroanthus*. A porcentagem de sobrevivência foi de 51% e 24 % para *Swietenia* e *Handroanthus* e com taxas de mortalidade de 8% ano⁻¹ para *Swietenia* e de 16% ano⁻¹ para *Handroanthus*. Uma análise de custo-benefício por meio dos valores presentes líquidos e análise de sensibilidade foram realizados sobre diferentes taxas de juros para a produção de madeira em tora e serrada. Os valores presentes líquidos foram positivos para *Swietenia* na produção de madeira em tora e serrada para a colheita daqui aos 60 e 90 anos e para *Handroanthus* somente a produção de madeira serrada aos 90 anos. Na análise de sensibilidade para o incremento nas taxas de crescimento de 10% e 20% os indivíduos de *Swietenia* apresentou os maiores valores presentes líquidos e para *Handroanthus* sobre o cenário de 20% de incremento pode lucrar também aos 60 anos. Estes resultados viabilizam a implementação desses plantios em termos financeiros e também para a conservação dessas espécies.

Palavras-chave: Clareiras, Espécies Florestais, Manejo Florestal, Análise de Custo-benefício.

ABSTRACT

Technical and financial evaluation of enrichment planting in logging gaps with the high-value species *Swietenia macrophylla* king and *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.Grose in the Eastern Amazon

Enrichment via planting in clearings is an important silvicultural treatment to increase long-term wood production in tropical forests in tropical forests. Knowledge on environmental and economic aspects of enrichment planting with high commercial value timber species in logging gaps is scarce, which creates uncertainty for decision makers about the method effectiveness. To contribute to the debate, this work aimed to evaluate technically and financially enrichment planting of *Swietenia macrophylla* and *Handroanthus serratifolius* in logging gaps to serve as a model in the recovery and production increase of these species in future cutting cycles. An experiment on enrichment planting was established in 46 logging gaps in 2009 and measurements of planted individuals were done in 2011, 2014, and 2017. A cost-benefit analysis using net present value (NPV) and a sensitivity analysis were carried out on different interest rates for the production of roundwood and sawnwood. Eight years after planting, individuals of *Swietenia* and *Handroanthus* presented a diameter at breast height of 7.88 ± 1.41 cm and 5.20 ± 1.00 cm, and a Periodic Annual Increment (PAI) of 0.98 ± 0.38 cm year⁻¹ and 0.65 ± 0.22 cm year⁻¹, respectively. At the last measurement, *Swietenia* and *Handroanthus* individuals had a survival percentage of 51% and 24% and a mortality rate of 8% and 16% year⁻¹, respectively. NPV was positive for *Swietenia* in roundwood and sawnwood harvested at 60 and 90 years after planting (2nd and 3rd cutting cycles) and for *Handroanthus* in sawnwood harvested 90 years after planting. Once increasing PAI in 10% and 20%, *Swietenia* presented the highest NPVs and *Handroanthus* was profitable with harvest in 60 and PAI increasing 20%. Based on these results, a model of *Swietenia* and *Handroanthus* production and conservation through enrichment planting in logging gaps was built.

Keywords: Canopy gaps, Timber species, Forest Management, Cost-benefit analysis

1. INTRODUÇÃO GERAL

As florestas tropicais desempenham um papel fundamental na conservação da biodiversidade, regulação do clima e produção de madeira, no entanto, as atividades humanas estão mudando cada vez mais o funcionamento desses ecossistemas (Lewis et al., 2015; Watson et al., 2018; Runting et al., 2019). Essas mudanças ocorreram devido ao aumento da exploração madeireira descontrolada, expansão das fronteiras agrícolas e incêndios florestais, associados às mudanças climáticas globais (Lewis et al., 2015; Watson et al., 2018). Nesse sentido, conciliar a conservação florestal com os interesses econômicos é um ponto fundamental para países com grandes áreas cobertas por florestas tropicais (Chaudhary et al., 2016). O manejo florestal sustentável (MFS) é um caminho intermediário entre o desmatamento e a proteção total das florestas tropicais (Putz et al., 2012). No entanto, para atingir MFS em florestas tropicais torna-se necessário ter volumes contínuos de colheita de espécies comerciais entre os ciclos de corte e manter todas as funções da floresta (de Avila et al., 2017). As técnicas de Exploração de Impacto Reduzido (EIR) têm sido usadas como uma forma de alcançar MFS, minimizando danos à estrutura e funções da floresta e promovendo recuperação mais rápida de estoques de biomassa e rendimentos de madeira (West et al., 2014; Vidal et al., 2016; Pioniot et al., 2016). A maior parte da produção de madeira nas florestas tropicais, no entanto, vem da exploração convencional (EC) com operações não planejadas que resultam em fortes danos à estrutura e dinâmica da floresta (Fredericksen & Putz, 2003a; SIST & Ferreira, 2007).

Vários países têm promovido formas mais sustentáveis de colheita de madeira por meio de leis e regulamentos para evitar a exploração rápida dos recursos florestais e estimular a produção de madeira de longo prazo em ciclos posteriores, substituindo EC por EIR (Zarin et al., 2007; Blaser, J. et al., 2011). No entanto, evidências demonstram que apenas o emprego da EIR pode não ser suficiente para a produção de longo prazo. Espécies de árvores de alto valor comercial e crescimento lento não são capazes de recuperar os rendimentos pelos ciclos de corte de 25-35 anos legalmente estabelecidos na Amazônia brasileira (Sist e Ferreira, 2007; Putz et al., 2012; Shearman et al., 2012; Pioniot et al., 2019). Algumas evidências importantes disso são: (a) Recuperação lenta do volume das espécies colhidas no primeiro ciclo, inferior a 50% dos valores iniciais (Sist e Ferreira, 2007; Putz et al., 2012; de Avila et al., 2017). (b) Alta mortalidade pós-corte de espécies colhidas, que pode durar 11 anos após o corte (Dionísio et al., 2017). (c) Baixa regeneração natural de espécies comerciais colhidas (Darrigo et al., 2016; Rivett, et al., 2016; de Carvalho et al., 2017; Schwartz et al., 2017a). (d) Grandes volumes colhidos por ciclo de corte (Neves et al., 2019).

Entre as maneiras possíveis de tornar a produção de madeira mais sustentável estão: (a) Mudar o grupo de espécies colhidas para espécies de crescimento rápido (Reis et al., 2010; Castro et al., 2021). (b) Aumentar a aceitação do mercado para um número mais amplo de espécies comerciais, reduzindo a pressão sobre grupos específicos de espécies (Pioniot et al., 2019). (c) Diminuir a intensidade da colheita (Putz et al., 2008). (d) Ampliar o ciclo de corte (Putz et al., 2008). (e) Aplicar tratamentos silviculturais para promover a regeneração natural de espécies comerciais (Schwartz et al., 2016; Neves et al., 2019). (f) Realizar o plantio de enriquecimento em clareiras (Schulze, 2008; Schwartz et al., 2016) ou em áreas infestadas por cipós (Keefe et al., 2009).

A intensificação da silvicultura em florestas manejadas pode ser uma forma de conservar o valor produtivo das florestas tropicais e prevenir sua conversão para outros usos da terra (Schulze, 2008; Petrokofsky et al., 2015). Assim, em áreas onde a regeneração natural é escassa, empregar o plantio de enriquecimento pode ser uma opção, especialmente sob incerteza sobre a produtividade da madeira no 3º e 4º ciclo de corte. (Fredericksen and Pariona, 2002; Schwartz et al., 2012, 2014, 2016). O plantio de enriquecimento, no entanto, requer investimentos iniciais substanciais (Schulze et al., 2008a; Burivalova et al., 2014; Edwards et al., 2014), como estabelecimento de plantio e

manutenção (Schulze, 2008; Schwartz et al., 2016) que pode variar de acordo com o método aplicado (Lopes et al., 2008; Schulze, 2008; Doucet et al., 2009; Schwartz et al., 2016).

O plantio de enriquecimento em clareiras de exploração com espécies madeiras de alto valor comercial pode ser uma alternativa financeiramente viável. *Swietenia macrophylla* King (Meliaceae) e *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S. Grose (Bignoniaceae), popularmente conhecidas como Mogno e Ipê-amarelo, estão entre as espécies mais lucrativas nos mercados internacionais. Possuem baixa densidade de indivíduos e baixas taxas de crescimento em florestas naturais e tendem a recuperar menos de 20% do volume colhido em florestas manejadas (Grogan et al., 2008; Richardson et al., 2016). Indivíduos plantados em clareiras recebem mais luz do que sob a copa da floresta, o que resulta em maiores taxas de crescimento (Schwartz et al., 2013). Assim, o plantio de enriquecimento em clareiras pode favorecer a produção de madeira financeiramente viável em menor tempo e promover a conservação de espécies raras (Schulze et al., 2008a; Schwartz et al., 2016).

Nesta dissertação, as seguintes questões foram abordadas: (a) Quais são as respostas ecológicas e silviculturais de *Swietenia* e *Handroanthus* plantadas em clareiras? (b) Qual é o custo-benefício do plantio de *Swietenia* e *Handroanthus* em clareiras de corte? Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar tecnicamente e financeiramente o enriquecimento do plantio em clareiras madeiras com *Swietenia* e *Handroanthus*, a fim de se ter um modelo de recuperação e aumento da produção dessas espécies em futuros ciclos de corte.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Distúrbios nas florestas tropicais

As florestas tropicais são fruto de diversos distúrbios, isto é, eventos que ocorrem e afetam todas as comunidades ecológicas e a sua dinâmica no ambiente, podendo ser de forma natural ou antrópica e ocorrendo em diferentes níveis e tipos de ecossistemas (Chazdon, 2003; Lima, 2005; Bae & Park, 2014; Horn al, 2015). Um conceito amplamente aceito e empregado sobre distúrbios é o proposto por Clark (1990), que o define como todo o evento que gera mudanças abruptas e altera a estrutura física do ambiente como a superfície do solo e vegetação. Dentre os principais tipos de distúrbios presentes em florestas tropicais estão: deslizamento de terra, inundações, tempestades, secas, vendavais, ciclones ou furacões e fogo (Bazzaz, 1983; Pickett e White, 1985; Attiwill, 1985; Oliver e Larson, 1996). Outro ponto defendido por diversos autores é da íntima relação entre as florestas e a sociedade humana pré-histórica, em artigos recentes é demonstrado que a dinâmica atual nas florestas tropicais no globo é fruto dessa relação, embora em alguns locais não ocorra resquícios de ocupação (Chazdon, 2016).

O entendimento dos efeitos decorrentes desses tipos de distúrbios sobre a vegetação se faz necessário, principalmente porque o tipo, frequência, magnitude e intensidade do distúrbio, provoca diversos resultados sobre a diversidade, composição e estrutura das florestas, o que muda esses ambientes a curto e a longo prazo (Chazdon, 2003; Balch et al, 2008; Peixoto et al, 2012). Segundo Watt (1947), os ambientes florestais encontram-se num contínuo ciclo de crescimento e morte de indivíduos, este ciclo inicia-se por meio de distúrbios provocados pela morte de árvores dominantes. A queda de uma árvore ou de parte de sua copa, gera um local distinto das condições do seu entorno, também conhecido como clareira, iniciando diversas interações bióticas e abióticas nestes locais (Watt, 1947; Whitmore, 1975). Este dinamismo foi denominado inicialmente de ciclo de mudanças e que posteriormente ficou conhecido como ciclo de crescimento florestal (Whitmore, 1975), o que gerou a base para o que se compreende atualmente da dinâmica de mosaicos (Pickett e White, 1985). Portanto, a floresta encontra-se em diversos estágios sucessionais com idades e tamanhos diferentes, e esses mosaicos de manchas são as clareiras, por isso que dinâmica de mosaicos e dinâmica de clareiras são constantemente mencionados como sinônimos (Van der Maarel, 1993).

A sucessão natural das espécies florestais inicia-se nas formações das clareiras, estes ambientes têm as suas características baseadas principalmente nas diferenças dos fatores edafoclimáticos (luz e temperatura), iniciando nesta etapa a regeneração natural de grupos de espécies intolerantes à sombra. Por meio do banco de sementes, estes se desenvolvem até a fase de edificação, após essa fase o ambiente começa a se estabilizar (fase madura) e ocorre a morte gradual dessas espécies que atingiram o dossel. Durante esta fase, ocorre também a formação do banco de plântulas, que são espécies tolerantes à sombra, que se desenvolvem nesse ambiente e de forma sucessiva ocupam os espaços liberados no dossel pelas espécies intolerantes à sombra, até que se alcance um ponto de equilíbrio no ecossistema (de Carvalho, 1999; Chazdon, 2012). Como o tamanho das clareiras está diretamente relacionado com as alterações na composição florística, a compreensão da dinâmica e distribuição das diferentes classes de tamanho de clareira é fundamental para o entendimento da dinâmica florestal (Brokaw, 1985; Martinez-Ramos et al, 1989). Clareiras pequenas têm respostas diferentes em composição e diversidade de espécies em comparação as clareiras grandes, em grande parte nas florestas tropicais há predominância de clareiras pequenas, geralmente essas clareiras são formadas pela morte de indivíduos isolados (Orians, 1982; Brokaw, 1985).

O conhecimento desses processos sucessórios é fundamental para o manejo de florestas naturais, visto que a exploração se baseia na abertura de clareiras (de Carvalho, 1999). Os distúrbios antrópicos promovidos pela

exploração florestal se assemelham aos distúrbios naturais que ocorrem nas florestas (Jardim, 2007). Como a atividade madeireira é um dos principais causadores de distúrbios antrópicos na Amazônia brasileira (Silva, 1998), é essencial entender os diferentes níveis e efeitos que a exploração causa sobre a estrutura e composição da floresta. Segundo a classificação de Oliver e Larson (1996), a exploração impulsiona a criação de dois tipos de distúrbios: (a) distúrbios de grandes proporções, normalmente são originados pelas aberturas de estruturas permanentes como estradas e pátios de estocagem, mas que ocorrem em menor escala dentro da área de manejo; (b) distúrbios de menores proporções, que são as áreas criadas pela derruba das árvores e pelos ramais de arraste, mas que apresentam uma maior escala nas áreas manejadas. Desse modo, compreender os impactos desses distúrbios e de como afetam a regeneração natural e por quanto persistem, é primordial para os manejadores florestais (de Carvalho et al., 2017).

Grande parte dos empreendimentos de exploração madeireira instalados na Amazônia brasileira baseia suas práticas de forma predatória, sem o planejamento adequado de suas atividades e que normalmente está associado a ilegalidade (Brancalion et al., 2018), denomina-se este modo de Exploração Convencional (EC) (Fredericksen e Putz, 2003a; Sist e Ferreira, 2007). A EC causa enormes distúrbios em florestas tropicais, mesmo sendo seletivo, neste tipo de exploração os danos à estrutura e composição florística são consideráveis (Uhl e Vieira, 1989; Veríssimo et al., 1992; Pinard e Putz, 1996; Johns et al., 1996; Berthault e Sist, 1997; Uhl et al., 1997; Sist et al., 2003), resultando em lentas taxas de crescimento dos indivíduos remanescentes (Putz, 1984; Clark e Clark, 1990). Isto leva a duas consequências principais: (a) menor acúmulo de biomassa (Pinard e Putz, 1996; Gerwing e Farias, 2000) e (b) diminuição do valor agregado desses ambientes florestais (Silva, 1998).

Desse modo, como forma de aprimorar as técnicas de manejo florestal e de ao mesmo tempo promover a recuperação e conservação dos ecossistemas florestais, incorporou-se as técnicas de exploração de impacto reduzido (EIR). A EIR tem como base o planejamento de suas atividades nas fases pré-exploratória, exploratória e pós-exploratória, utilizando tecnologias adequadas e treinamento das equipes, gerando menor impacto sobre a estrutura e composição das florestas naturais (Bicknell et al., 2014; Putz et al., 2012) e acelerando a recuperação dos estoques remanescentes (Macpherson et al., 2010). Considerando a sua definição, o manejo florestal tem como premissa a administração dos recursos naturais presentes nas florestas para a obtenção de benefícios econômicos e sociais, respeitando os mecanismos de manutenção do ecossistema (Dionisio, 2018). Nas últimas décadas, ocorreu uma ampliação do seu conceito para além do seu objetivo técnico, e passou a se chamar de Manejo Florestal Sustentável (MFS), com o objetivo de guiar para um novo patamar a exploração madeireira, de uma fornecedora de produtos, para a consideração do uso sustentável desses recursos visando garantir a manutenção para as gerações futuras (Camino, 2000). Contudo, não é possível dizer que a EIR na Amazônia brasileira ??? é totalmente sustentável (Sist e Ferreira, 2007), pois o tempo estipulado na legislação brasileira não permite a recuperação do estoque de madeira, além do fato de não conhecermos a dinâmica de crescimento de todas as espécies de valor comercial (Schulze et al., 2008a; de Lacerda et al., 2013; Grogan et al., 2008; Brancalion et al., 2018).

Conhecer a dinâmica da regeneração, recrutamento, crescimento e mortalidade das espécies comerciais nas florestas tropicais é essencial para a sua conservação e predição dos estoques futuros, esses dados fornecem aos manejadores florestais informações precisas para poder tomar as melhores decisões para o manejo das espécies e de como esses indivíduos irão se recuperar, como também da floresta como um todo. Desta forma, é fundamental monitorar os distúrbios causados pela exploração sobre as florestas manejadas, para que continue o aperfeiçoamento das técnicas silviculturais no manejo florestal (de Avila et al., 2017; Dionisio et al., 2018; Pioniot et al., 2019).

2.2. Exploração florestal: crescimento, mortalidade e recrutamento de espécies arbóreas

No manejo de florestas nativas, é preciso analisar em conjunto o comportamento das taxas de crescimento, mortalidade e recrutamento após a intervenção florestal, para poder compreender o estado de desenvolvimento do ecossistema em relação ao método de manejo empregado (Furtado, 2009). Nesse sentido, informações claras sobre a dinâmica florestal possibilita aos tomadores de decisão prever a produção futura, com base na capacidade de recuperação desses ambientes (Dionisio et al., 2018).

Atualmente a legislação brasileira estipula os ciclos de corte (25 a 35 anos) e a intensidade máxima para exploração (25 a 30 m³/ha) para o manejo florestal na Amazônia brasileira, acreditando que após a exploração as florestas tenham o incremento periódico anual (IPA) de 0,86 a 1,00 m³/ha/ano na Amazônia como um todo (CONAMA, 2009). Contudo, trabalhos de monitoramento da dinâmica florestal após exploração demonstram que essas taxas podem variar entre toda a Amazônia e principalmente entre as espécies florestais, necessitando reformulações na legislação para atender as diferenças de cada região e para determinados grupos de espécies (Tabela 1) (Piponiot et al., 2019).

Tabela 1. Taxas medianas de incremento periódico anual (IPA) observadas na Floresta Amazônica.

Local	Taxas medianas de	
	Incremento Periódico Anual (m ³ /ha/ano)	Autores
Amazônia ocidental	0,18 - 0,40	Piponiot et al., 2019
Escudos das Guianas	0,16 – 0,34	Piponiot et al., 2019
Paragominas - PA	0,72	Vidal et al., 2016
Flona de Tapajós - PA	0,44	de Avila et al., 2017
Amazônia central	1,69	de Souza et al., 2017
Amazônia central	1,00	Higuchi et al., 1997

Sabe-se que logo após a exploração madeireira há um aumento na mortalidade de espécies por causa dos danos sofridos, anelamento em alguns indivíduos para liberação de competição e a ausência de adaptação de espécies raras para resistirem ao aumento de disponibilidade de luz, elevação de temperatura e de vento (Erdmann, 2019). Segundo Dionisio et al. (2017), os efeitos das taxas de mortalidade sobre as espécies residuais podem permanecer até 11 anos após a exploração florestal, as taxas se mantêm mais altas nos primeiros cinco anos (5,87%) e os efeitos da EIR são sentidas até o sétimo ano da exploração. Em outro estudo, Silva et al. (1995), encontraram taxas de mortalidade em áreas manejadas na Floresta Nacional de Tapajós de 2,2% após 11 anos de exploração. Swaine et al (1987), revisou 18 artigos produzidos em florestas manejadas na região da Ásia, África e América, obtendo uma variação de 1 a 2% ao ano de mortalidade. Nos trabalhos de Jonkers (1982) e de Graaf (1986), também observaram efeitos das taxas de

mortalidade até o decimo ano após colheita. Vidal et al (2016), analisando taxas de mortalidade para áreas manejadas pela EIR e EC, observou valores de 1,4 e 1,7% ao ano no intervalo de 15 anos de monitoramento e Erdmann (2019), obteve valores similares onde que EC apresentou maior taxa de mortalidade do que a EIR, além de que quanto maior o dano as copas e a presença de lianas após o manejo maior são as chances de mortalidade.

O recrutamento aumenta após esses períodos de taxas de mortalidade elevadas e, dessa forma, inicia-se alterações na composição de espécies (Laurance et al., 2006), o que pode refletir na mudança de espécies de baixa densidade (remoção ou morte) logo após as intervenções florestais (Montagnini et al, 2005). Dionisio et al. (2018), estudando o recrutamento de espécies comerciais em áreas manejadas encontrou evidências de que a densidade de indivíduos foi impactada após o manejo e que não houve total recuperação dos estoques de madeira após 13 anos. De Avila et al. (2017), observaram que somente nos primeiros anos houve aumento no ingresso e que após 15 anos com o fechamento do dossel, essas taxas diminuíram. Vidal et al (2016), relataram que após 20 anos de manejo por EIR e EC, houve a recuperação de apenas de 81% e 53% para espécies comerciais de $DAP \geq 50$ cm.

A sustentabilidade do manejo florestal está correlacionada com a disponibilidade de espécies residuais para os próximos ciclos de colheita, ou seja, além de indivíduos remanescentes é fundamental a regeneração natural de espécies comerciais (Putz, 2004), contudo, diversos estudos em florestas tropicais têm demonstrado um número insuficiente de regenerantes nas florestas manejadas (Darrigo et al., 2016; Rivett, et al., 2016; de Carvalho et al., 2017; Schwartz et al., 2017). Por isso, é preciso avaliar esse ponto fundamental do manejo e de empregar possíveis soluções para o manejo adequado das espécies.

O clima é um dos fatores que também podem modificar essas taxas de crescimento, mortalidade e recrutamento, eventos extremos como as secas tem sido cada vez mais frequentes pela decorrência do El Niño (Swinfield et al., 2016; Panisset et al., 2018) e dado que esses eventos tem um importante papel no desenvolvimento das florestas (Phillips et al., 2009; Bonal et al., 2016). No decorrer desses acontecimentos de secas, a morte de indivíduos arbóreos pode atingir 18,1% em florestas naturais e o ingresso de espécies demandantes de luz variar de 30 a 300% (Slik, 2004).

Nesse sentido, a produção sustentada entre os ciclos de colheita está comprometida, devido que o ciclo de abate estipulado e as altas taxas de colheita empregados favorecem essa diminuição nos estoques das espécies colhidas (de Avila et al., 2017). Piponiot et al. (2019), observaram com base em mais 3500 ha de florestas manejadas o declínio populacional das espécies madeireiras exploradas em toda Amazônia. Mesmo com taxas de exploração por volta de $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ as espécies não se recuperam dentro de um ciclo de colheita, o que evidencia que dentro do médio ao longo prazo as demandas por madeira não serão atendidas. Isto demanda uma política integradora para o manejo florestal em florestas primárias e secundárias, integrando enriquecimento e plantio de espécies comerciais em áreas degradadas. Outro ponto são os tratamentos silviculturais em florestas manejadas para o estabelecimento e condução de espécies com alto valor agregado, como forma de manter o valor econômico dessas florestas evitando a sua conversão para outras atividades econômicas (Schulze et al., 2008b; Petrokofsky et al., 2015).

2.3. Tratamentos silviculturais

As florestas tropicais submetidas à exploração madeireira apresentam ao longo do tempo o declínio gradual dos seus recursos, ou seja, há uma diminuição do estoque de madeira manejada entre o primeiro e o segundo ciclo, formado por espécies que se desenvolveram de forma natural e sem grandes influências antropogênicas no seu amadurecimento, mesmo que possa haver espécies que foram domesticadas (Levis et al., 2017). Os ambientes florestais

que demonstram essa queda gradativa na recuperação dos volumes colhidos podem ser resultados da ausência de tratamentos silviculturais após as intervenções florestais (Sist e Ferreira, 2007; Macpherson et al., 2012). O que pode gerar a conversão para outras atividades econômicas devido a esse empobrecimento (Schielein e Börner, 2018). Contudo, mesmo que sejam destinadas as florestas naturais para a preservação, esse método não é o caminho eficaz para conservar integralmente as espécies tropicais, por causa de questões econômicas, políticas e sociais (Gullison e Hardner, 2018).

Nesse sentido, é crucial um esforço dos países que dispõe de extensas áreas de florestas nativas promovam a conciliação entre a produção e a preservação desses ecossistemas, para isso, o aperfeiçoamento das técnicas silviculturais é fundamental para garantir a rentabilidade da atividade madeireira e a conservação dos serviços ecossistêmicos (Petrokofsky et al., 2015; Chaudhary et al., 2016). Diversos trabalhos têm demonstrado que as taxas de crescimento são baixas para assegurar uma produção sustentada de madeira nas florestas manejadas tanto por EC quanto na EIR, dentro do período estipulado pela legislação para o ciclo de corte (Peña-Claros et al., 2008a; Peña-Claros et al., 2008b; Vidal et al., 2016; Cropper Jr, et al, 2017, Erdmann, 2019). Ainda que os benefícios da EIR estejam cientificamente comprovados, somente a EIR não é suficiente para sustentar a produção de madeira entre os ciclos de corte. Assim, torna-se necessário empregar tratamentos silviculturais para conduzir e estabelecer a regeneração de espécies comerciais, promover o crescimento das espécies florestais e conservar a produtividade das áreas exploradas, contudo, raras foram as vezes que a atividade madeireira ao longo dos anos foi além do que uma exploração seletiva (Fredericksen, 2000; Fredericksen et al., 2003b; Dauber et al., 2005; Keller et al., 2007).

Nesse sentido, favorecer o desempenho dessas espécies-alvo é imprescindível para a sustentabilidade do manejo florestal, por isso, implementar tratamentos silviculturais para promover maiores densidades e taxas de crescimento e sobrevivência é fundamental para conservar o valor das florestas (d'Oliveira, 2000; Schulze, 2008; Keefe et al., 2009). Sendo assim, as principais intervenções silviculturais são: corte de cipós, desbaste de liberação de indivíduos jovens, cultivo da regeneração natural, plantio de enriquecimento em área de abertura de copa ou áreas cipoálicas, nos quais, tem demonstrado quando aplicados estímulo para o crescimento das florestas exploradas (Peña-Claros et al., 2008a; Schulze, 2008; Keefe et al., 2009; Navarro-Cerrillo et al., 2011). Segundo Peña-Claros et al. (2008a), quando empregados os tratamentos silviculturais em conjunto com a EIR as taxas de crescimento podem aumentar 9 a 27% do que somente utilizando a EIR, para todos os grupos funcionais. Neste trabalho utilizou-se o corte de cipós e lianas, liberação de indivíduos de interesse comercial e escarificação do solo. Villegas et al. (2009), evidenciaram o incremento das espécies florestais após aplicação de corte de cipós e liberação por meio de desbastes para favorecer esses indivíduos, apresentando taxas de 22 a 27% de aumento em comparação a talhões com apenas EIR. A intensidade de colheita associado aos tratamentos silviculturais beneficia o aumento das taxas de crescimento das espécies comerciais (de Graaf et al., 1999; Wadsworth e Zweede, 2006; César et al., 2016). Contudo, de Avila et al. (2017) demonstrou que explorar em intensidades menores e empregar as intervenções silviculturais promove um maior desempenho nas taxas de recuperação das florestas manejadas.

Outra medida para promover a sustentabilidade do manejo florestal é fomentar a condução e o estabelecimento da regeneração natural de espécies comerciais. Por isso, pesquisas de condução de indivíduos regenerantes, tais como o do Schwartz et al. (2013), que observaram que diminuindo a competição de lianas, mudas de espécies indesejáveis e outros competidores apresentaram maiores taxas de crescimento. Peña-Claros et al. (2008b), demonstraram que expondo indivíduos de interesse comercial de diferentes grupos ecológicos a uma maior quantidade de luz, tiveram como resultados incrementos de 30 a 65 cm por ano, enquanto que os indivíduos sem exposição tiveram

incremento de 2 a 4 cm por ano. Estes resultados evidenciam que a manutenção e redução da competição favorece o crescimento dessas espécies de valor agregado.

O plantio de enriquecimento em ambientes de clareiras criadas pela exploração é um dos tratamentos silviculturais mais estudados nas florestas tropicais da região da Ásia, América do Sul e África (Mokhtaruddin et al., 2001; Schulze, 2008; Lopes et al., 2008; Doucet et al., 2009; Neves et al., 2019; dos Santos et al., 2020). Estes trabalhos comprovam que enriquecer clareiras abertas após o manejo ou em florestas secundárias com sementes ou mudas, propicia maiores taxas de crescimento e sobrevivência desses indivíduos nas clareiras.

Na Amazônia Central, dos Santos et al. (2020), que observaram a influência do gradiente de luz (0; 20; 40; 60; 80 e 100%) e de dois níveis de corte no sub-bosque (controle e sub-controle) sobre seis espécies comerciais nos dois primeiros anos, entre os principais resultados ficou evidente que quanto maior a exposição a luz melhores foram os desempenhos das espécies e o corte no sub-bosque aumentou levemente as taxas, a luz afetou fortemente o crescimento das espécies. Na Amazônia oriental, Neves et al. (2019), estudaram os efeitos dos tratamentos silviculturais em 11 anos de plantio em ambientes que foram retirados os resíduos e não limpos e de condução da regeneração natural, obtiveram como resultados que os locais previamente limpos e com regeneração natural apresentaram as maiores taxas de crescimento e sobrevivência do que somente com plantio de mudas em clareiras sem a limpeza dos resíduos da exploração e ambientes naturais da EIR. Gomes et al. (2019), no estado do Pará, avaliaram o crescimento e sobrevivência de mudas de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex Ducke), conhecido como o Paricá, em clareiras geradas pela exploração. Verificaram após seis anos de monitoramento que clareiras maiores de 200 m² e com a manutenção e limpeza anuais proporciona a essas espécies as melhores condições de desenvolvimento e formação de fuste. Keefe et al. (2009), investigaram o desempenho silvicultural de espécies de valor comercial em áreas cipoálicas durante oito anos em áreas manejadas na Amazônia oriental, todas as espécies tiveram um bom desempenho em crescimento e baixas taxas de mortalidade, os autores atribuíram esses efeitos positivos a disponibilidade de luz, a baixa compactação do solo, abundância de matéria orgânica e as manutenções recorrentes ocorridas nas áreas experimentais. Entretanto, não recomendam essa prática por causa da falta de informações para operação, o manejo ecológico adequado e de regulamentar essa prática.

O enriquecimento de clareiras permite aumentar em até 60 vezes a densidade de indivíduos de interesse comercial em comparação aos ambientes naturais, esse método é denominado de densificação assistida (Schwartz e Lopes, 2015). Espécies de alto valor comercial como o mogno e o ipê-amarelo que são exemplos por terem baixa densidade por hectare e lentas taxas de crescimento podem ser beneficiadas por esses aumentos de densidade nesses ambientes (Lopes et al., 2008; Richardson et al., 2016). Contudo, para o enriquecimento dessas clareiras e para as suas manutenções e condução periódicas se faz necessário um investimento considerável (Lopes et al., 2008; Schulze, 2008; Keefe et al., 2009; Doucet et al., 2009).

Nesse sentido, informações que demonstrem o custo-benefício da aplicação de tratamentos silviculturais é essencial para a conservação de florestas manejadas e também para fomentar o enriquecimento em florestas secundárias. Schwartz et al. (2017), estudaram um ciclo completo do plantio de enriquecimento de Paricá até a sua colheita em florestas primárias degradadas, num período de 13 anos, bem como a rentabilidade financeira desse método de plantio. Em 13 anos o volume foi de 3,1m³/ha/ano para indivíduos de DAP $\geq$ 25 cm e mais de 30% das sementes plantadas se tornaram árvores com esse diâmetro. Em termos de custo-benefício, em todas as áreas tratadas apresentaram melhores valores do que as controle. Sendo lucrativo na produção de madeira tora, madeira laminada e madeira serrada, somente na madeira em tora sob uma taxa de juros de 9% ao ano foi menos lucrativo que o controle.

Em outro estudo, Schwartz et al. (2016) investigaram a rentabilidade de espécies comerciais plantadas em clareiras que foram retirados os resíduos de exploração (galhada) e outras mantidas, cultivadas por meio da regeneração natural e área controle padrão da EIR. Em termos de taxas de crescimento clareiras com remoção dos resíduos da exploração tiveram os melhores desempenho silviculturais e financeiros em comparação aos outros tratamentos. E a lucratividade desses plantios poderiam ser alcançados em 60 anos com a colheita dessas espécies.

Na África Central, Doucet et al. (2009) estudaram o comportamento silvicultural e financeiro da *Baillonella toxisperma* Pierre em ambientes de clareiras, perceberam que plantio por meio de mudas em vez de semeadura aliado a uma manutenção anual resultaram nas melhores taxas de sobrevivência e crescimento nesses plantios, o custo desses plantios é pago pelo aumento em 10 vezes das taxas de crescimento em relação as áreas controle.

Na Amazônia oriental, Lopes et al. (2008), avaliando plantios de Mogno nos ambientes de clareiras e também a rentabilidade financeira, verificaram que após 4,4 anos do plantio a mortalidade anual foi de 10,5% e com altura média de 4,5 m. O nível de número de indivíduos ficou semelhante as de regeneração natural, contudo, a altura foi maior nas parcelas que foram tratadas. O ataque de brocas ocorreu em 54,7% dos indivíduos, mas 58% tiveram a sua rebrota. O valor dos investimentos dos plantios foi baixo em comparação ao valor de mercado desta espécie (US\$ 92,00 por clareira nos 4,4 anos).

Outro trabalho no Pará é o do Schulze (2008), que avaliou o comportamento de seis espécies e a rentabilidade financeira desses plantios em ambiente de clareiras gerados após exploração. Foram introduzidas por meio de semeadura e mudas em aberturas de clareira que variavam de 165 a 455 m², removeu-se os competidores durante as manutenções decorridas até o quarto ano. Entre os principais resultados foram dos diferentes desempenhos das mudas nas clareiras devido a competição entre as espécies e a luz, onde as clareiras maiores que 200 m² tiveram os melhores resultados. Todas as seis espécies do estudo provavelmente chegariam ao DAP $\geq$ 50 cm em 60 anos, em regimes regulares de manutenção. Contudo, neste trabalho os custos e o tempo de colheita não incentivam o plantio de enriquecimento, somente em caso que o valor da madeira aumente ou os valores de investimento e de corte diminuam. Nesse contexto, os tratamentos silviculturais demonstraram efeitos positivos para mitigar essa diminuição na produção sustentada de madeira e proporcionar a viabilidade econômica, social e ambiental do manejo florestal ao longo prazo (Shima et al., 2018).

2.4. Importância econômica e ecológica do *Swietenia* e *Handroanthus*

Swietenia macrophylla King (Meliaceae), conhecida popularmente como Mogno, e *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.Grose (Bignoniaceae), vulgarmente conhecido como Ipê, Ipê-amarelo ou Pau d'arco, são duas espécies de alto valor econômico por causa da alta qualidade da madeira. As duas espécies são amplamente distribuídas nas florestas tropicais do território brasileiro e ocorrentes principalmente em florestas de terra firme (Schulze et al., 2008b; Andrade et al., 2019; de Oliveira et al., 2020). *Swietenia*, é uma espécie oportunista, com uma densidade média da madeira de 0,52 – 0,80 g/cm³ (Ferraz et al., 2004; IBAMA, 2019). O preço médio da sua madeira em pé é de USD 335,00/m³ (ITTO, 2017). O valor médio dos seus produtos aumentou mais de 262% entre os anos de 2012 a 2017, cotado atualmente a USD 802,42/m³ (IBAMA, 2019). *Handroanthus*, é uma espécie classificada como oportunista-clímax, com densidade da madeira entre 0,85 – 1,08 g/cm³, considerando-se como pesada (Souza et al., 1997; Ferraz et al., 2004). A sua madeira em pé apresenta um alto valor agregado, sendo atualmente comercializado por USD 165,00/m³ (ITTO, 2020). Os valores médios dos seus produtos de 2012 a 2017 tiveram um aumento de mais de 54,5%, chegando aos patamares

de USD 1176.00/m³ em 2017 (IBAMA, 2019). Essas espécies são amplamente utilizadas em decks de embarcações e pisos de residências no mercado internacional (ITTO, 2020).

A super exploração dessas espécies tem promovido o declínio populacional em seus ambientes naturais nas últimas décadas, *Swietenia* sofreu principalmente nos anos 70 e 80 (André et al., 2008; Schulze, 2008a; Grogan et al., 2010; Sebbenn et al., 2012; Andrade et al., 2019). O que gerou a inserção da *Swietenia* na lista de espécies ameaçadas de extinção (CITIE, 2019), que visa monitorar a comercialização e poder assegurar a sua sobrevivência nas florestas. No território brasileiro, a espécie foi inserida na lista oficial de espécies ameaçadas de extinção do Brasil (BRASIL, 2015). Por estar incorporada nessas listas, diretrizes foram criadas para o seu manejo, por exemplo: o aumento do seu DAP de corte de 50 para 60 cm, explorando somente 80% dos indivíduos nas áreas manejadas e com uma conservação mínima de 20% de suas matrizes (BRASIL, 2003; SEMAS, 2015). Contudo, *Swietenia* demonstra um elevado nível de diversidade genética e distinção entre as suas populações nos ambientes tropicais em áreas sem manejo (Lemes et al., 2003; Degen et al., 2013). Por isso, críticas têm sido feitas para a EIR por proporcionar a segregação reprodutiva da espécie e o cruzamento não aleatório dos indivíduos, o que fomenta a elevação da homozigose e perda genética na população (de Oliveira et al., 2020). Por ser uma espécie com densidade menor que um indivíduo por hectare e com baixa regeneração natural e taxa de crescimento, a exploração florestal afeta a dispersão dos seus polinizadores e consequentemente a sua reprodução, diminuição de densidade e a manutenção dos remanescentes (Grogan et al., 2014). Projeções de crescimento indicam que seriam no mínimo 100 anos para atingir o diâmetro mínimo de colheita, o que necessitaria que aumentasse o DAP mínimo de colheita e o número de indivíduos remanescentes (Grogan et al., 2008; Grogan, et al., 2010; Grogan et al., 2014). O lepidóptero *Hypsipyla grandella* é outro fator limitante para o desenvolvimento do mogno, por atacar a brotação terminal faz com que a árvore se ramifique e não desenvolva um fuste retilíneo, o que leva a necessidade de acompanhamento dos indivíduos durante o seu crescimento (Lopes et al., 2008). Nesse sentido, de Oliveira et al. (2020), investigaram a distribuição espacial e genética da *Swietenia* em áreas após o manejo florestal no Acre, evidenciaram que os distúrbios promovidos pela EIR afetaram a reprodução sexual desses indivíduos e que a exploração favorece a diminuição da diversidade genética da espécie. Os pesquisadores recomendam a não exploração e que a *Swietenia* seja protegida dessa atividade.

Handroanthus, tem sido denominado como o novo mogno brasileiro, em virtude da semelhança com a história da espécie, que a décadas atrás quase o levou a extinção do Mogno. O alto valor agregado para a sua madeira e por não haver uma legislação pertinente para a sua colheita tem estimulado a sua superexploração, o que pode levar no futuro a sua extinção nas florestas tropicais (Schulze et al., 2008b; Brancalion et al., 2018). Esta espécie apresenta uma baixíssima densidade de indivíduos por hectare, aproximadamente um indivíduo adulto em dez hectares, e escassez de regeneração natural nas florestas tropicais, o que fomenta a possibilidade de extinção da espécie (RADAM, 1974; Schulze et al., 2008b). Schulze et al. (2008b), estudaram diversos cenários para o manejo dessa espécie em toda Amazônia brasileira, observaram que mesmo empregando a EIR as taxas de crescimento do *Handroanthus* são muito baixas em seu ambiente natural e que o ciclo estipulado na legislação é inadequado para manejar essa espécie dentro de um ciclo de corte. Os autores sugerem a implantação urgente de medidas de controle para o manejo adequado da espécie por meio de uma regulamentação da sua exploração, tanto a nível nacional quanto internacional, sendo semelhante ao caso da *Swietenia*. Andrade et al. (2019), investigaram o crescimento em diâmetro e modelaram a partir dos anéis de crescimento a idade do *Handroanthus* e perceberam que a espécie leva 117 ± 15 anos para alcançar o DMC, contudo, para alcançar as taxas de volume máximo que são explorados atualmente levaria 181 ± 5 anos. Os autores recomendam que a exploração seja padronizada para os ciclos biológicos das espécies e que sejam feitos tratamentos silviculturais para acelerar essas taxas de incremento.

Nesse sentido, tanto *Swietenia* e o *Handroanthus* são duas espécies que necessitam de legislação pertinente para o manejo adequado e que sejam aplicados tratamentos silviculturais para aumentar suas taxas de crescimento e sobrevivência nas áreas de exploração florestal (Schulze et al., 2008a; Andrade et al., 2019; de Oliveira et al., 2020). Estudos voltados para acelerar essas taxas e diminuir a mortalidade e garantir a valoração das florestas manejadas são fundamentais para a sustentabilidade do manejo florestal (Lopes et al., 2008; Schulze, 2008a; Keefe et al., 2009; Grogan et al., 2014). Os tratamentos silviculturais são ferramentas ideais para aumentar a densidade dessas espécies nas florestas manejadas e valorar esses ambientes. O plantio de enriquecimento em ambiente de clareira, agrega valor e garante estoques de madeira para um terceiro ou quarto ciclo, promove a conservação dessas florestas e o valor investido acaba por ser compensado pelo declínio populacional nas florestas naturais e que tende para no futuro serem cada vez mais escassas. Por meio do plantio, se garante a conservação e preservação dessas espécies de alto valor econômico (Lopes et al., 2008; Grogan et al., 2008; Schulze, 2008; Grogan et al., 2014; Richardson et al., 2016).

3. METODOLOGIA

3.1. Área de estudo

Um experimento de plantio de enriquecimento em clareiras de exploração florestal com *Swietenia macrophylla* e *Handroanthus serratifolius* foi realizado na fazenda Rio Capim, município de Paragominas, Nordeste do estado do Pará, Amazônia Oriental, Brasil (3°39'28 "S, 48°49'60 "W). Com área total de 36 mil hectares, a Fazenda Rio Capim pertence à empresa florestal CKBV Florestal LTDA, onde as operações de colheita seguem as diretrizes da exploração de impacto reduzido (EIR) (Figura 1) (CKBV, 2020).

Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é “Aw”, quente e úmido, com precipitação média de 1700 mm de janeiro a maio e menos de 50 mm de junho a dezembro, com temperatura média anual de 26,3°C e umidade relativa do ar de 81% (Alvares et al., 2013). O relevo da região varia de plano a levemente ondulado com altitude em torno de 20 m (Sist e Ferreira, 2007). Os solos são classificados principalmente como Latossolo Amarelo distrófico, Argissolo Amarelo, Plintossolo, Gleissolo e Neossolo (Rodrigues et al., 2003; Pinto et al., 2009). A vegetação dominante é a Floresta Ombrófila Densa com altura do dossel de 29-40 m (Pinto et al., 2009; IBGE, 2012).

3.2. Preparação do local de plantio e produção de mudas

O plantio de enriquecimento nas clareiras de exploração foi estabelecido em três unidades de trabalho (UT) denominadas de E3, F3 e D6 pela equipe do Instituto Floresta Tropical (IFT) entre março e abril de 2009, durante o período chuvoso, em um ano – clareiras de exploração de 2 e 2 anos, criadas em 2008 e 2007, respectivamente (Figura 1). As clareiras selecionadas foram aquelas $\geq 400 \text{ m}^2$, preferencialmente com 23 m de diâmetro, próximo a estradas e pátios devido ao acesso mais fácil. Quarenta e seis clareiras foram selecionadas para plantio e 23 delas tiveram áreas registradas.

A produção de mudas teve início em outubro de 2008, sendo a *Swietenia* produzida pelo método de semeadura em viveiro, com substrato contendo 50% de areia lavada e 50% de serragem. Trinta dias após a germinação, as melhores mudas foram transplantadas para recipientes com 70% de terra preta e 30% de esterco de vaca. Após 60 dias de rustificação, as melhores mudas foram transplantadas para as clareiras de exploração, com 20-30 cm de altura. Mudas de *Handroanthus* foram coletadas na regeneração natural perto de suas árvores-mãe. Indivíduos de 100-150 cm de altura e 1,0 cm de diâmetro foram selecionados e cortados em bisel a 0,8 cm do solo para evitar perda de água e infecção por fungos. Vinte dias depois e antes do surgimento dos primeiros brotos, as mudas foram cuidadosamente transplantadas para recipientes com solo de seu ambiente natural, após terem seu pivô e raízes secundárias podadas. Após esta etapa as mudas foram encaminhadas para o viveiro onde permaneceram por 60 dias para rustificação e por fim foram selecionadas para plantio em clareiras.

3.3. Plantio de enriquecimento e monitoramento

Swietenia foi plantada em E3 e D6 e *Handroanthus* em F3 (Tabela 2). Cada clareira continha três indivíduos da mesma espécie plantados em triângulo com espaçamento de 3,5 m entre as mudas (Figura 1). Nas clareiras foram plantadas 138 mudas (Tabela 2), onde cada muda foi adubada com 200 g de NPK (28/10-20). As clareiras foram mapeadas e sinalizadas com informações sobre as mudas plantadas.

Tabela 2. Espécies, localização e quantidades de clareiras, indivíduos e áreas cobertas pelo experimento de plantio de enriquecimento em clareiras, fazenda Rio Capim, Amazônia Oriental, Brasil.

Espécies plantadas	Código das unidades de trabalho	Número de clareiras	Número de mudas plantadas	Total de área plantada (ha)
<i>Swietenia</i>	E3	20	60	1.10
<i>Swietenia</i>	D6	11	33	0.44
<i>Handroanthus</i>	F3	15	45	0.69
Total	3	46	138	2.23

Tratamentos silviculturais para controle da infestação de lianas e competição com vegetação pioneira foram aplicados duas vezes ao ano até o 5º ano. Algumas plantas foram podadas a partir do 2º ano para evitar bifurcações e manter a dominância apical para formar melhores fustes comerciais. A poda foi essencial para evitar a bifurcação precoce dos ramos de indivíduos da espécie *Swietenia* atacados pelo lepidóptero *Hypsipyla grandella*. O procedimento foi repetido até que um fuste comercial > 6 m de altura fosse alcançado. As medições do DAP (Diâmetro à altura do peito/1,3 m do solo) foram feitas em 2011, 2014 e 2017.

Figura 1. (a) Localização da fazenda Rio Capim, município de Paragominas, Estado do Pará, Brasil, (b) área de enriquecimento de plantio com clareiras, (c) e arranjo de plantio de *Swietenia* e *Handroanthus* nas clareiras.

3.4. Análise de dados

3.4.1. Análise estatística

Para entender o desenvolvimento em diâmetro ao longo do tempo dos indivíduos plantados, uma análise de regressão linear simples foi utilizada para produzir o melhor modelo. Os dados de DAP e tempo (anos após o plantio) foram utilizados para ajuste dos modelos e, com base na análise dos resíduos, verificou-se a homocedasticidade e a normalidade dos resíduos. O crescimento das espécies foi calculado pelo Incremento Periódico Anual (IPA). O IPA de cada indivíduo foi calculado em três intervalos (0-2 anos, 2-5 anos e 5-8 anos) por meio da seguinte equação:

$$IPA = \frac{DAP_{t2} - DAP_{t1}}{t}$$

Onde:

DAP_{t2} = diâmetro a altura do peito na amostragem final

DAP_{t1} = diâmetro a altura do peito na amostragem inicial

t = tempo em anos

O IPA de cada indivíduo foi a unidade amostral da regressão linear simples. A porcentagem de sobrevivência para cada espécie foi calculada pelo intervalo de tempo entre as medidas por meio da fórmula:

$$S (\%) = \frac{Af * 100}{Ai}$$

Onde:

Af = número de indivíduos encontrados na medição final

Ai = número de indivíduos encontrados na medição inicial

As taxas de mortalidade anualizadas foram calculadas de acordo com os intervalos de medição para cada espécie, de acordo com a equação de Sheil et al. (1995):

$$M = 1 - N_{t2} - N_{t1}^{(1/t)}$$

Onde:

N_{t1} = Número de árvores vivas na primeira amostragem,

N_{t2} = número de árvores que sobreviveram até a segunda amostragem,

t = anos entre a primeira e a segunda amostragem.

A influência do tamanho da clareira sobre o crescimento das mudas foi testada por uma regressão linear simples com IPA. As análises estatísticas foram realizadas em ambiente R, versão 3.6.2 (R Core Team, 2020).

3.4.2. Análise de custo-benefício do plantio de *Swietenia* e *Handroanthus* em clareiras

O plantio de enriquecimento em clareiras com *Swietenia* e *Handroanthus* teve sua relação custo-benefício calculada. O crescimento de longo prazo e a taxa de mortalidade foram projetados no futuro para o 1º, 2º e 3º ciclos de corte (30, 60 e 90 anos) para estimar a época de colheita dos indivíduos plantados. Foi assumido que apenas um indivíduo, o dominante, atingiria o diâmetro de 60 cm para *Swietenia* e 50 cm para *Handroanthus* em cada clareira. Este é o diâmetro mínimo de corte dessas espécies, de acordo com as normas brasileiras de manejo de florestas nativas da Amazônia. Os diâmetros projetados foram convertidos em estimativas de volume, utilizando a equação de volume de Silva e Carvalho (1984), para a Floresta Nacional do Tapajós:

$$\ln(\text{volume}) = -(7.62812 + 2.18090 \times \ln(\text{DBH}))$$

O volume convertido de madeira em tora para madeira serrada foi estimado com 55% de eficiência de processamento, assumindo que esse será o índice daqui a 30, 60 e 90 anos a partir de agora. Em 2010, o índice de eficiência desse processo de beneficiamento no estado do Pará era de 42% (Pereira et al., 2010). Os benefícios futuros do plantio de enriquecimento nas clareiras madeireiras foram calculados multiplicando-se os volumes estimados de madeira em tora e madeira serrada (m³) pelos preços de USD 250.39 m³ e USD 1,001.56 m³ para *Swietenia* e USD 165.00 m³ e USD 691.00 para *Handroanthus*, no mercado interno, para as duas espécies. A relação custo-benefício da madeira em tora e serrada foi obtida pela diferença entre os benefícios na venda da madeira e os custos de colheita, transporte e beneficiamento, os valores empregados foram USD 21.99 m³, USD 2.58 m³ e USD 27.66m³, respectivamente. Os preços médios da madeira em tora e da madeira serrada foram obtidos no banco de dados da International Tropical Timber Organization (ITTO, 2020). Os preços da madeira de *Swietenia* foram estimados para 2020, com base em sua variação em nove anos (Lopes et al., 2008; ITTO, 2017). Os custos de extração, transporte e processamento foram obtidos no banco de dados de Pereira et al. (2010). Eles foram corrigidos para 2020 pelo Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo (IPCA), que indica a inflação no Brasil.

Para o cálculo do estabelecimento e manutenção do plantio de enriquecimento de *Swietenia* e *Handroanthus*, foram considerados os seguintes custos: produção de mudas, seleção de clareiras, preparo e plantio de clareiras, salários dos funcionários e transporte. No transporte, foram considerados a distância da base até as áreas de plantio (30 km), aluguel de veículos e consumo de combustível. Como equipamentos, foram incluídos os materiais necessários para o plantio. Na manutenção do plantio, foram incluídos o tempo e o pessoal necessário para aplicar os tratamentos silviculturais. Os custos médios de plantio de enriquecimento foram calculados por clareiras ha⁻¹, estimando-se 1,5 clareiras ha⁻¹, com base no tamanho mínimo de 300 m² para plantio.

3.4.3. Valor presente líquido

Para calcular a rentabilidade financeira do plantio de *Swietenia* e *Handroanthus* em clareiras de exploração, foi aplicado o valor presente líquido (VPL). O VPL é usado para analisar o retorno financeiro dos investimentos já descontados do investimento inicial. Por ser uma ferramenta econômica comum, foi utilizada para estimar a rentabilidade das plantações. É calculado a partir da adição do valor presente e da receita líquida futura descontada, de acordo com a equação:

$$VPL = \sum_{t=0}^n \left(\frac{B_t}{(1+r)^t} - \frac{C_t}{(1+r)^t} \right)$$

Onde:

VPL = Valor Presente Líquido,

B_t = Receita no ano,

C_t = Custo no ano,

r = Taxa de desconto ano⁻¹ (em porcentagem),

t = Ano em que a receita ou o custo ocorre,

n = Tempo para obter as receitas.

Assim, o VPL foi estimado usando as seguintes taxas de desconto: 1,65%, 2,65% e 3,65% ao ano. A Taxa de Longo Prazo (LTR) vigente no Brasil em maio de 2021 era de 2,65% (BNDES, 2021) e os valores de 1,65% e 3,65% representam projeções otimistas e pessimistas, respectivamente.

3.4.4. Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade foi usada para determinar a rentabilidade da madeira em tora e serrada sob a influência de um aumento do IPA de 10% e 20% para *Swietenia* e *Handroanthus*. Além do LTR (2,65% ao ano), foram utilizadas taxas de juros de 1,65% e 3,65% ao ano para desenvolver esses cenários.

4. RESULTADOS

4.1. Crescimento em diâmetro e incremento periódico anual

Swietenia macrophylla e *Handroanthus serratifolius* apresentaram diâmetros de $7,88 \pm 1,41$ cm e $5,2 \pm 1,0$ cm, respectivamente, oito anos após o plantio. *Swietenia* apresentou Incremento Periódico Anual (IPA) de $0,98 \pm 0,38$ cm ano⁻¹ enquanto *Handroanthus* teve $0,65 \pm 0,22$ cm ano⁻¹ (Figura 2). O IPA de *Swietenia* e *Handroanthus* não apresentou correlação com o tamanho das clareiras de exploração ao longo do tempo ($p > 0,05$).

Figura 2. Linha de regressão linear ($\pm$ erro padrão) do crescimento em diâmetro de *Swietenia* (a) e *Handroanthus* (b) e do Incremento Periódico Anual de *Swietenia* (c) e *Handroanthus* (d) em 2, 5 e 8 anos após plantio de enriquecimento em clareiras madeireiras, fazenda Rio Capim, Amazônia Oriental, Brasil.

4.2. Sobrevivência e taxas de mortalidade

Swietenia e *Handroanthus* apresentaram uma porcentagem de sobrevivência de 51% e 24% e uma taxa de mortalidade de 8% e 16% ano⁻¹, respectivamente, oito anos após o plantio (Figura 3).

Figura 3. Porcentagem de sobrevivência de *Swietenia* (a) e *Handroanthus* (b) e taxa de mortalidade de *Swietenia* (c) e *Handroanthus* (d) em 2, 5 e 8 anos após o plantio de enriquecimento em clareiras madeireiras, fazenda Rio Capim, Amazônia Oriental, Brasil.

4.3. Valor presente líquido e análise de sensibilidade

O custo total do plantio de enriquecimento em clareiras (estabelecimento e manutenção) foi de USD 221.41 ha⁻¹ para *Swietenia* e USD 242.62 ha⁻¹ para *Handroanthus* e o custo de implantação foi de USD 40.16 ha⁻¹ e USD 61.36 ha⁻¹ para *Swietenia* e *Handroanthus*, respectivamente. As diferenças se devem ao custo de produção das mudas de *Handroanthus*, cinco vezes maior que a de *Swietenia*, uma vez que o método de produção por transplante das mudas do ambiente natural para o viveiro foi mais caro. Os custos de seleção de clareiras, preparação de clareiras e plantio foram os mesmos para ambas as espécies. Devido às diferenças na produção de mudas, o custo de implantação representou 18,14% para *Swietenia* e 25,29% para *Handroanthus* do custo total. O custo de manutenção também foi o mesmo para as duas espécies e respondeu por 81,86% para *Swietenia* e 74,71% para *Handroanthus* do custo total (Tabela 3).

Tabela 3. Custos estimados por hectare para estabelecimento e manutenção de plantio de enriquecimento em clareiras madeireiras com *Swietenia* e *Handroanthus* (USD ha⁻¹), Fazenda Rio Capim, Amazônia Oriental, Brasil.

Atividades	<i>Swietenia</i>	<i>Handroanthus</i>
Produção de mudas	5.05	26.26
Seleção de clareiras	5.47	5.47
Preparação e plantio	29.64	29.64
Custo total de estabelecimento	40.16	61.36
Custo da manutenção no ano 1	40.06	40.06
Custo da manutenção no ano 2	41.88	41.88
Custo da manutenção no ano 3	36.06	36.06

Custo da manutenção no ano 4	33.37	33.37
Custo da manutenção no ano 5	29.88	29.88
Custo total da manutenção	181.25	181.25
Custo total	221.41	242.62

O valor presente líquido (VPL) foi positivo para *Swietenia* sob taxas de desconto de 1,65% e 2,65%. Apenas a madeira serrada foi lucrativa no cenário pessimista de 3,65%. O *Handroanthus* apresentou relação custo-benefício positiva apenas para madeira serrada produzida sob a taxa otimista de 1,65% ao ano (Tabela 4).

Tabela 4. Valor presente líquido (USD ha⁻¹) de madeira em tora e madeira serrada produzida por meio de plantio de enriquecimento de clareiras com *Swietenia* e *Handroanthus* em 60 e 90 anos e diferentes taxas de desconto (valores positivos em negrito).

Produtos madeireiros	Anos para a colheita	<i>Swietenia</i>			<i>Handroanthus</i>		
		Taxas de desconto					
		<i>1,65%</i>	<i>2,65%</i>	<i>3,65%</i>	<i>1,65%</i>	<i>2,65%</i>	<i>3,65%</i>
Madeira em tora	60	374.14	117.90	-21.59	Nil	Nil	Nil
Madeira serrada	60	1144.85	546.25	217.84	Nil	Nil	Nil
Madeira em tora	90	583.78	121.69	-66.06	-31.98	-145.86	-190.21
Madeira serrada	90	1629.57	555.00	115.02	272.05	-19.89	-137.57

Nil = nenhum indivíduo atingiu o diâmetro mínimo de corte na época da colheita; DAP ≥ 60 cm para *Swietenia* e DAP ≥ 50 cm para *Handroanthus*.

Em relação à análise de sensibilidade, considerando um aumento de 10% no IPA, os indivíduos de *Swietenia* foram positivos em todas as taxas de desconto, exceto para madeira em tora aos 90 anos sob uma taxa de desconto de 3,65% ao ano. Para o *Handroanthus*, tanto a madeira em tora quanto a serrada foram positivas, com uma taxa de desconto de 1,65% ao ano, e também foi positivo para madeira serrada considerando uma taxa de desconto de 2,65%, estimando a colheita em 90 anos. O aumento de 20% no IPA apresentou resultados semelhantes ao aumento de 10%, favorecendo a *Swietenia* para madeira em tora aos 60 anos, *Handroanthus* teve lucratividade na colheita de 60 anos para madeira serrada sob a taxa de 1,65%. Também foi rentável a colheita aos 90 anos tanto para a madeira em tora quanto para a serrada na taxa de 1,65%, bem como a madeira serrada em 2,65% ao ano (Tabela 5).

Tabela 5. Análise de Sensibilidade (USD ha⁻¹) da madeira em tora e serrada produzida por meio de plantio de enriquecimento em clareiras com *Swietenia* e *Handroanthus* com aumento de 10% (a) e 20% (b) no Incremento Periódico Anual, considerando colheita em 60 e 90 anos de plantio com diferentes taxas de desconto (valores positivos em negrito).

(a) Aumento de 10% no incremento periódico anual de *Swietenia* e *Handroanthus*:

Produtos madeireiros	Anos para a colheita	<i>Swietenia</i>			<i>Handroanthus</i>		
		Taxas de desconto					
		1,65%	2,65%	3,65%	1,65%	2,65%	3,65%
Madeira em tora	60	482.78	178.28	12.15	Nil	Nil	Nil
Madeira serrada	60	1396.03	685.85	295.87	Nil	Nil	Nil

Madeira em tora	90	737.58	185.42	-39.43	7.30	-129.59	-183.41
Madeira serrada	90	1985.19	702.35	176.60	289.50	24.39	-119.06

(b) Aumento de 20% no incremento periódico anual de *Swietenia* e *Handroanthus*:

Produtos madeireiros	Anos para a colheita	<i>Swietenia</i>			<i>Handroanthus</i>		
		Taxas de desconto					
		<i>1,65%</i>	<i>2,65%</i>	<i>3,65%</i>	<i>1,65%</i>	<i>2,65%</i>	<i>3,65%</i>
Madeira em tora	60	615.28	251.92	53.32	-104.32	-175.84	-202.74
Madeira serrada	60	1702.39	856.12	391.04	91.06	-94.88	-168.91
Madeira em tora	90	925.84	263.42	-6.83	57.92	-108.61	-174.64
Madeira serrada	90	2420.47	882.71	251.97	496.96	73.30	-98.62

Nil = nenhum indivíduo atingiu o diâmetro mínimo de corte na época da colheita; DAP $\geq$ 60 cm para *Swietenia* e DAP $\geq$ 50 cm para *Handroanthus*.

5. DISCUSSÃO

5.1. Ecologia e respostas silviculturais

Swietenia macrophylla e *Handroanthus serratifolius* apresentaram crescimento positivo oito anos após o plantio, porém, o Incremento Periódico Anual (IPA) diminuiu ao longo dos anos para ambas as espécies (Figura 2). Os IPA de *Swietenia* e *Handroanthus* foram semelhantes aos resultados obtidos no plantio de enriquecimento em florestas próximas (Schulze, 2008; Keefe et al., 2009), Amazônia Ocidental (d'Oliveira, 2000), e sul da Amazônia (Lopes et al., 2008), e foram maiores do que os resultados relatados para florestas nativas da Amazônia (Dauber et al., 2005; Grogan et al., 2008; Schulze et al., 2008b; Andrade et al., 2019). Os tamanhos das clareiras de exploração, neste estudo, foram adequados para o desenvolvimento de *Swietenia* e *Handroanthus*. Segundo Schulze (2008), clareiras maiores que 300 m² possuem o tamanho adequado para promover a incidência de luz suficiente para o desenvolvimento das mudas. Clareiras maiores proporcionam maior acesso de luz ao solo da floresta, o que favorece o crescimento das espécies (Vatraz et al., 2016).

As atividades de manutenção favoreceram o desenvolvimento inicial de *Swietenia* e *Handroanthus* de forma a permitir maior entrada de luz e evitar a competição com lianas e espécies pioneiras, além de possibilitar o cuidado do tronco de indivíduos *Swietenia* (Grogan et al., 2005; Keefe et al., 2009). Apesar de receberem o mesmo esforço de manutenção, a porcentagem de sobrevivência de *Swietenia* e *Handroanthus* diferiu (Figura 3). Oito anos após o plantio, a sobrevivência de 51% apresentada pela *Swietenia* foi semelhante aos 61% encontrados em sete anos (d'Oliveira, 2000) e 61,4% encontrados em quatro anos (Lopes et al., 2008) na Amazônia. *Handroanthus* teve uma forte queda na sobrevivência entre o 5º e 8º ano, de 66% para 24%, indicando a importância da manutenção para esta espécie. Esse percentual ainda é superior aos 88% em seis anos e 94% em sete anos de plantio de *Handroanthus* a pleno sol (Galeão et al., 2006).

As taxas de mortalidade diferiram entre as duas espécies, *Swietenia* mostrou um aumento na mortalidade ao longo dos anos (Figura 3). Este resultado é semelhante ao plantio de enriquecimento em clareiras madeireiras com *Swietenia*, também atacada por *Hypsipyla grandella*, que causa bifurcação precoce do ramo (d'Oliveira, 2000; Lopes et al., 2008). Em oito anos, a taxa de mortalidade de *Handroanthus* foi alta, mas diminuiu no período de 2 a 5 anos após o plantio. Esta taxa de mortalidade é maior do que a taxa relatada por Schulze (2008) também para mudas estabelecidas em clareiras e trilhas de arraste após seis anos (Schulze et al., 2008b).

5.2. Valor presente líquido e análise de sensibilidade

O plantio de enriquecimento em clareiras madeireiras com *Swietenia* é lucrativo com taxas de desconto de 1,65% e 2,65% ao ano, tanto para madeira em tora quanto para madeira serrada em 60 e 90 anos. Por outro lado, o *Handroanthus* é lucrativo apenas quando colhido em 90 anos à taxa de 1,65% ao ano (Tabela 4). A atual Taxa de Longo Prazo (LTR) no Brasil favoreceu a rentabilidade do plantio de enriquecimento com *Swietenia*, e, por outro lado, o *Handroanthus* é lucrativo apenas no cenário otimista. As baixas taxas de desconto atuais no Brasil possibilitaram VPLs positivos, ao contrário de Schulze (2008), quando altas taxas resultaram em retornos negativos para as plantações de enriquecimento.

O custo de implantação e manutenção do plantio de enriquecimento em clareiras madeireiras teve pouca diferença entre *Swietenia* e *Handroanthus*, a principal diferença foi na produção de mudas de *Handroanthus* (Tabela 3). O

custo do plantio de *Swietenia* neste estudo foi inferior a USD 378.00 ha⁻¹, valor reportado por Lopes et al., (2008), na Amazônia Oriental. O valor de plantio para ambas as espécies foi superior a USD 22.80 ha⁻¹ e USD 40.00 ha⁻¹ relatado Doucet et al., (2009) em Camarões e Schulze (2008) no Amazônia Oriental e semelhante a USD 248.67 ha⁻¹ e USD 400.37 ha⁻¹ relatado por Schwartz et al. (2016) na Amazônia Oriental. Plantações realizadas com *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* em clareiras custou USD 355.00 ha⁻¹ no sul da Amazônia (Schwartz et al., 2017b), valor superior ao deste estudo. A grande diferença no custo de produção de mudas entre as espécies se deve ao método aplicado. Para *Swietenia* foram semeadas sementes, enquanto para *Handroanthus* as mudas do ambiente natural foram transplantadas para o viveiro florestal e levadas de volta para replantio nas clareiras. Se a semeadura fosse usada para produzir mudas de *Handroanthus*, os custos seriam reduzidos em 70% e, conseqüentemente, o *Handroanthus* teria melhores VPLs.

Na análise de sensibilidade, *Swietenia* e *Handroanthus* mantiveram resultados semelhantes àqueles sem aumento de 10% no IPA. Já em um cenário com aumento de 20% no IPA, *Handroanthus* foi o mais beneficiado no VPL (Tabela 5). Cenários com maiores IPAs diminuem o tempo de colheita, o que torna os investimentos no plantio de enriquecimento mais lucrativos (Schwartz et al., 2016).

5.3. Implicações para o manejo florestal e conservação

O plantio de enriquecimento é uma forma de intensificar a silvicultura, o que significa que os gestores florestais investiriam mais em suas florestas ao invés de buscar florestas virgens para extração de madeira (Petrokofsky et al., 2015). Este estudo, portanto, demonstra que o plantio de enriquecimento em clareiras com *Swietenia* e *Handroanthus* é eficaz em promover a conservação de florestas manejadas e estimular a conservação e a produção de madeira de espécies arbóreas raras no 2º e 3º ciclos de corte (60 a 90 anos após o plantio).

Essas espécies são caracterizadas por baixas densidades e baixas taxas de crescimento em florestas naturais (Grogan et al., 2008; Schulze et al., 2008b; Andrade et al., 2019; de Oliveira et al., 2020). Nesse sentido, o plantio para enriquecimento favorece o aumento da densidade de indivíduos dessas espécies em seu próprio ambiente natural. Schwartz e Lopes (2015), definem isso como densificação assistida, que aumenta artificialmente a densidade de espécies raras em até 60 vezes quando comparada com suas densidades naturais. A densificação assistida foi demonstrada neste trabalho com o aumento da densidade de *Swietenia* e *Handroanthus*, o que também corroborou os resultados encontrados por Lopes et al. (2008), Schulze (2008) e Keefe et al. (2009).

Como o IPA de *Swietenia* e *Handroanthus* é tão lento, como mostram as projeções deste estudo, uma forma de obter receitas mais rápidas seria o plantio de enriquecimento em clareiras em conjunto com a espécie de rápido crescimento *S. parahyba*. Poderia ser cortado na próxima safra, em 30 anos, ou até antes, aumentando o retorno financeiro do investimento (Keefe et al., 2009; Schwartz et al., 2017b).

No caso de *Swietenia* e *Handroanthus*, o plantio de enriquecimento promoveria não só a produção de madeira, mas a conservação dessas espécies ameaçadas de extinção (Schulze et al., 2008a; de Oliveira et al., 2020). Além da *Swietenia*, o *Handroanthus* teria grandes benefícios com isso, uma vez que foi identificado como o “novo mogno brasileiro”, devido ao seu alto valor comercial e superexploração (Brancaion et al., 2018). Portanto, são espécies que possuem regulamentações altamente restritivas para seu manejo, incluindo a aplicação de tratamentos silviculturais (Grogan et al., 2008; Schulze et al., 2008b; Andrade et al., 2019; de Oliveira et al., 2020).

O comércio de produtos da *Swietenia* é fortemente regulamentado porque a espécie faz parte do Apêndice II da CITES. O *Handroanthus* encontra-se atualmente em uma situação mais problemática, uma vez que não tem a mesma proteção do Anexo II da CITES (Schulze et al., 2008b). Abordagens como a nossa pesquisa podem ajudar as

populações de *Handroanthus* a prosperar e evitar extinções locais, contribuindo para sua sustentabilidade ecológica e econômica.

6. CONCLUSÕES

O plantio de enriquecimento em clareiras de exploração florestal com *Swietenia macrophylla* e *Handroanthus serratifolius*, duas das espécies com maior valor comercial na Amazônia, provou ser um tratamento silvicultural bem-sucedido. Ambas as espécies apresentaram boas respostas silviculturais e retornos financeiros viáveis, especialmente *Swietenia* que foi lucrativa para toras e madeira serrada colhidas aos 60 e 90 anos após o plantio. *Handroanthus* foi lucrativo para madeira serrada em 90 anos ou em um cenário com um incremento anual periódico aumentado em 20%. O plantio de enriquecimento em clareiras madeireiras também tem o potencial de ser uma ferramenta poderosa para a conservação de *Swietenia* e *Handroanthus*.

REFERÊNCIAS

- ALVARES, Clayton Alcarde et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ANDRADE, Victor Hugo Ferreira et al. Growth models for two commercial tree species in upland forests of the Southern Brazilian Amazon. **Forest ecology and management**, v. 438, p. 215-223, 2019.
- ANDRÉ, Thiago et al. Post-logging loss of genetic diversity in a mahogany (*Swietenia macrophylla* King, Meliaceae) population in Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 2, p. 340-345, 2008.
- ATTIWILL, Peter M. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. **Forest Ecology and management**, v. 63, n. 2-3, p. 247-300, 1994.
- BAE, Mi-Jung; PARK, Young-Seuk. Biological early warning system based on the responses of aquatic organisms to disturbances: a review. **Science of the Total Environment**, v. 466, p. 635-649, 2014.
- BALCH, Jennifer K. et al. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. **Global Change Biology**, v. 14, n. 10, p. 2276-2287, 2008.
- BARRETO, Paulo et al. Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia. **Forest ecology and management**, v. 108, n. 1-2, p. 9-26, 1998.
- BARROS, Quétilla Souza; OLIVEIRA, MVN d'; DE OLIVEIRA, Luís Cláudio. Regeneração natural do mogno (*Swietenia macrophylla* King) em área manejada na Amazônia Sul-Occidental. **Embrapa Acre-Circular Técnica (INFOTECA-E)**, 2019.
- BAZZAZ, Fakhri A. Characteristics of populations in relation to disturbance in natural and man-modified ecosystems. In: **Disturbance and ecosystems**. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 259-275, 1983.
- BERTAULT, Jean-Guy; SIST, Plinio. An experimental comparison of different harvesting intensities with reduced-impact and conventional logging in East Kalimantan, Indonesia. **Forest ecology and management**, v. 94, n. 1-3, p. 209-218, 1997.
- BICKNELL, Jake E. et al. Improved timber harvest techniques maintain biodiversity in tropical forests. **Current Biology**, v. 24, n. 23, p. R1119-R1120, 2014.
- BONAL, Damien et al. The response of tropical rainforests to drought—lessons from recent research and future prospects. **Annals of forest science**, v. 73, n. 1, p. 27-44, 2016.
- BURIVALOVA, Zuzana; ŞEKERCIOĞLU, Çağan Hakkı; KOH, Lian Pin. Thresholds of logging intensity to maintain tropical forest biodiversity. **Current Biology**, v. 24, n. 16, p. 1893-1898, 2014.
- BLASER, Juergen et al. Status of tropical forest management 2011. **ITTO technical series**, v. 38, n. June, p. 420, 2011.
- BRANCALION, Pedro HS et al. Fake legal logging in the Brazilian Amazon. **Science advances**, v. 4, n. 8, p. eaat1192, 2018.
- BRASIL. **Instrução normativa nº 7, de 22 de agosto de 2003**. Disciplina as atividades de plano de manejo florestal sustentável que contemplem a exploração de da espécie mogno (*Swietenia macrophylla* King). 2003.
- BRASIL. **Instrução normativa nº 1, de 12 de fevereiro de 2015**. Regulamenta a exploração comercial de madeira da flora que integra a Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção. 2015.
- BROKAW, Nicholas VL. Gap-phase regeneration in a tropical forest. **Ecology**, v. 66, n. 3, p. 682-687, 1985.

- BNDES. Banco Nacional de Desenvolvimento. Taxa de Longo Prazo - TLP. 2021. Disponível em: <<https://www.bndes.gov.br/wps/portal/site/home/financiamento/guia/custos-financeiros/tlp-taxa-de-longo-prazo>>. Acesso em: 03 de mai. de 2021
- CAMINO, R. Empezando a hacer diferencias. Consideraciones sobre el manejo de bosques naturales a escala industrial en el Trópico Americano. **Manejo Integrado de Florestas Úmidas Neotropicais por Indústrias e Comunidades. Simpósio Internacional da IUFRO, Belém: Embrapa Amazônia Ocidental**, p. 21-37, 2002.
- CÉSAR, Ricardo G. et al. Evaluating climber cutting as a strategy to restore degraded tropical forests. **Biological conservation**, v. 201, p. 309-313, 2016.
- CITIES. Conventional on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, Appendix II. 2019. Disponível em: <https://speciesplus.net/#/taxon_concepts/25938/legal>. Acesso em: 1 de jun. de 2020.
- CONAMA. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução nº 406, de 02 de fevereiro de 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. Diário Oficial, Brasília, 06 de fevereiro de 2009, p. 100.
- CLARK, David B. The role of disturbance in the regeneration of neotropical moist forests. **Reproductive ecology of tropical forest plants**, v. 7, p. 291-315, 1990.
- CLARK, David B.; CLARK, Deborah A. Distribution and effects on tree growth of lianas and woody hemiepiphytes in a Costa Rican tropical wet forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 6, n. 3, p. 321-331, 1990.
- CHAUDHARY, Abhishek et al. Impact of forest management on species richness: global meta-analysis and economic trade-offs. **Scientific reports**, v. 6, p. 23954, 2016.
- CHAZDON, Robin Lee. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. Perspectives in **Plant Ecology, evolution and systematics**, v. 6, n. 1-2, p. 51-71, 2003.
- CHAZDON, Robin Lee. Regeneração de florestas tropicais Tropical forest regeneration. **Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi de Ciências Naturais**, v. 7, p. 195-218, 2012.
- CHAZDON, Robin Lee. **Renascimento de florestas: regeneração na era do desmatamento**. São Paulo: Oficina de Textos, 430 p, 2016.
- CROPPER JR, W. P. et al. Effects of silvicultural intensification on timber yields, carbon dynamics, and tree species composition in a dipterocarp forest in Kalimantan, Indonesia: An individual-tree-based model simulation. **Forest Ecology and Management**, v. 390, p. 104-118, 2017.
- CKBV. Resumo Público do Plano de Manejo Florestal Sustentável da UMF Rio Capim. CKBV Florestal Ltda. Disponível em:< <http://www.cikel.com.br/editor/files/PMFS%202018.pdf>> Acesso em: 20 de jan. de 2020.
- D'OLIVEIRA, Marcus VN. Artificial regeneration in gaps and skidding trails after mechanised forest exploitation in Acre, Brazil. **Forest ecology and management**, v. 127, n. 1-3, p. 67-76, 2000.
- CASTRO, Tatiana D. C. et al. The continuous timber production over cutting cycles in the Brazilian Amazon depends on volumes of species not harvested in previous cuts. **Forest Ecology and Management**, v. 490, p. 378–1127, 15 jun. 2021.
- DAUBER, Erhard; FREDERICKSEN, Todd S.; PEÑA, Marielos. Sustainability of timber harvesting in Bolivian tropical forests. **Forest Ecology and Management**, v. 214, n. 1-3, p. 294-304, 2005.
- DARRIGO, Maria R. et al. Effects of reduced impact logging on the forest regeneration in the central Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 360, p. 52-59, 2016.

- DE AVILA, Angela Luciana et al. Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over 30 years following logging and thinning in a tropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, v. 385, p. 225-235, 2017.
- DE OLIVEIRA, Sabrina Silva et al. Using spatial genetic structure of a population of *Swietenia macrophylla* King to integrate genetic diversity into management strategies in Southwestern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 464, p. 118040, 2020.
- DE CARVALHO, Anelena L. et al. Natural regeneration of trees in selectively logged forest in western Amazonia. **Forest ecology and management**, v. 392, p. 36-44, 2017.
- DE CARVALHO, J. O. P. Dinâmica de florestas naturais e sua implicação para o manejo florestal. In: **Embrapa Amazônia Oriental-Artigo em anais de congresso (ALICE)**. In: SIMPÓSIO SILVICULTURA NA AMAZÔNIA ORIENTAL: contribuições do Projeto Embrapa/DFID, 1999, Belém, PA. Resumos expandidos. Belém, PA: EMBRAPA-CPATU: DFID, 1999., 1999.
- DE GRAAF, Nicolaüs Reitze. **A silvicultural system for natural regeneration of tropical rain forest in Suriname**. Landbouwhogeschool, 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**, v. 124, n. 2-3, p. 123-135, 1999.
- DE LACERDA, André Eduardo Biscaia; ROBERTA NIMMO, Evelyn; SEBBENN, Alexandre Magno. Modeling the long-term impacts of logging on genetic diversity and demography of *Hymenaea courbaril*. *Forest Science*, v. 59, n. 1, p. 15-26, 2013.
- DE SOUZA, Marcos Antônio Silva et al. Dinâmica e produção de uma floresta sob regime de manejo sustentável na Amazônia central. **Embrapa Amazônia Ocidental-Artigo em periódico indexado (ALICE)**, 2017.
- DEGEN, Bernd et al. Verifying the geographic origin of mahogany (*Swietenia macrophylla* King) with DNA-fingerprints. **Forensic Science International: Genetics**, v. 7, n. 1, p. 55-62, 2013.
- DIONISIO, Luiz Fernandes Silva et al. Mortality of stocking commercial trees after reduced impact logging in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 401, p. 1-7, 2017.
- DIONISIO, Luiz Fernandes Silva et al. Growth, mortality, and recruitment of tree species in an Amazonian rainforest over 13 years of reduced impact logging. **Forest Ecology and Management**, v. 430, p. 150-156, 2018.
- DOUCET, Jean-Louis et al. Enrichment of logging gaps with moabi (*Baillonella toxisperma* Pierre) in a Central African rain forest. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 11, p. 2407-2415, 2009.
- DOS SANTOS, Victor Alexandre Hardt Ferreira; FERREIRA, Marciel José. Initial establishment of commercial tree species under enrichment planting in a Central Amazon secondary forest: Effects of silvicultural treatments. **Forest Ecology and Management**, v. 460, p. 117822, 2020.
- EDWARDS, David P. et al. Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. **Trends in ecology & evolution**, v. 29, n. 9, p. 511-520, 2014.
- ERDMANN, Andreia Alves. **Fatores que influenciam a dinâmica florestal após exploração de madeira na Amazônia brasileira**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2019.
- FAO. **Global Forest Resources Assessment 2015: How are the World's Forests Changing?**. Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2015.
- FERRAZ, Isolde Dorothea Kossmann et al. Características básicas para um agrupamento ecológico preliminar de espécies madeiras da floresta de terra firme da Amazônia Central. **Acta Amazonica**, v. 34, n. 4, p. 621-633, 2004.

- FURTADO, Sérvulo Casas. **Dinâmica de uma floresta sob regime de manejo sustentável em escala empresarial na Amazônia Ocidental**. Tese de Doutorado. Instituto Nacional de Pesquisas Amazônicas/Universidade Federal do Amazonas. 79p. 2009.
- FREDERICKSEN, Todd S. Logging and conservation of tropical forests in Bolivia. **The International Forestry Review**, p. 271-278, 2000.
- FREDERICKSEN, Todd S.; PUTZ, Francis E. Silvicultural intensification for tropical forest conservation. **Biodiversity & Conservation**, v. 12, n. 7, p. 1445-1453, 2003a.
- FREDERICKSEN, Todd S. et al. Sustainable forestry in Bolivia: beyond planned logging. **Journal of forestry**, v. 101, n. 2, p. 37-40, 2003b.
- GALEÃO, Ruy Rangel. Diagnóstico dos projetos de reposição florestal no estado do Pará. **Revista de Ciências Agrárias**, v.45, n.2, p.101-120, 2006.
- GARCÍA-FERNÁNDEZ, Carmen; RUIZ-PÉREZ, Manuel; WUNDER, Sven. Is multiple-use forest management widely implementable in the tropics?. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 7, p. 1468-1476, 2008.
- GERWING, Jeffrey John; FARIAS, Damiao Lopes. Integrating liana abundance and forest stature into an estimate of total aboveground biomass for an eastern Amazonian forest. **Journal of tropical ecology**, v. 16, n. 3, p. 327-335, 2000.
- GOMES, Jaqueline Macedo et al. Schizolobium parahyba var. amazonicum (Huber ex Ducke) Barneby can be used in enrichment planting in gaps caused by logging in Amazonia. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 1, p. 417-425, 2019.
- GULLISON, Raymond E.; HARDNER, Jared. Progress and challenges in consolidating the management of Amazonian protected areas and indigenous territories. **Conservation Biology**, v. 32, n. 5, p. 1020-1030, 2018.
- GROGAN, James et al. Growth response by big-leaf mahogany (*Swietenia macrophylla*) advance seedling regeneration to overhead canopy release in southeast Pará, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 204, n. 2-3, p. 399-412, 2005.
- GROGAN, James et al. What loggers leave behind: impacts on big-leaf mahogany (*Swietenia macrophylla*) commercial populations and potential for post-logging recovery in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 2, p. 269-281, 2008.
- GROGAN, James et al. Over-harvesting driven by consumer demand leads to population decline: Big-leaf mahogany in South America. **Conservation Letters**, v. 3, n. 1, p. 12-20, 2010.
- GROGAN, James et al. Big-leaf mahogany *Swietenia macrophylla* population dynamics and implications for sustainable management. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 3, p. 664-674, 2014.
- HIGUCHI, N. et al. Crescimento e incremento de uma floresta amazônica de terra-firme manejada experimentalmente. **MCT-INPA. Biomassa e nutrientes florestais–Relatório Final do Projeto Bionte**. Manaus, p. 89-131, 1997.
- HORN, Juliane et al. Multiple stressors: using the honeybee model BEEHAVE to explore how spatial and temporal forage stress affects colony resilience. **Oikos**, v. 125, n. 7, p. 1001-1016, 2016.
- IBAMA. Produção madeireira de espécie nativas brasileiras: 2012 a 2017. **Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis**. Brasília: 1.Ed. 376p. 2019.
- IBGE. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Rio de Janeiro: 2. Ed. 271p. 2012.
- ITTO. International Tropical Timber Organization. Market Information Service: Back issues. Tropical Timber Market Report, 1–15th December 2017. Disponível em: <
https://www.itto.int/market_information_service/back_issues/>. Acesso em: 1 de jun. de 2020.

- ITTO. International Tropical Timber Organization. Market Information Service: Back issues. Tropical Timber Market Report, 16–31th May 2020. Disponível em: < https://www.itto.int/market_information_service/back_issues/>. Acesso em: 1 de jun. de 2020.
- ITTO. International Tropical Timber Organization. Lesser Used Species. Disponível em: < <http://www.tropicaltimber.info/>>. Acesso em: 1 de jun. de 2020.
- JARDIM, Fernando Cristóvam da Silva et al. Efeito de diferentes tamanhos de clareiras, sobre o crescimento e a mortalidade de espécies arbóreas, em Moju-PA. **Acta Amazonica**, v. 37, n. 1, p. 37-47, 2007.
- JOHNS, Jennifer S. et al. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. **Forest ecology and management**, v. 89, n. 1-3, p. 59-77, 1996.
- JONKERS, W. B. J. Options for silviculture and management of the mixed dipterocarp forest of Sarawak. **FAO, Forest Department Sarawak**, Working Paper 11. 1982.
- KEEFE, K. et al. Enrichment planting as a silvicultural option in the eastern Amazon: Case study of Fazenda Cauaxi. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 9, p. 1950–1959, 10 out. 2009.
- KELLER, Michael et al. Timber production in selectively logged tropical forests in South America. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 4, p. 213-216, 2007.
- LAURANCE, William F. et al. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 103, n. 50, p. 19010-19014, 2006.
- LEMES, Maristerra R. et al. Population genetic structure of mahogany (*Swietenia macrophylla* King, Meliaceae) across the Brazilian Amazon, based on variation at microsatellite loci: implications for conservation. **Molecular Ecology**, v. 12, n. 11, p. 2875-2883, 2003.
- LEVIS, Carolina et al. Persistent effects of pre-Columbian plant domestication on Amazonian forest composition. **Science**, v. 355, n. 6328, p. 925-931, 2017.
- LEWIS, Simon L.; EDWARDS, David P.; GALBRAITH, David. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, v. 349, n. 6250, p. 827-832, 2015.
- LIMA, Renato A. Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. **Brazilian Journal of Botany**, v. 28, n. 4, p. 651-670, 2005.
- LIVINGSTONE, Ian; TRIBE, Michael. Projects with long time horizons: their economic appraisal and the discount rate. **Project Appraisal**, v. 10, n. 2, p. 66-76, 1995.
- LOPES, J.; JENNINGS, S. B.; MATNI, N. M. Planting mahogany in canopy gaps created by commercial harvesting. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 2, p. 300-307, 2008.
- LOVEJOY, Thomas E.; NOBRE, Carlos. Amazon tipping point. **Science Advances**, v. 4, n.2, p.2340, 2018.
- MACPHERSON, Alexander J. et al. A Model for comparing reduced impact logging with conventional logging for an Eastern Amazonian Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 260, n. 11, p. 2002-2011, 2010.
- MACPHERSON, Alexander J. et al. The sustainability of timber production from Eastern Amazonian forests. **Land Use Policy**, v. 29, n. 2, p. 339-350, 2012.
- MARTINEZ-RAMOS, Miguel; ALVAREZ-BUYLLA, Elena; SARUKHAN, Jose. Tree demography and gap dynamics in a tropical rain forest. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 555-558, 1989.
- MOKHTARUDDIN, A. M. et al. Soil factors affecting growth of seedlings in logged-over tropical lowland forest in Pasoh, Negeri Sembilan, Malaysia. In: **Rehabilitation of degraded tropical forest ecosystems: workshop proceedings, 2-4 November 1999, Bogor, Indonesia**. CIFOR, Bogor, Indonesia, 2001.

- MONTAGNINI, Florencia et al. **Tropical forest ecology: the basis for conservation and management**. Springer Science & Business Media, 2005.
- NAVARRO-CERRILLO, Rafael M. et al. Enrichment of big-leaf mahogany (*Swietenia macrophylla* King) in logging gaps in Bolivia: The effects of planting method and silvicultural treatments on long-term seedling survival and growth. **Forest Ecology and Management**, v. 262, n. 12, p. 2271-2280, 2011.
- NEVES, R. L. P. et al. Post-harvesting silvicultural treatments in canopy logging gaps: Medium-term responses of commercial tree species under tending and enrichment planting. **Forest Ecology and Management**, v. 451, p. 117521, nov. 2019.
- NOGUEIRA, Euler Melo et al. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: new allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 11, p. 1853-1867, 2008.
- OLIVER, Chadwick Dearing; LARSON, Bruce C.; OLIVER, C. D. **Forest stand dynamics**. New York: Wiley, 1996.
- ORIAN, Gordon H. The influence of tree-falls in tropical forests in tree species richness. Influencia de los claros del bosque tropical en la riqueza de especies de árboles. **Tropical ecology**, v. 23, p. 255-279, 1982.
- PANISSET, Jéssica S. et al. Contrasting patterns of the extreme drought episodes of 2005, 2010 and 2015 in the Amazon Basin. **International Journal of Climatology**, v. 38, n. 2, p. 1096-1104, 2018.
- PEIXOTO, Karine da Silva et al. Dinâmica da comunidade arbórea em uma floresta estacional semidecidual sob queimadas recorrentes. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 3, p. 697-708, 2012.
- PEÑA-CLAROS, Marielos 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, 2008a.
- PEÑA-CLAROS, M. et al. Regeneration of commercial tree species following silvicultural treatments in a moist tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 3-4, p. 1283-1293, 2008b.
- PEREIRA, Denys et al. **Fatos Florestais. Belém: Imazon**, 2010.
- PETROKOFISKY, Gillian et al. Comparative effectiveness of silvicultural interventions for increasing timber production and sustaining conservation values in natural tropical production forests. A systematic review protocol. **Environmental Evidence**, v. 4, n. 1, p. 8, 2015.
- PICKETT, Steward TA; WHITE, Peter S. (Ed.). **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. Elsevier, 2013.
- PINTO, Andréia et al. Diagnóstico socioeconômico e florestal do município de Paragominas. **Imazon**, Belém-PA, 2009.
- PINARD, Michelle A.; PUTZ, Francis E. Retaining forest biomass by reducing logging damage. *Biotropica*, p. 278-295, 1996.
- PIPONIOT, Camille et al. Carbon recovery dynamics following disturbance by selective logging in Amazonian forests. **Elife**, v. 5, p. e21394, 2016.
- PIPONIOT, Camille et al. Can timber provision from Amazonian production forests be sustainable?. **Environmental Research Letters**, v. 14, n. 6, p. 064014, 2019.
- PUTZ, Francis E. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, v. 65, n. 6, p. 1713-1724, 1984.
- PUTZ, Francis E. Treatments in tropical silviculture. In: Burley, J., Evans, J., Youngquist, J.A. (Eds.), **Encyclopedia of Forest Sciences**. Elsevier Academic Press, Oxford, UK, pp. 1039-1044. 2004.

- PUTZ, Francis E. et al. Reduced-impact logging: challenges and opportunities. **Forest ecology and management**, v. 256, n. 7, p. 1427-1433, 2008.
- PUTZ, Francis E. et al. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. **Conservation Letters**, v. 5, n. 4, p. 296-303, 2012.
- PHILLIPS, Oliver L. et al. Drought sensitivity of the Amazon rainforest. **Science**, v. 323, n. 5919, p. 1344-1347, 2009.
- R core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2020. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 25 de fev. 2020.
- RADAM, Projeto. **Folha SA. 22 Belém: geologia, geomorfologia, solos, vegetação e uso potencial da terra**. Departamento Nacional da Produção Mineral, 1974.
- REIS, Leonardo Pequeno et al. Avaliação do potencial madeireiro na Floresta Nacional do Tapajós após 28 anos da exploração florestal. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 64, p. 265, 2010.
- RICHARDSON, Vanessa A.; PERES, Carlos A. Temporal decay in timber species composition and value in Amazonian logging concessions. **PloS one**, v. 11, n. 7, p. e0159035, 2016.
- RIVETT, Skye L. et al. Effect of reduced-impact logging on seedling recruitment in a neotropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 367, p. 71-79, 2016.
- RODRIGUES, T. E. et al. Caracterização e classificação dos solos do município de Paragominas, Estado do Pará. **Embrapa Amazônia Oriental-Documentos (INFOTECA-E)**, 2003.
- ROW, Clark; KAISER, H. Fred; SESSIONS, John. Discount rate for long-term Forest Service investments. **Journal of Forestry**, v. 79, n. 6, p. 367-376, 1981.
- RUNTING, Rebecca K. et al. Larger gains from improved management over sparing–sharing for tropical forests. **Nature Sustainability**, v. 2, n. 1, p. 53-61, 2019.
- SEBBENN, A. M. et al. Gene flow in an overexploited population of *Swietenia macrophylla* King (Meliaceae) in the Bolivian Amazon. **Silvae Genetica**, v. 61, n. 1-6, p. 212-220, 2012.
- SEMAS. **Instrução Normativa 08 de 28/10/2015**. DOE 33.003 de 03/11/2015. Dispõe sobre procedimentos técnicos para elaboração, apresentação, execução e avaliação técnica de Plano de Manejo Florestal Sustentável – PMFS nas florestas nativas exploradas ou não e suas formas de sucessão no Estado do Pará, e dá outras providências. Secretaria de Meio Ambiente Sustentabilidade do Pará. 2015.
- SILVA, José Natalino Macedo et al. Equações de volume para a Floresta Nacional do Tapajós. **Embrapa Amazônia Oriental-Artigo em periódico indexado (ALICE)**, 1984.
- SILVA, José Natalino Macedo et al. Growth and yield of a tropical rain forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. **Forest ecology and management**, v. 71, n. 3, p. 267-274, 1995.
- SILVA, Edson J.V. **Impactos da exploração madeireira predatória e planejada sobre o crescimento e diversidade de espécies arbóreas na Amazônia Oriental**. Dissertação (Mestrado). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. 83p. 1998.
- SIST, Plinio et al. Reduced-impact logging in Indonesian Borneo: some results confirming the need for new silvicultural prescriptions. **Forest Ecology and Management**, v. 179, n. 1-3, p. 415-427, 2003.
- SIST, P.; FERREIRA, F. N. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 243, n. 2–3, p. 199–209, 31 maio 2007.
- SCHIELEIN, Johannes; BÖRNER, Jan. Recent transformations of land-use and land-cover dynamics across different deforestation frontiers in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 76, p. 81-94, 2018.

- SCHULZE, Mark. Technical and financial analysis of enrichment planting in logging gaps as a potential component of forest management in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 3-4, p. 866-879, 2008.
- SCHULZE, Mark et al. 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**, v. 256, n. 7, p. 1443-1457, 2008a.
- SCHULZE, Mark et al. Evaluating ipê (Tabebuia, Bignoniaceae) logging in Amazonia: Sustainable management or catalyst for forest degradation?. **Biological Conservation**, v. 141, n. 8, p. 2071-2085, 2008b.
- SCHWARTZ, Gustavo et al. Post-harvesting silvicultural treatments in logging gaps: A comparison between enrichment planting and tending of natural regeneration. **Forest Ecology and Management**, v. 293, p. 57-64, 2013.
- SCHWARTZ, Gustavo et al. Disturbance level determines the regeneration of commercial tree species in the eastern Amazon. **Biotropica**, v. 46, n. 2, p. 148-156, 2014.
- SCHWARTZ, Gustavo; LOPES, J. C. A. Logging in the Brazilian Amazon forest: the challenges of reaching sustainable future cutting cycles. **Advances in environmental research**, v. 36, p. 113-137, 2015.
- SCHWARTZ, Gustavo. et al. Profitability of silvicultural treatments in logging gaps in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Forest Science**, p. 68-78, 2016.
- SCHWARTZ, Gustavo. et al. Natural regeneration of tree species in the Eastern Amazon: Short-term responses after reduced-impact logging. **Forest ecology and management**, v. 385, p. 97-103, 2017a.
- SCHWARTZ, Gustavo et al. Enrichment planting in logging gaps with *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex Ducke) Barneby: A financially profitable alternative for degraded tropical forests in the Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 390, p. 166-172, 2017b.
- SHEARMAN, Philip; BRYAN, Jane; LAURANCE, William F. Are we approaching 'peak timber' in the tropics? **Biological Conservation**, v. 151, n. 1, p. 17-21, 2012.
- SHEIL, Douglas; BURSLEM, David FRP; ALDER, Denis. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **Journal of Ecology**, p. 331-333, 1995.
- SHIMA, Ken et al. Dynamics of tree species diversity in unlogged and selectively logged Malaysian forests. **Scientific reports**, v. 8, n. 1, p. 1-8, 2018.
- SLIK, J. W. F. El Nino droughts and their effects on tree species composition and diversity in tropical rain forests. **Oecologia**, v. 141, n. 1, p. 114-120, 2004.
- SLOAN, Sean; SAYER, Jeffrey A. Forest Resources Assessment of 2015 shows positive global trends but forest loss and degradation persist in poor tropical countries. **Forest Ecology and Management**, v. 352, p. 134-145, 2015.
- SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, Diana; PUTZ, Francis E. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of tropical ecology**, v. 3, n. 4, p. 359-366, 1987.
- SWINFIELD, Tom et al. Accelerating tropical forest restoration through the selective removal of pioneer species. **Forest ecology and management**, v. 381, p. 209-216, 2016.
- UHL, Christopher; VIEIRA, Ima Celia Guimaraes. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon: a case study from the Paragominas region of the state of Pará. **Biotropica**, p. 98-106, 1989.
- UHL, Christopher et al. Natural resource management in the Brazilian Amazon: an integrated research approach. **BioScience**, v.47, n.3, p.160-199, 1997.
- VAN DER MAAREL, Eddy. Some remarks on disturbance and its relations to diversity and stability. **Journal of Vegetation Science**, v. 4, n. 6, p. 733-736, 1993.

- VATRAZ, Silvine et al. Effect of the reduced impact exploration on growth dynamics of a natural forest. **Scientia Forestalis**, v. 44, n. 109, p. 261-271, 2016.
- VERÍSSIMO, Adalberto et al. Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian frontier: the case of Paragominas. **Forest ecology and management**, v. 55, n. 1-4, p. 169-199, 1992.
- VIDAL, Edson. et al. Recovery of biomass and merchantable timber volumes twenty years after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 376, p. 1-8, 2016.
- VILLEGAS, Z. et al. Silvicultural treatments enhance growth rates of future crop trees in a tropical dry forest. **Forest ecology and management**, v. 258, n. 6, p. 971-977, 2009.
- WADSWORTH, Frank H.; ZWEEDE, Johan C. Liberation: acceptable production of tropical forest timber. **Forest Ecology and Management**, v. 233, n. 1, p. 45-51, 2006.
- WATT, Alex S. Pattern and process in the plant community. **Journal of ecology**, v. 35, n. 1/2, p. 1-22, 1947.
- WATSON, James EM et al. The exceptional value of intact forest ecosystems. **Nature ecology & evolution**, v. 2, n. 4, p. 599-610, 2018.
- WEST, T. A. P.; VIDAL, E.; PUTZ, F. E. Forest biomass recovery after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 314, p. 59–63, 15 fev. 2014.
- WHITMORE, T. C. **Tropical rain forest of the far east**. 282pp, Clarendon. 1975.
- ZARIN, Daniel J. et al. Beyond reaping the first harvest: management objectives for timber production in the Brazilian Amazon. **Conservation biology**, v. 21, n. 4, p. 916-925, 2007.